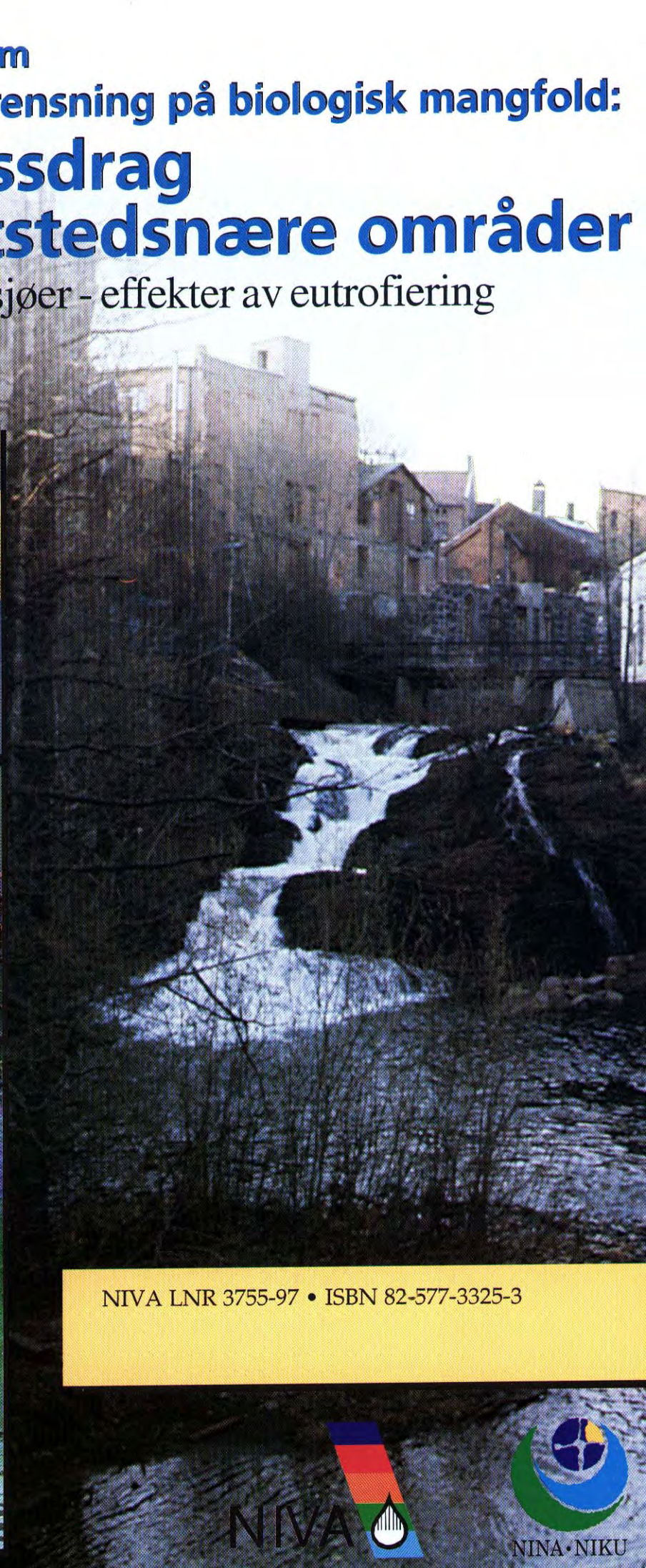


Felles instituttprogram  
Virksomheter av forurensning på biologisk mangfold:  
**Vann og vassdrag  
i by- og tettstedsnære områder**

Vannvegetasjon i innsjøer - effekter av eutrofiering  
En kunnskapsstatus



NIVA LNR 3755-97 • ISBN 82-577-3325-3



Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

**P-96120**

**Virknings av forurensning på biologisk mangfold: Vann  
og vassdrag i by- og tettstedsnære områder**

Vannvegetasjon i innsjøer - effekter av eutrofiering  
En kunnskapsstatus

Oslo, 1. desember 1997

Prosjektleder:	Tor Erik Brandrud
Forfatter:	Marit Mjelde
Medarbeider:	Eirik Fjeld
For administrasjonen:	Dag Berge

# Vannvegetasjon i innsjøer - effekter av eutrofiering

## En kunnskapsstatus

NIVA LNR 3755-97 • ISBN 82-577-3325-3

**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 1  
4890 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5005 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-NIVA A/S**

Søndre Tollbugate 3  
9000 Tromsø  
Telefon (47) 77 68 52 80  
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Virkinger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder.  VANNVEGETASJON I INNSJØER - EFFEKTER AV EUTROFIERING. EN KUNNSKAPSSTATUS.	Løpenr. (for bestilling) 3755-97	Dato 1. desember 1997
	Prosjektnr. Undernr. P-96120	Sider Pris 32
Forfatter(e)  Marit Mjelde	Fagområde Vassdrag	Distribusjon
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Norges forskningsråd, Områdestyre for miljø og utvikling, Basisbevilgningsutvalget	Oppdragsreferanse
--	-------------------

Sammendrag Eutrofieringseffekter på vannvegetasjonen i innsjøer er vurdert med utgangspunkt i et utvalg på 44 innsjøer. Diversiteten er størst i svakt mesotrofe og middels kalkrike innsjøer. Negative effekter av eutrofiering ser ut til å inntre først ved eutrofe - hypereutrofe forhold. Kortsukksplanter og kransalgene er mest følsomme mens flere langskuddsplanter, flytebladsplanter og flytere kan forekomme i svært eutrofe innsjøer. Vannvegetasjonen i eutrofe innsjøer begrenses først og fremst av dårlige lysforhold på grunn av algoepblomstringer og tilgroing av helofytter i gruntområdene.
--

Fire norske emneord 1. Biodiversitet 2. Eutrofiering 3. Vannvegetasjon 4. Innsjøer	Fire engelske emneord 1. 2. 3. 4.
--	---

*Tor Erik Brøndmo*

Prosjektleder

ISBN 82-577-3325-3

*Day Børup*

Forsknings sjef

## FORORD

NINA og NIVA har av basisbevilgningsutvalget under Norges Forskningsråd områdestyre for miljø og utvikling blitt bedt om å utvikle et felles instituttprogram. Instituttprogrammet har fått tittelen "Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder"

Hovedmålsetningen for programmet er å undersøke sammenhenger mellom forurensningspåvirkning og endringer i biodiversitet i by- og tettstedsnære vassdrag, samt utvikle og tilpasse mål for biodiversitet til operative forvaltningsverktøy.

Bevaring av biologisk mangfold er nasjonalt og internasjonalt et prioritert satsningsområde jfr. Konvensjonen om biologisk mangfold (St. prp. 56, 1992-93) og Stortingsmeldingen om bærekraftig utvikling (St. meld. 58, 1996-97). Vann og vassdrag er blant de biologiske systemene som er mest påvirket og truet av menneskelig aktivitet. Vann er et viktig element i all norsk natur. Vi har en usedvanlig rik og mangfoldig vassdragsnatur og derved et særlig internasjonalt ansvar for å ta vare på denne.

Den foreliggende rapporten er et ledd i en serie av rapporter som tar for seg kunnskapsstatus for de ulike organismegruppene med hensyn på forurensningseffekter på biologisk mangfold (programmets fase 1). I denne kunnskapsstatusen blir det lagt vekt på å sammenstille og samordne tilgjengelige biologiske og kjemiske data ved NINA og NIVA.

Rapporten omhandler eutrofieringseffekter på vannvegetasjon i innsjøer. Vurderingene er basert på data som er samlet inn i forbindelse med prosjektet "Landsomfattende undersøkelse av trofitalstanden i norske innsjøer. Undersøkelse av vannvegetasjonen". Dataene er innsamlet og bearbeidet av Marit Mjelde, som også er ansvarlig for den foreliggende rapporten. Korrespondanseanalysene og beskrivelse av metoden er gjort av Eirik Fjeld.

## INNHOILDSFORTEGNELSE

	Side
<b>SAMMENDRAG</b> .....	3
<b>1. INNLEDNING</b> .....	4
<b>2. MATERIALE OG METODER</b> .....	4
2.1 Definisjoner .....	4
2.2 Datamaterialet .....	4
2.3 Feltregistreringer .....	5
2.4 Kanonisk korrespondanse-analyse (CCA) .....	5
<b>3. GENERELL KARAKTERISTIKK AV INNSJØENE</b> .....	7
<b>4. NATURLIGE GRADIENTER</b> .....	8
<b>5. VARIASJON LANGS TROFIGRADIEN</b> TEN .....	13
5.1 Antall arter .....	13
5.2 Livsformgruppenes fordeling .....	14
5.3 Kransalgene .....	16
5.4 Frekvensprosent .....	17
5.5 Næringskrav og forurensningstoleranse for enkeltarter .....	18
5.6 Opprettholdelse av vannvegetasjonen i svært eutrofe systemer .....	26
<b>6. KUNNSKAPSMANGLER OG VIDERE ARBEID</b> .....	27
<b>7. LITTERATUR</b> .....	28
<b>VEDLEGG</b> .....	31

## SAMMENDRAG

Utgangspunktet for å vurdere eutrofierings-effekter på vannvegetasjonen er et utvalg av 44 innsjøer. Innsjøene er små (< 3km<sup>2</sup>), lavereliggende og fordelt over en trofiskala fra 5 til 800 µg P/l. Eutrofieringen skyldes både tilførsler fra landbruk og bebyggelse.

Hvilken betydning økt næringstilgang får for vannvegetasjonen i en innsjø er avhengig av naturtilstanden, dvs. hvilket artsinventar som er tilstede, samt spredningsmuligheter fra vassdraget forøvrig. En økning i næringstilførselen fører ikke til oppblomstring av forurensningstolerante arter dersom disse ikke finnes i vassdraget eller lett spres fra nærliggende lokaliteter.

«Elektrolyttgradienten» ser ut til å være avgjørende for naturtilstanden i og med at artene fordeler seg langs denne på bakgrunn av fysiologiske muligheter til å utnytte uorganisk karbon. Det er forholdet CO<sub>2</sub>-HCO<sub>3</sub>-CO<sub>3</sub> i vannmassene (og sedimentet) som har avgjørende betydning for forekomsten av de ulike artene og ikke kalsiuminnholdet i seg selv (unntatt *Chara* spp. som er sterkt kalkinnsatte og synes å kreve høyt kalsiuminnhold). Begrep som «kalkkrevende» og «kalkskyende» arter blir derfor noe misvisende.

Næringsstoffer, i første rekke fosfor, virker gunstig for de fleste plantene opp til et visst nivå (mesotrofe forhold, 10-15 µg P/l). Vannvegetasjonen har derfor størst diversitet i svakt mesotrofe og middels kalkrike innsjøer. De største effektene av eutrofiering ser ut til å inntrø først ved eutrofe - hypereutrofe forhold, og ved total fosfor over 50 µg P/l er diversiteten kraftig redusert. Isoetidene og kransalgene er mest følsomme, mens flere elodeider, nymphaeider og lemnider kan forekomme i svært eutrofe innsjøer. Teoretisk sett vil vegetasjonen i en innsjø med bare isoetider eller kransalger

være mindre motstandsdyktig mot eutrofiering enn innsjøer med elodeider og nymphaeider, og sjansene for planteplanktondominans og bortfall av vannvegetasjonen er størst i førstnevnte type.

Artenes fordeling i forhold til næringsinnhold ser ut til å være bestemt dels av artenes næringskrav og dels av artenes forurensningstoleranse. Våre data gir ikke rom for mer enn en todeling når det gjelder næringskrav. Vi har derfor delt artene inn i lite «næringskrevende arter» og «noe næringskrevende arter». De artene som forekommer og som kan danne store bestander i både eutrofe og hypereutrofe innsjøer, ser ikke ut til å være ytterligere næringskrevende. De er sannsynligvis bare motstandsdyktige og har stor toleranse overfor forurensning. Vi deler derfor artene inn i «lite forurensningstolerante arter» og «forurensningstolerante arter».

Undervannsvegetasjonen i eutrofe innsjøer begrenses først og fremst av dårlige lysforhold som følge av økt biomasse av planteplankton, samt av tilgroing med helofyttvegetasjon i gruntområdene. Husdyrbeiting i strandområdene kan holde helofyttvegetasjonen tilbake og dermed gi nisjer for undervannsvegetasjonen.

Det er gjort en vurdering av kunnskapsmangler og behov for videre arbeid. Foruten behov for en generell utvidelse av datamaterialet for å kunne innplassere de fleste artene i forhold til næringskrav og forurensningstoleranse er det behov for en særlig økning av antall eutrofe - hypereutrofe innsjøer (i og med at det er her de største endringene skjer). Klimagradianten i materialet bør forbedres ved å inkludere høyere liggende innsjøer (over og like under tregrensa) og innsjøer i nord (nord for tregrensa).

## 1. INNLEDNING

Hovedmålsetningen for programmet "Virkninger av forurensning på biodiversitet: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder" har vært å undersøke sammenhenger mellom forurensningspåvirkning og endringer i biodiversitet i by- og tettstedsnære vassdrag, samt utvikle og tilpasse mål for biodiversitet til operative forvaltningsverktøy.

Formålet med den foreliggende rapporten har vært å belyse effekter av eutrofiering på vannvegetasjonen i norske innsjøer. Det er benyttet et datasett på 44 mindre innsjøer fordelt på hele trofiskalaen. Det er ikke skilt på belastning fra landbruk og bebyggelse.

Det er kjent at økte næringstilførsler fra landbruk og bebyggelse medfører store endringer i forekomst og sammensetning av vannvegetasjonen (bl.a. Seddon 1972, Jupp & Spence 1977, Ozimek 1978, Phillips et al. 1978, Roelofs 1983). Endringene i den enkelte innsjø er imidlertid avhengig av den opprinnelige floraen, samt graden og sammensetningen av næringstilførsler (Srivastava et al. 1995). Rørslett (1991) har stilt sammen og analysert vegetasjonsdata fra et stort antall innsjøer i Norden og viste at artsrikdommen bestemmes av flere faktorer, først og fremst innsjøareal, høyde over havet, vannstandsvariasjoner og vannkjemi (pH, næring). Ved valget av de 44 innsjøene er det tatt hensyn til disse resultatene.

## 2. MATERIALE OG METODER

### 2.1 Definisjoner

Vannplantene kan deles inn i grupper etter livsform: helofytter (semi-akvatiske arter med hoveddelen av fotosyntetiserende organer over vannflata det meste av tida og et velutviklet rotsystem), isoetider (kortsquddsplanter, inkl. "pusleplanteelementet"), elodeider (langskuddsplanter), nymphaeider (flytebladsplanter) og lemnider (flytere). De siste fire gruppene, samt kransalger, blir i denne rapporten omtalt som vannvegetasjon. Isoetidene er det mest karakteristiske vegetasjonselementet i norske næringsfattige innsjøer. Rotbiomassen er

relativt stor og artene tar opp CO<sub>2</sub> og næringssalter fra sedimentet. Flere av de små, ettårige isoetidene (pusleplantene) er delvis amfibiske arter med alternative C-kilder. Elodeidene har liten rotbiomasse og som karbonkilde benytter de HCO<sub>3</sub> (evnt. CO<sub>2</sub>) fra vannet mens næringssaltene tas dels fra vann og dels fra sediment. Elodeidene dominerer ofte i mer næringsrike lokaliteter. Nymphaeidene har en stor rotbiomasse og tar CO<sub>2</sub> fra luft og næringsstoffer fra sedimentet. Lemnidene flyter fritt i vannet, og har liten rotbiomasse. Plantene henter CO<sub>2</sub> fra lufta og næringssalter fra vannet (fra Rørslett 1985).

Kransalgene er en relativt homogen gruppe alger som finnes i ferskvann og brakkvann. I nyere litteratur er kransalgene regnet som egen orden (*Charales*), under grønnalgene. Ordenen inneholder bare en familie (*Characeae*), som i Norge har fire slekter. Plantene er festet til sedimentet med lange trådformete utvekster (Langangen 1992a).

Navnsettingen av karplanter følger Lid & Lid (1994) mens navnsetting for kransalgene følger Langangen (1992a) (basert på Bullock-Webster (1920 og 1924)).

### 2.2 Datamaterialet

For å vurdere virkninger av eutrofiering på mangfoldet i norske innsjøer har vi valgt å konsentrere oss om et forholdsvis begrenset materiale. Datamaterialet omfatter 44 innsjøer fordelt på 4 regioner; Østlandet (14 innsjøer), Sør-Vestlandet (9 innsjøer), Midt-Norge (6 innsjøer) og Nord-Norge (15 innsjøer) (figur 1).

Innsjøene er små (<3km<sup>2</sup>) og ligger lavere enn 400 m o.h. I utvelgelsen er det dessuten lagt vekt på at innsjøene skal representere ulike fosfor- og kalsium-nivåer. Vi har konsentrert oss om å se på endringer i biodiversitet i forhold til vannkjemi, selv om sedimentkjemi også er viktig for vannplantene (Carignan & Kalff 1980, ref. i Srivastava et al. 1995, Roelofs 1983). Dataene inkluderer også to innsjøer som er noe forsuret.



Det foreliggende datamaterialet er imidlertid for lite til å vurdere eutrofieringseffekter i slike forsurete innsjøer.

### 2.3 Feltregistreringer

Vannkjemiske data er samlet inn i perioden 1988-96 i forbindelse med prosjektet "Landsomfattende undersøkelse av trofitalstanden i norske innsjøer" (Faafeng m.fl. 1990.). Det er samlet inn vannprøver fra en blandprøve på 2x siktedypet, 4, evt. 8 ganger, i vekstsesongen mai-september. Alle analysene er utført på NIVA. Feilkilder med hensyn til ulikt prøvetakingsdyp, frekvens, tidspunkt mm. er minimalisert i dette materialet.

De botaniske registreringene er foretatt i perioden 1992-96 i forbindelse med prosjektet "Landsomfattende undersøkelse av trofitalstanden i norske innsjøer. Undersøkelse av vannvegetasjon" (Mjelde, unpubl.). Hver innsjø er besøkt én gang i løpet av perioden juli-september. Registreringene er gjort fra båt ved hjelp av vannkikkert og kasterive. Artsregistreringer og kvantifisering av vannvegetasjonen er gjort etter en semi-kvantitativ skala, hvor 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende.

### 2.4 Kanonisk korrespondanse-analyse (CCA)

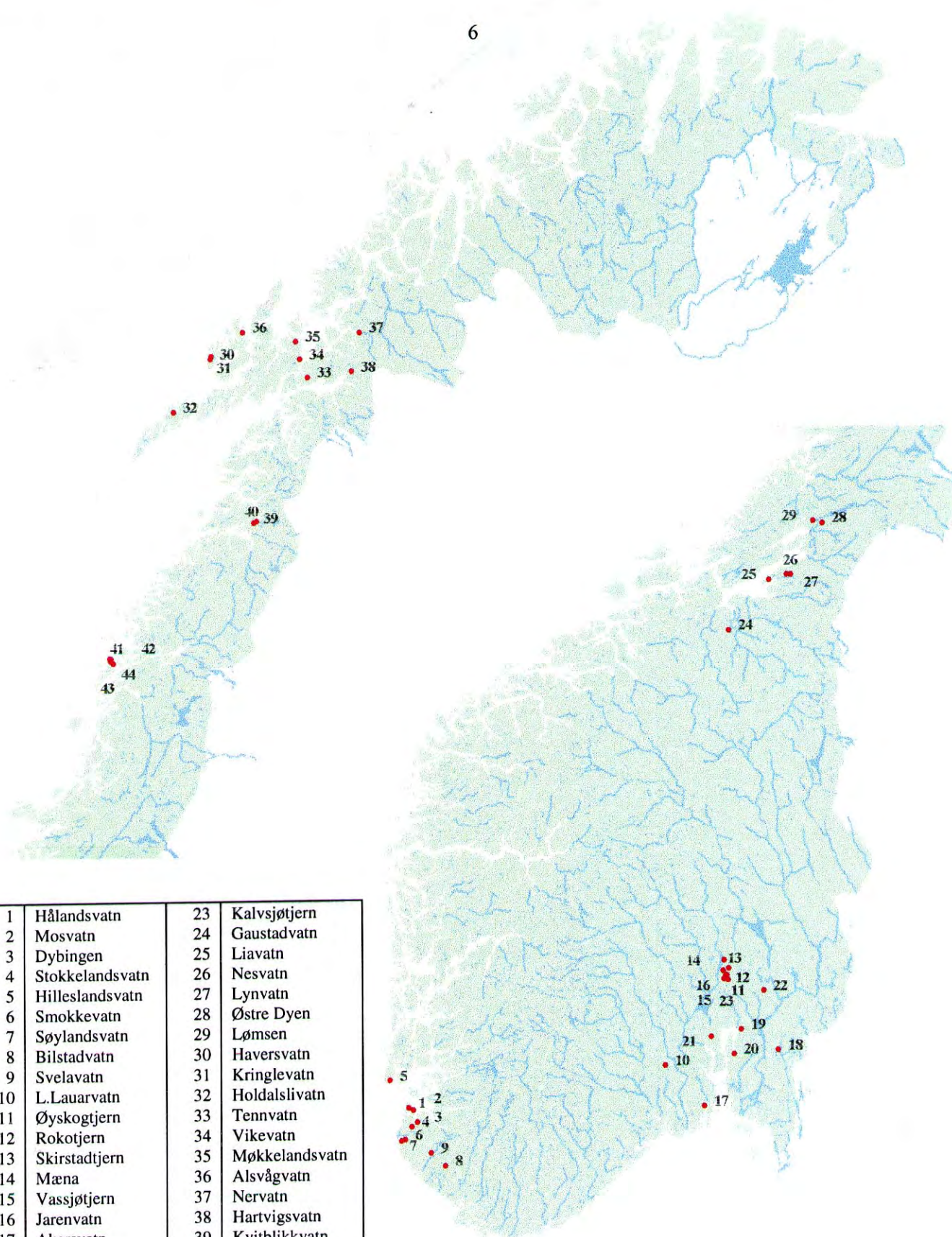
For å relatere artsutbredelse til miljøforhold har vi brukt kanonisk korrespondanse-analyse (CCA), som er en metode for direkte gradient-analyse (Ter Braak & Prentice 1988).

CCA kombinerer en korrespondanse-analyse av artsforekomstene med en multippel regresjon av miljøforholdene på de enkelte lokalitetene. Mens en ordinær korrespondanse-analyse kun beregner egenvektorene (eller de underliggende dimensjonene) til en artsmatrise (hvor bare denne benyttes som inngangsdata), tvinges disse egenvektorene i en CCA til å være en lineær kombinasjon av et sett miljøvariabler.

Resultatene av en CCA kan framstilles i et ordinasjons-diagram (bi-plot) som viser hovedmønsteret i artsforekomstene i relasjon til miljøvariablene. Miljøvariablene angis som piler, og lengden av disse angir hvor godt de er korrelert med ordinasjons-aksene og hvor viktige de er i analysen. Miljøvariabler som er nært korrelert med hverandre peker i omlag samme retning, mens ukorrelerte variabler står loddrett på hverandre. Artene framstilles med punkter i ordinasjons-diagrammet. Artenes plassering i forhold til miljøvariablene angir hvilke miljøfaktorer de er assosiert til, og korresponderer til deres omtrentlige optimum.

1	Hålandsvatn	23	Kalvsjøtjern
2	Mosvatn	24	Gaustadvatn
3	Dybingen	25	Liavatn
4	Stokkelandsvatn	26	Nesvatn
5	Hilleslandsvatn	27	Lynvatn
6	Smokkevatn	28	Østre Dyen
7	Søylandsvatn	29	Lømsen
8	Bilstadvatn	30	Haversvatn
9	Svelavatn	31	Kringlevatn
10	L.Lauarvatn	32	Holdalslivatn
11	Øyskogtjern	33	Tennvatn
12	Rokotjern	34	Vikevatn
13	Skirstadtjern	35	Møkkelandsvatn
14	Mæna	36	Alsvågvatn
15	Vassjøtjern	37	Nervatn
16	Jarevatn	38	Hartvigsvatn
17	Akersvatn	39	Kvitblikkvatn
18	Hellesjøvatn	40	Vallvatn
19	Østensjøvatn	41	Altervatn
20	Årungen	42	Storvatn
21	Ulvenvatn	43	Stavsengvatn
22	Hersjøen	44	Lille Gleinsvatn

Figur 1. Undersøkte innsjøer



### 3. GENERELL KARAKTERISTIKK AV INNSJØENE

Alle innsjøene ligger under tregrensa i tilknytning til byer/tettsteder og jordbruksområder, og er små, mindre enn 3km<sup>2</sup>. Variasjoner i vannvegetasjonen på grunn av areal og høyde over havet (Rørslett 1991) regnes derfor som ubetydelige i dette materialet.

Nedbørsforhold og antall soltimer varierer forholdsvis mye mellom regionene, mens juli-temperatur og vegetasjonsperiodens lengde viser små variasjoner. Gjennomsnittlige verdier av noen klimatiske faktorer for regionene (basert på de aktuelle klimastasjonene) er gitt i tabell 1.

Innsjøene er delt inn i tilstandsklasser (SFT 1992) ut fra total fosfor, hvor I: ≤ 7, II: >7-11, III: >11-20, IV: >20-50 og V: >50 (tabell 2). Alle tilstandsklassene inneholder innsjøer med svært ulikt elektrolyttinnhold, men i gjennom

snitt har tilstandsklasse III-V de høyeste kalsium-verdiene. Alle innsjøene har høyere gjennomsnittsverdier av kalsium enn gjennomsnittet for 1500 statistisk utvalgte innsjøer i Norge (Skjelkvåle m.fl. 1997).

Innsjøene i de ulike regionene er noe ulikt fordelt med hensyn på kjemisk vannkvalitet og tilstandsklasser (figur 2). I Nord-Norge, Midt-Norge og Sør-Vestlandet har de omtrent samme fordeling langs kalsiumgradienten, mellom 2 og 30 mg Ca/l, mens innsjøene på Østlandet jevnt over er mer kalkrike (varierer mellom 11 og 65 mg Ca/l), hvorav fire har Ca > 50 mg/l. Innsjøene i Midt-Norge har svært liten variasjon i fosfor (alle innsjøene ligger rundt 15-20 µg P/l). De øvrige regionene viser tildels stor spredning. Tilstandsklasse I har en overrepresentasjon av nord-norske innsjøer.

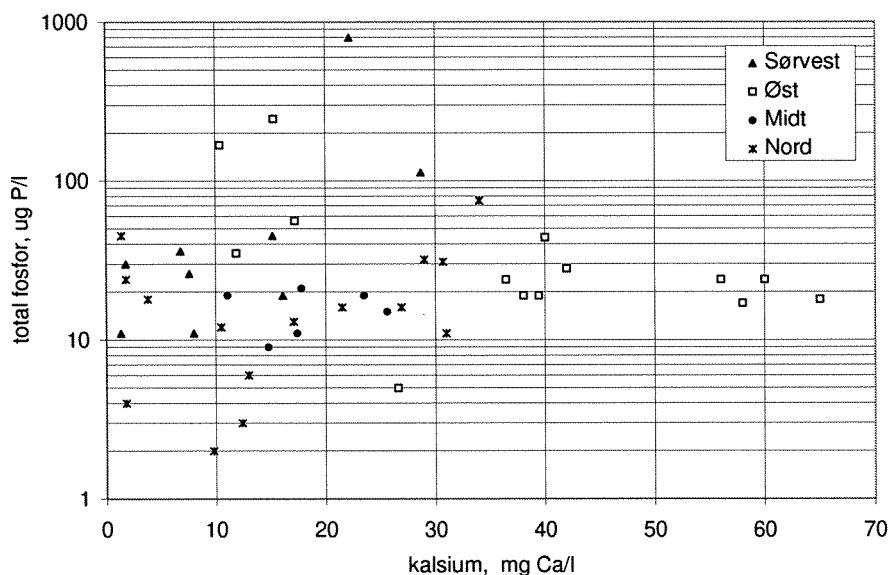
Tabell 1. Karakteristiske klimadata for de undersøkte områdene, fordelt på regioner. Midlere normalverdier for aktuelle klimastasjoner. Min-max-verdier i parantes.

Region	Lufttemperatur juli	Nedbør året	Vegetasjonsperiodens lengde *	Antall soltimer (mai-sept.)
Sør-Vestlandet	14.1 (13.8-14.2)	1434 (1180-2280)	230 (209-249)	951 (951-951)
Østlandet	15.1 (15.0-17.1)	828 (780-1029)	185 (177-292)	1095 (1076-1105)
Midt-Norge	13.5 (12.9-13.9)	893 (840-970)	184 (172-194)	759 (734-885)
Nord-Norge	12.5 (11.6-13.5)	1080 (830-1316)	180 (160-199)	872 (813-903)

\*: antall dager med middeltemperatur > 4°C.

Tabell 2. Midlere vannkjemiske forhold i de undersøkte innsjøene (4 målinger i vekstsesongen mai - september, Ca er bare analysert i august). Min-max-verdier er vist i parantes. (Basert på data fra Mjelde & Faafeng 1997, Faafeng, upubl.)

Tilstandsklasser	tot -P µg P/l	tot-N µg N/l	Ca mg/l	Klf a mg/m <sup>3</sup>	siktedyp m
I God (n=6)	4 (2-6)	149 (73-330)	12.7 (1.8-26.6)	1.5 (0.6-2.2)	7.5 (5.2-13.3)
II Mindre god (n=5)	11 (9-11)	523 (193-747)	14.5 (1.3-31.0)	3.9 (2.0-6.6)	4.5 (2.9-5.6)
III Nokså dårlig (n=13)	17 (12-19)	1024 (206-2893)	27.4 (3.8-65.0)	7.3 (2.3-12.5)	3.4 (2.1-4.8)
IV Dårlig (n=15)	31 (21-45)	805 (259-1548)	23.9 (1.4-60.0)	10.5 (3.2-0.4)	2.7 (1.1-4.7)
V Meget dårlig (n=6)	243 (56-789)	1571 (923-2251)	21.3 (10.4-34.0)	55.6 (21.4-111.9)	0.9 (0.3-1.6)



Figur 2. Fordeling av innsjøene langs fosfor- og kalsium-gradienter.

#### 4. NATURLIGE GRADIENTER

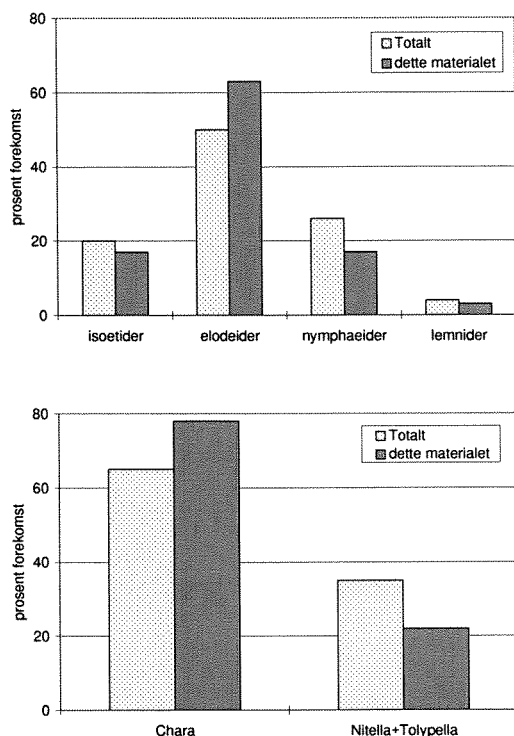
I de 44 undersøkte innsjøene er det observert 60 karplanter og 10 kransalger. Karplantene fordeler seg på livsformgruppene med 10 isometider, 38 elodeider, 10 nymphaeider og 2 lemninger. De fleste karplantene har allmenn utbredelse eller er sørlige arter som går langt mot nord. Materialet er heterogent, og over 50% av artene finnes bare i et fåtall innsjøer. Imidlertid har materialet tilsvarende fordeling på livsformgrupper som det totale antall vannplanter i Norge (figur 3A). En overvekt av elodeider i materialet gjenspeiler dominansen av relativt kalkrike, mesotrofe og eutrofe innsjøer. Kransalgene er delt i to grupper: sju *Chara*-arter (som gjenspeiler kalkrike innsjøer), mens *Nitella*- og *Tolypella*-slektene er slått sammen. *Nitella opaca* og *N. flexilis* er i denne sammenheng behandlet som et artskompleks. Materialet har en overvekt av kalkrike innsjøer i forhold til generelt i Norge (figur 3B). Imidlertid vurderer vi materialet som tilfredsstillende med hensyn til vurdering av eutrofieringsvirkninger.

Ved første gangs korrespondanse-analyse in-

kluderte vi en rekke parametre, som antas å ha betydning for vannvegetasjonen. Disse var areal, høyde over havet, alkalinitet, kalsium, total fosfor, total nitrogen, klorofyll a, siktedyp, middeldyp, vegetasjonsperiodens lengde, årsnedbør, midlere julitemperatur og antall soltimer.

I utgangspunktet var det lagt vekt på å minimalisere forskjeller som følge av areal og høyde over havet (se kap. 2.2). Disse faktorene, som begge er vist å ha stor betydning for artsrikdommen (Rørslett 1991), framkom derfor som ventet svært svakt i denne gradient-analysen.

Korrespondanse-analysen viste at det er tre hovedgradienter i materialet, en elektrolytt-gradient (kalsium, alkalinitet), en nærings-gradient (total fosfor, total nitrogen, klorofyll, siktedyp) og en noe svakere klimagradient (vegetasjonsperiodens lengde) (figur 4). Analysen er foretatt med kvantitative data og bare de artene som forekommer i  $\geq 4$  innsjøer er inkludert.



Figur 3. Øverst: Prosentvis fordeling av karplantene på livsformgrupper, totalt i Norge (107 arter) og i det foreliggende materialet av 44 innsjøer (60 arter). Nederst: Prosentvis fordeling av kransalgene på 2 grupper (se teksten), totalt i Norge (17 arter, når *N.opaca* og *N.flexilis* slås sammen) og i det foreliggende materialet av 44 innsjøer (9 arter).

### Elektrolyttgradient

Elektrolyttgradienten er den viktigste gradienten i materialet, det stemmer godt overens med tidligere undersøkelser, både nordiske og andre data (bl.a. Rørslett 1991, Srivastava et al. 1995). Gradienten som her er representert ved kalsium og alkalinitet, som er godt korrelert, gjenspeiler først og fremst de ulike artenes og livsformgruppene krav eller mulighet til karbon-kilde.

Vannplantene kan deles inn i økofysiologiske grupper basert på tilpasninger til ulike karbonkilder og medier for næringsopptak (vann eller sedimentfase) (tabell 4).

Isoetidene (f.eks. *Littorella uniflora*, *Isoetes lacustris*) og de elodeidene som bruker  $\text{CO}_2$  (f.eks. *Utricularia ochroleuca*) fordeler seg til

venstre i plottet, i innsjøer med lavt kalsiuminnhold og lav alkalinitet. Dette er arter som er motstandsdyktige mot forsuring og som dominerer i forsurete innsjøer på Sørlandet (Brandrud og Mjelde 1993).

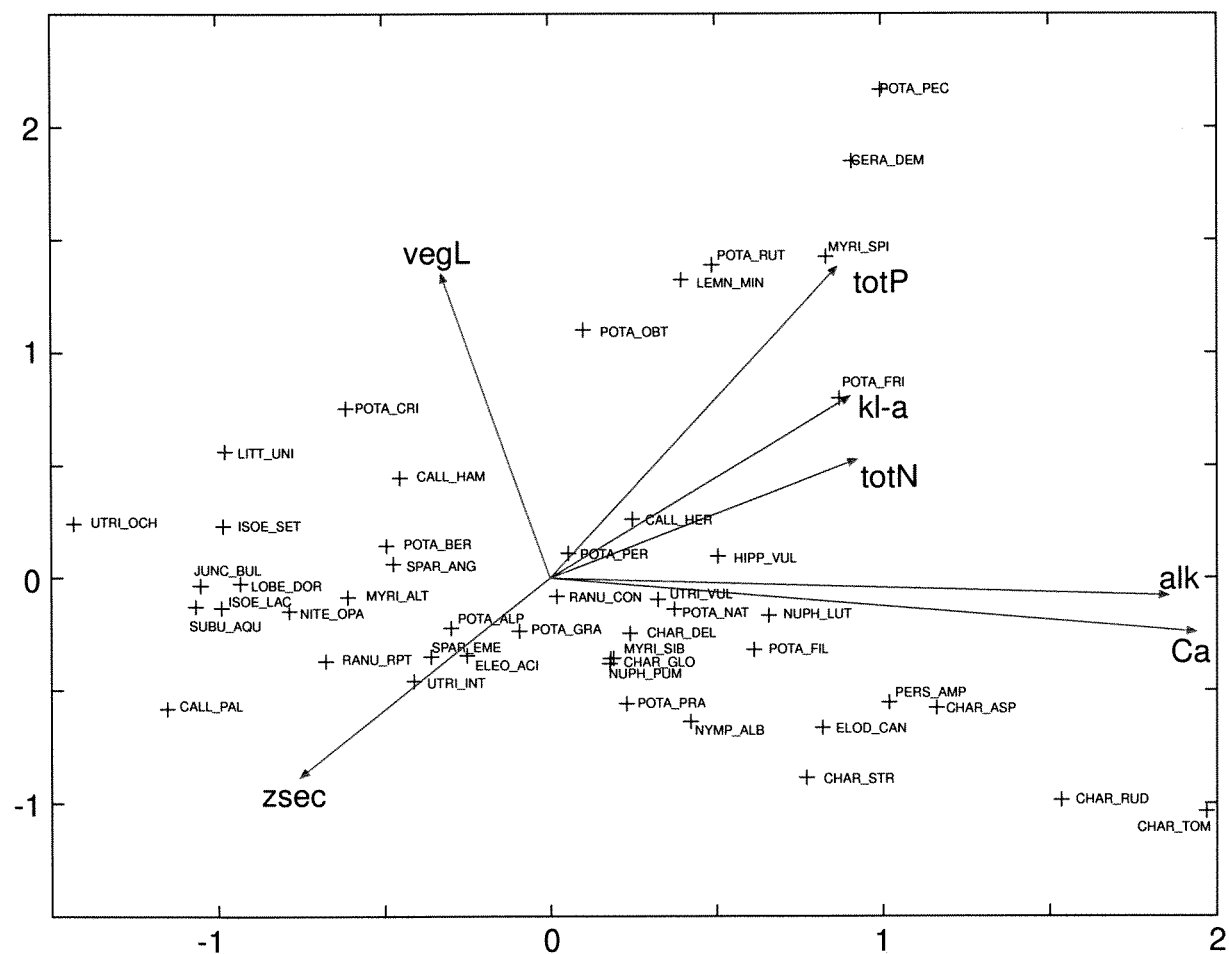
Isoetidene er dessuten ikke registrert i innsjøer hvor kalsium overstiger 25 mg Ca/l. Dette kan ha sammenheng med ugunstig sediment og karbonkjemi. I kalsiumrike vann med  $\text{pH} > 8$  kan sedimentert  $\text{CaCO}_3$  (kalkmergel) utgjøre hoveddelen av sedimentet og  $\text{CO}_2$ -innholdet i sedimentet være for lavt for plantene. I Nordbytnen på Romerike, som har kalsiuminnhold på ca. 40 mg/l, ble det i 1995 registrert enkeltplanter av pusleplantene *Ranunculus reptans* og *Eleocharis acicularis* (Brandrud 1995), men disse vokste på sand med lite mangel. Dette var de eneste observasjonene av isoe-tider som ble gjort i denne undersøkelsen, som omfattet 21 innsjøer (hvor de fleste hadde kalsiuminnhold  $> 20$ ). Høyt kalsiuminnhold kan også bidra til reduserende forhold, som gjør at isoetideartenes frø ikke er spiredyktige (Roelofs m.fl. 1994).

*Chara*-artene og de fleste elodeidene, som bruker  $\text{HCO}_3^-$  som karbonkilde, (f.eks. *Elodea canadensis*, *Potamogeton filiformis*) og som ikke har spesielle krav for næringsrike miljøer, fordeler seg i motsatt retning, i innsjøer med middels til høy alkalinitet og kalsium.

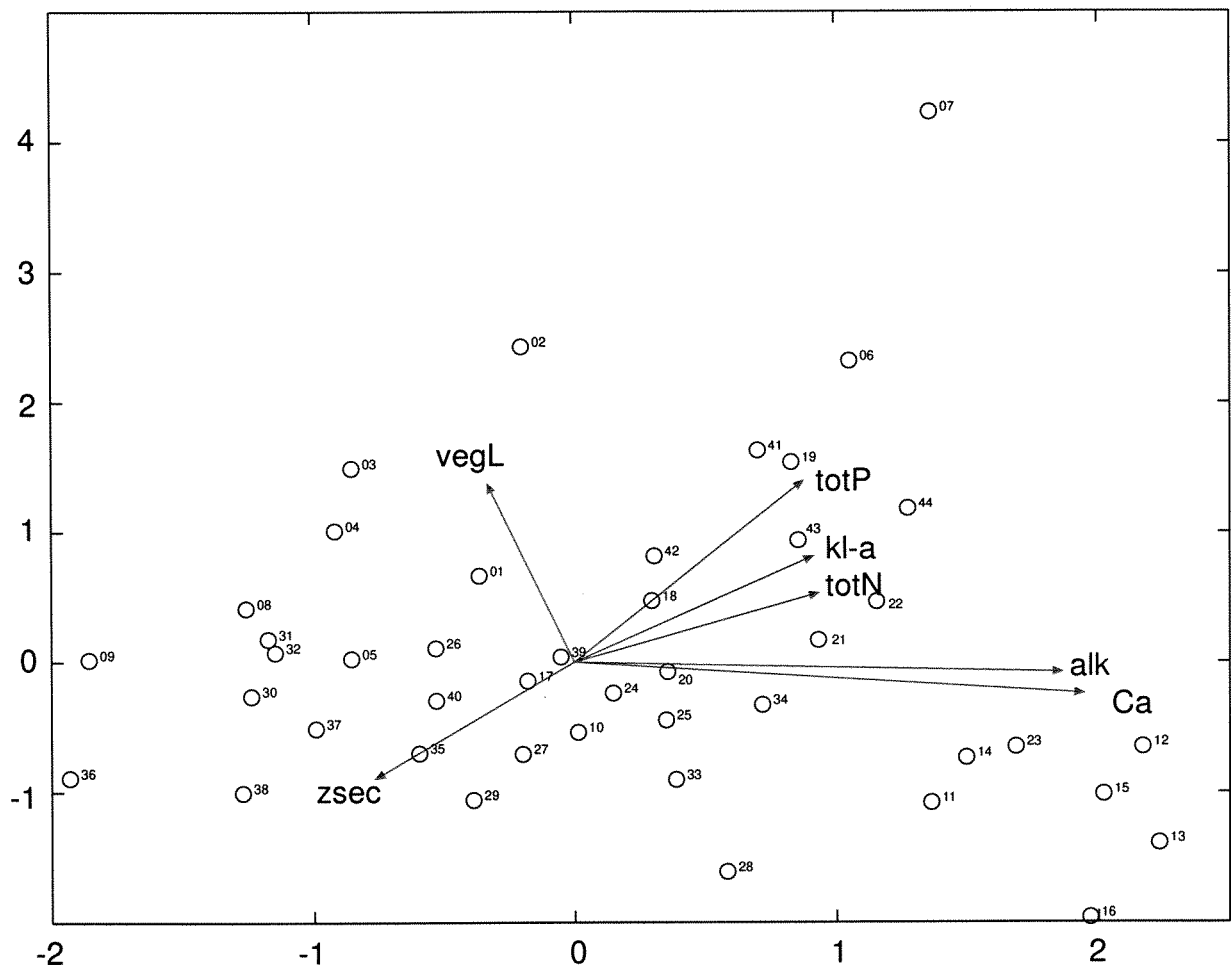
Tabell 4. Økofysiologisk gruppering av vannvegetasjonen (etter Rørslett 1985).

Grupper/ Typiske arter	Karbon-kilde	Næringssalter fra
Isoetider		
<i>Isoetes</i>	CAM <sup>1</sup>	Sediment
<i>Littorella</i>	$\text{CO}_2$ fra sed.	
Elodeider		
<i>Elodea</i>	$\text{HCO}_3^-$ fra vann	Sediment (P) +
<i>Potamogeton</i>	evnt. $\text{CO}_2$ fra vann	vann (K, N?)
<i>Najas</i>		
Nymphaeider		
<i>Nymphaea</i>	$\text{CO}_2$ fra luft	Sediment
Lemnider		
<i>Lemna</i>	$\text{CO}_2$ fra luft	Vann

1: CAM: Crassulacean Acid Metabolism ( $\text{CO}_2$ -utnyttelsen blir særlig effektiv, jfr. Keeley (1982) og Boston & Adams (1983), begge ref. i Rørslett (1985)).



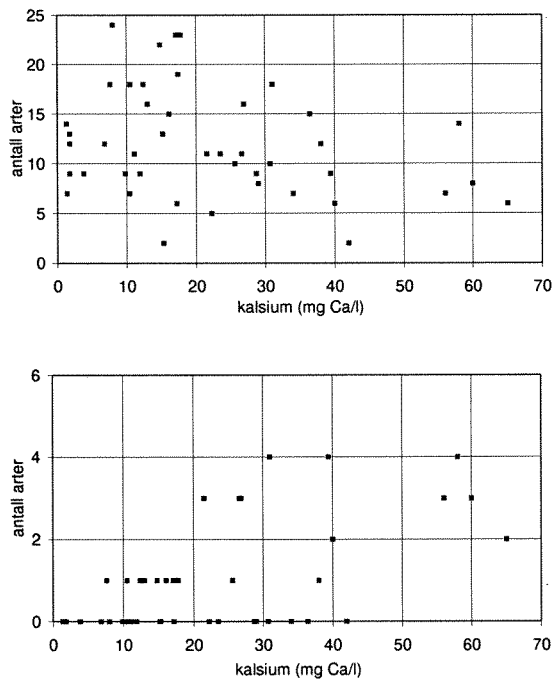
Figur 4A. Korrespondanse-analyse som viser de tre viktigste gradientene i materialet. Fordeling av artene. Artskodene er forklart i vedlegg. Alk=alkalinitet, Ca=kalsium, totP=total fosfor, totN=total nitrogen, kl-a=klorofyll a, zsec=siktedyp, vegL=vegetasjonsperiodens lengde (antall dager med middeltemperatur > 4°C).



Figur 4B. Korrespondanse-analyse som viser de tre viktigste gradientene i materialet. Fordeling av innsjøene (innsjønummer, se figur 1).

Artsantallet er størst ved midlere innhold av kalsium (ca. 8-20 mg/l), dvs. hvor både HCO<sub>3</sub>- og CO<sub>2</sub>-brukere er tilstede (figur 5A). Lavt artsantall generelt i svært kalkrike innsjøer kan skyldes fosforbegrensning. Kalsiumkarbonat i vannet kan felle eller binde fosfor slik at dette blir utilgjengelig for plantene (Forsberg 1965). Kalkutfelling på bladene kan også være problematisk for enkelte planter. Substratet i de kalkrike innsjøene er ofte dominert av løs kalkmergel eller kalkgytje, som er uegnet for de fleste karplanter.

I tillegg kommer kransalgenes (*Chara* spp.) kalkkrav (Forsberg 1965, Langangen 1974). De to nærstående artene *Chara globularis* og *C. delicatula* er svært lite kalkinkrustert og er registrert i innsjøer med kalsium helt ned mot henholdsvis 8 og 13 mg Ca/l. De øvrige *Chara*-artene er bare registrert i innsjøer med > 20 mg Ca/l (figur 5B). Dette stemmer godt overens med observasjoner gjort av Langangen (1974), som registrerte *C. braunii* (sjelden,



Figur 5. Variasjon i Total antall arter (øverst) og Antall kransalger innenfor slekta *Chara* (nederst) langs kalsiumgradienten for de 44 innsjøene.

ikke registrert i vårt materiale) og *C. globularis* på lokaliteter med kalsium <10 mg Ca /l, *C. aspera* ned til ca. 15 mg/l, mens de øvrige *Chara*-artene forekom i lokaliteter med >20 mg/l.

Også registreringer i små innsjøer på Rome-rike viser samme tendens, med bare *C. globularis* i innsjøer med kalsiuminnhold lavere enn 20 mg Ca/l (Brandrud 1995).

#### Næringsgradienten

Gradienten er først representert ved total fosfor, total nitrogen og klorofyll a, som er godt korrelert, og dessuten siktedypet, som generelt sett reduseres med økende eutrofiering på grunn av økt planteplanktonproduksjon, og derfor er negativt korrelert med produksjonen. Imidlertid kan dette være noe mer komplekst i svært eutroft vann (bl.a. Phillips et al. 1978), også i norske innsjøer (Faafeng & Mjelde 1997). De elodeidene som er noe næringskrevende, men også motstandsdyktige mot effekter av sterk eutrofiering (først og fremst dårlige lysforhold), som f.eks. *Ceratophyllum demersum* (se Mjelde og Faafeng 1997) og *Potamogeton obtusifolius*, fordeler seg klart i forhold til næringsgradienten. Næringsgradienten er vurdert å være først og fremst en forurensningsgradient, og behandles videre i kap. 5.

#### Klimagradienten

Til tross for tilsynelatende store variasjoner i flere klimafaktorer (se tabell 1, kap. 3) var klimagradienten i dette vegetasjonsmaterialet svak. Vegetasjonsperiodens lengde var den klimafaktoren som hadde størst betydning. Årsaken til den svake klimagradienten er nok at dataene, til tross for stor geografisk spredning, gir små variasjoner i lokalklima i og med at innsjøene stort sett er konsentrert til lavlandsområder og indre fjordstrøk.



## 5. VARIASJON LANGS TROFIGRADIENTEN

### 5.1 Antall arter

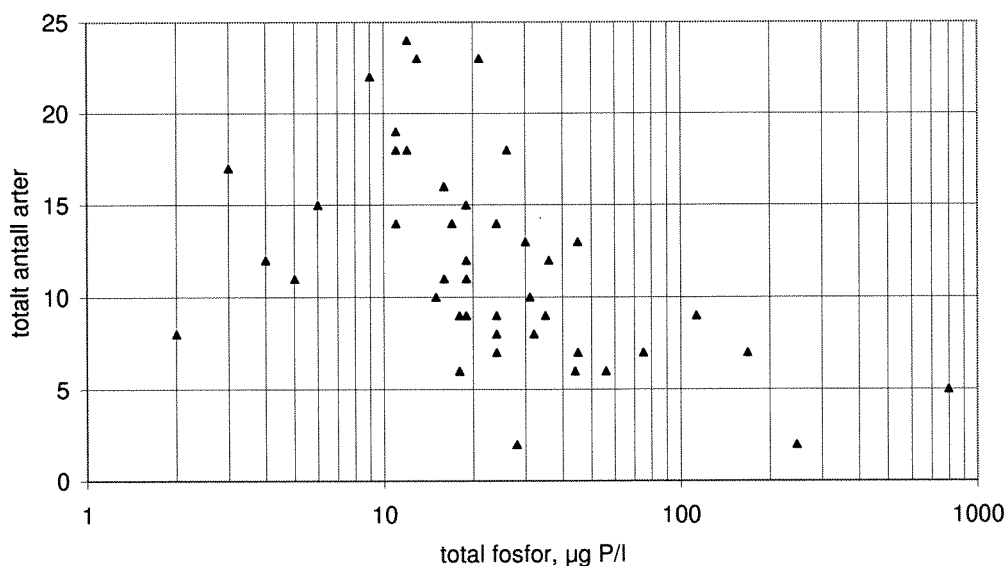
Variasjoner i artsantall (karplanter og kransalger) langs trofiskalaen for hele materialet gir et forholdsvis komplisert bilde (figur 6). Men diversiteten er tydelig størst i svakt mesotroft vann, 10-15  $\mu\text{g P/l}$ , og reduseres med økende eutrofiering slik at artsantallet anslagsvis er det samme ved ca. 100  $\mu\text{g P/l}$  som ved 2-3  $\mu\text{g P/l}$ . Ved  $<5 \mu\text{g P/l}$  er det observert innsjøer med over 15 arter, mens artsantallet alltid er lavere enn 10 ved fosfor over 50  $\mu\text{g P/l}$ . Hvorvidt vannvegetasjonen overlever ved ytterligere eutrofiering ( $> 50 \mu\text{g P/l}$ ) er avhengig av flere faktorer (bl.a. vannvegetasjonens artsammensetning og plantenes ulike evner til å overleve forverrede miljøforhold, sammensetning av planteplankton, tilgroing med helofytter og innsjøens morfologi, se kap. 5.6).

Fordeling av innsjøene i de ulike tilstandsklassene viser at de svakt mesotrofe innsjøene (til-

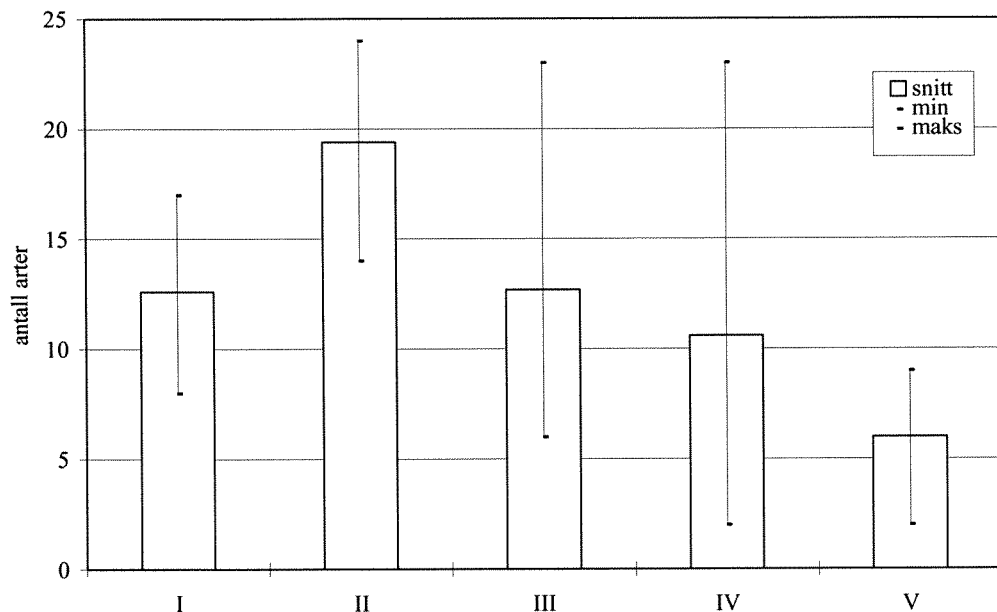
standsklasse II) har høyest artsantall (figur 7), gjennomsnittlig 19 arter, mens antallet synker jevnt med økende eutrofiering. Artsantallet varierer sterkt i tilstandsklasse III og IV, noe som blant annet skyldes de ulike artenes overlevelsesstrategier og innsjøenes ulike morfologiske karakterer. Ved høyt næringsinnhold og dårlige lysforhold kan et forholdsvis høyt artsantall opprettholdes dersom den lokale vegetasjonen inneholder arter som er tilpasningsdyktige (f.eks. har lave lyskrav) og/eller der grunne områder med finkornet substrat er tilgjengelig. Ofte kan små næringsrike innsjøer ha et frodig helofyttbelte ut til 1-2m dyp og mulighetene for gruntvannsforekomster av undervannsplanter er små.

De mest artsrike innsjøene i undersøkelsen er også de tre mest artsrike mindre innsjøene som hittil er registrert i Norge:

Hilleslandsvatn (Ro)	24 arter	(11 $\mu\text{g P/l}$ )
Kvitblikkvatn (No)	23 arter	(13 $\mu\text{g P/l}$ )
Gaustadvatn (NT)	23 arter	(21 $\mu\text{g P/l}$ )



Figur 6. Variasjon av total antall arter (karplanter + kransalger) langs trofigradienten for alle 44 innsjøene.



Figur 7. Gjennomsnittlig artsantall og total variasjon innenfor hver tilstandsklasse (inndeling og antall innsjøer, se tabell 2).

Hilleslandsvatn er svakt mesotroft, men ikke særlig kalkrikt (Rørslett 1995). Innsjøen er imidlertid forholdsvis heterogen med innslag både fra noe elektrolyttrikt og næringsrikt vann i sør, samt surere tilsig fra nordre del av nedbørfeltet. Slike innsjøer hvor flere påvirkningsfaktorer er tilstede får ofte høyt artsantall, i og med at de gir rom for arter med ulik preferanse (stor nisjevariasjon).

Kvitblikkvatn representerer en svært gunstig vanntype for vannvegetasjon; middels kalkrikt, berggrunn av marmor og marine sedimenter, og middels næringsrikt, med noe tilsig fra nærområdene (Mjelde og Edvardsen 1994).

Gaustadvatnet ligger også på kalkrik berggrunn, men er uvanlig artsrik til å være så næringsrikt, og kan være på grensen til å få redusert artsrikdom.

## 5.2 Livsformgruppens fordeling

Livsformgruppene fordeler seg ulikt langs trofigradienten, med elodeidene som den dominerende gruppen i alle typer innsjøer. Isoetidene er vanligst når fosfornivået er lavt, nymphaeidene ved middels til høyt fosforinnhold, mens lemnidene er vanligst ved høyt fosforinnhold (figur 8).

Isoetidene viser i dette materialet størst diversitet i innsjøer med fosfor rundt 10 µg P/l. Det foreliggende materialet er imidlertid sparsomt på ultraoligotrofe innsjøer og diversiteten av isoetider er sannsynligvis stor også ved lavere fosfornivåer. De flerårige isoetidene (f.eks. *Isoetes* spp., *Lobelia dortmanna*) ser ut til å forsvinne når fosfor overstiger 50 µg P/l. Ved høyere fosfornivåer er det bare funnet svært spredte forekomster av de ettårige isoetidene (f.eks. *Eleocharis acicularis*, *Ranunculus reptans*), samt *Juncus bulbosus* på grunt vann.

Elodeidene er den dominerende gruppen i alle typer innsjøer, og har stort artsantall og stor forekomst i både næringsfattige og næringsrike innsjøer. Elodeidene forekommer også i de mest kalkrike innsjøene, selv om artsantallet som regel er sterkt redusert i *Chara*-sjøer (figur 6). Størst diversitet finnes i svakt mesotrofe innsjøer (11-13 µg P/l). Selv om artsantallet går ned, ser det ikke ut til at elodeidene som gruppe har noen øvre tålegrense når det gjelder eutrofiering, og i det sterkt eutrofe Søylandsvatn, med 800 µg P/l, er det fortsatt fire arter igjen. Denne innsjøen er imidlertid meget grunn, med middeldyp på 0.4m, og forholdsvis vindbeskyttet. Opprettholdelse av vannvegetasjon i hypereutrofe innsjøer ser ut til å være avhengig av grunne områder, og innsjøer med middeldyp < ca. 2m kan ha frodig vannvegetasjon (Mjelde og Faafeng 1997).

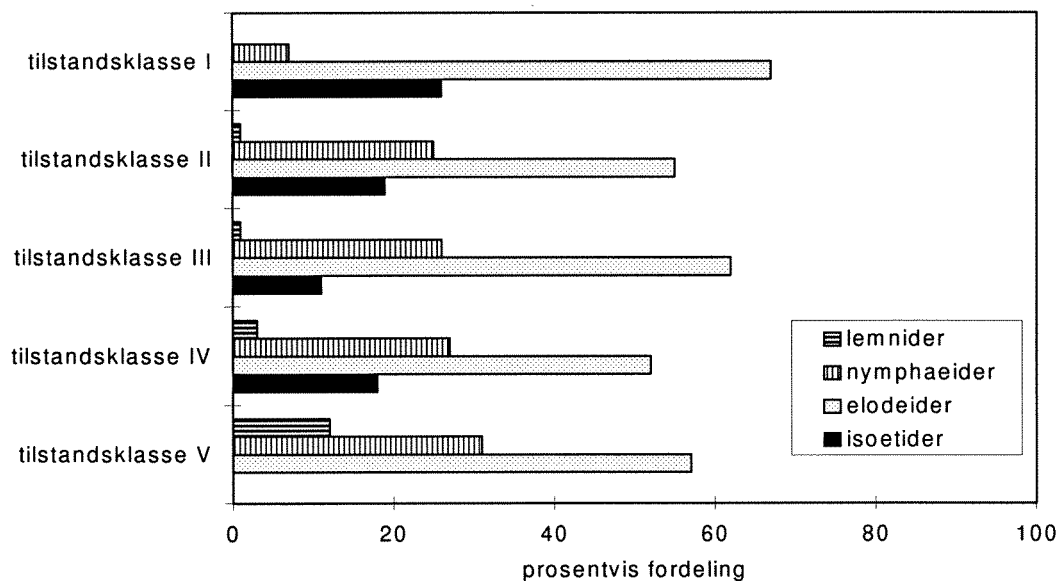
For å kunne overleve og eventuelt danne store bestander i så forurenset vann må plantene være konkurransesterke i forhold til dårlige lysforhold grunnet store mengder planteplankton. Et slikt eksempel er *Ceratophyllum demersum*, som tar store deler av næringen fra vannmassene (Best 1982, Best & Dassen 1987), og kan leve frittflytende i øvre vannlag. I Søylandsvatn dannet arten massebestand. Andre tilpasninger kan være lave lyskrav, f.eks. *Elodea canadensis*, som dannet massebestander på ca. 1-2m dyp i Årungen (56 µg P/l), hvor lysforholdene generelt er og har vært svært dårlige. I Steinsfjorden danner den massebestand ned til ca. 6m (Rørslett 1983, Mjelde og Johansen 1997), se forøvrig kap. 5.6.

I forsurete innsjøer er elodeidene nærmest fraværende (Brandrud og Mjelde 1993), i og med at det bare er et fåtall som kan benytte CO<sub>2</sub> som karbonkilde. To av innsjøene i dette materialet er noe forsuret; Svelavatnet og Bilstadvatnet. I Bilstadvatnet, som totalt har 12 arter, var *Utricularia ochroleuca*, som er en vanlig art i sure vann, eneste registrerte elodeide. Svelavatnet er et mer spesielt system, hvor østre del er preget av Bjerkreimselva og typisk forsuringspreget vegetasjon med store forekomster av *Juncus bulbosus*, *Utricularia ochroleuca* og torvmosen *Sphagnum*

*auriculatum*. Vestre del av innsjøen har en annen vannkvalitet med noe tilsig fra jordbruk og bebyggelse. Flere elodeider ble registrert her og *Callitriche hamulata*, *Myriophyllum alterniflorum* og *Potamogeton berchtoldii* dannet tildels store bestander, hvorav de to første er karakterisert som moderat syretålende, mens *P. berchtoldii* er svakt syretålende, og forekommer vanligvis bare ved pH >(5.5)-6.0 (Brandrud og Mjelde 1993).

Nymphaeidene har størst diversitet i hele det mesotrofe og svakt eutrofe området, 10-35 µg P/l. Hellesjøvatn i Akershus er sterkt forurenset (tot P 168 µg P/l) og har kraftige helofyttbelter. Lysforholdene utenfor helofyttvegetasjonen er for dårlige for elodeider og isoeider. Nymphaeidene *Potamogeton natans*, *Nymphaea alba* og *Nuphar lutea*, derimot, danner frodige bestander rundt det meste av innsjøen (Rørslett og Brandrud 1989). *Nuphar lutea*, som er en av de vanligste nymphaeidene i Norge, forekommer også i Østensjøvatn (245 µg P/l), men er her svært spredt (Wesenberg, unpubl.) og har kanskje nådd en øvre tålegrense i forhold til eutrofiering.

Lemnidene, som er frittflytende og tar all sin næring fra vannmassene, er i denne undersøkelsen bare representert ved to arter.



Figur 8. Prosentvis fordeling av livsformgruppene (karplantene) i tilstandsklassene I-V.

*Lemna minor* finnes i området 8-800 µg P/l, og har ingen øvre tålegrense i forhold til eutrofiering. *Lemna trisulca* er en sjelden art og ble bare registrert i en innsjø i dette materialet; Jarenavatn med 17 µg P/l. De mest næringsfattige innsjøene (klasse I) har sannsynligvis for lavt næringsinnhold i vannmassene for denne gruppen.

### 5.3 Kransalgene

Kransalgene er representert ved tre slekter; *Nitella* (1 art), *Tolypella* (1 art) og *Chara* (8 arter). *Nitella opaca/flexilis* har en vid fosforamplitude (her 2-45 µg P/l) og danner store bestander i både næringsfattige og næringsrike lokaliteter. I Kringelvatn i Nordland, som har et fosforinnhold på 45 µg P/l, dominerer *Nitella flexilis/opaca* sammen med isoetidene *Isoetes setacea* og *Subularia aquatica*.

*Tolypella canadensis* er en sjelden art og er hittil i Skandinavia bare registrert i næringsfattige kaldt vannssjøer (Langangen & Blindow 1995, Mjelde og Edvardsen 1996).

*Chara*-artene forekommer, med ett unntak, ikke i innsjøer med fosfor over 26 µg P/l (figur 9). I Kalvsjøtjern, som har et fosforinnhold på 44 µg P/l, er det registrert ett eksemplar av *C. aculeolata* og noen få eksemplarer av *C. globularis* på helt grunt vann. Innsjøen er ellers dominert av massebestander *Elodea canadensis*, og det er nok bare et tidsspørsmål før kransalgene forsvinner fra innsjøen.

I det kalkrike Holetjern på Toten er bortfall av kransalger over en 30-års periode antatt å ha sammenheng med økte næringstilførsler til innsjøen, selv om stikkprøver i 1992 viste total fosfor i vannet på under 15 µg P/l. (Langangen 1992b).

Reundersøkelse av sør-svenske innsjøer viste at kransalgene siden 1940-tallet var forsvunnet fra mer enn 30% av de undersøkte innsjøene (Blindow 1992). Vannkjemiske data fra 1940-årene er ikke oppgitt, men reduksjonen skyldes sannsynligvis eutrofiering av innsjøene. De store artene, med skudd-diameter 1-4mm (*C. rudis*, *C. tomentosa*) ble bare funnet i innsjøer med siktedyp > 1m, mens små arter, med skudd-diameter 0.5-1mm (*C. globularis*, *C. delicatula* og *C. aspera*) også fantes i de

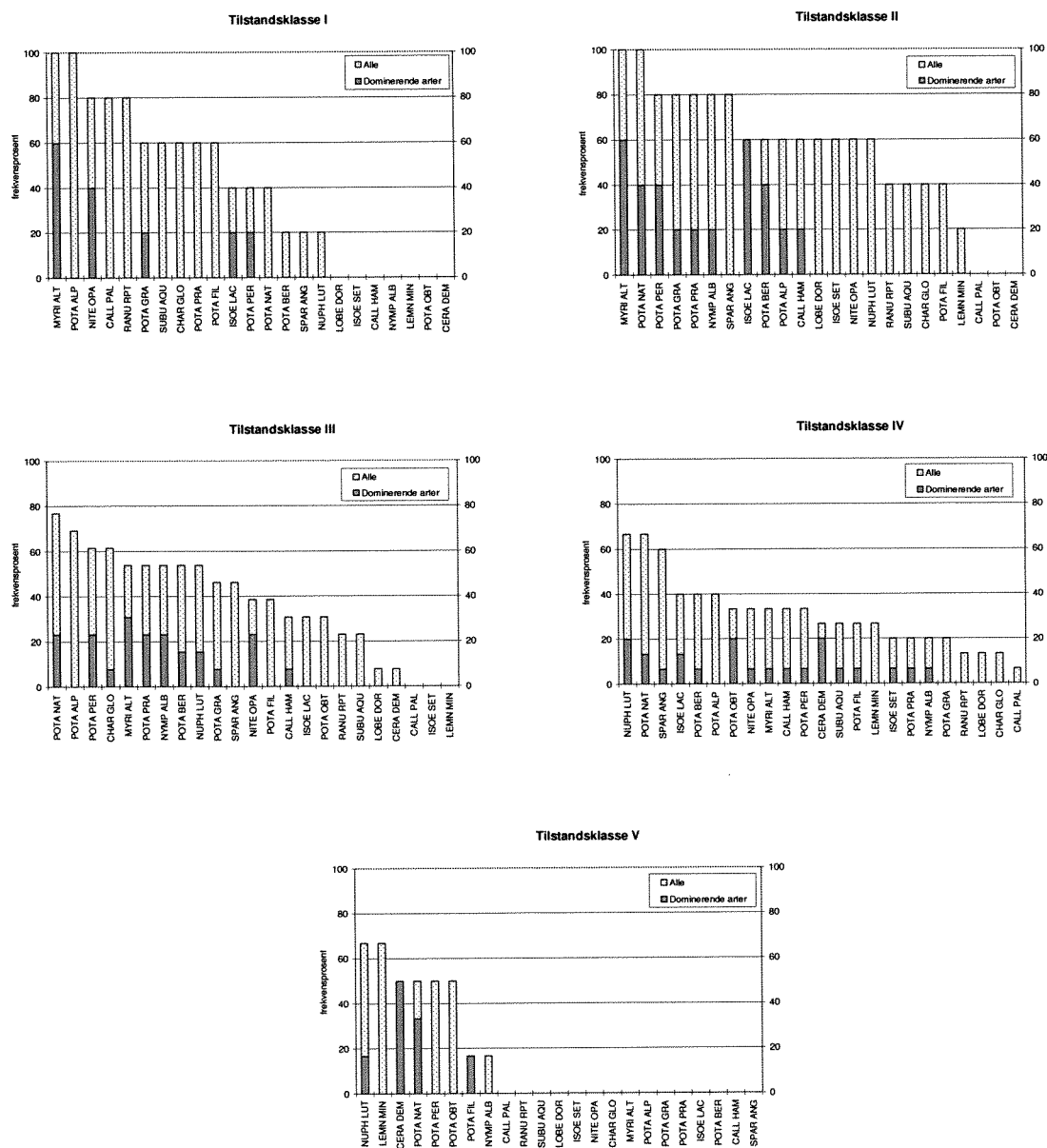
turbide innsjøene (siktedyp <1m) og her ofte på vindeksponerte strender (Blindow 1992). Dette stemmer godt overens med det norske materialet, hvor *C. rudis* og *C. tomentosa* regnes for "dypvannsarter" mens bl.a. *C. aspera* og *C. globularis* ofte finnes på grunt vann. *C. globularis* kan i en og samme innsjø danne en gruntvannsform, som er liten og kortvokst, og en dypvannsform på 2-3m dyp, som er svært langvokst og vokser i store såter. Dette er observert bl.a i Skogstuevatn (Finnmark) (Mjelde, unpubl) og i Lynvatn (N-Trøndelag).

Det er antydnet flere årsaker til at *Chara*-artene har en lavere tålegrense i forhold til eutrofiering enn karplantene, bl.a direkte giftvirkning av fosfor (Forsberg 1965), lyshemming (Chambers & Kalff 1985, Blindow 1992), mekanisk ødeleggelse på grunn av bunnetende fisk (ten Winkel & Meulemans 1984, ref. i Blindow 1992) og konkurranse med helofyttvegetasjon i grunne områder (Brandrud, pers. med.).

Forsberg (1965) registrerte stort sett ikke *Chara*-arter i eutrofe innsjøer i Sverige, (total fosfor >20), og laboratorieforsøk indikerte en toksisk effekt av fosforkonsentrasjoner på *C. globularis* ved 30 µg P/l og redusert vekst allerede ved 8 µg P/l (Forsberg 1964). Imidlertid har senere forsøk vist at fosforkonsentrasjoner opp mot 1-2000 µg P/l ikke gir signifikante endringer i vekstraten hos *C. globularis* (Henricsson 1976, ref. i Blindow 1988) og hos *C. tomentosa* og *C. hispida* (Blindow 1988).

Det er antydnet at lavere siktedyp på grunn av økende fosforinnhold, og ikke gifteffekt av fosfor (som foreslått av Forsberg, 1964, 1965), er årsaken til bortfall av kransalger (Melzer et al. 1977, ref. i Blindow 1988). For sør-svenske innsjøer ble det registrert *Chara*-arter i alle typer innsjøer, også i de mest eutrofe (opp mot 510 µg P/l), men her bare på grunt vann. Lyshemming ble derfor antatt å være den viktigste begrensende faktoren for kransalgene i eutrofe innsjøer og *Chara*-artene ser altså ut til å ha større lyskrav enn karplantene (Blindow 1992). Resultater fra Chambers & Kalff (1985), som fant en klar sammenheng mellom siktedyp og nedre dybdegrense for både karplanter og kransalger, med kransalger som den gruppen som gikk dypest, ble modifisert





Figur 10. Fordeling av arter på de ulike tilstandsklassene basert på frekvensprosent. Bare arter som finnes i  $\geq 50\%$  av innsjøene innenfor en eller flere klasser er inkludert.

### 5.5 Næringskrav og forurensningstoleranse for enkeltarter

I tabell 5 nedenfor har vi laget en første tilnærming av de ulike artenes forhold til økende næringsinnhold. Oversikten omfatter bare de artene som forekommer i  $\geq 4$  innsjøer. Dette inkluderer 47 arter, som er i underkant av 40% av det totale antall karplanter og kransalger i Norge. Det er store naturlige variasjoner i vannvegetasjonen mellom innsjøene og det er derfor behov for et betydelig større materiale for å gi sikrere innplasseringer.

Som vist tidligere i figur 5 har diversiteten en topp i det svakt mesotrofe området ( $10-12 \mu\text{g P/l}$ ) og avtar mot begge sider. Vi antyder derfor et skille mellom "Lite næringskrevende arter" (som forekommer og kan danne store bestander også under ca.  $10 \mu\text{g P/l}$ ) og "Noe næringskrevende (evnt. næringsbegunstigede) arter" (som bare forekommer  $> ca. 10 \mu\text{g P/l}$ ). Her inkluderes også arter som trives i svakt mesotrofe miljøer ( $10-15 \mu\text{g P/l}$ ) og som ikke oppfattes som spesielt næringskrevende.

Endringer i artssamfunnet ved økende næringsstilførsler utover det mesotrofe området ser ut til skyldes enkeltarters strategier til å motstå forurensning, og ikke ytterligere næringskrav. Vi har derfor delt artene inn i “lite forurensningstolerante arter” (arter som bare forekommer under ca. 50µg P/l) og “forurensningstolerante arter” (arter som også forekommer og kan ha store forekomster over ca. 50 µg P/l). Grensene må betraktes som svært veiledende og må kontrolleres og tilpasses et større materiale.

Eksempler på arter i de 4 gruppene i tabell 5 er vist i figur 11-14. I og med at “elektrolyttgradienten”, her illustrert ved kalsium, er svært viktig for forekomst av de ulike artene, er denne inkludert i figurene. Tilsvarende oppsett som i tabell 5 kan man altså også gjøre for kalsium. Karplanter som har spesielle krav til “elektrolyttgradienten”, dvs. karbonkilde, har ved enkelte tilfeller tidligere feilaktig blitt karakterisert som næringskrevende arter.

Tabell 5. Forslag til innplassering av arter i forhold til næringskrav og toleranse overfor eutrofi-ering. Omfatter bare de artene som forekommer i  $\geq 4$  innsjøer. Antall observasjoner er vist i parentes. (): plassert i annen kategori enn disse dataene tilsier pga. annen kjent kunnskap. ?: særlig usikker plassering pga. få observasjoner eller mangler ved datamaterialet.

KRAV/TOLERANSE	Lite forurensningstolerante (finnes bare < 50 µg P/l)	Forurensningstolerante (finnes > 50 µg P/l)
<b>Lite næringskrevende</b> (finnes også << 10 µg P/l)	ELEO ACI (6) ISOE LAC (15) (ISOE SET) (8) JUNC BUL (6) (LITT UNI) (6) (LOBE DOR) (6) RANU RPT (11) SUBU AQU (12) (CALL HAM) (12) CALL PAL (5) MYRI ALT (22) POTA ALP (23) POTA BER (17) POTA GRA (16) POTA PRA (17) RANU CON (6) UTRI INT? (4) UTRI OCH? (4) UTRI VUL? (4) SPAR ANG (20) CHAR DEL (7) CHAR GLO (15) CHAR STR? (4) NITE OPA (17)	(ELOD CAN) (4) HIPP VUL (11) POTA FIL? (15) POTA PER (22) NUPH LUT (25) POTA NAT (30)
<b>Noe næringskrevende</b> (evnt. næringsbegunstigede) (finnes stort sett bare > 10 µg P/l)	(CALL HER) (6) MYRI SIB? (4) POTA FRI? (4) NUPH PUM? (4) SPAR EME (6) CHAR ASP? (5) CHAR RUD? (7) CHAR TOM? (4)	CERA DEM (8) MYRI SPI (5) POTA CRI (4) POTA OBT (12) POTA PEC (5) POTA RUT (5) NYMP ALB (15) PERS AMP (6) LEMN MIN (9)

### A. Lite næringskrevende og lite forurensnings-tolerante arter

Dette er den klart mest artsrike gruppen, og her finnes blant annet alle isoetidene og flere kransalger innenfor slekten *Chara*.

Gruppen inkluderer også *Utricularia*-artene, som ofte har stor forekomst i sure innsjøer. Disse artene forekommer frittflytende i vannmassene og burde teoretisk sett ha høy toleranse overfor eutrofiering (dårlig lysklima) (jfr. Phillips et al. 1978). Plantene benytter sannsynligvis bare CO<sub>2</sub> som karbon-kilde og redusert CO<sub>2</sub> i eutrofierte innsjøer blir derfor ugunstig.

*Potamogeton alpinus* - rusttjønnaks - er brukt som eksempel på en lite næringskrevende art med liten toleranse i forhold til eutrofiering (figur 11). Arten finnes over hele landet i både kalkfattige og kalkrike lokaliteter. Planten danner ofte forholdsvis korte skudd og er sjelden observert med flere meter lange hurtigvoksende skudd som hos f.eks. *P. perfoliatus* og *P. crispus*. Dette kan kanskje være årsaken til den lave toleransen.

Kransalgen *Nitella opaca* inkluderer her både *N. opaca* og *N. flexilis*, og er brukt som eksempel på en lite næringskrevende art med liten toleranse i forhold til eutrofiering (figur 11). Artene kan bare skilles dersom frukter forekommer. I flere av våre lokaliteter mangler plantene frukter og er derfor umulig å bestemme til art. *N. flexilis* er mye mer sjelden enn *N. opaca*, men artens utbredelse i forhold til en rekke miljøfaktorer overlappes av utbredelsen av *N. opaca* (Langangen 1974). Vi mener derfor det er mulig å behandle artene samlet. Artskomplekset finnes over hele landet i både kalkfattige og kalkrike lokaliteter, og kan forekomme i store mengder på dypt vann (ned til 10-15m). Artene kan også danne store bestander på bløtt organisk materiale. Det er derfor foreløpig uklart hvorfor arten har liten toleranse i forhold til eutrofiering. Store forekomster av *Nitella opaca* er imidlertid registrert i innsjøer med mer enn 40 µg P/l, og den har klart høyere toleranse enn *Chara*-artene.

### B. Noe næringskrevende og lite forurensnings-tolerante arter

Gruppen med noe næringskrevende arter er forholdsvis liten, og flere arter har usikker plassering, bl.a. *Chara*-artene. Dette gjelder *C. aspera*, *C. rudis* og *C. tomentosa*, som er viktige arter i rene *Chara*-sjøer. Det er ikke trolig at disse har særlige næringskrav. Sannsynligvis skyldes dette at datamaterialet er mangelfullt når det gjelder næringsfattige kalkrike innsjøer. Artene er forholdsvis sjeldne i Norge, og gjennomgang av annen kjent litteratur har foreløpig ikke gitt grunnlag for å endre plasseringen.

Muligens er dette en særlig sårbar gruppe overfor eutrofiering i og med at artene har et visst næringskrav, men samtidig dårlig toleranse overfor eutrofiering.

*Callitriche hermaphroditica* er her benyttet som eksempel på en noe næringskrevende og lite tolerant art (figur 12) selv om den også er registrert ved 75 µg P/l (Lille Gleinsvatn i Nordland). Arten er på tilbakegang i flere land i de søndre delene av dens europeiske utbredelsesområde, og i Sør-Sverige (Skåne og Uppsala län) er den utgått fra 47 av 57 lokaliteter (Martinsson 1988). Eutrofiering framholdes som den mest trolige årsaken til tilbakegangen i innsjøer. Basert på en foreløpig vurdering av lokalitetene i Sør-Norge, ser det ut til at arten også er på tilbakegang i Norge. Det er heller ikke rapportert om nye lokaliteter for arten i Sør-Norge de siste 20 (?) år. I Steinsfjorden, som på begynnelsen av 80-tallet hadde forholdsvis store forekomster av arten, ble den forgjeves ettersøkt i 1996. Tilbakegangen av arten i Steinsfjorden ser imidlertid ut til å ha sammenheng med de store bestandene av *Elodea canadensis* (Mjelde 1997, Mjelde og Johansen 1997). Konkurransen med *Elodea* er også foreslått av Martinsson (1988) som en mulig årsak til tilbakegangen. Forsuring, med endring av bikarbonatinnholdet i vannmassene, kan også ha betydning, men artens norske lokaliteter er ikke forsuret. Både i Nord-Sverige og i Nord-Norge har arten fortsatt vitale populasjoner, og registreres stadig i nye lokaliteter (egne obs.)



*Sparganium emersum* er også tatt med som eksempel på en noe næringskrevende, lite forurensningstolerant art (figur 12).

### C. Lite næringskrevende, men forurensningstolerante arter

Gruppen omfatter bare elodeider og nymphaeider, som forekommer over store deler av landet. *Potamogeton natans* (figur 13) finnes i alle typer vann og klarer seg også godt i svært forurenset vann, muligens med en øvre tålegrense på 200-300 µg P/l. Datagrunnlaget for de hypereutrofe innsjøene er imidlertid svært mangelfullt.

*Potamogeton perfoliatus* forekommer i både kalkrike og kalkfattige lokaliteter (figur 13). Planten har ulike vokseformer, dels kan den danne langstrakte, hurtigvoksende skudd fra flere meters dyp og dels danner den små, tett-vokste eksemplarer i erosjonssonen på grunt vann. Slike muligheter har sannsynligvis betydning for artens forurensningstoleranse.

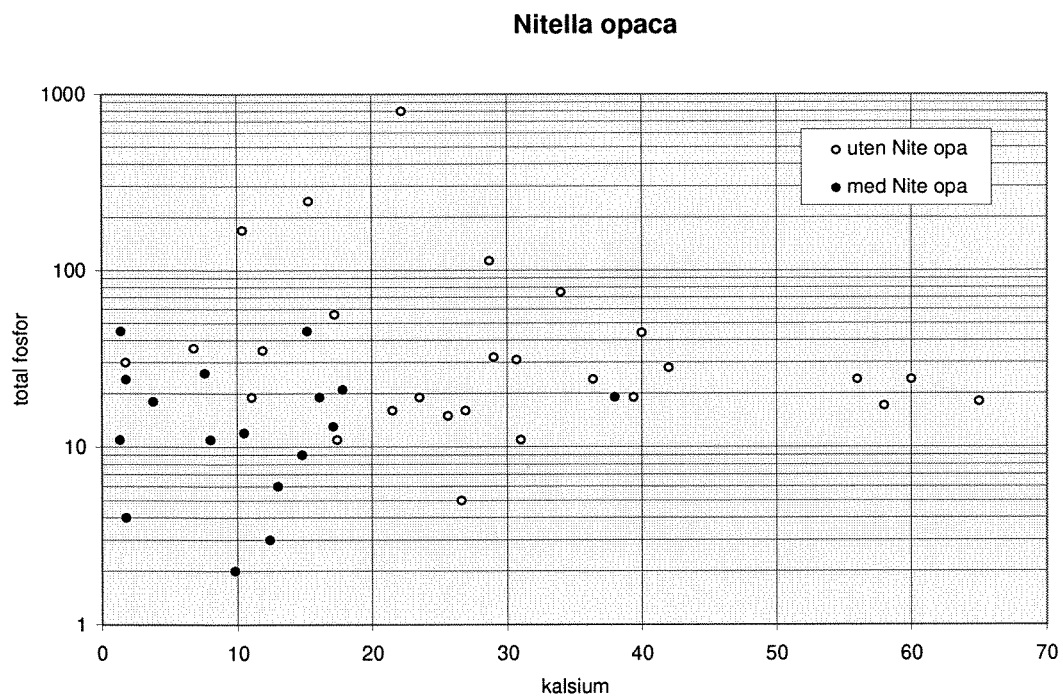
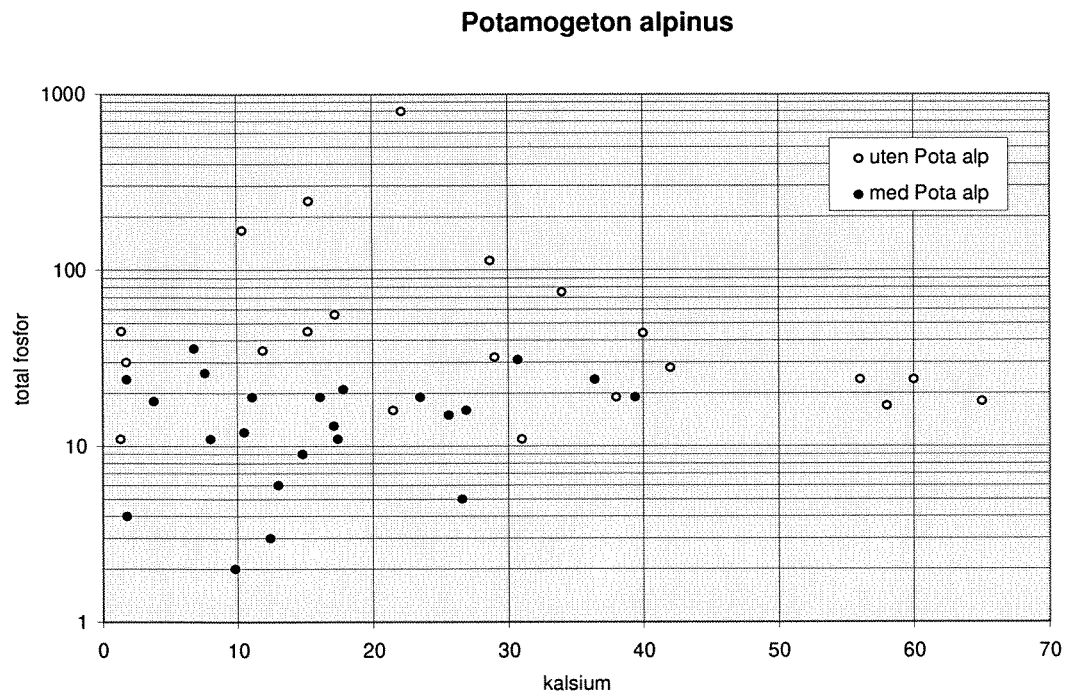
### D. Næringskrevende og forurensningstolerante arter

De næringskrevende artene domineres av arter med ulike strategier i forhold til forurensning.

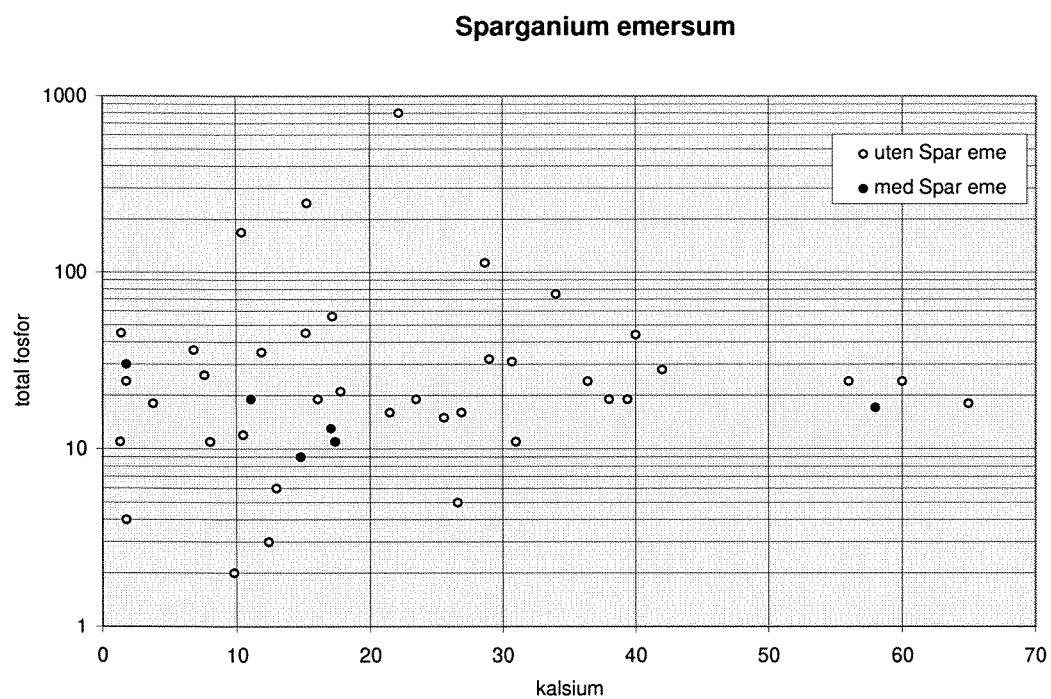
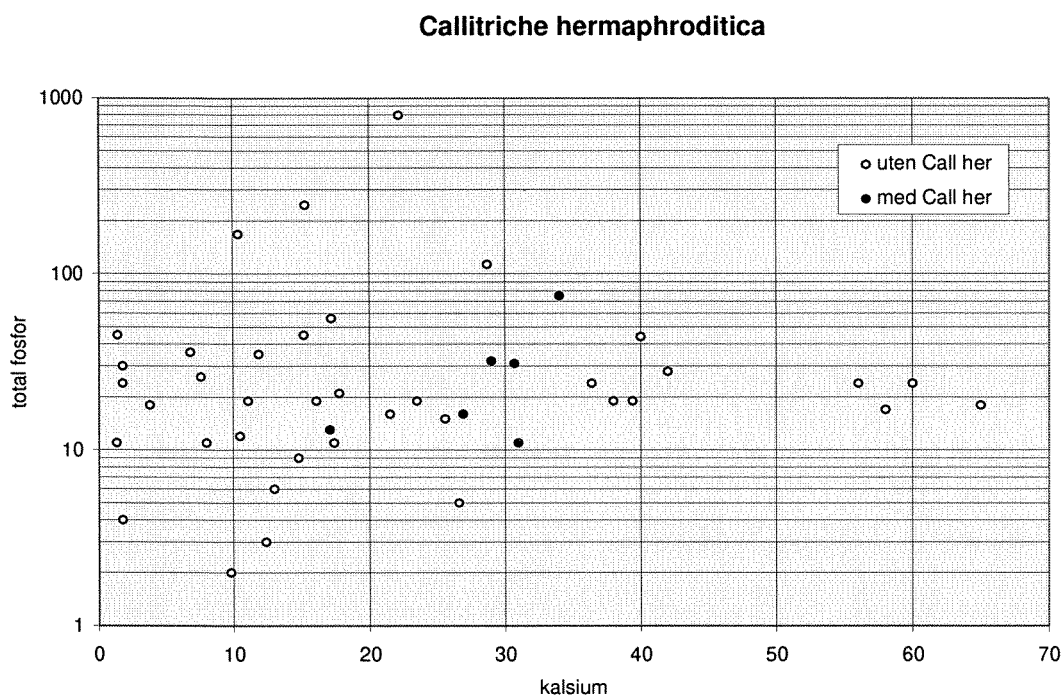
Enten ved kraftig vekst i overflata, eller ved små krav til lysforhold. Dessuten med flyteblad eller frittflytende (nymphaeider og lemner).

*Potamogeton obtusifolius* (figur 14) ser ut til å være forholdsvis motstandsdyktig i forhold til dårlig lysklima, og er flere ganger registrert som den siste undervannsplanten i svært eutrofe innsjøer.

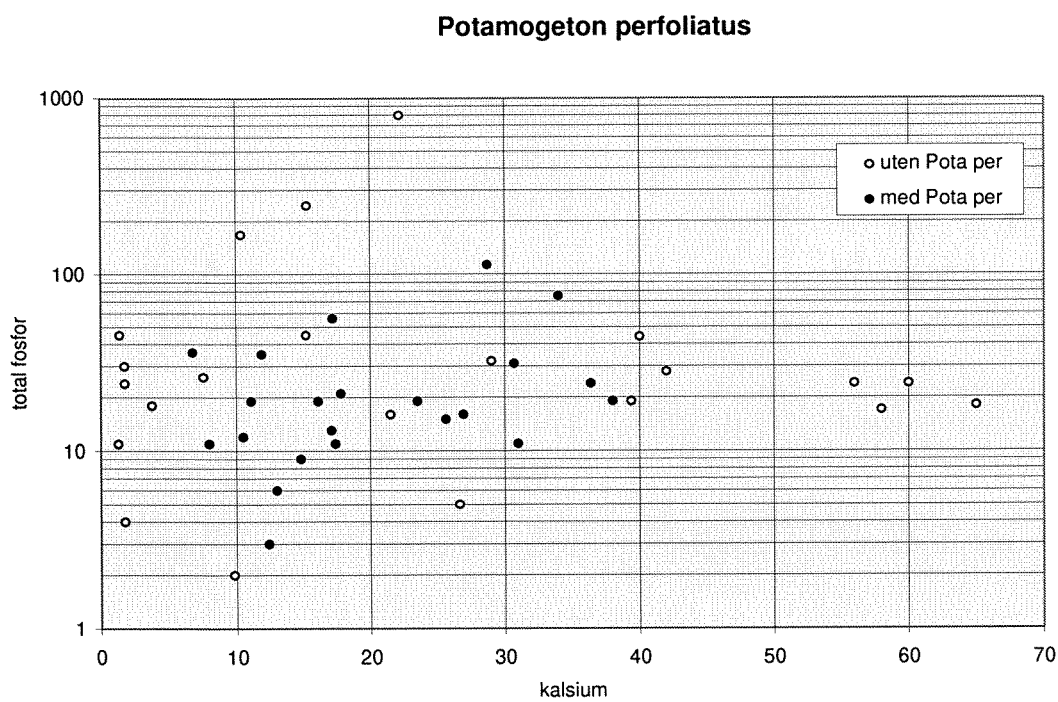
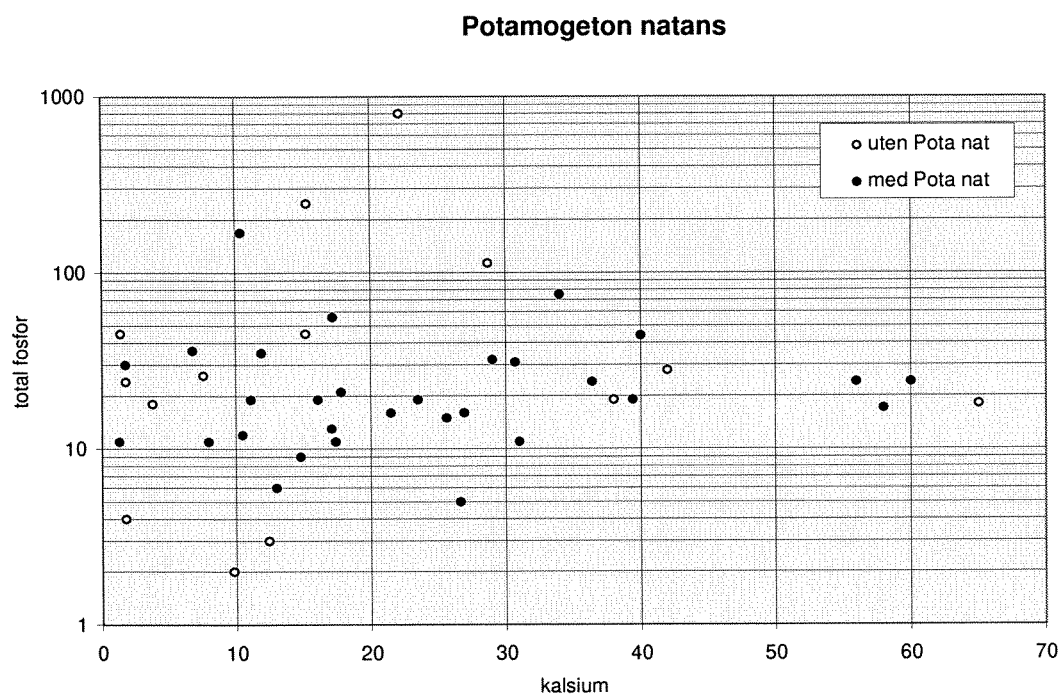
*Ceratophyllum demersum* (figur 14) er en elodeide med små røtter i sedimentet. I svært eutrofe innsjøer (eller på grunn av andre forhold) kan den imidlertid leve frittflytende i vannmassene og ta næringsstoffer direkte fra disse. På den måten kan den konkurrere med algene om næringsstoffer. Arten er en av de få undervannsplantene som ennå finnes og kan danne store bestander i svært næringsrike lokaliteter (>600-700 µg P/l) (Jeppesen et al. 1990, Mjelde & Faafeng 1997). Det er også antydning at artens utskilling av allelopatiske forbindelser (giftige for alger) kan ha betydning for plantens konkurransevne.



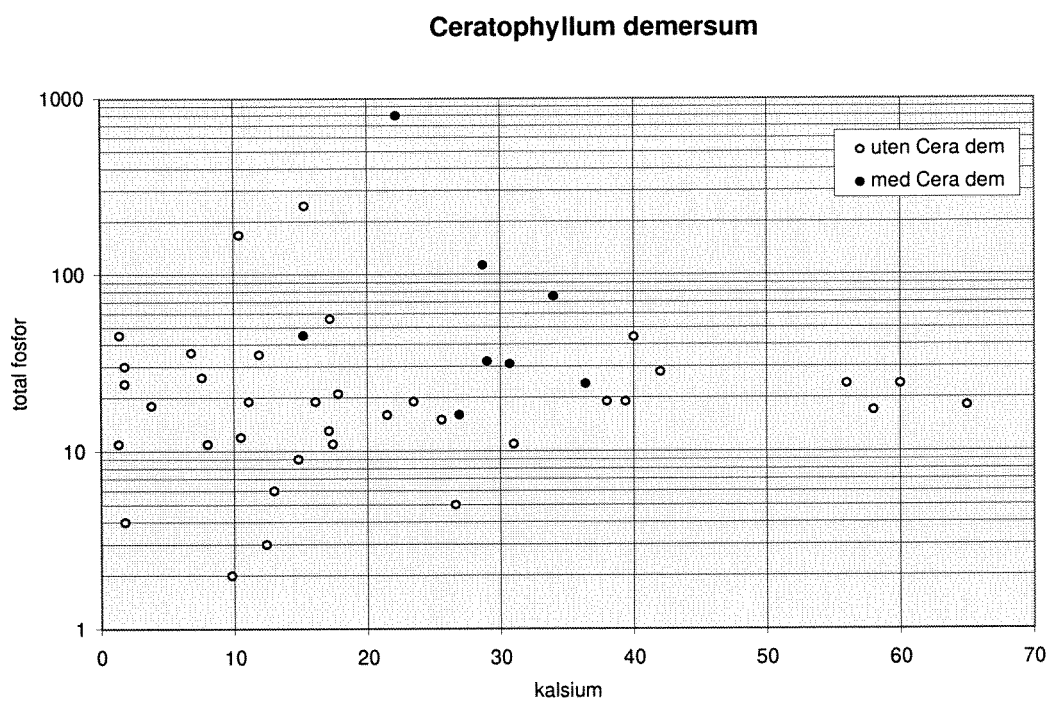
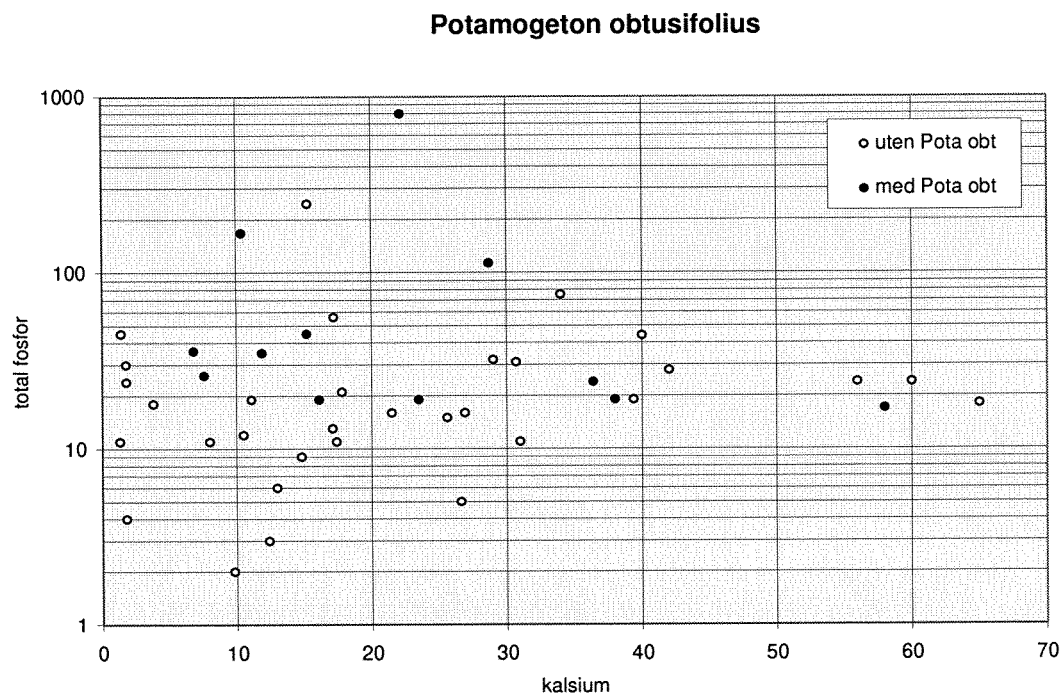
Figur 11. Eksempler på lite næringskrevende og lite forurensningstolerante arter. Øverst: *Potamogeton alpinus*, nederst: *Nitella opaca*.



Figur 12. Eksempler på næringskrevende og lite forurensningstolerante arter. Øverst: *Callitriche hermaphroditica*, nederst: *Sparganium emersum*.



Figur 13. Eksempler på lite næringskrevende, men forurensningstolerante arter. Øverst: Potamogeton natans, nederst: Potamogeton perfoliatus.



Figur 14. Eksempler på næringskrevende og forurensningstolerante arter. Øverst: Potamogeton obtusifolius, nederst: Ceratophyllum demersum.

## 5.6 Opprettholdelse av vannvegetasjonen i svært eutrofe systemer

De fire mest forurensete innsjøene i dette materialet, Søylandsvatn, Østensjøvatn, Helle-sjøvatn og Smokkevatn, er også de mest eutrofe innsjøene som hittil er registrert i Norge (Faafeng, unpubl.). Søylandsvatn og Smokkevatn har begge store forekomster av elodeider, i Søylandsvatn har elodeidene ca. 100% dekning, mens de i Smokkevatn dekker 75% av bunnen (Mjelde & Faafeng 1997). Helle-sjøvatn har store nymphaeide-belter og praktisk talt ingen undervannsvegetasjon (Rørslett & Brandrud 1989), mens vannvegetasjonen i Østensjøvatn, som tidligere var frodig, nå er svært sparsom (Wesenberg, unpubl.). Alle fire innsjøene er grunne, med middeldyp mindre enn 2m.

Innsjøer med total fosfor på mer enn 100 µg P/l er svært uvanlige i Norge og datamaterialet er derfor sparsomt. Imidlertid er det enkelte trekk som er klare; biodiversiteten, uttrykt ved artsantall, er klart redusert og er ved 100 µg P/l bare ca. 30% av maksimal diversitet. Videre er vegetasjonen dominert av konkurransesterke (lyssterke) elodeider og nymphaeider (figur 15). Lemnidene er også tilstede, men selv om dette er den gruppen som kanskje klarer seg best ved økende eutrofiering, spiller den normalt en ubetydelig rolle i vegetasjonen både med tanke på artsantall og mengde. Totalt i Norge er det bare registrert 4 lemnidearter. Disse er svært utsatt for vær og vind på grunn av at de er frittflytende på vannoverflata og forekommer derfor som regel inni eller innenfor helofyttvegetasjonen. Her og i små, helt vindbeskyttede lokaliteter kan de få en viss lokal betydning.

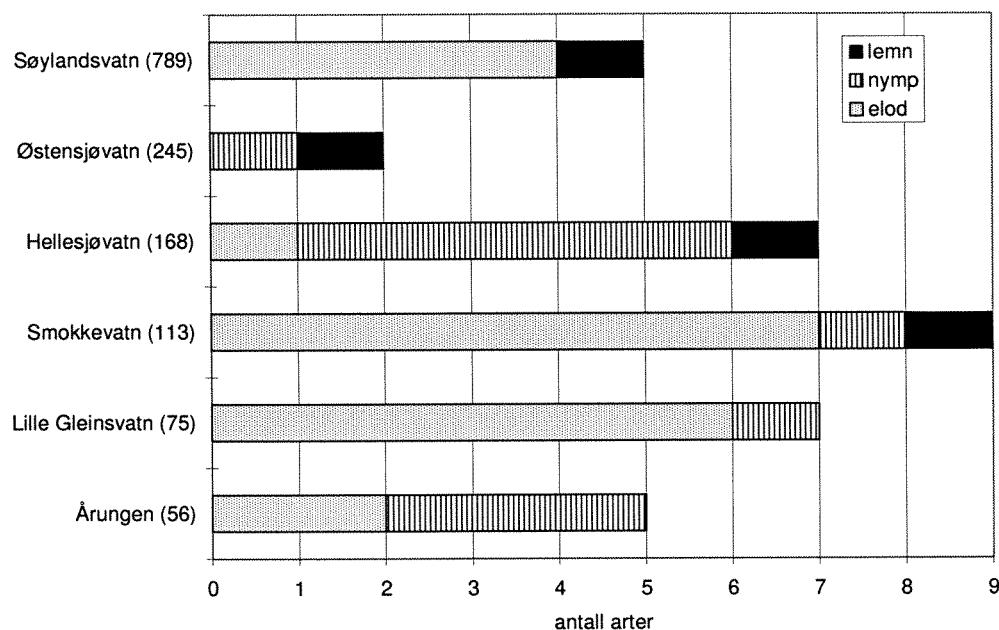
De hypereutrofe systemene har stort sett en frodig og velutviklet helofyttvegetasjon (ut til ca. 1m). Undervannsplantene fortrenses fra disse grunne områdene, hvor lyset kanskje når ned til bunnen, og må derfor ha særskilte strategier for å motstå dårlige lysforhold eller på annen måte konkurrere med planteplankton på dypere vann. Et unntak er lokaliteter med fortsatt beiting i strandområdene (Brandrud og Mjelde 1992), hvor helofyttvegetasjonen tråkkes eller beites slik at forekomsten av undervannsplantene kan opprettholdes. Dette er

sannsynligvis årsaken til at det finnes massebestander av isoetiden *Elatine hexandra* på grunt vann i det turbide Stokkelandsvatn på Jæren. Ved Leira på Østlandet er det som et skjøtselstiltak for å opprettholde de verneverdige pusleplanteengene på Leiras elveslette, foreslått å starte opp igjen med beiting i disse områdene (Brandrud og Mjelde 1992).

Arter med lite krav til lys eller med evne til å flyte fritt i vannmassene vil kunne dominere i vannvegetasjonen og eventuelt konkurrere med planteplankton der innsjøen er grunn nok (van Donk & Gulati 1995, Mjelde og Faafeng 1997). Dette ser ut til å gjelde f.eks. *Elodea canadensis*, *Potamogeton obtusifolius* og *Ceratophyllum demersum*. Videre vil frittflytende planter, f.eks. *Lemna*-artene fortsatt være tilstede i kraftig eutrofe systemer. Det ser imidlertid ut til at nymphaeidene når en tålegrense på rundt 250-300 µg P/l. Blant annet ser det ut til at *Nuphar lutea* i Østensjøvatn (tot P 245) har fått kraftig redusert forekomst (Wesenberg, unpubl.). Vannvegetasjonen i Østensjøvatnet, først og fremst flytebladsplantene, ble imidlertid slått og delvis fjernet fra vannet på 70-tallet.

I laboratorie-forsøk er det vist at *Ceratophyllum demersum* og enkelte *Chara*-arter kan utskille allelopatiske stoffer som virker hemmende på planteplankton (Wium-Andersen et al. 1982, 1983). I flere undersøkelser hvor vannvegetasjon viser framgang på bekostning av planteplankton mener man at allelopati ikke kan utelukkes (bl.a. Scheffer et al. 1994, van Donk & Gulati 1995, Mjelde & Faafeng 1997). Det er imidlertid lite trolig at dette gir plantene et konkurransefortrinn i forhold til planteplankton ute i selve innsjøen, utenfor vegetasjonsbeltene.

Økt biomasse av vannvegetasjon, som følge av eutrofiering, har vist seg å være attraktivt for plantespisende ferskvannsfugl og fisk og kan føre til reduksjon i vannvegetasjonen eller av enkelte arter (bl.a. van Donk et al. 1994). Dette har ikke vært vurdert i Norge. Hvilken betydning dårligere gassutveksling på grunn av begroing eller endrete forhold i sedimentet (anærobe forhold) har for biodiversiteten av vannplanter er heller ikke vurdert.



Figur 15. De mest næringsrike innsjøene sortert etter stigende fosfor-nivå (midlere fosforkonsentrasjon er vist i parentes). Artene er fordelt på de ulike livsformgruppene.

## 7. KUNNSKAPSMANGLER OG VIDERE ARBEID

De største endringene i vannvegetasjonen ser ut til å inntre først ved eutrof - hypereutrofe forhold. Datamaterialet inkluderer imidlertid bare 6 innsjøer med total fosfor over  $50 \mu\text{g P/l}$ , spredt over flere regioner. Materialet har derfor behov for å utvides med flere hypereutrofe innsjøer. Spredningen i næringsinnhold i de mest kalkrike innsjøene er dessuten for dårlig, vi mangler både oligotrofe og eutrofe innsjøer. Foreliggende og upubliserte data samt tidligere sammenstillinger (Rørslett 1991) antyder at vesentlige endringer i vegetasjonen pga. endret klima først kan spores ved 8-900 m o.h. eller helt i nordre deler av landet. Spredningen i klimagradianten i det foreliggende materialet er for liten, og innsjøer i mer ekstreme områder "nord for" og over tregrensa mangler.

Vi har foreslått/antydnet innplassering av 40% av norske karplanter og kransalger i forhold til vannets næringsinnhold. Det er ønskelig å få en bedre oversikt over alle/de fleste artenes næringskrav og toleranse, noe som krever en generell utvidelse av hele datagrunnlaget.

Materialet illustrerer artenes forhold til karbonkilde. Dette er en grunnleggende faktor for forekomst av de ulike artene og bør forbedres. Sedimentets betydning (struktur og kjemisk innhold) for artsforekomst er ikke vurdert i denne sammenheng. Flere vannplanter tar all eller mye av næringen fra sedimentet. Det er imidlertid ikke praktisk å relatere vannplantene til sedimentkjemi da slike prøver krever et helt annet tidsforbruk og økonomi enn det som er mulig her. Imidlertid kan det foretas sedimentprøver i utvalgte innsjøer.

De fleste biodiversitetsindeksene som er tilgjengelig krever empiriske data. I utgangspunktet kan derfor våre data ikke benyttes direkte i biodiversitetsindeksene. Dataene må eventuelt omarbeides og testes mot utvalgte indekser. Eventuelt kan man tenkes seg utarbeidelse av nye indekser.

## 8. LITTERATUR

- Best, E.P.H. 1982. The aquatic macrophytes of Lake Vechten. Species composition, spatial distribution and production. *Hydrobiologia* 95: 65-77.
- Best, E.P.H., Dassen, J.H.A. 1987. Biomass, stand area, primary production characteristics and oxygen regime of the *Ceratophyllum demersum* L. population in Lake Vechten, The Netherlands. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 76 (4): 347-367.
- Blindow 1988. Phosphorus toxicity in *Chara*. *Aquatic Botany* 32: 393-395.
- Blindow, I. 1992. Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. *Freshwater Biology* 28: 9-14.
- Brandrud, T.E. 1995. Vannvegetasjonen i verneverdige grytehullinnsjøer på Romerike. Status, verneverdi og trusselfaktorer. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 3182.
- Brandrud, T.E. & Aagaard, K. (red.) 1997. Felles instituttprogram. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. En kunnskapsstatus. NINA temahefte 13, NIVA lnr. 3734-97.
- Brandrud, T.E. og Mjelde, M. 1992. Undersøkelse av makrovegetasjon i nedre del av Leira og i kroksjøer og dammer på Leiras elveslette. Akershus fylkeskommune. VBPU-rapport 12.
- Brandrud, T.E. og Mjelde, M. 1993. Tålegrenser for overflatevann. Makrovegetasjon. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 2936.
- Chambers, P.A. & Kalff, J. 1985. Depth distribution and biomass of submersed aquatic macrophyte communities in relation to secchi depth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 701-709.
- Faafeng, B., Brettum, P. og Hessen, D. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofitestanden i 355 innsjøer i Norge (Overvåkingsrapport nr. 389/90). Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 2355.
- Faafeng, B.A. & Mjelde, M. 1997. Clear and turbid water in shallow Norwegian lakes related to submerged vegetation. In Jeppesen, E., Ma Søndergaard, Mo Søndergaard, K. Christoffersen (Eds) 1997. The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Springer Verlag, Ecological Studies Series. (i trykk)
- Forsberg, C. 1964. Phosphorus, a maximum factor in the growth of Characeae. *Nature* 201:517-518.
- Forsberg, C. 1965. Environmental conditions of Swedish charophytes. *Symb. Bot. Ups.* XVIII, 4:1-67.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Kristensen, P., Søndergaard, M., Mortensen, E., Sortkjær, O., Olrik, K. 1990. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes. 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia* 200/201: 219-227.
- Jupp, B.P. & Spence, D.H.N. 1977. Limitations on macrophytes in a eutrophic lake, Loch Leven. 1. Effects on phytoplankton. *J.Ecol.* 65: 175-186.
- Langangen, A. 1974. Ecology and distribution of Norwegian charophytes. *Norwegian Journal of Botany* 21: 31-52.
- Langangen, A: 1992a. En enkelt flora over norske kranstalger: Norge kranstalger. Hefte 1. (upubl.)
- Langangen, A. 1992b. Holetjern i Vestre Toten, kranstalgene som ble borte. *Blyttia* 50: 53-57.



- Langangen, A. og Blindow, I. 1995. Kransalgen *Tolypella canadensis* Sawa i Skandinavia. *Polarflokken* 19(2): 131-137.
- Martinsson, K. 1988. Höstlånke, *Callitriche hermaphroditica* - på tilbakegang i søtvatten i Södra Sverige. *Svensk Botanisk Tidsskrift* 83: 243-264.
- Mjelde, M. 1997. Status for spredning av vasspest (*Elodea canadensis*) i Norge. Spredningsomfang og eksempler på effejter. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 3607-97.
- Mjelde, M. og Edvardsen, H. 1994. Bendeltjønnaks - *Potamogeton compressus* L. Gjenfunnet i Norge etter 90 år. *Blyttia* 52: 101-106.
- Mjelde, M. og Edvardsen, H. 1996. Nye funn av kransalgen *Tolypella canadensis* i Nord-Norge. *Blyttia* 54: 133-138.
- Mjelde, M. og Faafeng, B.A. 1997. *Ceratophyllum demersum* hampers phytoplankton development in some small Norwegian lakes over a wide range of phosphorus level and geographic latitudes. *Freshwater Biology* 37: 355-365.
- Mjelde, M. & Johansen, S.W. 1997. Vasspest i Steinsfjorden. Status for utbredelse og omfang i 1996. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 3650-97.
- Ozimek, T. 1978. Effects of municipal sewage on the submerged macrophytes of lake littoral. *Ekol. pol.* 26: 1-39.
- Phillips, G.L., Eminson, D. & Moss, B. 1978. A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquatic Botany* 4: 103-126.
- Roelofs, J.G.M. 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands. I. Field observations. *Aquatic Botany* 17: 139-155.
- Roelofs, J.G.M., Brandrud, T.E. & Smolders, A.J.P. 1994. Massive expansion of *Juncus bulbosus* L. after liming of acidified SW Norwegian lakes. *Aquatic Botany* 48: 187-202.
- Rørslett, B. 1983. Tyrifjord og Steinsfjord. Undersøkelse av vannvegetasjon 1977-82. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 1510.
- Rørslett, B. 1985. Vannvegetasjon og vassdragsregulering. K.norske Vidensk. Selsk. *Mus.Rapp. Bot. Ser.* 1985, s. 109-124.
- Rørslett, B. 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquatic Botany* 39: 173-193.
- Rørslett, B. 1995. Vasspest, *Elodea canadensis* Michx, funnet på Vestlandet. *Blyttia* 53: 169-175.
- Rørslett, B. & Brandrud, T.E. 1989. Hellesjøvatn i Akershus. Vegetasjonsendringer og tiltak. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 2244.
- Scheffer, M., van der Berg, M., Breukelaar, A., Breukees, C. Coops, H., Dock, R., Meijer, M.-L., 1994. Vegetated areas with clear water in turbid shallow lakes. *Aquatic Botany* 49: 193-196.
- Seddon, B. 1972. Aquatic macrophytes as limnological indicators. *Freshwater Biology* 2: 107-130.
- SFT 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. kortversjon. Statens Forurensningstilsyn. TA-905/1992. Forfattere: H. Holtan og D.S. Rosland.
- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T., Lien, L., Lydersen, E. og Buan, A.K. 1997. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 677/96.
- Srivastava, D., Staicer, C.A. & Freedman, B. 1995. Aquatic vegetation of Nova Scotian lakes differing in acidity and trophic status. *Aquatic Botany* 51: 181-196.
- Ter Braak, C.J.F. & I. C. Prentice. 1988. A theory of gradient analysis. *Adv. Ecol. Res.* 18: 271-317.

Van Donk, E., de Deckere, E., Klein Breteler, J.G.P., Meulemans, J.T. (1994): Herbivory by waterfowl and fish in a biomanipulated lake: effects on long-term recovery. *Verhandlung Internationale der Vereinigung Theoretische und Angewandte Limnologie* 25: 2139-2143.

Van Donk, E., Gulati, R.D. 1995. Return of a shallow eutrophic lake to turbid state six years after biomanipulation: mechanisms and pathways. *Water Science and Technology* 32(4): 197-206.

Wium-Andersen, S., Anthoni, U., Christophersen, C., Houen, G. (1982). Allelopathic effects on phytoplankton by substances isolated from aquatic macrophytes (Charales). *Oikos* 39: 187-190.

Wium-Andersen, S., Anthoni, U., Houen, G. (1983). Elemental sulphur, a possible allelopathic compound from *Ceratophyllum demersum*. *Phytochemistry* 22 (11): 2613.

## VEDLEGG I. Registrerte arter i materialet

Latinsk navn	Norske navn	Rubin-kode
<b>ISOETIDER</b>		
<i>Elatine hexandra</i>	skaftevjebloom	ELAT HEX
<i>Eleocharis acicularis</i>	nålesivaks	ELEO ACI
<i>Isoetes lacustris</i>	stivt brasmegras	ISOE LAC
<i>Isoetes echinospora (=I. setacea)</i>	mjukt brasmegras	ISOE SET
<i>Junucus supinus (=J. bulbosus)</i>	krypsiv	JUNC BUL
<i>Limosella aquatica</i>	evjebrodd	LIMO AQU
<i>Littorella uniflora</i>	tjønngas	LITT UNI
<i>Lobelia dortmanna</i>	botngas	LOBE DOR
<i>Ranunculus reptans</i>	evjesoleie	RANU RPT
<i>Subularia aquatica</i>	sylblad	SUBU AQU
<b>ELODEIDER</b>		
<i>Callitriche hamulata</i>	klovasshår	CALL HAM
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	høstvasshår	CALL HER
<i>Callitriche palustris</i>	småvasshår	CALL PAL
<i>Callitriche stagnalis</i>	dikevasshår	CALL STA
<i>Callitriche</i> sp.		CALLITRZ
<i>Ceratophyllum demersum</i>	hornblad	CERA DEM
<i>Elodea canadensis</i>	vasspest	ELOD CAN
<i>Hippuris vulgaris</i>	hesterumpe	HIPP VUL
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	tusenblad	MYRI ALT
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	kamtusenblad	MYRI SIB
<i>Myriophyllum spicatum</i>	akstusenblad	MYRI SPI
<i>Najas flexilis</i>	mjukt havfrugras	NAJA FLE
<i>Potamogeton alpinus</i>	rusttjønnaks	POTA ALP
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	småttjønnaks	POTA BER
<i>Potamogeton compressus</i>	bendeltjønnaks	POTA COM
<i>Potamogeton crispus</i>	krustjønnaks	POTA CRI
<i>Potamogeton filiformis</i>	trådtjønnaks	POTA FIL
<i>Potamogeton friesii</i>	broddtjønnaks	POTA FRI
<i>Potamogeton friesii x obtusifolius</i>		FRIE*OBT
<i>Potamogeton gramineus</i>	grastjønnaks	POTA GRA
<i>Potamogeton lucens</i>	blanktjønnaks	POTA LUC
<i>Potamogeton nitens (=P. gramineus x perfoliatus)</i>		GRAM*PER
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	buttjønnaks	POTA OBT
<i>Potamogeton panormitanus</i>	granntjønnaks	POTA PAN
<i>Potamogeton pectinatus</i>	busttjønnaks	POTA PEC
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	hjertetjønnaks	POTA PER
<i>Potamogeton praelongus</i>	nøkketjønnaks	POTA PRA
<i>Potamogeton rutilus</i>	stivttjønnaks	POTA RUT
<i>Potamogeton vaginatus</i>	slirettjønnaks	POTA VAG
<i>Potamogeton zizii (= P. gramineus x lucens)</i>		GRAM*LUC
<i>Ranunculus confervoides</i>	småvasssoleie	RANU CON
<i>Ranunculus peltatus</i>	stovasssoleie	RANU PEL
<i>Utricularia intermedia</i>	gytjeblererot	UTRI INT
<i>Utricularia minor</i>	småblærerot	UTRI MIN
<i>Utricularia ochroleuca</i>	mellomblærerot	UTRI OCH
<i>Utricularia vulgaris</i>	storblærerot	UTRI VUL
<i>Utricularia</i> sp.		UTRICULZ
<i>Zannichellia palustre</i>	vasskrans	ZANN PAL

VEDLEGG I. *forts.*

Latinsk navn	Norske navn	Rubin-kode
<b>NYMPHAEIDER</b>		
<i>Nuphar lutea</i>	gul nøkkerose	NUPH LUT
<i>Nuphar pumila</i>	soleinøkkerose	NUPH PUM
<i>Nymphaea alba</i> coll.	hvit nøkkerose	NYMP ALB
<i>Persicaria amphibia</i>	vasslirekne	PERS AMP
<i>Potamogeton natans</i>	vanlig tjønnaks	POTA NAT
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	kysttjønnaks	POTA POL
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	pilblad	SAGI SFO
<i>Sparganium angustifolium</i>	flotgras	SPAR ANG
<i>Sparganium emersum</i>	stautpiggnopp	SPAR EME
<i>Sparganium natans (=S.minimum)</i>	småpiggnopp	SPAR MIN
<b>LEMNIDER</b>		
<i>Lemna minor</i>	vanlig andemat	LEMN MIN
<i>Lemna trisulca</i>	korsandemat	LEMN TRI
<b>KRANSALGER</b>		
<i>Chara aculeolata</i>		CHAR ACU
<i>Chara aspera</i>		CHAR ASP
<i>Chara delicatula</i>		CHAR DEL
<i>Chara globularis</i>		CHAR GLO
<i>Chara rudis</i>		CHAR RUD
<i>Chara strigosa</i>		CHAR STR
<i>Chara tomentosa</i>		CHAR TOM
<i>Chara sp.</i>		CHARA Z
<i>Nitella opaca/flexilis</i>		NITE OPA
<i>Tolypella canadensis</i>		TOLY CAN

