

**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internet: www.niva.no

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 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  
5008 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-niva**

9296 Tromsø  
Telefon (47) 77 75 03 00  
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Virknings av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by - og tettstednære områder	Løpenr. (for bestilling) 4303-2000	Dato 15. november 2000
	Prosjektnr. Undernr. P-966023	Sider Pris 73
Fastsittende alger i rennende vann - en kunnskapsstatus	Fagområde Vassdrag	Distribusjon
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA
Forfatter(e)  Eli-Anne Lindstrøm		

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

<p>Sammendrag</p> <p>Det gis en kunnskapsstatus for mangfold av fastsittende alger i rennende vann i Norge. Det fokuseres på variasjoner i mangfold langs naturgitte og menneskeskapt gradienter. Artsmangfoldet er stort, de mest artsrike gruppene er cyanobakterier, grønnalger og kiselalger. Mange har tydelige geografiske tyngdepunkt i Norge og ikke alle ser ut til å være kosmopolitter. Mangfoldet per stasjon dobles fra vår til sommer/høst. Brukes artsantall på den enkelte lokalitet som kriterium bidrar særlig fosfor og tungmetaller til redusert mangfold. Langs en gradient av fosfor er mangfoldet maksimalt ved 3-7 µg totP/L, over 20 µg totP/L er mangfoldet halvert. At det ikke er dokumentert noe generelt avtak i mangfoldet langs gradienter av pH og totN skyldes trolig at næringsstoffene karbon og nitrogen opptrer i ulike tilstandsformer langs disse gradientene. Det er forøvrig dokumentert markerte artsutskiftninger langs gradienter av kalsium, pH, totP og totN. Det er ikke dokumentert direkte tap av fastsittende alger i Norge, men flere forhold tilsier at dette er sannsynlig.</p>
---

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Biologisk mangfold</li> <li>2. Fastsittende alger</li> <li>3. Rennende vann</li> <li>4. Miljøgradienter</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Biodiversity</li> <li>2. Attached algae</li> <li>3. Running water</li> <li>4. Environmental gradients</li> </ol>
---	---



Torleif Bækken  
Prosjektleder



Anne Lyche Solheim  
Forskningsleder



Nils Roar Sælthun  
Forsknings sjef

Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstednære områder

**Fastsittende alger i rennende vann - en kunnskapsstatus**

## 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 økologiske 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 også internasjonalt ansvar for å ta vare på denne.

Den foreliggende rapporten er et ledd i en serie av rapporter som gir en 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.

Denne rapporten omhandler *mangfold av fastsittende alger i rennende vann*. Alle vurderinger er basert på data innsamlet ved NIVA i forbindelse med undersøkelser i vassdrag fordelt over hele Norge.

Rapportens mandat har vært å vurdere effekter av by- og tettstednære områder på mangfold av fastsittende alger, men også grunnleggende forhold som bestemmer mangfold av de fastsittende algene er tatt med. Dette anses som nødvendig, da denne type informasjon ikke er publisert tidligere.

Takk til Eirik Fjeld som har utført den kanoniske korrespondanse analysen (CCA), og til Tone Jøran Oredalen og Ann Kristin Buan for framstilling av en del figurer.

Oslo, 15. november 2000

*Eli-Anne Lindstrøm*

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>7</b>
<b>2. Tidlige undersøkelser</b>	<b>9</b>
<b>3. Materiale</b>	<b>11</b>
<b>4. Metoder</b>	<b>13</b>
<b>5. Artsantall og fordeling innen taksonomiske hovedgrupper</b>	<b>15</b>
5.1 Artsantall	15
5.2 Taksonomiske hovedgrupper	18
<b>6. Variasjoner i artsmangfold langs økologiske hovedgradienter</b>	<b>21</b>
6.1 Faktorer som bestemmer forekomst og artsantall i rennende vann	21
6.2 Antall registreringer av den enkelte art	22
6.3 Geografisk utbredelse av noen "gode" arter	22
6.4 Årstidsvariasjoner	31
6.5 Høyde over havet - klima	34
6.6 Turbiditet og partikler	38
6.7 Elektrolytter - konduktivitet	40
6.8 Kalsium	41
6.9 Forsuring - pH	42
6.10 Fosfor - totP	45
6.11 Nitrogen - totN	47
6.12 Tungmetaller	49
<b>7. Endringer i artsinnhold langs noen kjemiske gradienter</b>	<b>51</b>
7.1 Kanonisk korrespondanse analyse (CCA)	51
7.2 Enkeltarter - langs gradienter av kalsium og pH	53
7.3 Enkeltarter - langs gradienter av fosfor og nitrogen	54
<b>8. Tap av mangfold - kan det dokumenteres?</b>	<b>63</b>
<b>9. Referanser</b>	<b>66</b>
<b>Vedlegg A.</b>	<b>71</b>

## Sammendrag

Det gis en kunnskapsstatus for mangfold av fastsittende ferskvannsalger i Norge. For å begrense en svært omfattende oppgave er arbeidet konsentrert om rennende vann, der 90 % av erfaringsmaterialet er samlet. Det gis en oversikt over mangfoldet innen hovedgruppene og over noen arters utbredelse. Det fokuseres på variasjoner i mangfold langs naturgitte og menneskeskapt gradienter. Ett mål er å erverve kunnskap om effekter av forurensning i by- og tettstednære områder.

Norsk institutt for vannforskning, har undersøkt algesamfunnet i vassdrag over hele Norge. Resultater av observasjoner på totalt 378 stasjoner (940 prøver) er lagt til grunn for de vurderinger som gjøres vedrørende mangfold av fastsittende alger i Norge.

### Artsantall og fordeling innen taksonomiske hovedgrupper

Artsmangfoldet er stort, i 1997 er det registrert 700 taksa i databasen på NIVA. Selv med betydelig innsats er det neppe mulig å gi en tilnærmet fullstendig oversikt over de mest artsrike gruppene, cyanobakterier (*Cyanophyceae*), grønnalger (*Chlorophyceae* og deler av *Charophyceae*) og kiselalger (*Bacillariophyceae*). Tilfanget av "nye" ikke tidligere beskrevne arter vil ventelig være størst blant cyanobakteriene, det gjelder særlig vassdrag med liten antropogen påvirkning. Omfattende studier av rødalgefloraen (*Rhodophyceae*) de senere år, har økt muligheten for å finne "nye" arter i Norge. Noen grupper er representert ved få fastsittende arter i Norge; bl.a. gullalger (*Chrysophyceae*) og brunalger (*Phaeophyceae*).

### Geografisk utbredelse

Mange fastsittende alger i Norge, har klare geografiske tyngdepunkt, og ikke alle ser ut til å være kosmopolitter. Sammenliknes det norske materialet med tilsvarende undersøkelser i Sverige, Nordvest Russland,

Østerrike, østlige deler av USA og hele Nord Amerika, er det lite samsvar mellom utbredelsen av en del arter i Norge og i de undersøkte regioner. Totalt fravær av vanlige "norske" arter i flere av de regionale undersøkelsene, og motsatt stor forekomst i regionale undersøkelser av arter med "smal" forekomst i Norge, tilsier regionale utbredelsesmønstre for fastsittende alger på linje med eksempelvis terrestriske makrofyter. Det norske materialet likner på nordlige og nærliggende regioner, som Sverige, Nordvest Russland, samt boreal sone og i noen grad tundra og vestlig barskog i Nord Amerika.

Hvilke faktorer som er avgjørende for utbredelsen varierer fra art til art. Nordlig utbredelse tilsier at klimatiske og naturgeografiske faktorer er viktige. Berggrunn/surhetsgrad er en annen overordnet faktor. Næringsinnhold spiller også stor rolle.

### Variasjon i artsantall (antall taksa) på den enkelte lokalitet - langs økologiske hovedgradienter

- *Årstidsvariasjoner* - artsantallet dobles fra vår til sommer/høst, økningen er mest markert for grønnalger.
- *Høyde over havet, klima* - samvariasjon mellom økende høyde over havet og avtakende antropogen påvirkning gjør det vanskelig å skille høydegradienten fra andre påvirkninger. Artsantallet ser ut til å øke noe med økende høyde over havet, over 900 m avtar det.
- *Uorganiske partikler* - hemmer utviklingen av algesamfunnet og reduserer mangfoldet. De ulike algene ser ut til å ta i bruk ulike strategier for å klare seg ved partikkelpåvirkning.
- *Elektrolytter* - gitt at årsaken til økt elektrolyttinnhold ikke er forurensning, ser mangfoldet ut til å øke svakt ved økende elektrolyttinnhold.
- *Kalsium* - det opptrer en "topp" i mangfoldet ved 2-4 mg Ca/L. Forøvrig ser

kalsium ikke ut til å ha generell effekt på mangfold av fastsittende alger.

- *pH* - har ingen generell effekt på mangfoldet, forutsatt at det gis som antall taksa per lokalitet. Et "hull" i tilbudet av cyanobakterier er muligens lokalisert ved pH 5.5-6.0. Dette har trolig sammenheng med at algene benytter ulike tilstandsformer av karbon langs pH gradienten.
- *Fosfor* - i rennende vann inntreffer avtak i mangfold allerede ved 7-11 µg totP/L. Fra og med 20 µg totP/L er artsantallet halvert i forhold til maksimalt mangfold, som inntreffer ved 3-7 µg totP/L.
- *Nitrogen* - i likhet med pH er det ikke funnet noen generell effekt av nitrogen på artsmangfoldet. Det opptrer muligens et "hull" i tilbudet av cyanobakterier ved 3-400 µg totN/L. Dette kan ha sammenheng med at algene benytter ulike tilstandsformer av nitrogen i næringsopptaket.
- *Tungmetaller* - er trolig den av de undersøkte gradienter som forårsaker størst avtak i mangfoldet. For kobber, som er best undersøkt, reduseres mangfoldet markert ved 10-15 µg Cu/L.

#### **Artsinventar langs noen kjemiske gradienter**

En del arter har klart definerte nisjer langs gradienter av kalsium, pH, totP og totN. En kanonisk korrespondanse-analyse viste imidlertid at total nitrogen har betydelig mindre betydning for artsinnholdet enn de tre andre gradientene. Det støtter inntrykket av at total nitrogen bør deles i fraksjoner når betydningen av nitrogen på mangfoldet skal undersøkes. For den enkelte art er det liten samvariasjon mellom forsuringfølsomhet og følsomhet for høyt næringssaltnivå, forsuringfølsomme arter kan tåle høye næringssaltnivåer og omvendt. Den kanoniske korrespondanse analysen viste imidlertid frafall av mange arter ved lave pH nivåer og høye næringssaltnivåer. Det kan tyde på *regional/generell* utarming av biologisk mangfold ved forsuring og næringssaltbelastning (selv om ikke mangfold på den enkelte lokalitet reduseres ved forsuring).

#### **Tap av mangfold - kan det dokumenteres?**

Brukes *artsantall* (*antall taksa*) på den enkelte lokalitet som kriterium, impliserer det ikke konkrete tap av spesifiserte arter, men en *generell reduksjon av mangfoldet*. Svaret er i så måte at det er dokumentert avtak i mangfoldet langs flere miljøgradienter.

Brukes *tap av bestemte arter innen et definert område* som kriterium, har enkle analyser av materialet påvist flere forhold som sannsynliggjør tap av mangfold:

- En stor andel av algene er sjeldne. Det gjør dem isolert sett sårbare og tilsier dessuten at de har smale økologiske nisjer.
- Fordi mange alger ikke er kosmopolitter, vil de være sårbare for regionsvise påvirkninger som berører deres utbredelses område.
- Markerte artsutskiftninger langs flere kjemiske gradienter tilsier at mange alger, også de vanlige, har ganske smale nisjer langs flere av miljøgradientene.
- Langs pH og næringsgradientene (totP og totN) ser frafall av arter ut til å være størst ved avtakende pH og økende fosforinnhold.

Blant samfunn/arter som kan være sårbare nevnes: Rødalger i skyggefulle lavlandsområder, her kan omfattende inngrep i kantvegetasjon o.l. være en trussel. Mange utpreget næringsfattige vassdrag, gjør Norge til en gunstig region for alger som er konkurransesvake i næringsrikt vann. For slike kan omfattende regionsvise næringsøkninger ha negativ betydning. Introduksjon av "fremmede" konkurransesterke arter som følge av nærings- og konduktivitetsøkning i tettstednære strøk eller omfattende langtransporterte forurensninger er antakelig også en trussel mot forekomsten av visse arter, eventuelt samfunn.

# 1. Innledning

I løpet av de siste 20 årene har de *fastsittende freskvannsalgene* blitt gjenstand for omfattende studier. Dette er stimulert av en økende erkjennelse av at "they are ideal indicators of the health of many, if not most, aquatic ecosystems" (Stevenson, Botwell & Lowe 1996).

Oppmerksomheten har særlig vært rettet mot deres mange og viktige funksjonelle roller:

- de spiller en sentral rolle i næringsomsetningen og bidrar til å øke vannets resipientkapasitet ved å ta opp og omsette spesielt næringsalter (Triska et al. 1989, Mulholland 1996), men også organisk materiale (Tuchman 1996)
- de står for en vesentlig del av primærproduksjonen, især i raskt rennende vann, der andre primærprodusenter som planteplankton og makrovegetasjon vanligvis har liten forekomst (Minshall 1978, Lamberti 1996)
- de tjener som føde for organismer høyere opp i næringskjeden, denne funksjonen er spesielt viktig i vannforekomster med liten tilførsel av alloktont organisk materiale (Lamberti 1996, Steinman 1996)
- alger som vokser på andre organismer, eksempelvis på makrofytter, representerer en næringsreserve for disse, som frigjøres når algene dør (Wetzel 1983)
- større alger fungerer som oppholdssted og beskyttelse mot mekanisk stress for bunnlevende dyr - som fester for diverse typer egg - og som skjul for bunndyr, mot predatorer (Dodds & Gudder 1992)

I tillegg utgjør de fastsittende algene en av de mest artsrike organismesammfunn i rennende vann. I Norge er dette dokumentert i boreale og arktisk-alpine vassdrag.

I regionale studier av de fastsittende algesammfunnene påpekte Patrick (1997) betydningen av å bevare mangfoldet for at vassdragene skal fungere normalt. Hun

undersøkte ni større vassdrag i USA og fant at alger var viktigste primærprodusent i alle vassdrag. Hun fant også at til tross for at vassdragene var høyst forskjellige, var antall algetaksa omlag det samme, men artssammensetningen var forskjellig. At artsantallet var forholdsvis likt forklarte hun ved at algene skal fylle det samme antall funksjoner i alle vassdrag. Hun påpekte hvor viktig det er at mangfoldet er tilstrekkelig stort til å fylle alle funksjoner i det store spekter av skiftende forhold og vassdrag som finnes.

Etter hvert er det økende forståelse for at en må bevare det biologiske mangfoldet på *alle nivåer* i næringskjedene dersom en skal opprettholde balanserte, vel fungerende økosystemer (Reaka-Fudla et al. 1997). Inntil nylig har oppmerksomheten i høy grad vært rettet mot de store lett synlige organismene høyt oppe i næringskjedene.

Tidligere liten oppmerksomhet omkring de fastsittende algene og totalt sett begrenset kunnskap om dem er viktige årsaker til at de ikke er behandlet i oversikten over truede/verneverdige arter i Norge (Størkersen 1992). Men det har også sammenheng med at det er vanskelig å praktisere tradisjonelle strategier med etablering av "rødlister" når de fastsittende algene skal klassifiseres etter sjeldenhet/sårbarhet/truethet. Begrunnelsen for dette er:

- stort mangfold hva gjelder antall taksa og individforekomst
- stort mangfold hva gjelder vegetasjonstyper og økosystemer
- stor variasjon i forekomst gjennom året, og fra år til annet
- arbeidskrevende og vanskelig systematikk, der bl.a. molekylærbiologiske metoder må tas i bruk for å kartlegge en del algers taksonomiske tilhørighet
- i forhold til tradisjonelle mangfoldbetraktninger er dessuten kunnskapen om

de fastsittende algene i Norge meget sparsom, se kap. 2 "Tidlige undersøkelser"

Disse forhold gir en forklaring, men er i seg selv ikke noe argument for at de fastsittende algene er uegnet for rødlistet.

Dette arbeidet gir en kunnskapsstatus om mangfoldet av fastsittende ferskvannsalger i Norge. For å begrense en meget stor oppgave er arbeidet konsentrert om *rennende vann*. Det fokuseres på variasjoner i mangfold langs naturgitte og menneskeskapt gradienter. Ett mål er å erverve kunnskap om effekter av forurensning i by- og tettstednære områder. Det fokuseres på effekter av plantenærings-salter, organisk stoff, uorganiske partikler, langtransporterte forurensninger og tungmetaller. Det fremsettes hypoteser og påpekes

kunnskapsmangler. Det gis også en oversikt over tidlige undersøkelser av fastsittende alger i Norge.

Det er nylig påvist at fysiske inngrep i habitatet er den påvirkning som i størst grad har bidratt til å redusere mangfold av høyere planter i terrestriske og akvatiske miljø i USA (Doyle 1997). Selv om dette er en påvirkning som i høy grad berører by- og tettstednære områder, er inngrep i habitatet ikke omtalt. Det skyldes dels at materialet ikke er innsamlet med det for øyet, og dels at habitatinngrep er en komplisert og mangfoldig påvirkningstype. Det er dessuten i denne omgang vurdert som viktigere å få et *minstemål av grunnleggende kunnskap* om de fastsittende algenes mangfold i norske vassdrag.



## 2. Tidlige undersøkelser

### *Undersøkelser i Norge - før 1965*

Det ble gjort overraskende få undersøkelser av de fastsittende algene i norske vassdrag før 1965, se publikasjonsliste, Vedlegg A. Oppmerksomheten var dessuten konsentrert om to algegrupper, *kiselager* (Bacillariophyceae) og *desmidiaceer* (Desmidiales, Charophyta), og om to nokså spesielle landområder, *Spitsbergen* og *Jan Mayen*. Arbeider som bare omfatter kiselalger er publisert av P.T. Cleve (1867, 1868), N.G.W. Lagerstedt (1873), A. Cleve (1900), J. Brun (1901), F. Hustedt (1937), G. Krasske (1938) og N. Foged (1952, 1960, 1964, 1968). Tilsvarende omhandler arbeidene til V.B. Wittrock (1869), O. Nordstedt (1872), R. Boldt (1887), G. Bergan (1951) og R. Grønblad (1942, 1964) bare desmidiaceer. Arbeider som bare tar for seg *Spitsbergen* og *Jan Mayen* omfatter I. Meyen (1840), C.F.G. Jessen (1848), P.T. Cleve (1867), N.G.W. Lagerstedt (1873), C.H. Ostenfeld (1898), A. Cleve (1900), J. Brun (1901), O. Borge (1911), K.M. Strøm (1921a), J. Boye Petersen (1923), F. Hustedt (1937), G. Krasske (1938), N. Foged (1964) og M. Hirano (1965).

Tilbake på listen i Vedlegg A er et fåtall publikasjoner fra *Norge (fastlandet)* som omfatter andre algeklasser enn kiselager og desmidiaceer. De mest omfattende arbeidene er gjort av N. Wille (1880, 1901, 1924) og K.M. Strøm (1920, 1921b, 1924, 1926, 1930, 1951). Begge konsentrerte seg om grønnalger, men har også observert andre algegrupper. Strøms doktogradsarbeide fra 1926 om alger i fjellet, er et av de få større arbeider om fastsittende alger i norske vassdrag før 1965. Nevnes må også H. Printz, som var en dyktig taksonom og spesialist på ferskvannsgrønnalger. Hans arbeider (Printz 1914, 1915) var viktige bidrag til kunnskapen om ferskvannsgrønnalgene i Norge. Hans hovedverk "Die Chaetophorales der Binnengewässer" (1964) referer ikke direkte til observasjoner i norske vassdrag, men gir opplysninger om grønnalgeslekter som har stor forekomst i Norge. I en undersøkelse av Drammensvassdraget var Printz, sammen med Schmidt-Nielsen, den første som brukte

algesamfunnet til å beskrive forurensningstilstanden i et vassdrag (Schmidt-Nielsen og Printz 1915). Det foreligger også upubliserte observasjoner av Printz fra 1930-årene, der han bruker algesamfunnet til å beskrive virkningen av bl.a. gruveforurensninger. En hovedfagsoppgave av J. Knutzen (1967) er et viktig bidrag til kunnskapen om xanthophyce-slekten *Vaucheria* De Candolle i Norge, og må nevnes selv om den ble publisert etter 1965.

### *Sentrale svenske arbeider - før 1965*

Overraskende mange svensker har interessert seg for fastsittende alger i Norge. I tillegg til diverse arbeider om kiselalger og desmidiaceer, nevnt ovenfor, har V.B. Wittrock (1883) bidratt med tidlige opplysninger om grønnalgeforekomster, det samme har O. Borge (1892). Andre svensker som har observert alger i Norge, er G. Israelson. I sine observasjoner av noen zygne-malers (Charophyta) forekomst og økologi i "Midt-Skandinavia" har han også med lokaliteter fra det sydøstlige Norge (Israelson 1942). Israelson har publisert et stort arbeide om rødalger (Rhodophyta) i Sverige som omfatter noen lokaliteter i østlige deler av Norge (Israelson 1949). Den eneste brunalgen som med sikkerhet er registret i norske vassdrag, *Heribaudiella fluviatilis* (Areschoug) Svedelius, er også observert av Israelson, på en lokalitet nær svenskegrensen i Trøndelag (Israelson 1938). Generelt har interessen for fastsittende alger vært betydelig større i Sverige enn i Norge. Her har dyktige algologer arbeidet med fastsittende alger i mange år. I tillegg til arbeider av V.B. Wittrock, O. Borge og G. Israelson nevnes arbeider av H. Kylin (1912), G.R. Cedergren (1932, 1938), M. Waern (1952) og H. Skuja (1964). Disse har ikke publisert observasjoner av alger i Norge og refereres derfor bare i den ordinære referanselisten.

Den svenske "Floravårdskomiteen för alger" har nylig utarbeidet en sjekklister over registreringer av *makroalger* i Sverige (Tolstoy og Willèn 1997). Listen omfatter både saltvanns- og ferskvannsalger og gir god

oversikt over tidlige svenske undersøkelser. Tatt i betraktning av at det er store likheter mellom mange norske og svenske vassdrag, kan listen i mange sammenheng fungere som referanse og sjekklister for observasjoner av makroalger i Norge. En oversikt over publikasjoner, som omhandler fastsittende alger i rennende vann før 1975, er førøvrig gitt av Johansson, Kronborg & Thomasson (1977).

Selv med støtte fra observasjoner i svenske vassdrag, var kunnskapsgrunnlaget utvilsomt meget begrenset, da Norsk institutt for vannforskning, NIVA, startet registreringer av fastsittende alger i norske vassdrag i slutten av 1950-årene (Baalsrud 1961).

### 3. Materiale

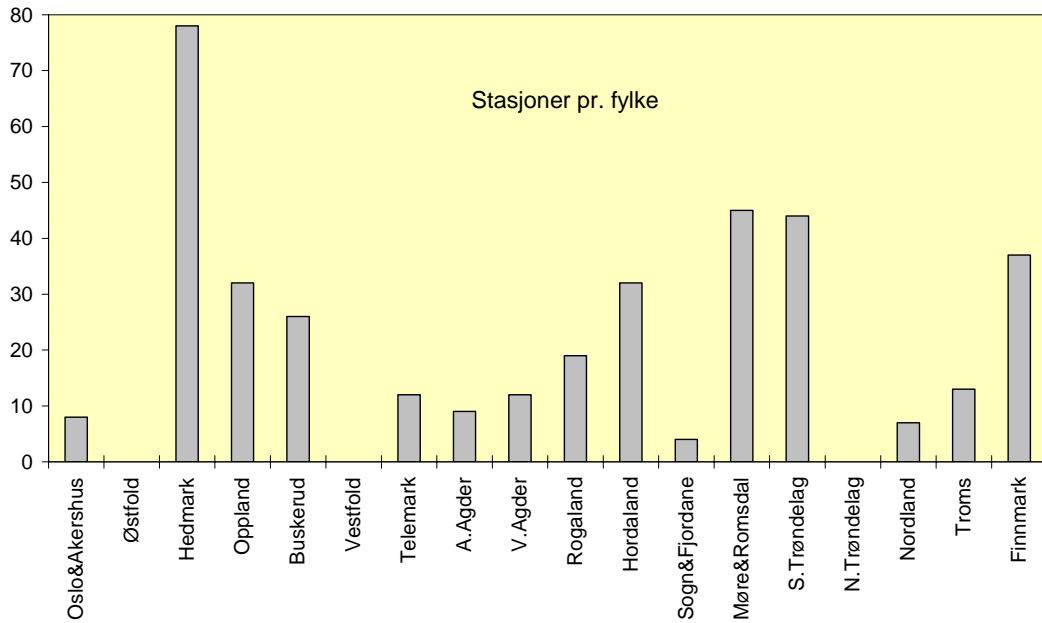
Norsk institutt for vannforskning, NIVA, har undersøkt det fastsittende algesamfunnet på et stort antall lokaliteter i vassdrag fordelt over hele Norge. De fleste observasjonene er gjort i *rennende vann* og forhold som berører innsjøer blir bare unntaksvis omtalt. Observasjonene er i de fleste tilfeller lagt til elvestrekninger med strømhastighet over 20 cm/sek, derved er materialet selektert på elvebunn med steinet substrat. Det er også selektert på lokaliteter med god lystilgang. En vesentlig del av materialet er innsamlet i forbindelse med vurderinger av menneskeskapt påvirkninger. Det er derved selektert på gradienter i forurensning og i mindre grad på gradienter i naturtype. Materialet er vesentlig innsamlet og bearbeidet etter retningslinjer beskrevet i "Metode A" (Jarlman et al. 1996). Dette gir en generell beskrivelse av artssammensetning og en semikvantitativ angivelse av algenes forekomst.

En stor del av de undersøkelser som er gjort etter 1978, er registrert i NIVAs database for fastsittende alger. I 1997 inneholdt denne resultater av begroingsobservasjoner, innsamlet og analysert med minst så stor detaljeringsgrad som angitt i "Metode A", på totalt 378 stasjoner fordelt på 16 fylker, Figur 3.1. Fra disse stasjonene er analyseresultater av totalt 940 prøver lagt inn i databasen, fylkesvis fordeling av prøvene er vist i Figur 3.2. Dette materialet legges til grunn for vurderinger vedrørende de fastsittende algenes mangfold i rennende vann i Norge. For å illustrere betydningen av noen miljøfaktorer vises eksempler fra enkeltundersøkelser. Viktig i den sammenheng er langtidsstudier i Forsknings- og referansevassdrag Atna (Lindstrøm & Johansen 1997). I tilknytning til en vesentlig del av algeobservasjonene foreligger data om fysisk/kjemiske variable.

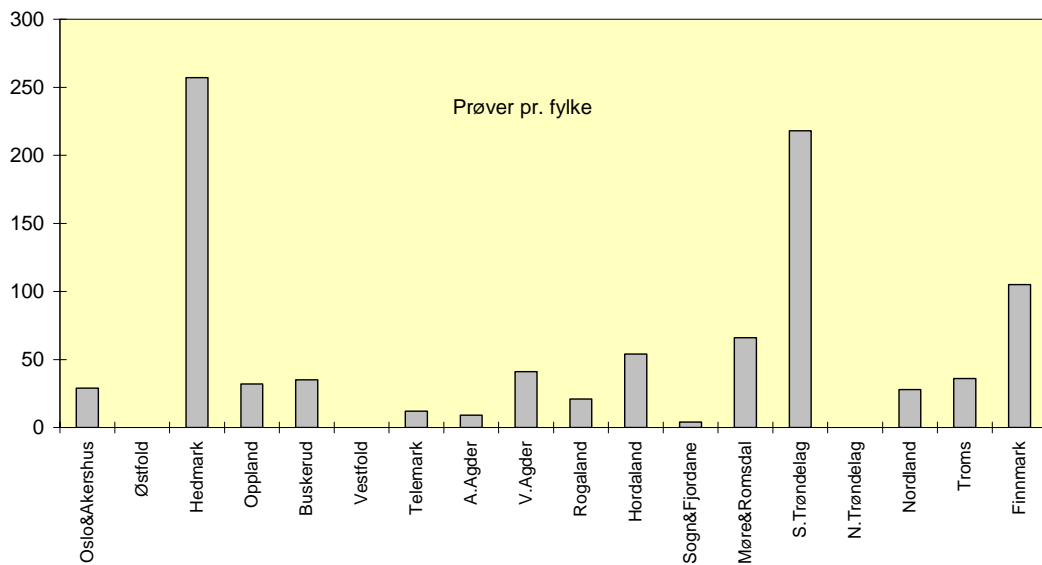
Datamaterialet er skjevt mht. geografisk fordeling, Figur 3.1. Østfold, Vestfold og Nord-Trøndelag er ikke representert og noen fylker er underrepresentert, bl.a. er det bare data fra

fire lokaliteter i Sogn og Fjordane. Hvis antall prøver per fylke tas med, Figur 3.2, blir den skjeve fordelingen mer utpreget. Dette skyldes vesentlig en del større vassdragsvise undersøkelser, hvorav noen har pågått i flere år. I Hedmark bidrar flere store undersøkelser i Glåmavassdraget til høyt antall prøver, her er bl.a. forsknings- og referansevassdrag Atna undersøkt siden 1986. I Sør-Trøndelag bidrar flerårige undersøkelser i Orkla og Gaula til det store prøvetallet. I Finnmark er det undersøkelser i Alta- og Tanavassdraget som bidrar mest.

For å få et statistisk mer håndterbart og utsagnskraftig materiale må databasen ajurføres og oppdateres inntil data fra alle sentrale undersøkelser gjort etter 1977 er lagt inn. Den må også oppdateres mht. naturgeografiske forhold og kjemiske variable. Materialet må dessuten suppleres med undersøkelser i manglende og underrepresenterte geografiske områder. Det gjelder særlig lite påvirkede vassdrag i lavlandet, kalkrike vassdrag, lavlandsvassdrag i skogsområder og vassdrag høyere enn 900 moh.



**Figur 3.1.** Fastsittende alger (begroing) registret ved "Metode A". Antall elvestasjoner per fylke. NIVAs database for fastsittende alger, 1997.



**Figur 3.2.** Fastsittende alger (begroing), registret ved "Metode A". Fylkesvis fordeling av antall prøver. NIVAs database for fastsittende alger, 1997.

## 4. Metoder

Fordi materialet gir en semikvantitativ mengdeangivelse av artene og er skjevt fordelt mht. geografisk beliggenhet, naturtyper og fordeling innen SFTs vannkvalitetsklasser (Bratli et al. 1997) er det behov for en grundig gjennomgang og supplering før det egner seg for omfattende statistiske analyser.

Følgende uttrykk for mangfoldet anses som forholdsvis oversiktlige og anvendelige på det foreliggende materiale:

- artsantall/antall taksa (antall taksonomiske enheter som arter, slekter osv.) per lokalitet og endringer i artsantall per lokalitet, langs miljøgradientene
- artsinnhold og endringer i artsinnhold langs miljøgradientene
- en kombinasjon av artsantall og artsinnhold langs miljøgradientene og endringer innen et definert område (regionalt mangfold)

### *Antall taksa (arter/grupper av arter) pr. lokalitet*

Taksa innen gruppene Cyanophyceae, Chlorophyceae, Euglenophyceae, Xanthophyceae, Phaeophyceae, Rhodophyceae, Chrysophyceae og delvis Charophyceae er medregnet. Kranslagene (Charales, Charophyceae) er utelatt, dels fordi de fleste vokser i stillestående vann og dels fordi det er naturlig å omtale kransalgene under makrovegetasjon (Mjelde 1997). Det er lagt liten vekt på å identifisere arter innen den artsrike orden Desmidiiales (Charophyceae), derfor er heller ikke disse tatt med. Kiselalgene (Bacillariophyceae) er delevis bearbeidet i separate prøver, derfor er denne artsrike algeklassen også utelatt fra beregningene. Bare materiale samlet i tiden juli-oktober er med i analysene, se pkt. 6.3 Årstidsvariasjoner.

Antall taksa per lokalitet er relatert til naturgitte og menneskeskapt gradienter. For totP, totN og pH er SFTs inndeling i tilstandsklasser benyttet (Bratli et al. 1997). For totP er den minst næringsrike klassen (<7

µg totP/L) delt i to (<3 og 3-<7). For totN er også den minst næringsrike klassen (<300 µg totN/L) delt i to (<150 og 150-<300). For pH er den minst sure klassen (pH>7.0) delt i to (7.0-<7.5 og >7.5). Kalsium og konduktivitet er delt i seks nivåer på samme måte som totP, totN og pH. Inndelingen er gjort skjønnsmessig på grunnlag av datamaterialet.

For å vurdere *naturgitte gradienter*, er tydelig forurensede/menneskepåvirkede lokaliteter fjernet fra materialet (tilstandsklasse III eller dårligere). Data med og uten menneskepåvirkede lokaliteter er presentert. Nedenfor gis en oversikt over de viktigste lokaliteter som er fjernet:

- *Generell forurensning/tettsteder*: Nedre deler av Sandviksvassdraget (Bærum) inkludert Øverlandselva og Lomma - Dalselva (i Buskerud) nedstrøms Heistadmoen - små vassdrag ved Bergen - Håelva nedstrøms Røros - Barduelva nedstrøms Bardu sentrum - Andselva nedstrøms Andselv sentrum - Tana nedstrøms Tana renseanlegg.
- *Landbruksforurensning*: Deler av Osvassdraget og andre mindre vassdrag ved Bergen - en del små og mellomstore vassdrag i Møre og Romsdal - noen små vassdrag i Vest-Agder - noen små og mellomstore vassdrag i Nordland
- *Industri, bl.a. treforedling*: Hunnselva nedre deler, nedstrøms Raufoss - Begna nedstrøms Hønefoss/Follum fabrikk - Otra nedstrøms Vigeland - Arnassdraget nedstrøms Janus fabrikk - Årøelva (Molde kommune) nedstrøms blekeri.
- *Gruveforurensning*: deler av Orkla - deler av Gaula - noen elver i øvre deler av Glåmavassdraget
- *Partikler*: Osa og Østre Æra i Rendalen under anleggsperiode for vassdragsregulering - Nea i Sør Trøndelag under anleggsperiode for vassdragsregulering
- *Vassdragsregulering*: Rena nedstrøms overføring fra Glåma ved Høyegga, til innløp i Glåma

- *Kalking*: Flakstadelva nedstrøms kalkdoserer

#### *Kanonisk Korrespondanse Analyse (CCA)*

For å relatere algenes forekomst til et sett antatt kritiske og relevante miljøvariable, ble det også gjort en Kanonisk Korrespondanse Analyse (Ter Braak 1986). Dette er en multivariat, direkte gradient analyse. CCA kombinerer en korrespondanse-analyse av artsforekomst med en multipel 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 regresjon av et sett miljøvariable.

Resultatene kan fremstilles i et ordinasjonsdiagram (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. Miljøvariable som er nært korrelert med hverandre peker i omlag samme retning, mens helt ukorrelerte variabler kan stå vinkelrett på hverandre. Artene framstilles med punkter i ordinasjonsdiagrammet. Artenes plassering i forhold til miljøvariablene angir hvilke faktorer de er assosiert til og korresponderer med deres omtrentlige optimum.

Kalsium, konduktivitet, pH, totN og totP ble valgt som miljøvariable for analysen. Bare materiale som har data for alle variable er med. 237 prøvesett tilfredsstilte dette kravet. Kalsium, konduktivitet, totN og totP ble log-transformert. På grunn av skjev fordeling av pH, med overvekt i det høye pH området >7.0, ble en Box-Cox transformert versjon av H<sup>+</sup>-

ione-konsentrasjonen benyttet i stedet for pH. Uspesifiserte taksa og samlebetegnelser ble fjernet fra algelisten, arter registrert mindre enn 10 ganger ble også fjernet. Etter dette var 70 algetaksa med i analysen.

#### *Artsinnhold - forekomst av enkeltarter langs miljøgradienter*

Det er beregnet prosent funn/treff (bare forekomst/fravær er vurdert, ikke mengde) av noen alger i forhold til gradienter av totP, totN, pH og kalsium, disse er inndelt som angitt ovenfor. Det bare er gjort slike beregninger for deler av samfunnet, fortrinnsvis de store lett identifiserbare artene. Ettersom de vanskelig identifiserbare artene sannsynligvis opptrer på liknende måte, bør kunnskap om de lett identifiserbare kunne få generell anvendelse og si noe om overordnede variasjonsmønstre langs miljøgradientene.

#### *Definisjoner*

De fastsittende algene inngår i begroingsamfunnene i ferskvann. *Begroing* er en praktisk betegnelse på organismer innen gruppene alger, bakterier, sopp og mikroskopiske dyr, som sitter fast på eller lever i direkte tilknytning til ulike typer substrat i vannet. Vannmosene vokser direkte på et fast underlag og inngår vanligvis også under betegnelsen begroing. I det følgende omtales bare de fastsittende algene, herunder inngår både de procaryote cyanobakteriene (tidligere vanligvis betegnet blågrønnalger) og de eukaryote egentlige algene.

Betegnelsen *makroalge* benyttes om encellede og flercellede ikke planktiske alger, som enten i solitær form eller ved at de danner kolonier, er makroskopisk synlige.

## 5. Artsantall og fordeling innen taksonomiske hovedgrupper

### 5.1 Artsantall

Fordi fastsittende ferskvannsalger utgjør artsrike og kompliserte samfunn med mange vanskelig identifiserbare arter, fortøner undersøkelser av mangfold og struktur seg ofte som ufullstendige, upresise og lite utsagnskraftige. Dette første bidrag til en oversikt over artsantall av fastsittende alger i rennende vann i Norge må vurderes i lys av dette. Arter som er vanskelige å skille fra nærstående, eller må dyrkes for å kunne identifiseres, er angitt ved samle-/arbeidsbetegnelser.

For å se om det er geografiske tyngdepunkt i utbredelsen av de fastsittende algene, samt se hvordan strukturen i den norske algefloara stemmer med liknende undersøkelser i andre områder, er det gjort en sammenlikning av observasjonene i Norge med tilsvarende observasjoner i Sverige (Johansson 1982), i Nordvest Russland (Komulaynen 1996), Østerrike (Kann 1978), østlige deler av USA (Patrick 1961) og hele Nord Amerika (Sheath & Cole 1992), Tabell 5.1. Dette er alle regionale undersøkelser og algematerialet er samlet i rennende vann, fra naturlig substrat. Helt sammenliknbare vil slike undersøkelser sjelden være. De ulike organismegrupper vektlegges ofte forskjellig, både ved innsamling og bearbeiding av materialet. De aktuelle undersøkelsene er dessuten ulike hva angår antall stasjoner og størrelse på det undersøkte område.

I sitt doktorgradsarbeide om fastsittende alger i rennende vann undersøkte C. Johansson 500 lokaliteter i Jämtland i Sverige (Johansson 1982). Hun konsentrerte oppmerksomheten om numeriske metoder og muligheten for å definere samfunn som er spesifikke for ulike vassdragstyper. Komulaynen (1996) undersøkte totalt 24 vassdrag/områder fordelt på 8 regioner i Leningrad, Murmansk og Oblatstey kommuner og den Russiske Karelske Republikk. Han vektla dominansforholdet

mellom ulike samfunn og påpekte bl.a. forskjeller mellom sydlige og nordlige regioner. Han presiserte at selv om mange fastsittende alger er kosmopolitter, ser andre ut til å høre hjemme i bestemte naturgeografiske regioner. Kann (1978) undersøkte 48 lokaliteter i rennende vann, fordelt på 14 elver i fjellet i Østerrike. Kann undersøkte områder med ulik berggrunn og fokuserte på berggrunnens betydning for algefloara. Patrick (1961) undersøkte vassdrag som drenerer til USAs østkyst. Hun fokuserte på vassdrag som har ulikt elektrolytt- og kalsiuminnhold. Patrick behandlet sine data vassdragsvis og har få opplysninger om antall arter per definert elvestrekning. Det gjelder også Sheath og Cole (1992) som laget en biogeografi om makroskopiske alger i elver i Nord Amerika. De undersøkte 1000 elvelokaliteter fra 73° til 10° nord og hentet sitt materiale fra åtte naturgeografiske hovedregioner.

Alle undersøkelser referert i Tabell 5.1 ga samme hovedresultat; de mest artsrike algegruppene er fremfor alt kiselalger (Bacillariophyceae), dernest kommer cyanobakterier (Cyanophyceae) og grønnalger (Chlorophyta). Fordi kiselalgene er lite vektlagt i den østerrikske undersøkelsen (Kann 1978) og den nordamerikanske (Sheath & Cole 1992), fremgår ikke dette klart av Tabell 5.1. Den norske undersøkelsen skiller seg ut ved høyt antall taksa, det gjelder først og fremst cyanobakterier og grønnalger. Det er så langt bare funnet en forklaring på dette, det norske materialet er stort og omfatter mange ulike naturgeografiske områder. Sammenlikner man antall taksa av *makroskopiske* alger i den norske undersøkelsen med den nordamerikanske (Sheath og Cole 1992) er forskjellene ikke så store, se tall i parentes i Tabell 5.1.

**Tabell 5.1. Artsantall av fastsittende alger fordelt på taksonomiske hovedgrupper. Regionale undersøkelser i rennende vann i Europa og Nord-Amerika.**

Referanse: *	Lindstrøm 1997	Johansson 1982	Komulaynen 1996	Kann 1978	Patrick 1961	Sheath & Cole 1992
<b>Område undersøkt:</b>	378 lokaliteter (940 prøver) fordelt på 16 fylker, fra fjell til lavland, gradienter i forurensning	Jämtland i Sverige, 500 elvelokaliteter fra fjell til lavland	24 vassd./områder i kommunene Leningrad, Murmansk og Oblastej, samt den Karelske Russiske Republikk	Fjellbekker og elver i Østerrike, 48 lokaliteter fordelt på 14 vassdrag, ulike mht. berggrunn	9 vassdrag i USA-øst, så mange økologiske elvehabitater som mulig per vassdrag	1000 lokaliteter i Nord-Amerika, fordelt på åtte ulike naturgeografiske områder
<b>Hovedvekt på:</b>	Cyanobakterier og grønnalger, ujevn vekt på kiselalger ca. 50% av prøvene er grundig bearbeidet.	Kiselalger, minst på små epifyttiske og skorpedannende alger, især en del cyanobakterier	Forholdsvis lik vekt på alle grupper	Cyanobakterier, liten vekt på kiselalger og enkelte grønnalgeslekter	Kiselalger	Rødalger og makroskopiske alger
Cyanobakterier ( <i>Cyanophyceae</i> )	165 (83) **	30	62	90	56	(62) **
Grønnalger *** ( <i>Chlorophyceae</i> )	122 (85)	31	25	28 Zygnemaceer ikke bearbeidet	38	(90)
Gulgrønnalger ( <i>Xanthophyceae</i> )	12 (9)	1 bare steril <i>Vaucheria</i>	0	21	2	(15)
Gullager ( <i>Chrysophyceae</i> )	3 (2)	1	1	7	1	(2)
Kiselalger ( <i>Bacillariophyceae</i> )	258 (10) bare deler av kiselalgematerialet grundig bearbeidet	183	284	? bare noen av prøvene undersøkt	245	(35) makroskopiske kiselalger uklart definert
Rødalger ( <i>Rhodophyceae</i> )	13 (12)	7	5	7	6	(52)
Brunalger ( <i>Phaeophyceae</i> )	1 (1)	1	0	1	0	1

\*: noen organismer som bare er identifisert til slekt eller er gitt en arbeidsbetegnelse er også tatt med - gjelder samtlige undersøkelser

\*\* : Makroskopiske alger i parentes - se den norske undersøkelsen, samt Sheath og Cole (1992)

\*\*\*: 40 arter som er medregnet her, hører etter nye taksonomiske regler til *Charophyceae* (Tolstoy og Willén 1997)

- for å sammenlikne med andre undersøkelser omtales de under *Chlorophyceae*

\*\*\*: Desmidiaceer (*Desmiales*, *Charophyceae*) bare undersøkt av Patrick (1961) - ikke medregnet i noen av undersøkelsene i tabellen

\*\*\*: Kransalger (*Charales*, *Charophyceae*) ikke medregnet - omtalt under makrovegetasjon - se Mjelde (1997)



Kiselalgene er lite vektlagt i den østerrikske og den nordamerikanske undersøkelsen og er ikke medregnet i Tabell 5.2, som viser de ulike algegruppene artsantall, som prosent av totalt artsantall. Her bekreftes at cyanobakterier og grønnalger er artsrike grupper. Johansson (1982), Patrick (1961) og den norske undersøkelsen har omtrent samme prosentvise fordeling innen hovedgruppene. Den russiske (Komulaynen 1996) skiller seg ut ved prosentvis høyt mangfold av cyanobakterier og lavt av grønnalger. Hvorfor Komulaynen ikke registrerte noen gulgrønnalger (Xanthophyceae) er ikke kjent. Den østerrikske undersøkelsen (Kann 1978) har lavt mangfold av grønnalger og høyt av gullalger (Chrysophyceae). En vesentlig del av Kanns materiale er samlet i elver som har lav vanntemperatur gjennom hele året, noen har også stor partikkeltransport fra isbreer. Dette ser ut til å virke negativt på grønnalgeforekomsten, se pkt. 6.4. Høyde over

havet - klima og pkt. 6.5 Turbiditet. At Sheath og Cole (1992) har høyt mangfold av rødalger er trolig et resultat av spesiell kompetanse innen rødalger, og er et eksempel på at gode taksonomiske kunnskaper kombinert med grundig bearbeiding av et materiale, gir grunnlag for en utvidelse av artsantallet innen den aktuelle organismegruppe.

På grunnlag av tidligere registreringer er det laget en sjekklister over makroalger i Sverige (Tolstoy og Willén 1997). For noen algegrupper gir denne listen verdifulle opplysninger som supplerer det norske materialet og de regionale undersøkelsene. Da det ikke er skilt klart mellom planktoniske og fastsittende alger, og ikke mellom arter som lever i stillestående og rennende vann, er det vanskelig å sammenlikne sjekklister med det norske materialet, det gjelder særlig omfattende og artsrike grupper som f.eks cyanobakteriene.

**Tabell 5.2.** Artsmangfold av hver algegruppe som prosent av totalt arts mangfold. Kiselalger ikke medregnet.

Algegruppe	Johansson 1982	Komulaynen 1996	Kann 1978	Patrick 1961	Sheath&Cole 1992 makroalger	Lindstrøm 1997 alle alger	Lindstrøm 1997 makroalger
Cyanobakterier (Cyanophyceae)	42.3	67	58.4	54.4	27.9	52.4	43.5
Grønnalger (Chlorophyceae)	43.7	27	18.2	36.9	40.5	38.7	44.5
Gullalger (Chrysophyceae)	1.4	1	13.6	1.9	6.8	3.8	4.7
Gulgrønnalger (Xanthophyceae)	1.4	0	4.5	1.0	0.9	0.6	0.5
Rødalger (Rhodophyceae)	9.9	5	4.5	5.8	23.4	4.1	6.3
Brunalger (Paheophyceae)	1.4	0	0.6	0.0	0.5	0.3	0.5
<b>Totalt</b>	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

## 5.2 Taksonomiske hovedgrupper

### Cyanobakterier (*Cyanophyceae*)

Bortsett fra Sheath og Cole (1992), som har lavt mangfold av cyanobakterier, utgjør cyanobakterier mellom 42 og 67 % av totalt artsantall i de regionale undersøkelsene (kiselalger ikke medregnet i Tabell 5.2). Ettersom det stort sett er undersøkt lokaliteter med liten til moderat forurensning, unntak er 3-4 lokaliteter i Russland (Komulaynen 1996), 3-4 av totalt 48 lokaliteter i Østerrike (Kann 1978) og tre av ni vassdrag i USA (Patrick 1961), bekrefter dette at lite forurensede vassdrag har stort mangfold av fastsittende cyanobakterier. Den russiske undersøkelsen har størst prosentvis andel av cyanobakterier og både artsantall og mengdemessig forekomst er størst i nordlige deler av området (nordlige Karelen og Kolahalvøya). Forholdet mellom artsantall innen Nostocales (cyanobakterieorden med mange nitrogenfikserende arter) og Oscillatoriales (cyanobakterieorden med mange arter i næringsrike vannforekomster) øker dessuten fra 1.6 i området rundt Leningrad, til 2.5 i midtre Karelen og til 4 eller høyere i nordre Karelen og på Kola. Dette er i tråd med erfaringer fra Norge som tilsier at næringsfattige vassdrag med liten menneskelig påvirkning har en rik flora av ufullstendig kartlagte og tildels ubeskrevne cyanobakterier (Traaen et al. 1983, Traaen et al. 1990, Lindstrøm 1992, Kjellberg og Lindstrøm 1993, Brandrud et al. 1999). Det gjelder såvel i sure, som i nøytrale og kalkrike områder. Se kapittel 7 som viser forekomst av noen cyanobakterier i forhold til kalsium, pH og næringssalter. Undersøkelser tilsier dessuten at Nord Norge har en særlig rik flora av lite kjente cyanobakterier og at nitrogenfikserende arter er vanlige (Traaen et al. 1983, Traaen et al. 1990, og unpubl. data). Det beskrives stadig "nye" cyanobakterier og det anses som mulig, ved relativt liten innsats, å få et stort tilskudd av arter som er nye for Norge. Det er høyst sannsynlig at artsantallet blir så stort som den svenske sjekklisten angir; 229 makroskopiske cyanobakterier (Tolstoy og Willén 1997).

### Grønnalger (*Chlorophyceae*)

Ifølge Tabell 5.1 er artsantall av grønnalger noe mindre enn for cyanobakterier. Dette kan ha sammenheng med at mange grønnalger, særlig de trådformede, må være fertile for å identifiseres. I norske vassdrag er dette sjelden tilfellet, og det er heller ikke gjort mange forsøk på å dyrke dem for å få dem fertile. Det samme gjelder etter alt å dømme samtlige undersøkelser referert i Tabell 5.1. Den svenske sjekklisten (Tolstoy og Willén 1997) kan tyde på at artsantallet er betydelig høyere enn Tabell 5.1 viser. Her angis vel 300 makroskopiske grønnalgearter. Det er ikke gitt hvor en kan forvente å finne flest "nye" grønnalger i Norge. Observasjoner i kalde og partikkelpåvirkede vassdrag (Kann 1978, Kjellberg og Lindstrøm 1993, Hessen et al. 1993, Komulaynen 1996, Lindstrøm og Johansen 1997) tilsier at mangfold av grønnalger er mindre her enn i forholdsvis varme vassdrag med klart vann. Om betydningen av klima se pkt. 6.4 og partikkeltransport pkt. 6.5. Så lenge identifikasjonen av arter innen sentrale grønnalgegrupper som Zygnematales (nå under Charophyceae) og Oedogoniales åpenbart er mangelfull, har det liten hensikt å kommentere mangfold av grønnalger generelt.

### Gullalger (*Chrysophyceae*)

De regionale undersøkelsene rapporterer bare 1 til 2 fastsittende gullalger, og *Hydrurus foetidus* (Villars) Tervisan later til å være eneste vanlige art. Den østerrikske undersøkelsen danner et unntak. Kann (1978) observerte 7 fastsittende gullalger i fjellbekker i Østerrike, og det var ikke bare *Hydrurus* som hadde stor forekomst. Bare én art, *Hydrurus*, har stor forekomst i Norge. Et par andre ser ut til å opptre sporadisk. *Hydrurus* er med sin typiske lukt av sild et karakteristisk element i mange vassdrag på våren, gjerne før vårflommen setter inn. Den kan også ha stor forekomst på høsten. Den viser store variasjoner i forekomst fra år til år (Lindstrøm og Johansen 1997). Det er etter alt å dømme flere faktorer som styrer dette; isdekke og lysforhold tidlig på året, vannets næringsinnhold og ikke minst surhetsgrad, ser ut til å være viktige styrende faktorer. Identitet og forekomst til andre fastsittende gullalger i Norge er for dårlig kartlagt til å kommenteres. Skal man filosofere over årsaken til den store

forekomsten av gullalger i det østerriske materialet, kan man tenke seg at fjellbekker i Mellom-Europa har en lang isfri periode om våren med god lysinnstråling, men kaldt og partikkelpåvirket vann. Vannet er dessuten gjerne kaldt det meste av vekstperioden. For å fylle alle funksjonelle roller i disse vassdragene, er det sannsynligvis behov/livsgrunnlag for at mer enn en art (*Hydrurus foetidus*) kan trives under disse meget spesielle betingelsene.

### **Gulgrønnalger** (*Xanthophyceae*)

Så langt er *Vaucheria* registrert som den mest artsrike gulgrønnalgeslekten i Norge. I sin hovedfagsoppgave om slekten *Vaucheria* i Norge registrerte Knutzen (1967) 14 arter i ferskvann. De 9 *Vaucheria* arter som er registrert i forbindelse med NIVAs undersøkelser i rennende vann er alle innebefattet i disse. De fleste ser ut til å trives i elektrolyttrikt, noe næringsrikt vann. De vokser gjerne kystnært og som regel under den marine grense. De regionale undersøkelsene gir inntrykk av noe ujevn vektlegging av gulgrønnalger, Tabell 5.1. Kann (1978) som har registrert flest gulgrønnalger, har i tillegg til *Vaucheria* funnet en del representanter for slekten *Tribonema*. Den svenske sjekklisen angir 16 *Vaucheria* arter og 5 *Tribonema* arter i ferskvann (Tolstoy og Willén 1997).

### **Rødalger** (*Rhodophyceae*)

Omfattende studier av rødalgefloraen de senere år har bidratt til en rekke taksonomiske revisjoner og mange nye arter er beskrevet (Vis et al. 1995, Sheath & Vis 1995, m. fl.). Det meste av arbeidet er gjort i Nord og Syd Amerika. Høyt antall rødalger (52) i den regionale undersøkelsen av makroalger i Nord Amerika (Sheath og Cole 1992) må sees i sammenheng med dette arbeidet. I Finland er det nylig registrert 18 rødlagearter (Eloranta & Kwadrans 1996). Flere er observert i Finland for første gang og en art, *Thuomeya americana* (Kützing) Papenfuss, er registrert for første gang i Europa (Kwadrans & Eloranta 1994). Israelson (1942) fant 20 arter (derav noen kimplanter til de større artene) i en omfattende undersøkelse av rødalgefloraen i Sverige. Sjekklisen til Tolstoy og Willén (1997) angir totalt 25 rødalger (derav noen kimplanter) i Sverige. I Sverige er hoveddelen av rødalgene funnet i Midt og Sør Sverige, gjerne i noe

elektrolyttrike vassdrag dominert av skog (Israelson 1942). Det er registret 14 rødalger i Norge, identifikasjonen er noe usikker for enkeltes vedkommende. Flest arter er funnet i noe næringsrike humøse vassdrag, som oftest med en del kantvegetasjon som demper innstrålingen (Lindstrøm 1984, Lindstrøm upubl.). Næringsfattige, noe sure vassdrag i fjellet ser også ut til å være foretrukne voksesteder for enkelte arter. Det er etter alt å dømme et begrenset antall rødalger i Norge. Med gode forkunnskaper om taksonomi og foretrukne vokseplasser bør det med målrettet innsats, være mulig å kartlegge hovedtrekk i rødalgenes mangfold og utbredelse i Norge.

### **Brunalger** (*Phaeophyceae*)

Det er bare registrert en ferskvannsbrunalge i Norge, *Heribaudiella fluviatilis* Areschoug Svedelius (se figur 6.5). *Heribaudiella* ser ut til å være den eneste allment utbredte ferskvanns brunalge i Europa og Nord Amerika, Tabell 5.1. Svært vanlig ser den ikke ut til å være. Johansson (1982) og Kann (1978) har begge bare 1 observasjon i sine undersøkelser og den ble ikke observert i den russiske undersøkelsen (Komulaynen 1996). Sheath og Cole (1992) fant den bare i tre klimasoner i Nord Amerika. I British Columbia (Canada) skal den være forholdsvis vanlig (Wehr og Stein 1987). En annen ferskvannsbrunalge *Pleurocladia lacustris* A. Braun, er observert på et par lokaliteter i Sverige, bla. i utløpet av innsjøen Erken (Kann 1993, Tolstoy og Willén 1997). Den er hverken funnet i Norge eller noen av de regionale studiene i Europa og Nord-Amerika.

### **Kiselalger** (*Bacillariophyceae*)

Utallige studier tyder på at dette er den mest artsrike algegruppen i ferskvann (Krammer og Lange-Bertalot 1986, 1988, 1991a, 1991b). De 258 arter og varieteter som er registrert i datamaterialet (Tabell 5.1), representerer etter alt å dømme bare en liten del av alle arter i rennende vann i Norge. I en undersøkelse av 647 kiselalgeprøver innsamlet på i alt 300 elve- og innsjølokaliteter fordelt over hele Varangerhalvøya fant Foged (1968) vel 520 arter og varieteter. Han samlet prøver i vassdrag med store ulikheter i bl.a. pH og kalsium. Foged bemerket at området hadde en usedvanlig artsrik kiselalgeflora. Andre undersøkelser i Finnmark/Lappland av Krasske (1943) og Cleve-Euler (1951-55) fremhever

også det artsrike kiselalgesamfunnet i dette området. I 1989 ble det gjort en undersøkelse av kiselalgesamfunnet på 16 stasjoner i Tanavassdraget, som munner ut på Varangerhalvøya (Traaen et al. 1990). Til tross for at det var et mindre område og langt færre stasjoner enn Foged undersøkte, ble det registrert 127 arter og varieteter. Den lett løselige elektolyttrike beggrunnen, med beliggenhet dels under den marine grense, samt kaldt klima ble anført som viktige årsaker til den rike kiselalgefloraen i Tanavassdraget. I en tilsvarende undersøkelse av Altavassdraget ble det også funnet mye kiselalger, men samfunnet var ikke like rikt som i Tana (Traaen et al. 1983). Beliggenhet vesentlig under (Tana) og over (Alta) den marine grense er trolig én årsak til at de to vassdragene er forskjellige. Observasjoner i Romeriksvassdragene tilsier at dette også er et område med en artsrik kiselalgeflora (Lindstrøm 1984). Det ble også den gang bemerket at kiselalgefloraen er spesielt rik i vassdrag som ligger under den marine grense.

På den annen side ser vassdrag med "tynt" næringsfattig vann ut til å ha liten forekomst av kiselalger og artsantallet er lavt (Berge 1985, Lindstrøm 1989, Stevenson et al 1991, Lindstrøm 1992). De regionale undersøkelsene tyder på at artsantallet av kiselalger *innenfor et gitt område* er begrenset, Tabell 5.1. Patrick som er spesialist på kiselalger, observerte bare 245 arter i de ni vassdragene hun undersøkte på USAs østkyst (Patrick 1961). Også Johansson (1982) vektla kiselalger i sine undersøkelser av 500 lokaliteter i Jämtland, men fant ikke mer enn 183 arter og varieteter.

### **Kransalger (*Characeae*)**

Kransalgene er omtalt sammen med makroalgene (Mjelde 1997). Dette er trolig den best undersøkte algegruppen i Norge (Langangen 1974, Langangen & Blindow 1995, m.fl.) og er et eksempel på at når man har etablert en kunnskapsbase og et referansemateriale blir funn av "nye" sjeldne arter og varieteter synliggjort (Mjelde & Edvardsen 1996). Flere arter er oppført på rødlistene i Sverige og burde vært inkludert i tilsvarende lister i Norge.

### *Hypoteser/konklusjoner:*

- Artsmangfoldet er betydelig større enn oversikten i Tabell 5.1 tilsier. Selv med betydelig innsats er det neppe mulig å gi en tilnærmet fullstendig oversikt over de mest artsrike gruppene, cyanobakterier (*Cyanophyceae*), grønnalger (*Chlorophyceae* og deler av *Charophyceae*) og kiselalger (*Bacillariophyceae*).
- Tilfanget av "nye" ikke tidligere beskrevne arter vil ventelig være størst blant cyanobakteriene. Det gjelder særlig vassdrag med liten menneskelig påvirkning, all erfaring tilsier at det her er en rik flora av ufullstendig kartlagte og tildels ubeskrevne cyanobakterier.
- For å kartlegge mangfold av trådformede grønnalger må det omfattende dyrking til.
- Omfattende systematiske og autøkologiske studier av rødalgefloraen (*Rhodophyceae*) de senere år, har økt muligheten for å finne "nye" arter i Norge.
- Noen algegrupper er representert ved få fastsittende arter i Norge; bl.a. gullalger (*Chrysophyceae*) og brunalger (*Phaeophyceae*).
- Det innsamlede kiselalgematerialet vil gi stort tilskudd av nye arter dersom det bearbeides grundigere.
- Alle algegrupper er for dårlig kartlagt og alt det innsamlede materialet er for lite bearbeidet med hensyn til vanskelig identifiserbare arter.
- På grunn av stort mangfold bør taksonomiske studier konsentreres om enkeltgrupper og være målrettet mht. økosystemtype og geografisk beliggenhet.

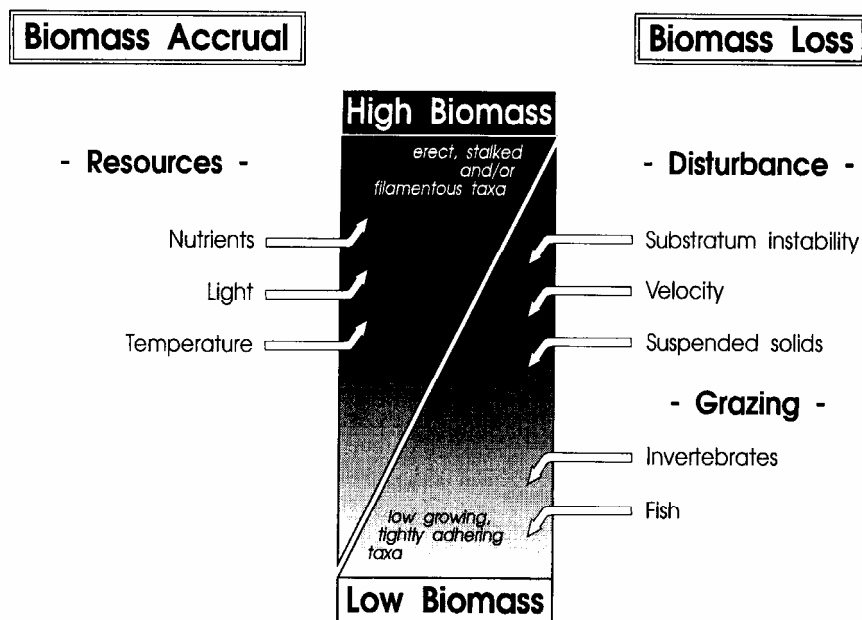
## 6. Variasjoner i artsmangfold langs økologiske hovedgradienter

### 6.1 Faktorer som bestemmer forekomst og artsantall i rennende vann

Biggs (1996) gir en oversikt over faktorer som er viktige for utviklingen av fastsittende alger i rennende vann, se Figur 6.1. Selv om Biggs tar utgangspunkt i faktorer som regulerer algenes mengdemessige forekomst, tilsier all erfaring at de samme faktorer er viktige for artssammensetning og mangfold.

Uttrykket "disturbance" i Figur 6.1 omfatter den mekaniske slitasjen og forstyrrelsen som stadig forekommer i rennende vann. Et annet uttrykk som Biggs anvender er "flood disturbance regime". I dette begrepet reflekteres geologi, topografi og klima. Det kan oversettes med "effekter av flomregime" eller mer presist "flomregimets forstyrrende effekter".

Hvis det er godt lys, uten skyggeeffekter av kantvegetasjon o.l., er "flood disturbance regime" den mest avgjørende faktor for den mengdemessige utviklingen og for fysiognomien til de fastsittende algene i rennende vann (Biggs 1996). Flomregimet influerer på forekomst av sporer og propaguler, på substratstørrelse og substratstabilitet, på strømhastighet, partikkeltransport, vannets gjennomskinnelighet, på næringsinnhold og på tetthet av dyr som beiter på algene. Is og snødekke, et viktig element i norske vassdrag, er også influert av flomregimet. Når det gjelder naturgitte faktorerer betydning for de fastsittende algenes *artssammensetning og mangfold* spiller trolig klima, berggrunn og jordsmonn en særlig viktig rolle.



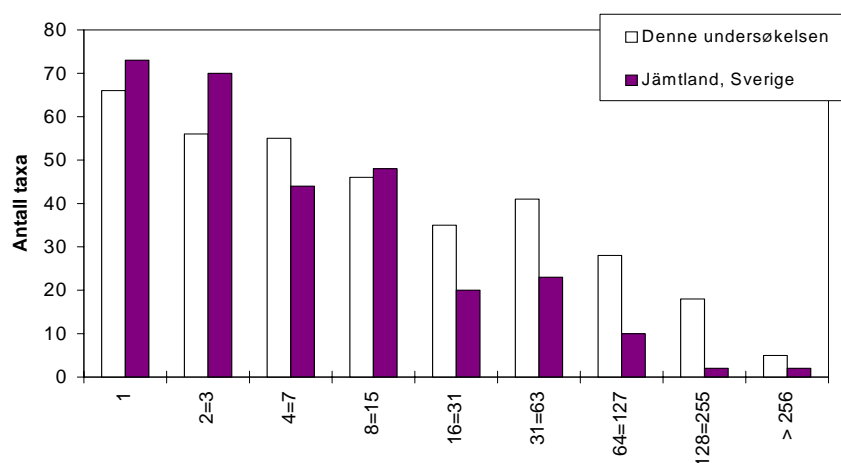
**Figur 6.1.** Faktorer som kontrollerer utviklingen av fastsittende alger i rennende vann (fra Biggs 1996, figur 2, s. 34). Figuren viser forholdet mellom forstyrrelser, ressurstilgang og beitere ("disturbance-resource supply-and grazers"). Relativ balanse mellom "biomass accrual" og "biomass loss" prosesser er angitt ved bredden på trianglene som danner det sentrale rektanglet. Fysiognomien til de samfunn som mest sannsynlig vil dominere i ytterpunktene av disse gradientene er også vist.

## 6.2 Antall registreringer av den enkelte art

Figur 6.2 viser antall ganger hver enkelt art er registrert, i denne undersøkelsen og den svenske (Johansson 1982). De to undersøkelsene viser overraskende lik fordeling av antall registreringer av den enkelte art. Påfallende mange er bare registret 1 gang, 65 i det norske og 74 i det svenske materialet. Omlag like mange er bare registret 2-3 ganger. Det er også påfallende få som er registret mange ganger, dette til tross for at den

norske undersøkelsen omfatter 940 prøver og den svenske 500. Det tilsier at mange arter bare vokser på et lite antall lokaliteter, de er mao. ikke er så generelt utbredt som mange tidligere har antatt. Det tilsier dessuten at fastsittende alger i rennende vann viser stor spredning mht. miljøkrav og konkurransevne.

Den norske undersøkelsen har større andel av arter som er registret forholdsvis ofte, mer enn 16 ganger. Det skyldes dels at flere prøver er undersøkt og dels at en del lokaliteter er undersøkt flere ganger.



**Figur 6.2.** Antall taksa registrert 1 gang i materialet, 2-3 ganger, 4-7 ganger osv. Data fra denne undersøkelsen og fra Jämtland i Sverige (Johansson 1982)

## 6.3 Geografisk utbredelse av noen "gode" arter

Figur 6.3 viser utbredelsen av fire cyanobakterier i Norge, angitt som treffprosent av antall prøver i hvert fylke. Utbredelsen av fire grønnalger er framstilt på tilsvarende måte i Figur 6.4, og tre kiselalger samt brunalgen *Heribaudiella fluviatilis* i Figur 6.5.

I motsetning til vannkjemi og andre målte variable, som kan være gjenstand for målefeil, er prøvelokalitetens geografiske beliggenhet gitt. Algene i Figur 6.3 til 6.5 er alle forholdsvis enkle å identifisere, det er derfor sannsynlig at figurene viser hovedmønsteret i deres utbredelse i Norge. Det tas forbehold om skjev fordeling av materialet mht. naturgitte

forhold og geografisk beliggenhet. Det er valgt alger som har noe forskjellig utbredelsesmønster.

For å få en ide om utbredelsen av disse vanlige "norske" artene i andre geografiske områder er det gitt en oversikt over deres forekomst i de regionale undersøkelsene i Europa og Nord-Amerika, Tabell 6.1.

**Tabell 6.1.** Alger framstilt i Figur 6.3 - 6.5 - forekomst i regionale undersøkelser i Europa og Nord Amerika.

Alger i Norge n= ant. registreringer	Johansson 1982 (Jämtland, Sverige)	Komulaynen 1996 (Karelen, Murmansk, Leningrad)	Kann 1978 (Fjellelver i Østerrike)	Patrick 1961 (USA, østlige vassdrag)	Shaeth & Cole 1992 (hele Nord-Amerika)
---	---	--	---	---	--

**Figur 6.3:**

<i>Calothrix gypsophila</i> n=120	vanlig	vanlig nord på Kola og spredt i midtre Karelen	vanlig	ikke reg.	boreal sone
<i>Calothrix ramenskii</i> n=87	ikke reg.	spredt i nordre Karelen og nordre Kola	ikke reg.	ikke reg.	ikke reg.
<i>Gloeocapsa sanguinea</i> n=85	ikke reg.	ikke reg.	få lokaliteter	ikke reg.	ikke reg.
<i>Stigonema maillosum</i> n=285	vanlig	vanlig i nordre Karelen og på hele Kola	ikke reg.	ikke reg.	tundra og boreal sone

**Figur 6.4:**

<i>Chaetophora elegans</i> n=15	vanlig	spredt, mest i nord	vanlig	vanlig	alle regioner - unntatt "coastal plain"
<i>Binuclearia tectorum</i> n=159	ikke reg.	ikke reg.	ikke reg.	ikke reg.	boreal sone
<i>Microspora palustris</i> n=111	få obs.	ikke reg.	ikke reg.	ikke reg.	bare nærstående arter, i boreal sone
<i>Microspora amoena</i> n=403	vanlig	spredt, vesentlig Karelen og Kola	ikke reg.	ikke reg.	boreal sone

**Figur 6.5:**

<i>Heribaudiella fluviatilis</i> n=64	1 obs.	ikke reg.	1 obs.	ikke reg.	tundra, boreal sone og vestlig barskog
<i>Didymosphenia geminata</i> n=363	vanlig	ikke vanlig ved. Leningrad ellers svært vanlig	ikke reg.	ikke reg.	tundra, boreal sone og vestlig barskog
<i>Frustulia rhomboides</i> m. varieteter n=161	vanlig	vanlig i alle omr.	ikke undersøkt	bare i vassdrag m. lite kalsium	5 av 8 regioner bl.a boreal sone og vestlig barskog
<i>Tabellaria flocculosa</i> n=771	vanlig	dominerende unntatt ett omr. ved Leningrad	bare få obs. ikke unders.	ett vassdrag - lite kalsium	tundra, boreal sone og "østlig-hemlock"

**Kommentarer til figur 6.3 Cyanobakterier:**

*Calothrix gypsophila* (Kuetz.)Thur.

**Utbredelse i Norge:** Foreløpige registreringer tilsier at *C. gypsophila* bare er utbredt i de nordlige fylkene (fra Sør Trøndelag og nordover) og i en del Østlandsfylker. Den er så langt ikke registrert i Hordaland, Rogaland eller Agderfylkene. Dette utbredelsesmønsteret ser i grove trekk ut til å gjelde for mange av de fastsittende algene i Norge.

**Undersøkelser i Europa og Nord Amerika:** *C. gypsophila* er registrert som vanlig i Jämtland, i Nordvest Russland, (ikke i sydlige områder), i fjellbekker i Østerrike (ikke i elektolyttfattige

noe sure vassdrag) og i Nord Amerika (bare i boreal sone), Tabell 6.1.

*Calothrix ramenskii* Elenkin

**Utbredelse i Norge:** *C. ramenskii* har tilnærmet samme utbredelse som *C. gypsophila*, men er mindre utbredt i sørlige områder. Observasjoner i Hedmark og Buskerud gjelder bare nordlige deler av disse fylkene.

**Undersøkelser i Europa og Nord Amerika:** Så fremt det ikke er uenighet om denne algens identitet (norsk og russisk identifikasjon er sjekket, ingen uenighet), ser *C. ramenskii* ut til å ha liten utbredelse. Den er bare registret i nordre deler av Karelen og på Kolahalvøya.

Dette er i tråd med den nordlige utbredelsen som *C. ramenskii* ser ut til å ha i Norge.

*Gloeocapsa sanguinea* Agardh(Kuetz.)

Utbredelse i Norge: På grunn av sin substratnære lite iøynefallende vekstform kan *G. sanguinea* være vanskelig å oppdage og er muligens underrepresentert i det norske materialet. Den endrer dessuten utseende, fra å være karakteristisk blodrød i surt vann, til å bli blåfiolett i alkalisk (Golubic 1967). Observasjonene i Norge har bare fanget opp den blodrøde formen, det kan også være en årsak til at den ikke er registrert som vanlig i Norge. Den har størst treffprosent i Rogaland, i næringsfattige noe sure vassdrag med lavt humusinnhold.

Undersøkelser i Europa og Nord Amerika: Det er ikke mange typisk sure næringsfattige lokaliteter i disse undersøkelsene. Det kan være en årsak til at *G. sanguinea* bare er observert i den østerrikske undersøkelsen, og da i bare den blålige formen (Kann 1978).

*Stigonema mamillosum* (Lyngb.)C.Agardh

Utbredelse i Norge: *S. mamillosum* er en av de vanligste fastsittende alger i norske vassdrag. Den er observert i alle fylker representert i Figur 6.3. Den har størst treffprosent i midtre og sørvestre deler av landet. Den trives i nærings- og inonefattig, ofte noe surt vann, men ser ut til å forsvinne fra de aller sureste vassdragene, der pH er under 5.0 i perioder (Lindstrøm 1992). Det kan forklare liten forekomst av *S. mamillosum* i Aust Agder der materialet består av observasjoner i det meget sure Tovdalsvassdraget (Brandrud et al. 1999) og Arendalsvassdraget i 1986, der pH var under 5.0 i perioder (Hindar & Lindstrøm 1989). I disse vassdragene, og i nabovassdraget Otra, vokser andre *Stigonema* arter, *S. ocellatum* (Dillwyn)Thur., *S. mesentericum* Geitler og *S. minutum* (Agardh)Hassal. De to sistnevnte er så langt bare observert i denne delen av landet, og man kan spekulere på om de opptar en økologisk nisje som vanligvis fylles av *S. mamillosum* når vannkvaliteten er mindre sur enn i Tovdals- og Arendalsvassdraget.

Undersøkelser i Europa og Nord Amerika: *S. mamillosum* er vanlig i Sverige (Jämtland) og Nordvest Russland (nordre Karelen og hele Kola). I Nord Amerika er den bare observert i boreal sone og tundra. Patrick (1961) fant den

ikke i de ni vassdragene som drenerer til USAs østkyst. I Østerrike er den hverken registrert i den regionale undersøkelsen eller i landet forøvrig (E. Kann pers. com.). Ifølge J. Komarék (pers com.) er den knapt observert i MellomEuropa. Sett i lys av denne algens store utbredelse i Norge, må dette betegnes som påfallende.

#### Kommentarer til figur 6.4 Grønnalger:

*Chaetophora elegans* (Roth) C.Agardh

Utbredelse i Norge: *C. elegans* er lett å identifisere. At det er gjort få observasjoner av denne i Norge skyldes etter alt å dømme ikke at den er oversett. Utbredelsen ser ut til å være "smal", begrenset til Finnmark, et par lokaliteter i Hedmark, og et par i Trøndelagsfylkene (sistnevnte ikke vist i Figur 6.4).

Undersøkelser i Europa og Nord Amerika: Av de algene som er framstilt i Figur 6.3-6.5, er *C. elegans*, ifølge de regionale undersøkelsene, den vanligste. Bare de russiske observasjonene er i tråd med de norske, her opptre *C. elegans* som spredt og mest i nord. Dette er enda et eksempel på at en arts utbredelse i en del regioner i Europa og Nord Amerika er svært ulik den norske.

*Binuclearia tectorum* (Kuetz.) Berger

Utbredelse i Norge: Utbredelsen av *B. tectorum* er tilnærmet omvendt av den foregående (*C. elegans*). *B. tectorum* er ikke registrert i Finnmark til tross for at den er registrert i 159 prøver. Den har ifølge Figur 6.4 hovedutbredelse i Rogaland, i Agderfylkene og noen Østlandsfylker. Arten er knyttet til inonefattige vassdrag med liten bufferkapasitet og avspeiler "forsuringens geografi" i Norge.

Undersøkelser i Europa og Nord Amerika: I de regionale undersøkelsene er den bare observert i Nord Amerika, i boreal sone. Også for de regionale undersøkelsene er utbredelsen nærmest omvendt av den foregående (*C. elegans*).

*Microspora palustris* Wichmann

Utbredelse i Norge: Denne har omtrent samme utbredelse som *B. tectorum*, er omtrent like vanlig og avspeiler også "forsuringens geografi".



Undersøkelser i Europa og Nord Amerika: Det er bare registrert en varietet av *M. palustris* i Jämtland; *M. p.* var *minor* Wichmann. I de andre regionale undersøkelsene er den ikke registrert, men Sheat og Cole (1992) oppgir å ha funnet flere *Microspora* arter. Muligheten for forveksling mellom ulike arter kan ikke utelukkes.

*Microspora amoena* (Kuetz.) Rabenh.

Utbredelse i Norge: *M. amoena* er svært vanlig i Norge, datamaterialet inneholder 403 registreringer. Utbredelsen er tilnærmet motsatt av de to foregående grønnalgene. Fravær i Agderfylkene, Rogaland og Telemark kan ha sammenheng med tålegrensen for surt vann, som er meget markert og går ved pH 6.5 (Lindstrøm 1992).

Undersøkelser i Europa og Nord Amerika: *M. amoena* er ujevnt fordelt i de regionale undersøkelsene. Den er lett å identifisere og sannsynligheten for forvekslinger med andre arter er liten. I Jämtland ble den registret på 10 lokaliteter (den er ifølge L. Kronborg vanlig i Sverige, pers.medd.), den vokser spredt på Kola og i Karelen og bare i boreal sone i Nord Amerika. I fjellbekker i Østerrike og på USAs østkyst ble en ikke observert. Ettersom dette ikke er forsurningsutsatte områder, er det ikke sannsynlig at lav pH begrenser utbredelsen av *M. amoena* i disse områdene. Det ser mao. ut til at det i tillegg til pH er det minst én faktor som styrer utbredelsen av *M. amoena*. Hovedutbredelse i nordlige områder kan tyde på at klima spiller en rolle.

### **Kommentarer til figur 6.5 En brunalge og tre kiselager:**

*Heribaudiella fluviatilis* (Areschoug)Svedelius  
Utbredelse i Norge: Foreløpige observasjoner tilsier omlag samme utbredelse som grønnalgen *Chaetophora elegans* (Figur 6.4) med overvekt i Finnmark. Den er også observert i en helt annen kant av landet, i øvre deler av det kalkrike Sandviksvassdraget i Akershus. Etter at Figur 6.5 ble laget er den funnet i Orkla i Sør Trøndelag, på en lokalitet som har vært undersøkt i mange år, der nitrogenkonsentrasjonen er betydelig redusert den senere tid (Aanes & Romstad 1998)

Undersøkelser i Europa og Nord Amerika: I Sverige er *Heribaudiella* observert i Jämtland (1 obs.) og noen andre områder (Tolstoy og

Willén 1997). I Østerrike er den spredt (Kann 1978, Pipp og Rott 1993). Den er ikke observert i Nordvest Russland, men forekomst er mulig (Komulaynen pers. com.). I Nord Amerika opptrer den spredt i nordlige deler; boreal sone, tundra og vestlig barskog. Den er etter alt å dømme oversett og er forholdsvis vanlig i de regioner den hører hjemme, bl.a. nordvestlige deler av USA (Wher og Stein 1987). Den ser *ikke* ut til, som antydnet av enkelte, å ha spesiell tilknytning til marint influerte områder.

*Didymosphenia geminata* (Lyngb.) Schmidt

Utbredelse i Norge: Kunnskapen om denne store, lett identifiserbare og lett synlige algen er meget liten. Litteratursøk i internasjonale tidsskrifter ga syv referanser til *Didymosphenia* i perioden 1965 til 1996. Fire omhandler taksonomiske forhold og tre refererer til funn i forbindelse med undersøkelser som hovedsakelig omhandler andre forhold enn *Didymosphenia*. Inntil 1965 ble *Didymosphenia* betraktet som en kuriositet i Norge og man dro på ekskursjon til de få steder man kjente til at den vokste (G. Rytter Hasle pers. medd.). Med den kunnskap vi har i dag kan vi trygt si at *Didymosphenia* er en av Norges vanligste alger. Per i dag inneholder NIVAs database 363 registreringer av *Didymosphenia*, i tillegg kommer en rekke observasjoner som ikke er registrert i basen. *Didymosphenia* er mest utbredt i Nord Norge og noen sentrale østlandsfylker. Den har klart størst forekomst i nord. Den har et helt annet utbredelsesmønster enn eksempelvis cyanobakterien *Stigonema mamillosum*, som også er meget vanlig i Norge, se Figur 6.2. Det tilsier at diss to algene har ulike miljøkrav. For *Didymosphenia* ser vannets kalsiuminnhold og pH ut til å være avgjørende, kapittel 7.1.

Undersøkelser i Europa og Nord Amerika: *Didymosphenia* ble registret som vanlig i Jämtland, og er svært utbredt og dominerende i Nordvest Russland, men ikke i Leningrad kommune. I Østerrike er den ikke observert (Kann 1978, og pers. medd.), i Nord Amerika bare i tundra, boreal sone og vestlig barskog. Suppleres dette med andre opplysninger om utbredelsen tilsier det at *Didymosphenia* er en utpreget nordlig, trolig cirkumpolar art, med tyngdepunkt i Canada, British Columbia (J. Stein pers.medd.), nordlige deler av USA (Sheath & Cole 1992), nordlige deler av Europa/Russland/China (Kaweka 1982,

Stoermer, Yu-Zao & Ladewski 1986, Komulaynen 1996), samt i nordlige deler av Skandinavia (Johansson 1982) og på de Britiske øyer, fortrinnsvis Skottland (B. Whitton pers. com.). Det ser altså ut til at arter med forskjellig utbredelsesmønster i Norge, *Didymosphenia geminata* og *Stigonema mamillosum* har felles trekk i utbredelsen forøvrig. De er bl.a. tilsynelatende fraværende fra Mellom Europa og sydlige deler av Nord Amerika. Det tilsier at andre faktorer enn pH og kalsium, se pkt. 7.1, også styrer utbredelsen. Det antas at bl.a. klimatiske faktorer har betydning.

*Frustulia rhomboides* (Ehrenb.) deToni - med varieteter

Utbredelse i Norge: Arten og den mest vanlige varieteten *F. r. var saxonica* (Rabh.) DeToni, ser ut til å ha omlag samme utbredelse i Norge. De vokser spredt, har størst forekomst i noe sure humøse vassdrag og kjennetegnes ved tyngdepunkt i innlandsfylker og i Agderfylkene.

Undersøkelser i Europa og Nord Amerika: Alle undersøkelser som inkluderte *Frustulia* angir den som vanlig. Patrick (1961) gjør unntak for vassdrag med høyt kalsiuminnhold.

*Tabellaria flocculosa* (Roth) Kuetz.

Utbredelse i Norge: Dette er trolig Norges vanligste alge i rennende vann, det foreligger 771 registreringer i datamaterialet. I motsetning til mange arter illustrert i Figur 6.3-6.5, ser den ut til å være ganske jevnt utbredt.

Undersøkelser i Europa og Nord Amerika: *T. flocculosa* er også angitt som meget vanlig i de regionale undersøkelsene. Patrick (1961) gjør samme unntak for denne algen som for *Frustulia*, den er bare vanlig i vassdrag med lite kalsium.

*Sammenfattende kommentar:*

Utbredelse i Norge: Mange fastsittende ferskvannsalger ser ut til å ha klare geografiske tyngdepunkt i Norge. Stikkprøver av en del arter avtegner minst to hovedmønstre. Det ene har tyngdepunkt i nordlige fylker samt i Hedmark, med spredt forekomst i Akershus, Oppland, Buskerud og Hordaland. Det andre har tyngdepunkt i Rogaland, Agderfylkene, samt Telemark og til dels Oppland. Det er nærliggende å se dette i

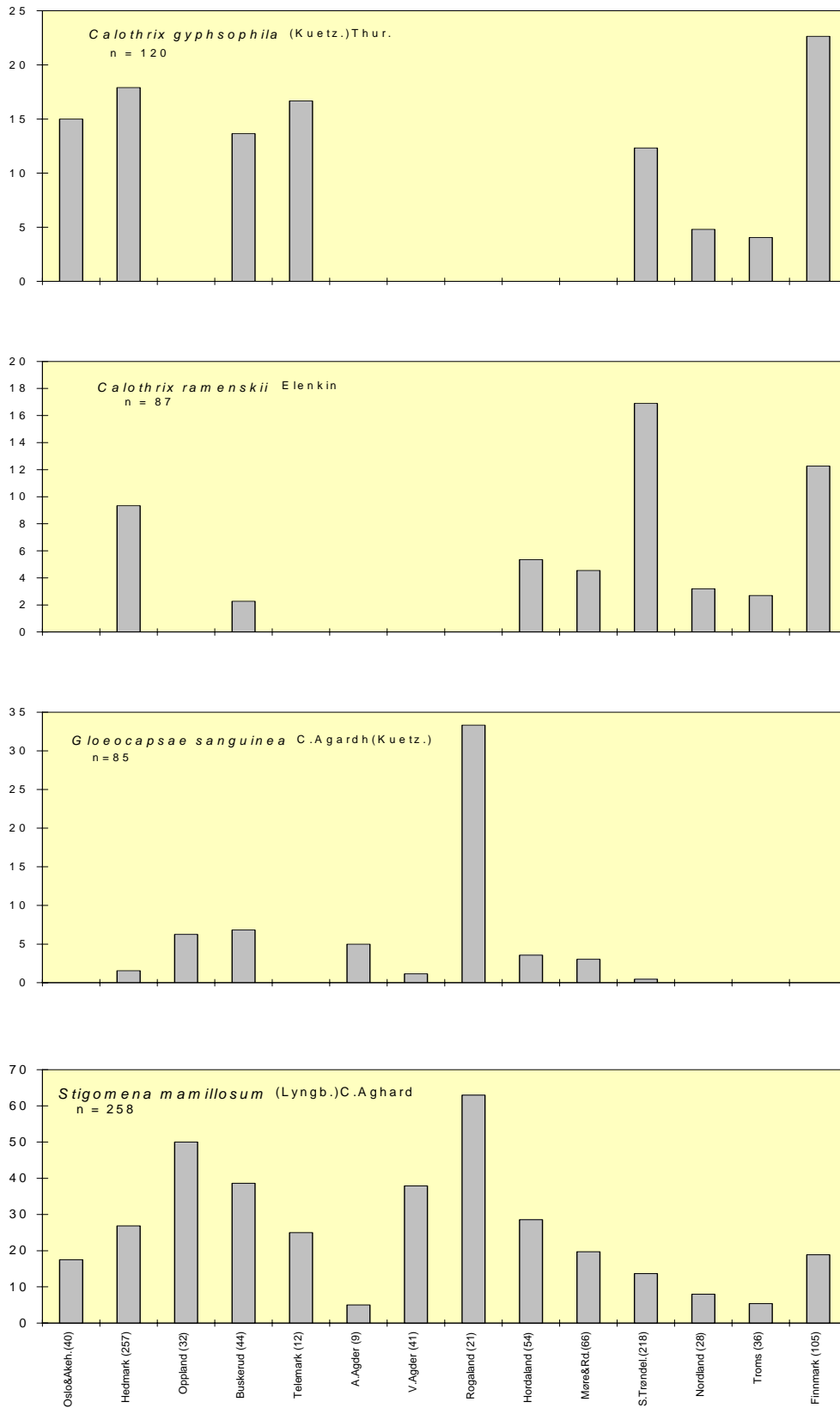
sammenheng med dominerende geologi og vannkjemi (pH) i disse områdene. Noen ser dessuten ut til å ha et nordlig tyngdepunkt i utbredelsen. Slike tyngdepunkt er ikke like tydelige for alle arter.

Regionale undersøkelser i Europa og Nord Amerika: Det er høyst varierende hvordan utbredelsen i Norge samsvarer med de regionale undersøkelsene. Totalt fravær av vanlige "norske" arter i flere av de regionale undersøkelsene og motsatt stor forekomst i regionale undersøkelser av arter som har "smal" forekomst i Norge, tilsier at det er regionale utbredelsesmønstre på linje med eksempelvis de terrestriske makrofyttene. Det norske materialet likner mest på nordlige og nærliggende regioner som: Jämtland i Sverige, Kola og nordlige Karelen, samt boreal sone og i noen grad tundra og vestlig barskog i Nord Amerika.

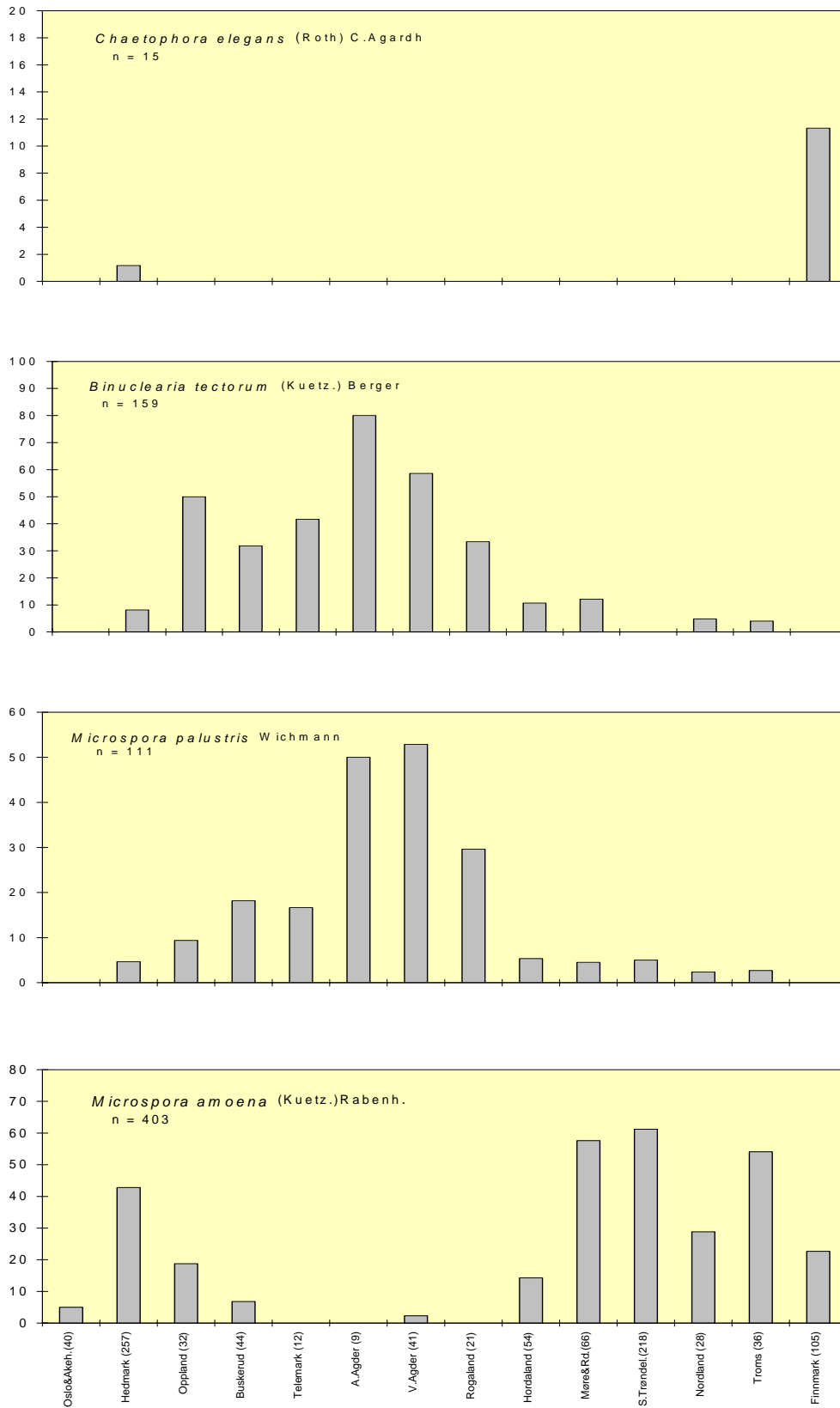
Dette er i samsvar med nyere undersøkelser som viser at ikke alle ferskvannsalger er kosmopolitter, men har regionsvis utbredelse (Kristiansen 1996). Hvilke faktorer som er mest avgjørende for en arts utbredelse varierer. Utpreget nordlig utbredelse tilsier at klimatiske og naturgeografiske faktorer er av betydning. Berggrunn/surhetsgrad er en annen overordnet faktor, men denne gir ofte større forskjeller innenfor en region enn mellom regioner. Næringsinnhold er også viktig. Utallige utpreget næringsfattige vassdrag gjør Norge til en gunstig region for arter som er konkurransesvake i næringsrikt vann. Spredningsbarrierer er trolig også viktig. Stikkprøver tilsier at flere faktorer styrer utbredelsen av den enkelte art.

*Hypoteser/konklusjoner:*

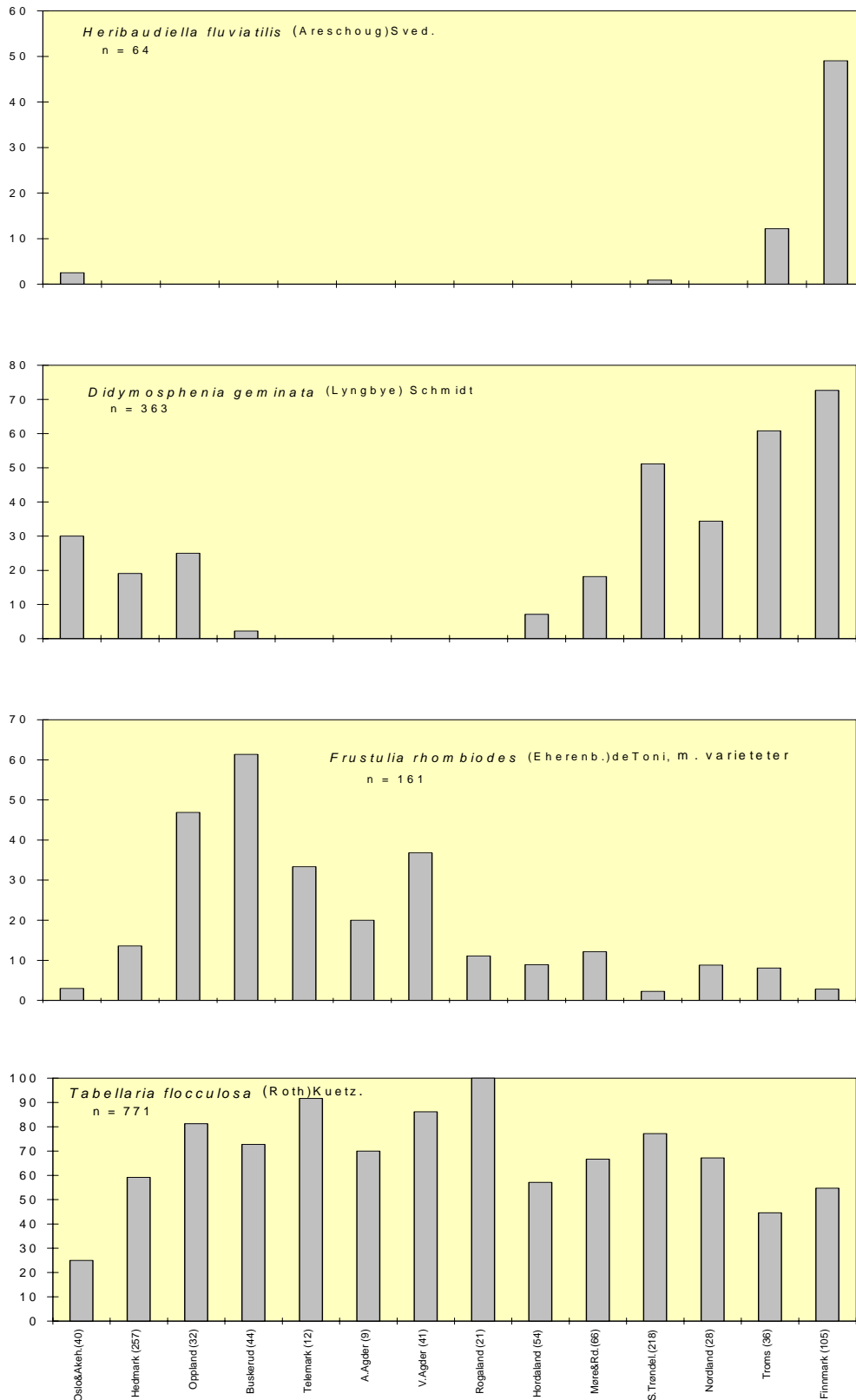
- Variasjonsbredden i artssammensetning er stor, mange alger forekommer bare på et lite antall lokaliteter/vassdrag og må betegnes som sjeldne.
- Ikke alle de fastsittende algene er kosmopolitter. Mange, både vanlige og mindre vanlige, har begrenset og regionsvis utbredelse.
- Omfattende regionsvise påvirkninger kan få betydning for forekomsten av disse.
- Hvilke faktorer som er avgjørende for utbredelsen varierer fra art til art.
- Noen har utpreget nordlig utbredelse og kan være del av spesifikke nordlige algesamfunn.
- Grundig gjennomgang av en del sentrale "norske" arter mht. forekomst og miljøkrav i øvrige deler av verden er ønskelig for å få kunnskap om generelle utbredelsesmønstre og styrende faktorer.



**Figur 6.3.** Prosent funn, fordelt på fylke, av cyanobakteriene *Calothrix gypsophila*, *Calothrix ramenskii*, *Gloeocapsae sanguinea* og *Stigonema mamillosum*. Prøver per fylke i parentes nederst, 4 fylker med lite data (ØF, VF, F&S; NT.) er utelatt.



**Figur 6.4.** Prosent funn, fordelt på fylke, av grønnalgen *Chaetophora elegans*, *Binuclearia tectorum*, *Microspora palustris* og *Microspora amoena*. Prøver per. fylke i parentes nederst, fylker med lite data (ØF, VF, F&S; NT.) er utelatt.

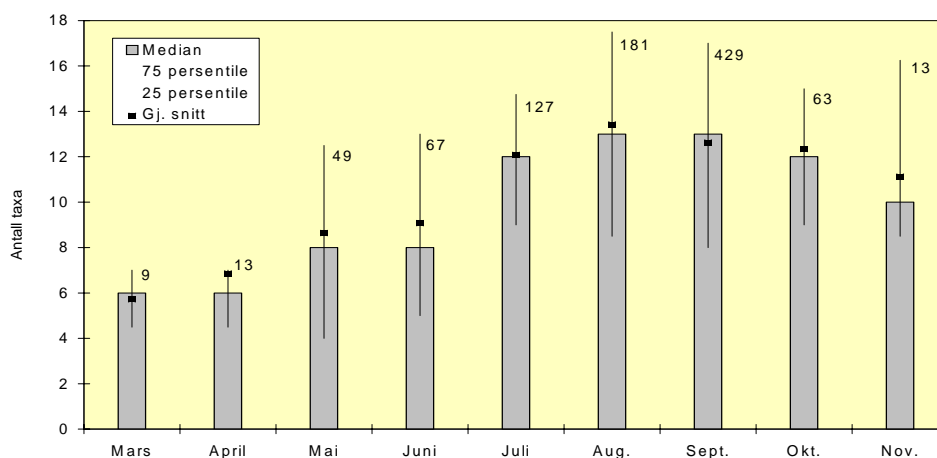


**Figur 6.5.** Prosent funn, fordelt på fylke, av brunalgen *Heribaudiella fluviatilis* og kiselalgene *Didymosphenia geminata*, *Frustulia rhomboides* med varieteter og *Tabellaria flocculosa*. Prøver per fylke i parentes nederst, fylker med lite data (ØF, VF, S&F, NT) er utelatt.

## 6.4 Årstidsvariasjoner

Årstidsvariasjon i artsantall av fastsittende alger er vist i Figur 6.6. Det er ikke skilt mellom naturgeografiske regioner eller andre former for klimasoner. Det er heller ikke skilt mellom påvirkede og upåvirkede lokaliteter. Materialet har stor overvekt av prøver innsamlet i august-september (tall over søyler viser prøver per mnd.) og ingen i perioden november til mars. Det er derfor lite egnet til å studere variasjoner i mangfold gjennom hele året.

Det er klare endringer i artsmangfold i løpet av vekstperioden, antall taksa øker fra gjennomsnittlig 7 i perioden mars-mai til 12.7 i perioden juli- oktober. Det viser at tidspunkt for prøvetakning må tas hensyn til ved sammenlignende studier av artsmangfoldet. Med mindre annet er nevnt legges bare prøver innsamlet i perioden juli - oktober til grunn for de vurderinger av mangfoldet som gjøres videre i dette arbeidet.

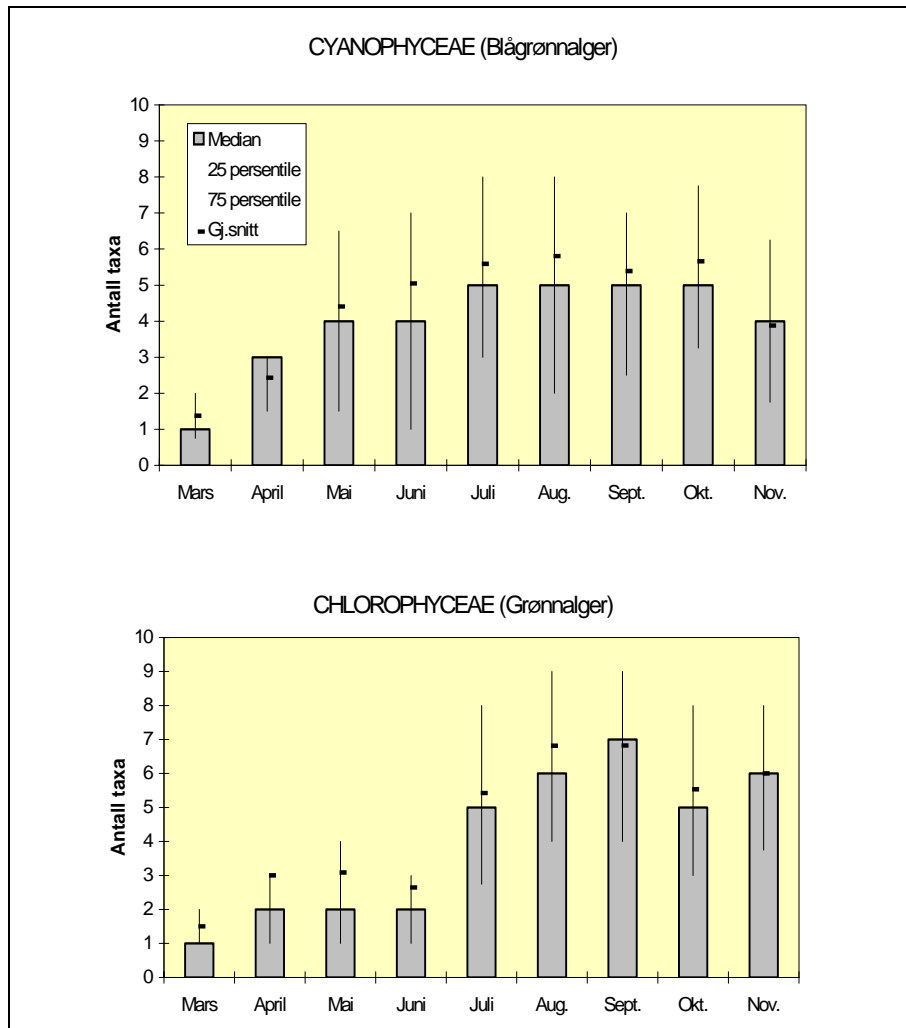


**Figur 6.6.** Årstidsvariasjon i antall algetaksa per prøve (unntatt kiselalger, desmidiaceer og kransalger). Tallene viser antall prøver per mnd.

Av de best undersøkte algegruppene, cyanobakterier (øverst) og grønnalger (nederst) i Figur 6.7, viser grønnalgene størst økning i artsantall fra vår til sommer/høst. Økningen i artsantall kommer dessuten senere på året for grønnalgene. Fra perioden mars-mai til juli-september øker artsantallet i snitt 100 % for cyanobakteriene og 150% for grønnalgene.

Selv om det totale artsmangfold kan være forskjellig, ser variasjonsmønsteret gjennom vekstperioden ut til å vise samme hovedtrekk på mange typer lokaliteter. Atnavassdraget, et næringsfattig uregulert vassdrag i Hedmark, er undersøkt i juni og september hvert år siden 1986 (Lindstrøm og Johansen 1997). Tabell 6.2 viser gjennomsnittlig artsantall i perioden 1986-95 av cyanobakterier og grønnalger på en stasjon høyt oppe og en langt nede i vassdraget, henholdsvis Dørålen 1050 moh. og Solbakken 350 moh. Tabellen viser også tilsvarende tall for hele datamaterialet som er

behandlet i denne rapporten. Selv om artsantallet er betydelig lavere oppe ved Dørålen enn nede ved Solbakken, er variasjonsmønsteret det samme. Ved Dørålen er økningen i artsantall fra juni til september 17 % for cyanobakteriene og 200 % for grønnalgene. Tilsvarende tall for Solbakken er 10 % for cyanobakteriene og 130 % for grønnalgene. Ses alle beregnede taksa under ett er gjennomsnittlig økning fra juni til september 50 % ved Dørålen og 55 % ved Solbakken. Tallene for hele prøvematerialet (Figur 6.6) ligger mellom Dørålen og Solbakken, Tabell 6.2 nederst. Fra juni til september er økningen 8 % for cyanobakteriene, 170 % for grønnalgene og snittet for alle beregnede taksa er 39 %. Se forøvrig pkt. 6.4 om høyde over havet og klima.



**Figur 6.7.** Årstidsvariasjon i antall taksa per prøve av cyanobakterier og grønnalger. Antall prøver per måned, se Figur 6.6.

**Tabell 6.2.** Gjennomsnittlig artsantall og prosent økning fra juni til september, 1986-95. Atnavassdraget ved Dørålen og Solbakken, og hele materialet i Figur 6.6.

	Cyanobakterier	Grønnalger	Alle taksa
<b>Dørålen 1050 m:</b>			
juni	3	1	5
september	3.5	3	7.5
økning juni til sept.	17 %	200 %	50 %
<b>Solbakken 350 m:</b>			
juni	9.5	6.5	18
september	10.5	15	28
økning juni til sept.	10 %	131 %	55 %
<b>Hele materialet:</b>			
juni	5.0	2.6	9.1
september	5.4	6.8	12.6
økning juni til sept.	8 %	170 %	39 %



En artsrik gruppe som kiselalger er ikke med i beregningene. Kiselalgesamfunnet evner å etablere seg raskt og trives i kaldt vann. I flerårige renneforsøk var alltid kiselalgene den gruppen som etablerte seg først (Lindstrøm et al. 1994). Se forøvrig pkt. 6.5 om partikler.

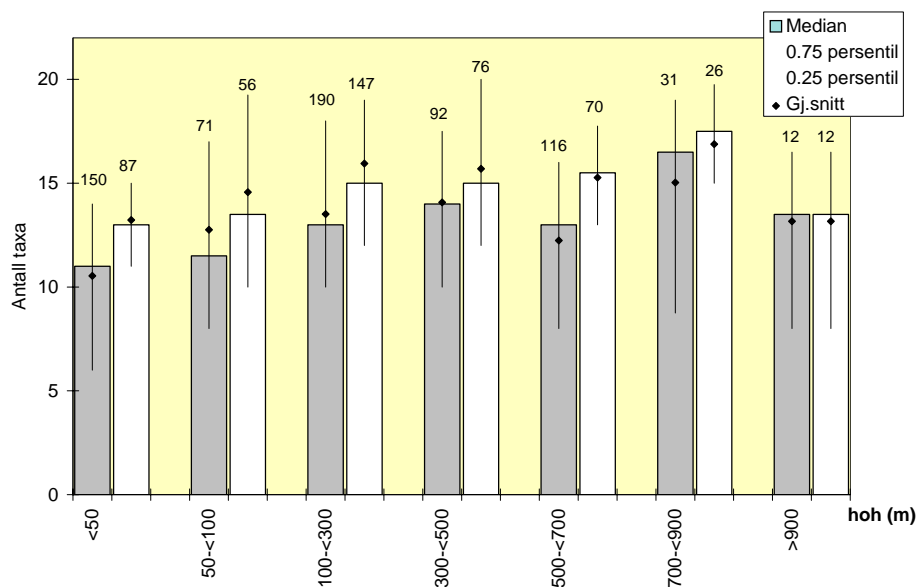
*Hypoteser/konklusjoner:*

- Fastsittende algesamfunn i rennende vann gjennomgår markerte endringer i artsantall i løpet av vekstperioden. Fra perioden mars-mai til juli-september er gjennomsnittlig økning for alle beregnede taksa ca 100 %.
- Av de best undersøkte gruppene, cyanobakterier og grønnalger, har grønnalgene størst økning i artsantall fra vår til sommer/høst.
- Det er lite kunnskap om i artsmangfoldet i vinterhalvåret og årstidsvariasjoner for enkeltarter er heller ikke kjent.

## 6.5 Høyde over havet - klima

Høyde over havet er i seg selv ikke en miljøgradient. Det inntreffer imidlertid gradvise endringer i klima, vegetasjonsdekke, geomorfologiske forhold og "flood disturbance regime" (Biggs 1996) som mer eller mindre utpreget følger høyde over havet. *Klima* er den faktor som kanskje er nærmest korrelert til høyde over havet, og omtales derfor her.

Figur 6.8 viser antall taksa per prøve ved syv nivåer av høyde over havet. Det er, som nevnt under metoder Kap. 4, så stort innslag av forurensede lokaliteter i materialet, at disse må fjernes dersom man skal få en ide om variasjoner i mangfold langs naturgitte gradienter. Bare *tydelig* forurensede lokaliteter er fjernet i Figur 6.8, det vil si lokaliteter i klasse III eller dårligere ifølge SFTs inndeling



**Figur 6.8.** Antall algetaksa per prøve (unntatt kiselalger, desmidiaceer og kransalger) ved ulike hoh. I de grå søylene er alle prøver inkludert - i de hvite er fra tydelig menneskepåvirkede lokaliteter utelatt. Tall over søylen angir antall prøver.

Som mulig hovedårsak til økende mangfold med økende høyde over havet anføres avtakende menneskelig påvirkning. I rennende vann vil all forurensning transporteres nedover vassdraget, derved introduseres samvariasjon mellom høyde over havet og forurensning. Gjennomført lokalisering av referanse-lokaliteter i høyereliggende deler av et vassdrag er i seg selv et uttrykk for det. Lokaliteter påvirket av forurensning og andre

i vannkvalitetsklasser (Bratli et al. 1997). Om utvalgelse av lokaliteter, se kap. 4 Metoder. Felles for alle beregninger av antall taksa per prøve er at artsmangfoldet øker ved fjerning av *tydelig* forurensede lokaliteter og spredningen i materialet blir mindre, især 25 percentilen. Dette er i seg selv et uttrykk for at mangfoldet reduseres ved forurensning.

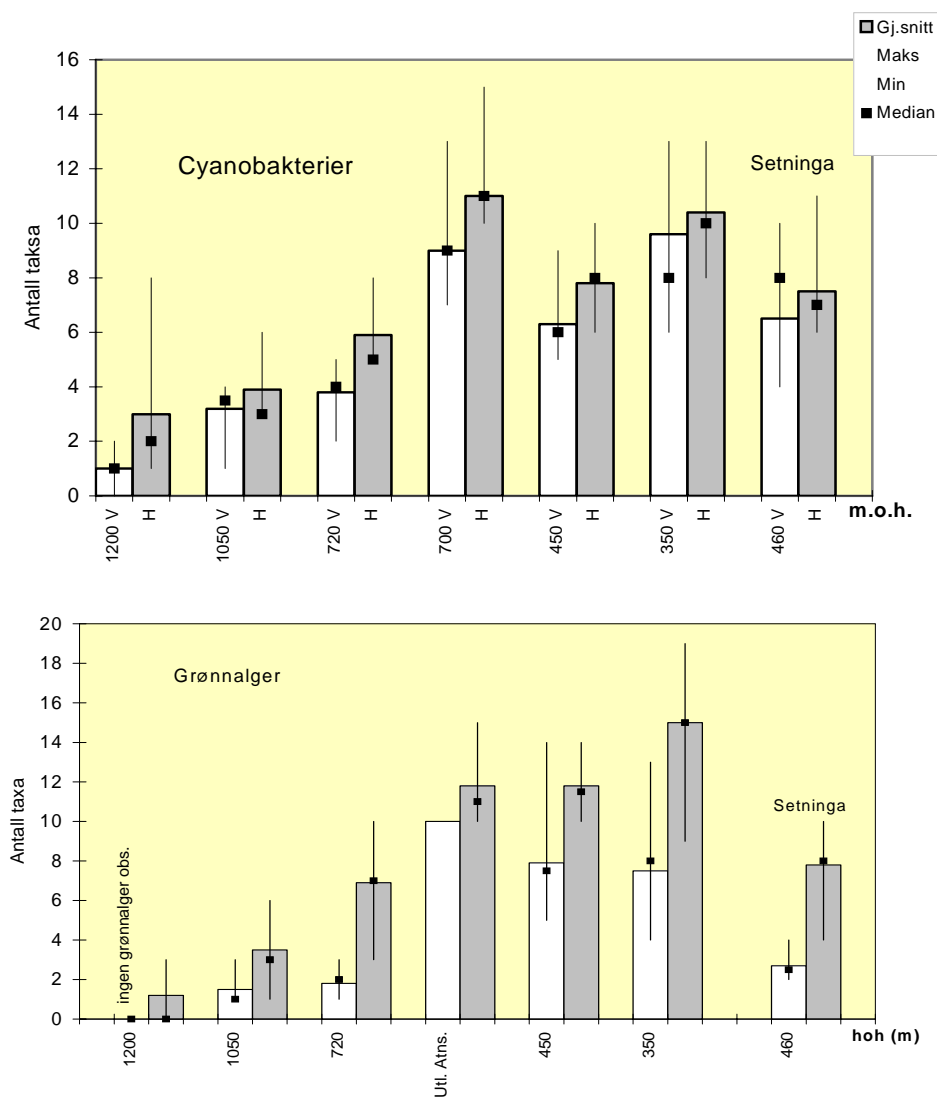
Artsmangfoldet øker med økende høyde over havet. Det gjelder såvel for hele materialet, som når *tydelig* forurensede lokaliteter tas ut, Figur 6.8. I gruppen 5-700 moh. er det stort innslag av gruvepåvirkede lokaliteter. Når disse fjernes øker gjennomsnittlig artsantall fra 13 (grå søyle i figur) til 15.5 (lys søyle) og spredningen i materialet reduseres. Ved beliggenhet høyere enn 900 moh. ser mangfoldet ut til å avta.

inngrep er dessuten overrepresentert i vassdragets lavereliggende deler, p.g.a. økende jordsmonn, jordbruk, beliggenhet under den marine grense, nærhet til kommunikasjon, samt topografiske forhold med elvedeltaer og flatlandsområder. Dette har også betydning for mangfoldet i by- og tettstednære områder, som svært ofte er lokalisert i nedre deler av et vassdrag.

Antall prøver over 900 m er lavt og en utvidelse av materialet er nødvendig før en med sikkerhet kan si at artsmangfoldet avtar over 900 m. Årsaken til en mulig reduksjon i mangfoldet er trolig klimatisk betinget, muligens også næringsbetinget. En reduksjon i mangfoldet over 900 m, kan tyde på at det er en klimabetinget grense for utbredelsen av en del alger, i likhet med tregrensen for terrestriske plantesamfunn.

At artsantallet kan *avta* med økende høyde over havet viser en undersøkelse i det næringsfattige Atnavassdraget. Her er artsantall av alger undersøkt i 10 år, Figur 6.9. Dataene viser markerte avtak i artsantall med økende høyde

over havet, fra 350 til 1200 moh. Avtakende temperatur og mindre næringstilbud er angitt som viktige årsaker til det (Lindstrøm & Johansen 1997). At artsmangfoldet også påvirkes av fysiske forhold viser en stasjon i utløpet av Atnasjøen. Her virker Atnasjøen stabiliserende og flomdempende og bidrar til større mangfold, i et vassdrag som gjennomgående har lavt artsmangfold på grunn av ustabile og krevende fysiske forhold. I det kalde flomutsatte sidevassdraget Setninga er dette særlig utpreget, se stasjonen til høyre i Figur 6.9.



**Figur 6.9** Antall taksa av cyanobakterier og grønnalger langs en høydegradient i Atnavassdraget, 1986-95. Lyse søyler - juni, grå søyler - september.

I sin undersøkelse av 500 elvestasjoner i Jämtland etablerte Johansson (1982) en referansekurve for høyde over havet basert på samtlige stasjoner. Hun sammenliknet høydefordelingen av noen vanlige alger med referansekurven, Tabell 6.3. De fire algegruppene i tabellen viste ulik fordeling i forhold til referansekurven. 3 av totalt 7 undersøkte cyanobakterier lå over, 1 fulgte kurven og tre lå under. Av grønnalgene var 1 over, 11 fulgte referansekurven og 11 var under. Kiselalgene var nokså jevnt fordelt i det 16 lå over, 25 fulgte kurven og 25 lå under. Alle de 3 rødalgene lå under referansekurven.

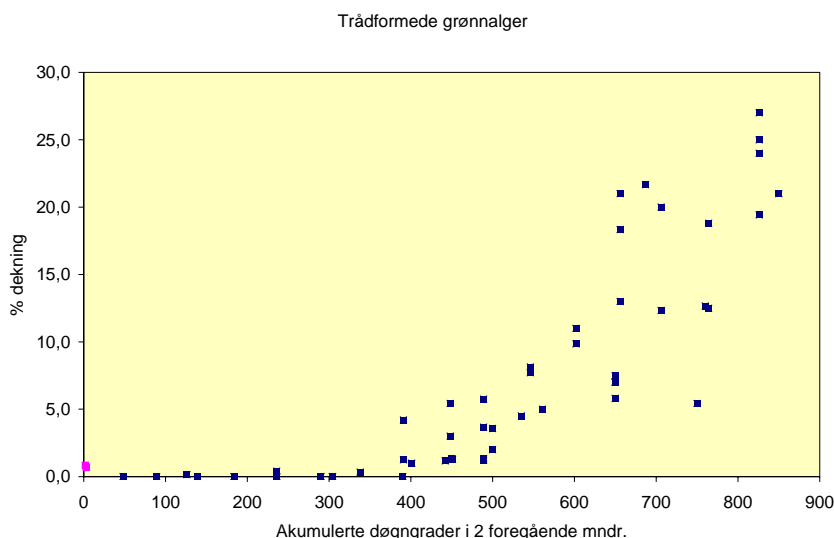
**Tabell 6.3.** Antall arter innen fire hovedgrupper av alger som fulgte, var over, eller under referansekurven for hoh. på 500 stasjoner i Jämtland. Data fra Johansson 1982.

Referansekurve for hoh. basert på 500 stasjoner i Jämtland:			
Antall arter	- over	- følger	- under
<i>Cyanobakterier</i>	3	1	3
<i>Grønnalger</i>	1	11	11
<i>Kiselalger</i>	16	25	25
<i>Rødalger</i>	0	0	3

Det ser ut til å være flere årsaker til ulik høydefordeling av algegruppene. Cyanobakteriene forbindes tradisjonelt med forurensningspåvirkede lokaliteter. Av de 7 undersøkte artene hører 2 til denne kategorien, *Phormidium autumnale* (C.Agardh) Gomont og *Oscillatoria tenuis* C.Agardh (Sladeczek 1973). Begge disse lå under referansekurven, det stemmer med at næringsrike lokaliteter vanligvis er overrepresentert i lavlandet. De tre artene som lå over, *Stigonema mamillosum* (Lyngb.) Agardh, *Rivularia biasoletiana* (Menegh.) Bornet et Flahault og *Tolypothrix saviczii* Koss er alle begrenset til næringsfattige vassdrag, se pkt. 7.2. Denne typen lokaliteter er vanligvis best representert i høyereliggende områder. For cyanobakteriene kan det mao. se ut til at artenes store spredning med hensyn til næringspreferanse er medbestemmende for deres fordeling i forhold til høyde over havet.

Grønnalgene i Johanssons undersøkelse fulgte referansekurven eller lå under denne. Undersøkelser i Atnavassdraget har vist at de trådformede grønnalgene ikke utvikler synlige forekomster før temperaturen i vannet har gitt en viss varmesum i tiden før prøvetakingen (Lindstrøm og Johansen 1997). Figur 6.10 viser prosent dekning av trådformede grønnalger på 6 stasjoner i Atnavassdraget, gitt som funksjon av døgngradsum i 2 foregående måneder. Til tross for at registreringene består av minst ni arter som ganske sikkert har ulike preferanser mht. vanntemperatur, er det god korrelasjon mellom dekningsprosent og døgngradsum. I Atnavassdraget er grønnalger dessuten den gruppen som viser størst økning i artsantall fra øvre til nedre deler, fra 1200 til 350 m over havet, se Figur 6.9. I det norske materialet viser dessuten grønnalgene større økning i artsantall fra vår til sommer/høst enn cyanobakteriene, se Figur 6.7 og Tabell 6.2. Det tilsier at de er avhengige av årstidsvariable som lys og temperatur for å utvikle seg og at mange grønnalgers forekomst styres av klimatiske gradienter som følger høyde over havet. Det kan forklare at de fleste grønnalgene i Johanssons materiale lå under eller fulgte referansekurven for høyde over havet, Tabell 6.3.

Den trådformede grønnalgen *Ulothrix zonata* (Weber&Mohr) Kuetz. er et eksempel på at andre faktorer kan overstyre klimafaktoren. Den er en utpreget kaldtvannsalge (Graham et al. 1985) og skulle således følge referansekurven for høyde over havet eller ligge over denne i Jämtland undersøkelsen, Tabell 6.3. At den lå under kurven kan forklares ved at *U. zonata* trives best i vannlinjen der det er en form for bølgeslagsone (Parker og Drown 1982). Det medfører at den har størst forekomst i lavlandet der vassdragene er så store at det etableres en bølgeslagsone. Dette bekreftes forøvrig av Johanssons materiale (op. cit.) der *U. zonata* lå over referansekurven for elvebredde.



**Figur 6.10.** Dekningsprosent av trådformede grønnalger som funksjon av varmesum. Atnavassdraget 1986-95. Data fra Lindstrøm og Johansen 1997

De tre rødalgene i Johanssons materiale lå alle klart under referansekurven for hoh, Tabell 6.3. De lå også under referansekurven for innstråling og elvebredde. Dette er trolig betinget av rødalgenes preferanse for lokaliteter med moderat til lite lys (Hill 1996), en lokalitetstype som først og fremst er å finne i små vassdrag i områder der vegetasjonsdekket nær elvebredden er forholdsvis tett. Betingelsen om tett vegetasjonsdekke oppfylles vanligst i lavreliggende vassdrag og medvirker til rødalgenes utbredelse under referansekurven for hoh. Skal man antyde en trussel mot rødalgefloraens mangfold i by- og tettstednære strøk, kan utbredt flatehogst og fjerning av kantvegetasjon langs elver være en viktig faktor.

#### Hypoteser/konklusjoner:

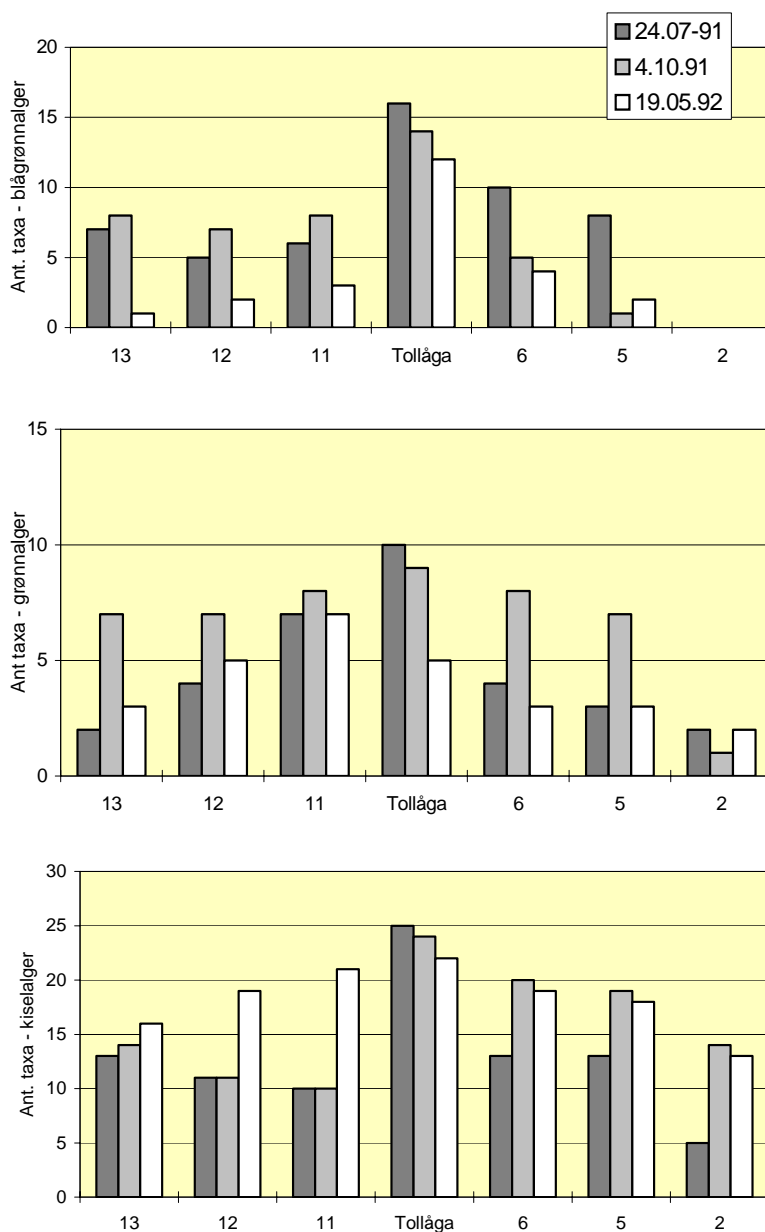
- Dataene tilsier en svak økning i mangfoldet med økende høyde over havet, opp til 900 m.o.h.. Dette til tross for at fri transport av arter nedover med strømmen burde gi potensiale for å få flest arter nederst i vassdraget.
- Over 900 m avtar mangfoldet. Her inntreffer muligens en klimagrense i likhet med tregrensen for terrestriske plantesamfunn.
- I rennende vann er det samvariasjon mellom høyde over havet og flere miljøgradienter som dels antas å virke positivt og dels negativt på mangfoldet: klima, naturlig næringsinnhold, "flood disturbance regime" og antropogen påvirkning.
- Ulike krav til temperatur, lys, næring og fysiske forhold bidrar til at enkeltarter og grupper av arter fordeler seg ulikt langs høydegradienten.
- Det er for lite materiale fra lokaliteter beliggende høyere enn 900 moh.
- De enkelte algegruppene er for lite undersøkt, kiselalgene er særlig dårlig undersøkt.

## 6.6 Turbiditet og partikler

I rennende vann opptrer ofte uorganiske partikler som en "enten eller" påvirkning. Partikkelpåvirkning er dessuten ofte forbundet med forurensninger. Effekter av partikler/turbiditet er her presentert ved en "case study" fra en naturlig partikkelpåvirket elv.

Figur 6.11 viser artsantall av de tre mest tallrike algegruppene på seks stasjoner i Beiarelva og en stasjon i sideelva Tollåga.

Data er hentet fra Hessen et al. (1993). Beiarelva, et brepåvirket vassdrag i Nordland, ble undersøkt i forbindelse med konsesjonssøknad for kraftutbygging. Partikkeltransporten er størst i sommermånedene når avsmelting av breene pågår (24.07.91 i Figur 6.11). Sidevassdraget Tollåga, som kommer inn midt i Beiarelva, er ikke brepåvirket, men er ellers nokså likt hovedvassdraget. Tollåga har relativt sett stor vannføring og virker fortynnende på partikkelinnholdet i hovedvassdraget.



**Figur 6. 11.** Artsantall av tre algegrupper på 6 stasjoner i Beiarelva og 1 stasjon i sideelva Tollåga. Data fra Hessen et al. 1993.

Artsmangfoldet var størst i sidevassdraget Tollåga, Figur 6.11. Det gjaldt alle algegrupper og tilskrives først og fremst fravær av brepartikler. Her hadde alle grupper størst mangfold i juli, da er klimatiske faktorer som lys og vanntemperatur gunstige.

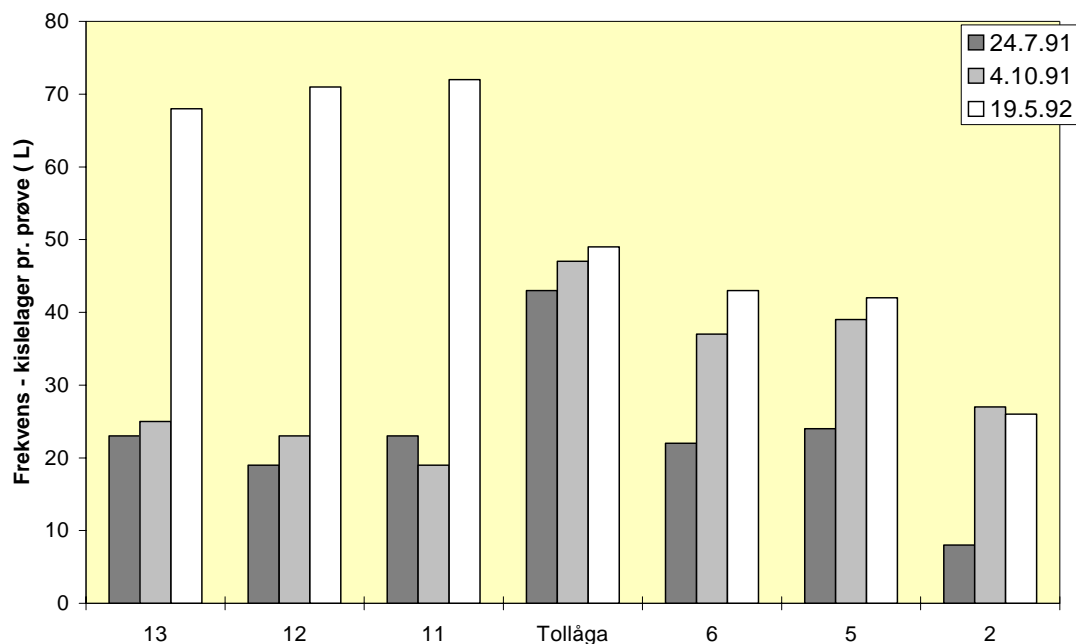
I hovedvassdraget introduserer partikkeltransporten en miljøfaktor som virker hemmende på mangfoldet og bidrar til at de tre algegruppene utnytter ulike strategier for etablering og vekst. Cyanobakteriene hadde størst mangfold i oktober i øvre deler, mens de var mest artsrike i juli i nedre deler, Figur 6.11 øverst. Mange cyanobakterier er langsomt-øksende, og ser ut til å tåle noe partikkelslitasje. Derfor vil sommer og høst være gunstige tidspunkt for etablering. Tidlig på våren, i mai, rekker de ikke å etablere seg. Grønnalgene, især de trådformede, ser ut til å være svært ømfintlige for partikkelslitasje og utnytter derfor den partikkelfrie perioden i hovedvassdraget om høsten (oktober), Figur 6.11 midten. I likhet med cyanobakteriene rekker de ikke å etablere seg tidlig på våren. Kiselalgene, nederst i Figur 6.11, hadde størst mangfold i mai og delvis oktober. De etablerer seg vanligvis raskere enn de andre algegruppene (Krammer og LangeBertalot 1986, Lindstrøm et al. 1994) og klarer trolig å

utnytte den korte partikkelfrie perioden om våren. I nedre del av vassdraget utnytter de også den partikkelfrie perioden om høsten.

Generelt avtak i mangfoldet i nedre deler av vassdraget skyldes trolig flompåvirkningen som øker nedover vassdraget. Nederst på stasjon 2, er substratet ustabil og lite egnet for etablering av langsomtvoksende og flerårige alger. Her er Beiarelva et godt eksempel på virkningen av "flood disturbance regime" (Biggs 1996), de fysiske forhold styrer algenes mangfold og forekomst i tid og rom (mengde). Mengdemessige forhold illustreres også i Figur 6.12, som viser semikvantitativ forekomst av kiselalger i Beiarelva. Kiselalgens store forekomst i øvre deler i mai bekrefter observasjoner av kiselalgeoppblomstringer tidlig på våren, se pkt. 6.3.

#### Hypoteser/konklusjoner:

- Uorganiske partikler virker generelt hemmende på algesamfunnet og reduserer mangfoldet.
- De ulike gruppene ser ut til å ta i bruk ulike strategier for å klare seg i partikkelpåvirkede forhold.



**Figur 6.12.** Frekvens av kiselalger i semikvantitative prøver fra Beiarelva og sideelva Tollåga. Data fra Hessen et al. 1993.

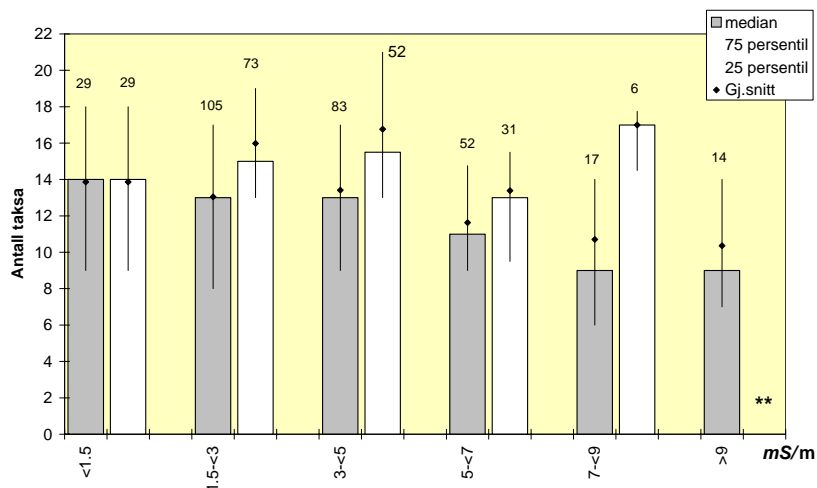
## 6.7 Elektrolytter - konduktivitet

Figur 6.13 viser arts mangfold ved seks nivåer av konduktivitet (hele det regionale analysert). Ser man på hele materialet, inkludert tydelig forurensede lokaliteter (mørke søyler), avtar artsantall fra gjennomsnittlig 14 per prøve i det laveste konduktivetsnivået (mindre enn 1.5 mS/m til ca 9 i de to høyeste nivåene (over 7 mS/m). Fjernes tydelig forurensede lokaliteter (lyse søyler i Figur 6.13) øker mangfoldet i de høye konduktivetsnivåene og fremstår som minst like høyt eller svakt høyere enn i de lave nivåene. Det er forøvrig stort innslag av tydelig forurensede lokaliteter i de høye nivåene. Fjernes alle forurensede lokaliteter fra det høyeste konduktivetsnivået blir det ingen prøver igjen. Det illustrerer det nære samsvaret mellom økende konduktivitet og økende forurensning.

I gruppen som har kond. mellom 5 og 7 mS/m, er det stort sammentreff av lokaliteter i elvemunninger (Orkla, Gaula, Tana, Alta, Målselv, Masijokka, Ila). I elvemunninger er det ofte finkornet ustabil substrat. Det er lite egnet som feste for de fastsittende algene og bidrar til å reduserte mangfoldet. Det forklarer trolig lavt mangfold i dette konduktivetsnivået.

### Hypoteser/konklusjoner:

- Det er stort samsvar mellom ulike typer forurensning og høy konduktivitet. Det bidrar til at lokaliteter med høy konduktivitet fremstår som artsfattige.
- Forutsatt at høy konduktivitet ikke er forårsaket av forurensning, ser mangfoldet ut til å øke svakt med økende konduktivitet.
- Det forligger lite data fra ionerike, ikke forurensede elver.



**Figur 6.13.** Antall algetaksa per prøve (unntatt kiselalger, desmidiaceer og kransalger) ved ulike nivåer av konduktivitet. I grå søyler er alle prøver inkludert - i lyse er prøver fra tydelig menneskepåvirkede lokaliteter utelatt. Tall over søylen angir antall prøver.

\*\* : Fjernes alle forurensede lokaliteter fra det høyeste konduktivetsnivået blir det ingen prøver igjen.

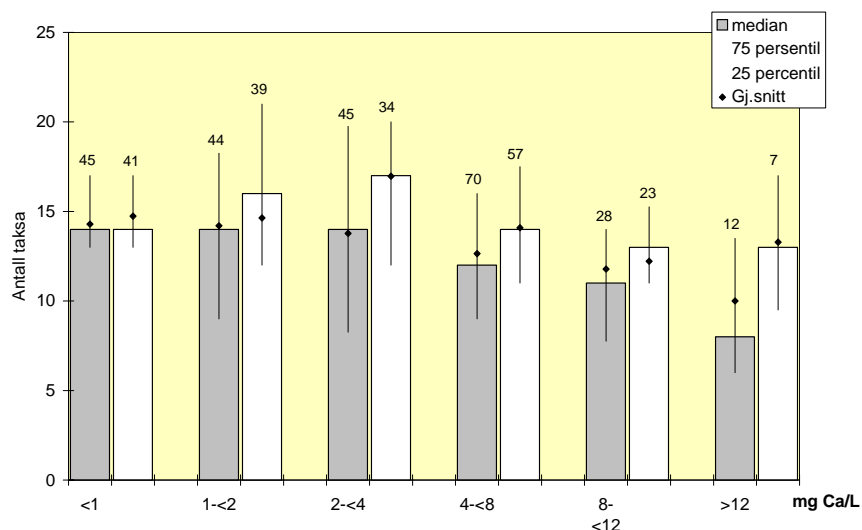


## 6.8 Kalsium

Figur 6.14 viser artsantall av fastsittende alger ved ulike nivåer av kalsium. Når *tydelig* forurensede lokaliteter medregnes (grå søyler) er det jevnt avtak i artsmangfoldet med økende kalsiuminnhold. Fjernes tydelig forurensede lokaliteter (lyse søyler) ser kalsium ikke ut til å være årsak til store endringer i artsmangfoldet. En liten topp i mangfoldet ved 2-4 mg Ca/L, ser imidlertid ut til å avtegne seg. En tilsvarende topp er observert ved 10-15 mg Ca/L for makrofytter i små eutrofe innsjøer (Mjelde 1997). Det skjer markerte artsutskiftninger langs kalsiumgradienten. Se kap. 7.1 om endringer i artsinnhold langs fire kjemiske gradienter.

### Hypoteser/konklusjoner:

- Forutsatt at forurensningspåvirkningen er liten/moderat ser kalsium ikke ut til å gi store utslag i artsmangfoldet. Det opptrer en liten topp i mangfoldet ved 2-4 mg Ca/L.
- Til forskjell fra mange andre organismesamfunn har de fastsittende algene i rennende vann like stort mangfold ved lavt som ved høyt kalsiuminnhold.
- Som for elektrolyttinnhold, gir stort samsvar mellom Ca og antropogen påvirkning tilsynelatende en reduksjon i artsantallet ved økende kalsiuminnhold.



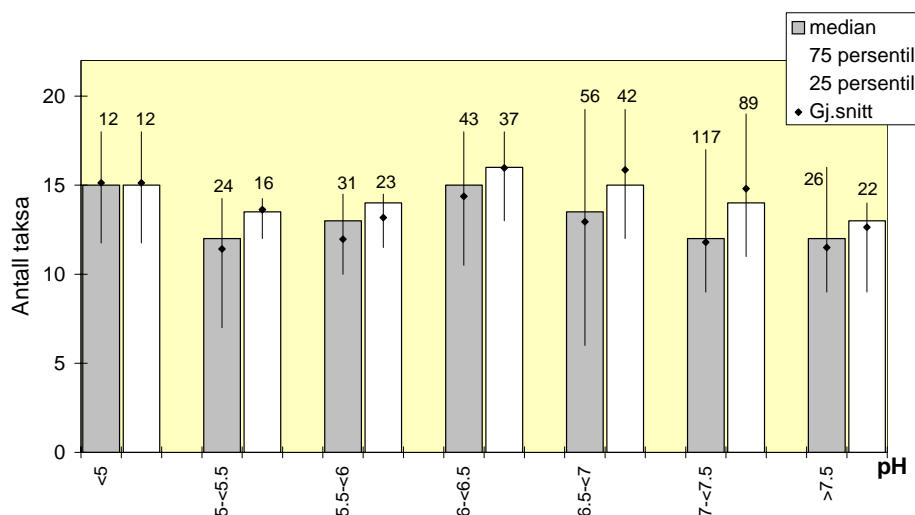
**Figur 6.14.** Antall algetaksa (unntatt kiselalger, desmidiaceer og kransalger) per prøve ved ulike nivåer av kalsium. I grå søyler er alle prøver inkludert - i lyse er prøver fra tydelig menneske-påvirkede lokaliteter utelatt. Tall over søylen angir antall prøver.

## 6.9 Forsuring - pH

Variasjon i arts mangfold langs en pH-gradient er vist i Figur 6.15. pH er inndelt som i SFTs tilstandsklasser for forsuring (Bratli et al. 1997). Klassen over 7.0, er delt i to. Som for de fleste andre miljøfaktorene er ytterpunktene i datamaterialet dårlig representert, det gjelder særlig lokaliteter med pH under 5.0.

På den enkelte lokalitet ser det ikke ut til å være noen systematisk endring i mangfoldet langs pH gradienten. Det ser heller ikke ut til å være noen systematisk endring i mangfoldet

når tydelig forurensede lokaliteter fjernes (lyse søyler), bare en generell økning i artsantall. Det er overraskende at mangfoldet ikke avtar i de laveste pH nivåene, slik det gjør for de fleste andre organismegruppene (Brandrud og Aagaard 1997). Antall prøver i det laveste nivået, pH under 5.0, er lite og en utvidelse av datamaterialet er nødvendig før sikre konklusjoner kan trekkes. Planas (1996) som gjorde en litteraturstudie om pH og forekomst av fastsittende alger fant heller ikke at mangfoldet på den enkelte lokalitet avtok ved lave pH nivåer.



**Figur 6.15.** Antall algetaksa per prøve (unntatt kiselalger, desmidiaceer og kransalger) ved ulike nivåer av pH. I de grå søylene er alle prøver inkludert - i de lyse er prøver fra tydelig påvirkede lokaliteter utelatt. Tall over søylen angir antall prøver.

For å få se om artsutskiftningen langs pH-gradienten influerer på mangfold av cyanobakterier og grønnalger er disse framstilt hver for seg i Figur 6.16. For cyanobakteriene (øverst) ser mangfoldet ut til å være særlig lavt ved pH 5.5-6.0. Det gjelder både med og uten påvirkede lokaliteter. Dette pH-nivået omfatter bl.a lokaliteter fra Otra, Bjerkreimsvassdraget og to mindre vassdrag ved Sauda. Det kan ikke utelukkes at utvalg av lokaliteter er spesielt, men det er så langt ikke funnet noen grunn til at disse vassdragene/lokalitetene skal ha lavt mangfold av cyanobakterier. Flere undersøkelser rapporterer at mange

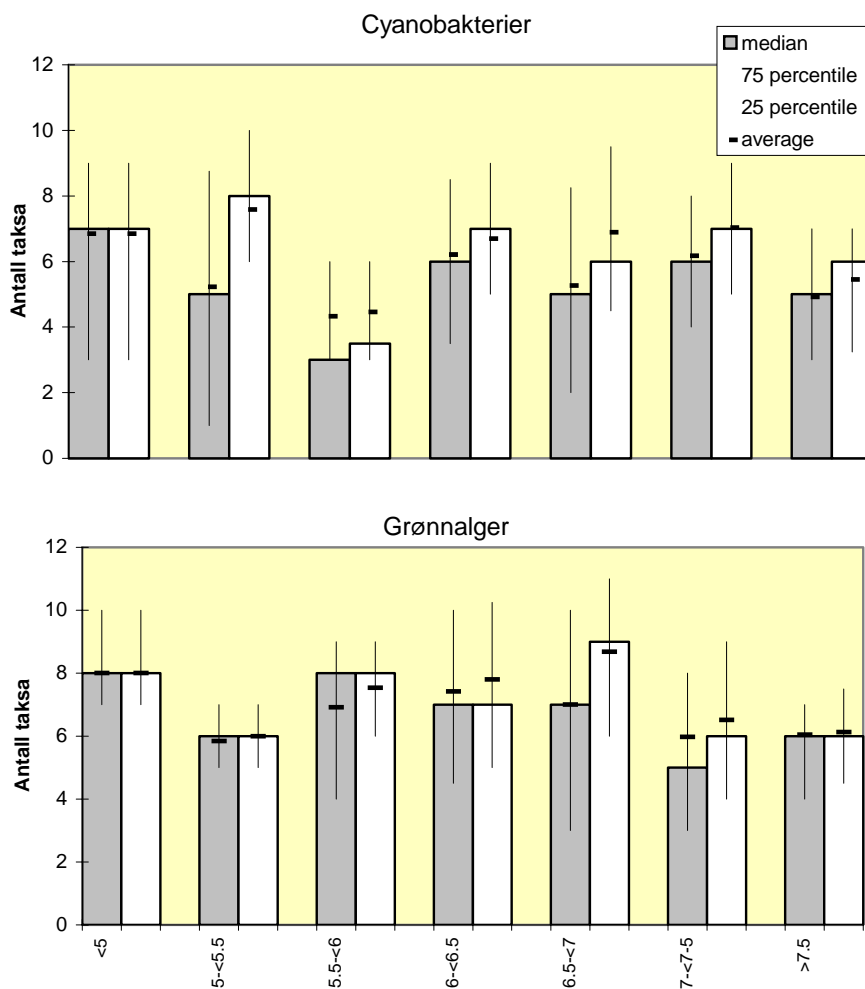
cyanobakterier forsvinner når pH går ned mot 5.5 (Stevenson et al. 1985, Turner et al. 1987, Maurice et al. 1987). Det kan muligens forklares ved at mange cyanobakterier er  $\text{HCO}_3^-$  brukere og at bikarbonat forsvinner ved pH 5,6.

Dette er bare delvis i samsvar med observasjoner i Norge. Her er cyanobakterier en viktig komponent i sure næringsfattige vassdrag (Lindstrøm 1992). Det er imidlertid dokumentert markert artsutskiftning av cyanobakterier ved dette pH-nivået, med frafall av mange arter og etablering av et mindre antall forsuringstolerante arter som kan få

meget stor forekomst (Lindstrøm 1992, Brandrud et al. 1999). Se også Kap. 7 om artsutskiftning av cyanobakterier langs pH-gradienten. Det norske materialet er for lite til å trekke sikre slutninger, men det *kan* se ut til at det på grunn av artsutskiftningen langs pH-gradienten opptrer "hull" i utvalget av cyanobakterier, som fører til lavt mangfold ved pH 5.5-6.0. Opplysninger om bortfall av cyanobakterier referert til ovenfor gjelder vassdrag der pH har gått ned mot 5.5, men ikke særlig lavere. I disse undersøkelsene er det neppe etablert en alternativ forsuretolerant cyanobakterieflora, som den vi har observert i Norge. Ifølge Lazarek (1982) er stor forekomst

av cyanobakterier i surt vann begrenset til tempererte eller kalde områder.

Planas (1996) gir også uttrykk for at det er uoverensstemmelser mellom ulike undersøkelser når det gjelder mangfold og forekomst av cyanobakterier ved pH 5.5 og lavere. Stort frafall av forsuretolerante arter og introduksjon av et mindre antall tolerante arter har sannsynligvis også konsekvenser for det regionale mangfoldet, som derved blir redusert. Det ser forøvrig ikke ut til å oppstå tilsvarende hull i "utvalget" av grønnalger langs pH-gradienten, Figur 6.16 nederst.



**Figur 6.16.** Artsantall av cyanobakterier (øverst) og grønnalger (nederst) ved ulike nivåer av pH. I de grå søylene er alle prøver inkludert - i de lyse er prøver fra tydelig påvirkede lokaliteter utelatt. Antall prøver per pH intervall, se Figur 6.15.

Et annet fenomen som opptrer ved forsurening er masseforekomst av en/noen få arter. Det gjelder først og fremst matte/skorpedannende cyanobakterier og trådformede grønnalger (Lazarek 1982, Turner et al. 1991 & 1995). Det kan få samfunnet til å virke tilsynelatende artsfattig. Et forholdsvis artsrikt samfunn er som regel til stede, men har en lite fremtredende rolle i forhold til de artene som har masseforekomst (Lindstrøm 1992, Brandrud et al. 1999). Formidable forekomster av diverse "algefenomener" i tilsynelatende næringsfattige vannforekomster er sannsynligvis et resultat av funksjonelle endringer i samfunnet (Schindler 1990, Turner et al. 1991 & 1995) og økt tilførsel av næringssalter som løst uorganisk nitrogen, mulgens også fosfor, i områder med økte tilførsler av langtransporterte forurensninger (SFT 1996).

Kiselalger er den best undersøkte algegruppen med hensyn til pH (Berge 1985, Ter Braak & Van Dam 1989, Batterbee et al. 1990, Stevenson et al. 1991 m. fl.). Kiselalgesamfunnet viser redusert mangfold i surt vann. Antall arter per lokalitet går ned, men ikke vesentlig. Det blir imidlertid større likhet mellom lokaliteter fra forskjellige områder og det regionale mangfoldet avtar. Datamaterialet fra Norge er ikke tilstrekkelig bearbeidet til å gi et detaljert bilde av variasjoner i lokalt og regionalt mangfold av kiselalger langs pH gradienten.

#### *Hypoteser/konklusjoner:*

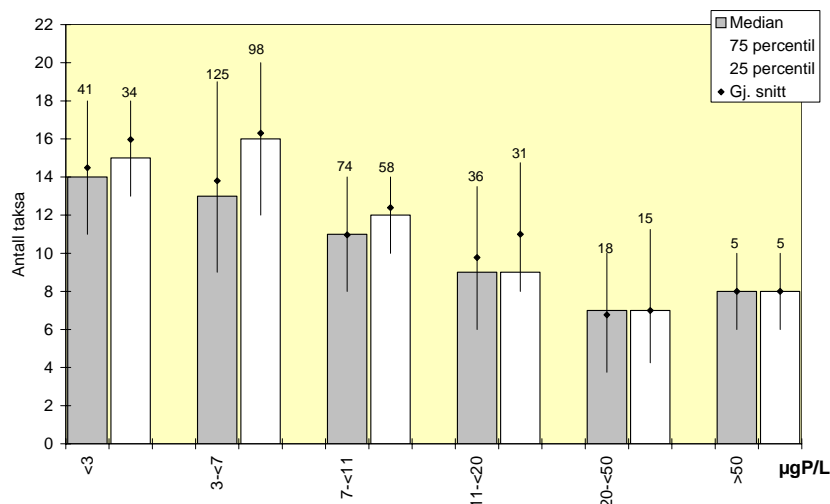
- Ser man på artsantallet på den enkelte lokalitet er det ikke funnet generelle endringer i artsantall langs pH gradienten.
- Mange cyanobakterier er effektive (noen sogar obligate) bikarbonatbrukere, dvs. de opptrer ved høye pHnivåer. Andre ser ut til å være begrenset til lave pHnivåer, CO<sub>2</sub>-brukere. Dette bidrar til stor artsutskiftning langs pHgradienten og har muligens resultert i at det oppstår "hull" i utvalget av cyanobakterier i overgangen mellom HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> og CO<sub>2</sub>, ved pH 5.5-6.0.
- Artsutskiftningen langs pHgradienten fører etter all sannsynlighet til en utarming av det regionale mangfoldet.
- Etablering av massive fenomenliknende algeforekomster kan få et vassdrag til å virke artsfattig. Dette er etter alt å dømme et resultat av forsureningen og indikerer endringer i vassdragets funksjonelle egenskaper. Gjødsling av vassdraget gjennom langtransporterte forurensninger bidrar trolig også til stor algevekst.
- Det er behov for mer data fra lokaliteter med pH 5.5-6.0, området som skiller mellom CO<sub>2</sub>brukere og HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> brukere, for å teste om det er lavt mangfold av cyanobakterier i dette nivået.
- Indikasjoner på at det regionale mangfoldet er redusert som følge av forsurening bør testes.

## 6.10 Fosfor - totP

Figur 6.17 viser artsantall av alger ved ulike nivåer av fosfor - totP. Gruvepåvirkede, partikkelpåvirkede, sterkt regulerte lokaliteter og lokaliteter som er påvirket av spesifikke industriforurensninger er fjernet. Fosforbelastede lokaliteter er naturlig nok ikke fjernet. Inndeling i fosfornivåer følger SFTs tilstandsklasser. Det laveste nivået, klasse I, er delt i to, over og under 3 µg totP/L.

Ved nivåer av fosfor mindre enn 20 µg totP/L øker mangfoldet ved fjerning av forurensede lokaliteter, lyse søyler i Figur 6.17. Økningen er størst i nivået 3-7 µg totP/L, som derved får

det høyeste mangfoldet. Dette er lavere konsentrasjoner enn hva som gir maksimalt mangfold av primærprodusenter i stillestående vann (Mjelde 1997, Brettum et al. 1997). Det bekrefter at rennende vann virker fysiologisk rikere enn stillestående (Lindstrøm et al. 1994). Over 7 µg totP/L avtar artsmangfoldet. I gjennomsnitt ser det ut til å halveres når fosforinnholdet kommer over 11 µg totP/L (tilstandsklasse III, IV og V). Fra og med dette nivået ser det heller ikke ut til at fjerning av tydelig forurensede lokaliteter i særlig grad bidrar til å øke mangfoldet. Det kan bety at det høye fosforinnholdet da overstyrer virkningen av andre miljøfaktorer.



**Figur 6.17.** Antall algetaksa (unntatt kiselalger, desmidiaceer og kransalger) per prøve ved ulike tilstandsklasser av totP. I de grå søylene er alle prøver inkludert - i de lyse er prøver fra tydelig antropogent påvirkede lokaliteter utelatt. Tall over søylen angir antall prøver.

I de høye nivåer av fosfor er det et lite innslag av brepåvirkede lokaliteter, for disse vil partikkeltransporten bidra til å redusere mangfoldet. Et annet eksempel på samvariasjon mellom noe høye fosfornivåer og ikke menneskeskapte miljøfaktorer er humus. I og med at lokaliteter med høyt fosforinnhold og moderat annen påvirkning ikke er fjernet fra beregningene, kan det også være samvariasjon mellom lokaliteter med høyt fosforinnhold og annen antropogen påvirkning. Viktig i den sammenheng er løst lett

nedbrytbart og partikulært organisk stoff, nitrogen og organiske mikroforurensninger, bl.a. pesticider.

Til tross for samvariasjon mellom totP og andre faktorer som påvirker mangfoldet, er avtaket i artsmangfold langs totP gradienten så stort at det antas å gi uttrykk for en reell reduksjon. Tap av mangfold er størst ved 7-11 µg totP/L (tilstandsklasse II). Er totP under 7 µg/L (tilstandsklasse I) er gjennomsnittlig artsantall for alle lokaliteter uten annen tydelig

påvirkning lik 16.1 (lyse søyler i Figur 6.17). Er totP over 11 µg/L (tilstandsklasse III, IV og V) er gjennomsnittet redusert til 8.3 taksa per lokalitet.

Endrede strategier i konkurransen om næring er trolig en viktig årsak til avtak i mangfold langs totP gradienten. I rennende vann er ikke fosfor lenger begrensende for algeveksten når det er over 7 (-11) µg P/L (Lindstrøm et al. 1994). Ved forsforoverskudd vil det trolig etableres et mindre antall næringskrevende og hurtigvoksende arter som raskt utnytter alle tilgjengelige nisjer på lokaliteten, på bekostning av de mer langsomtvoksende.

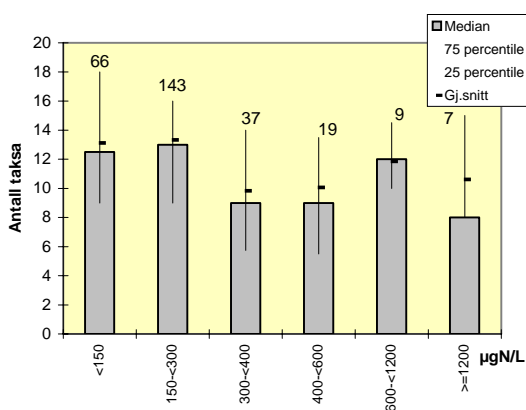
Variasjoner innen de ulike algegruppene er ikke undersøkt, bare enkeltarter, se kap. 7.2. En artsrik algegruppe som kiselalger er heller ikke undersøkt, den kan muligens forventes å ha et annet optimum mht. mangfold og totP enn dette materialet tilsier.

*Hypoteser/konklusjoner:*

- Forutsatt fravær av andre faktorer som reduserer mangfoldet, vil artsmangfoldet være størst i oligotroft vann, 3-7 µg totP/L (øvre del av tilstandsklasse I). Det underbygger påstanden om at rennende vann virker fysiologisk rikere enn stillestående. Artsmangfoldet er noe lavere i det mest næringsfattige vannet, under 3µg totP/L.
- Fra 7 til 11 µg totP/L (klasse II) er det markert tap av mangfoldet, her gitt som artsantall per lokalitet.
- Hvis totP er over 11 µg P/L (klasse III, IV og V) skjer det lite med artsmangfoldet selv om tydelig forurensede lokaliteter fjernes fra materialet. Da er trolig fosfor den faktor som primært styrer og begrenser mangfoldet.
- Det mangler kunnskap om interaksjoner mellom fosfor og andre miljøfaktorer og den samlede virkningen på det biologiske mangfoldet. Viktig i den sammenheng er lett nedbrytbart organisk stoff, nitrogen og organiske mikroforurensniger, bl.a. pesticider.
- Årsaker til avtakende mangfold i de høyere nivåer av totP er ikke tilfredstillende belyst.

## 6.11 Nitrogen - totN

Figur 6.18 viser arts mangfold ved ulike nivåer av nitrogen - totN, inndelingen følger SFTs tilstandsklasser. Det laveste nivået, klasse I, er delt i to, over og under 150 µg totN/L. Så langt er det ikke funnet noen generell endring av arts mangfoldet langs gradienten av totN. Det kan se ut til å være en viss reduksjon i mangfoldet når totN overskrider 300 µg/L, men materialet inneholder for lite data i de høyeste nivåer av totN til at det kan trekkes vel begrunnede konklusjoner.

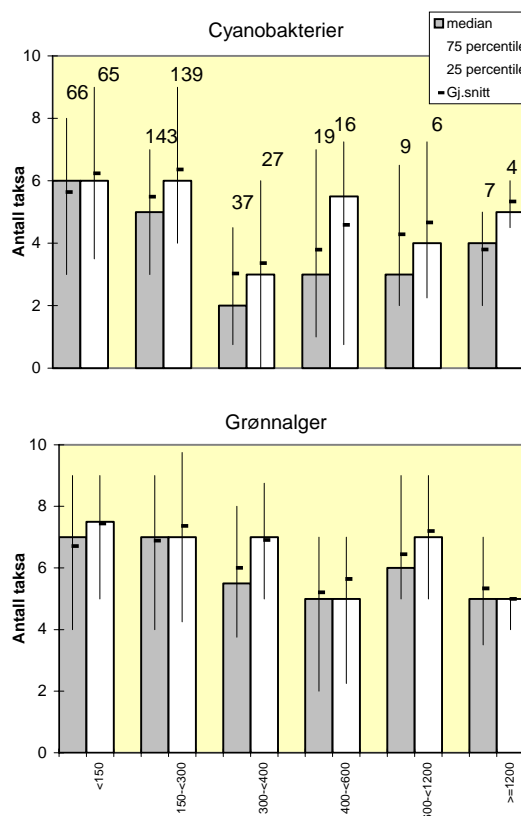


**Figur 6.18.** Antall algetaksa (unntatt kiselalger, desmidiaceer og kransalger) per prøve ved ulike tilstandsklasser av totN. Antall prøver per intervall over søyler.

I figur 6.19 er artsantall av cyanobakterier og grønnalger framstilt hver for seg. Her er gruvepåvirkede, partikkelpåvirkede, sterkt regulerte og lokaliteter påvirket av spesifikke industriforurensninger fjernet (lyse søyler). Nitrogenbelastede lokaliteter er ikke fjernet. Arts mangfold av cyanobakterier avtar ved totN over 300 µg/L og det ser ut til å være særlig lavt ved 3-400 µg totN/L. Det kan tyde på at det skjer viktige endringer i cyanobakteriesamfunnet i dette totN nivået. Observasjoner tilsier bl.a. at forekomsten av nitrogenfikserende cyanobakterier reduseres med økende nitrogeninnhold (Lindstrøm 1992, Mollenhauer et al. 1999). På samme måte som for pH, er det muligens et "hull" i tilbudet av cyanobakterier i dette nivået av totN.

En noe ujevn fordeling av mangfold av grønnalger langs nitrogengradienten, se Figur

6.19 nederst, tyder også på at virkningen av nitrogen er noe komplisert og berører flere forhold som styrer mangfoldet. Et forhold er tilførselen av nitrogen som i hovedsak kommer fra to ulike forurensningskilder, *lokal* og *langtransportert*. Sistnevnte er nær knyttet til forurensning, førstnevnt ikke. Nyere undersøkelser tilsier dessuten at innholdet av løst uorganisk nitrogen gir et bedre mål på næringstilbudet for en del alger enn totalt nitrogen (Axler et al. 1994). Videre tilsier andre undersøkelser at den uorganiske nitrogenkomponenten bør deles i minst to fraksjoner for å se virkninger på mangfold av fastsittende alger. Det kan se ut til at noen følger en ammoniumgradient, mens andre følger nitrogenoksidene (Pipp & Rott 1993, Blomqvist et al. 1994, Pipp pers. medd.). Se forøvrig pkt. 7.2 om artsutskifting langs næringsgradientene.



**Figur 6.19.** Artsantall av cyanobakterier og grønnalger ved ulike nivåer av totN. I de grå søylene er alle prøver inkludert - i de lyse er prøver fra tydelig påvirkede lokaliteter utelatt. Antall prøver per intervall over søyler.

*Hypoteser/konklusjoner:*

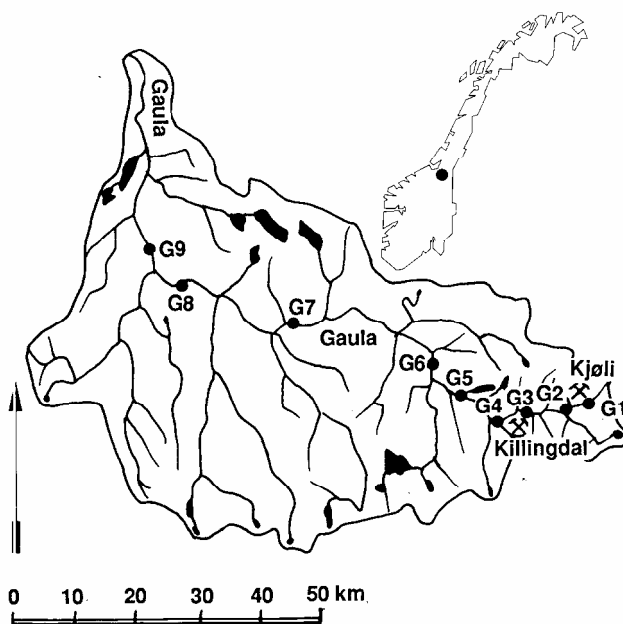
- Det er ikke registrert generelt avtak i mangfold av fastsittende alger langs gradienten av totN.
- Både cyanobakterier og grønnalger viser ujevn fordeling langs totN gradienten. Det skyldes trolig at virkningen av nitrogen på mangfold av fastsittende alger er noe komplisert.
- Det opptrer muligens et "hull" i tilbudet av cyanobakterier når totN er 3-400 µg/L. Det kan ha sammenheng med redusert forekomst av nitrogenfikserende cyanobakterier, samtidig som det kan være liten forekomst av de typisk næringskrevnede cyanobakteriene i dette totN nivået.
- Det mangler bl.a. detaljstudier av virkningen av ulike nitrogenfraksjoner på de forskjellige algegruppene.



## 6.12 Tungmetaller

Effekter av tungmetaller på artsmangfoldet er vist ved en "case study" fra Gaulavassdraget i Sør Trøndelag (Traaen et al. 1999). I nedbørsfeltet til Gaula ligger flere nedlagte kobber- og sinkgruver. Før 1989 ble det gjort lite for å hindre avrenning av tungmetaller fra disse til vassdraget. Kobber var viktigste forurensningskilde. Beliggenhet av de viktigste gruvene er vist i Figur 6.20. Her er også avmerket stasjonsplassering for de undersøkelser som pågikk i 1986-97, for å se på effekter av omfattende forurensningsbegrensende tiltak. Tiltak ble startet i 1989-90

og videreført i 1992. Tilsig av kobber var særlig stort fra Kjøløi gruver, Figur 6.20. Dette kom inn i Gaula mellom st. G1 og G2. Mellom st. G2 og G4 var det tilsig av sink. Tilførsler av tungmetaller, især fra Kjøløi, forårsaket en dramatisk reduksjon i arstantall av fastsittende alger mellom st. G1 og G2, Figur 6.21. Før tiltak ble satt i verk var algesamfunnet artsfattig helt ned til st. G6. Etter 1989-90 har artsantallet økt, men det er fremdeles noe lavt på strekningen st. G2 til st. G6. Mindre periodiske tilsig av sink mellom st. G2 og G3 er trolig medvirkende til at mangfoldet fremdeles er noe lavt på stasjonene nedstrøms G2 (G3, G4, G5).



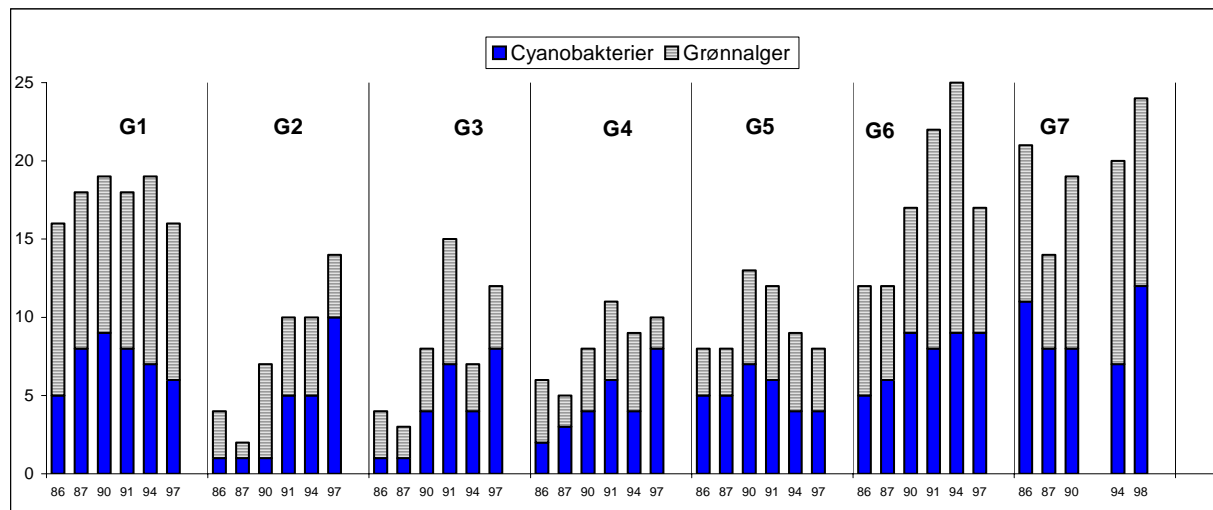
**Figur 6.20.** Stasjonsplassering og beliggenhet av noen gruver i Gaulavassdraget, Sør Trøndelag.

Figur 6.22 viser artsantall av cyanobakterier og grønnalger som funksjon av kobberkonsentrasjonen. Data er hentet fra Gaula. Bortsett fra sink, som også influerer på mangfoldet, er det liten endring i de øvrige miljøfaktorene på strekningen st. G1 til st. G7. Vassdraget er lite påvirket av andre forurensninger og det endrer heller ikke karakter. Ifølge figur 6.22 er det markert avtak i artsmangfoldet når konsentrasjonen overstiger 10-15  $\mu\text{g Cu/L}$ . Selv om dataene strengt tatt bare har gyldighet for Gaula tilsier tilsvarende undersøkelser i andre vassdrag nær Røros og i Orkla at det er markerte avtak i

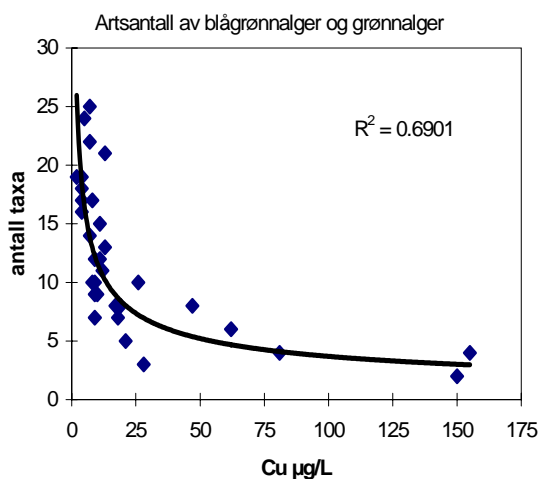
artsmangfoldet ved ca 12  $\mu\text{g Cu/L}$  (Grande og Romstad 1989, Kjellberg 1991). Noen av de mest ømfintlige artene forsvinner antakelig ved lavere konsentrasjoner (Lindstrøm og Rørslett 1991). Undersøkelsene i Gaulavassdraget påviste også redusert artsantall av kiselalger ved konsentrasjoner over 12  $\mu\text{g Cu/L}$  (ikke vist i figur). I litteraturen angis forskjellige konsentrasjonsnivå for gifteffekter av kobber. Det er bl.a. avhengig av hva slags vannkvalitet (inonestyrke/næringsinnhold) resipienten har i utgangspunktet (Genter 1996).

Sink virker også hemmende på utviklingen av algesamfunnet i rennende vann (Genter 1996). I Norge er slike observasjoner gjort i Gaula og Orkla (Sør Trøndelag), Sveselva (Nordmarka) og i Verkenselva (Buskerud), se Hylland et al. (1998). Nye data tilsier at konsentrasjonsnivåer

for sink på 30-50  $\mu\text{g Zn/L}$  har effekter på mangfold av fastsittende alger (Genter 1996, Hylland et al. 1998). Det er behov for en grundig gjennomgang av innsamlet materialet så vel som andre data før videre slutninger kan trekkes.



**Figur 6.21.** Artsantall av cyanobakterier og grønnalger før og etter tiltak for begrense tungmetalltilførselene. Gaula 1986, -87, -91, -92, -94 og -97. Stasjonsbetegnelser (G1 til G7) er vist øverst i figuren. Data fra Traaen et al. 1999.



**Figur 6.21.** Artsantall av cyanobakterier og grønnalger som funksjon av kobberkonsentrasjonen. Gaulavassdraget 1986-97. Data fra Traaen et al. 1999.

#### Hypoteser/konklusjoner:

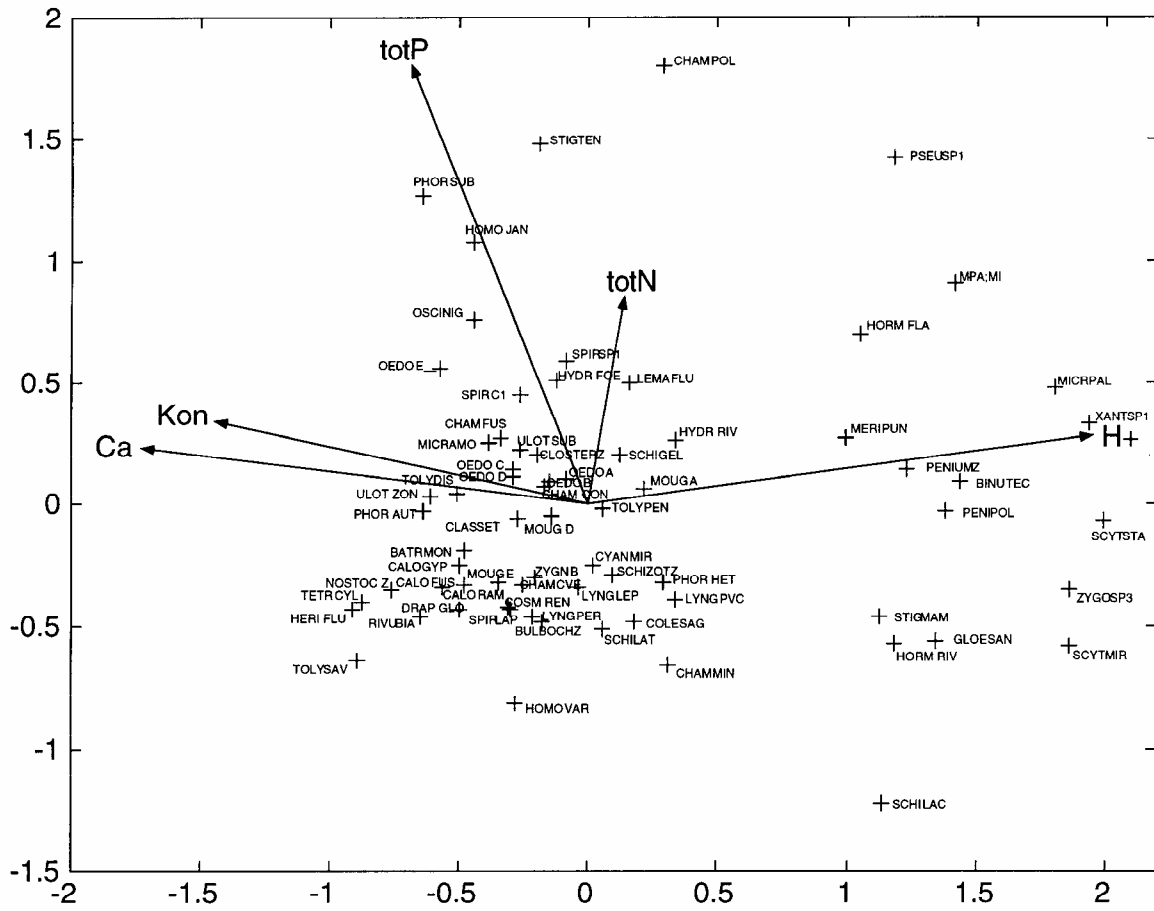
- Artsmangfold av fastsittende alger avtar *markert* når kobberkonsentrasjonen overstiger 10-15  $\mu\text{g Cu/L}$ . De mest kobbersensitive arter forsvinner antakelig ved lavere konsentrasjoner.
- Sink forårsaker også avtak i artsmangfoldet, men først ved høyere nivåer enn for kobber, trolig ved 30-50  $\mu\text{g Zn/L}$ .
- Andre tungmetaller forårsaker trolig liknende avtak i mangfoldet.
- Det innsamlede algematerialet og øvrige data må tilrettelegges for studier av sammenheng mellom artsmangfold og tungmetaller.
- Samspillet mellom naturgitt vannkvalitet (humus, ionestyrke o.a.) og metallforurensning må undersøkes.

## 7. Endringer i artsinnhold langs noen kjemiske gradienter

### 7.1 Kanonisk korrespondanse analyse (CCA)

For å relatere algenes forekomst til et sett antatt kritiske og relevante miljøvariable, ble det gjort en Kanonisk Korrespondanse Analyse (CCA) (Ter Braak 1986). Figur 7.1 viser betydningen av fem kjemiske variable for forekomst av 70 velkjente, forholdsvis vanlige alger i et materiale på 240 prøver. Fordi pH er log-transformert (omregnet til  $H^+$ -konsentrasjon og merket  $H^+$  i Figur 7.1) går denne aksene i motsatt retning av hva den ellers ville gjort. At kalsium og  $H^+$ (pH) aksene går i motsatt retning viser derfor at det er stor samvariasjon mellom dem. Analysen viser forøvrig at  $H^+$ (pH) har størst betydning, lengst akse. Dernest kommer kalsium og totP, som ser ut til å ha omlag samme betydning. Det ser imidlertid ut til å være liten samvariasjon mellom kalsium og totP, som går i forskjellig retning. TotN ser ut til å ha overraskende liten betydning. Noen undersøkelser viser at det er forskjell på betydningen av nitrat og ammonium for artssammensetning av alger i ferskvann (Blomqvist 1994, Pipp, E. pers. medd.). Nitrat samvarierer med  $H^+$ (pH), mens ammonium samvarierer med totP. Det kan forklare at totN aksene ikke ligger nær totP aksene, men mellom denne og  $H^+$ (pH) aksene. En analyse der nitrogen deles i en organisk og flere uorganiske fraksjoner vil forhåpentligvis gi et klarere bilde av nitrogenets betydning for fordelingen av disse artene. Konduktivitet følger kalsium aksene og ser ut til å ha noe mindre betydning enn denne.

CCA analysen viser tettest forekomst av arter i området med nøytral til moderat høy pH (lav  $H^+$  i figur 7.1) og i området med midlere til noe høyt innhold av kalsium. Et lite antall arter havner i området med meget lav pH (høy  $H^+$  i figur 7.1). Disse er alle kjent for å ha stor forekomst i sure vassdrag og representerer etter alt å dømme et lite samfunn av spesialiserte forsurningsbegunstigede arter (Lindstrøm 1992). Når det gjelder næringssalter er det flest arter i lave til midlere nivåer av totP. Dette stemmer med data presentert i Figur 6.17. Det samme ser i mindre grad ut til å gjelde for nitrogen. En analyse som skiller de ulike fraksjoner av løst uorganisk nitrogen vil trolig gi et tydeligere bilde av algenes fordeling enn denne analysen, som bare tar total nitrogen i betraktning. I det næringsfattige området, motsatt retning av totP og totN aksene er det særlig mange cyanobakterier. Disse er forøvrig spredd langs hele  $H^+$ (pH) aksene.



**Figur 7.1.** Kanonisk korrespondanse-analyse (CCA) viser betydningen av fem miljøgradienter og fordelingen av 70 vanlige fastsittende alger i forhold til disse.

## 7.2 Enkeltarter - langs gradienter av kalsium og pH

Figur 7.2 viser prosent funn i prøvematerialet (mengde ikke vurdert) av fem cyanobakterier ved ulike nivåer av kalsium og pH. pH er inndelt i samsvar med SFTs tilstandsklasser (Bratli et al. 1997). Det laveste nivået er delt i to, over og under pH 5.0. Kalsium inngår ikke i SFTs tilstandsklasser og er inndelt skjønnsmessig i seks klasser. Tilsvarende viser Figur 7.3 prosent funn av fem grønnalger, Figur 7.4 av fire kiselalger og Figur 7.8A av brunalgen *Heribaudiella fluviatilis* og gullagen *Hydrurus foetidus*.

Disse vanlige artene viser stor spredning i prosent funn langs kalsium- og pHgradienten. Det tilsier at det er stor artsutskiftning langs disse gradientene. Det ser dessuten ut til å være stor samvariasjon mellom Ca og pH. For noen arter ser nedre grense i forhold til pH ut til å være meget skarp selv om alle klasser av kalsium er representert. I andre tilfeller ser grensen i forhold til kalsium ut til å være like skarp som grensen i forhold til pH.

Eksempelene i figurene bekrefter tidligere undersøkelser, det er minst fire utbredelsesmønstre som er styrt av kalsium og pH (Lindstrøm 1992):

- *Alkalifile* arter er begrenset til kalk- og elektrolyttrike vassdrag og forsvinner ved pH under 7.0 (for noen 6.5). Disse har aldri hatt noe naturlig miljø i elektrolyttfattige forsuringfølsomme vassdrag, og er derfor ikke berørt av forsuringen. (*Calothrix gypsophila* - Fig. 7.2, *Ulothrix zonata* - Fig. 7.3, *Didymosphenia geminata* - Fig. 7.4, *Heribaudiella fluviatilis* - Fig. 7.8A)
- *Moderat forsuringfølsomme* arter som var tilstede, men forsvant ved forsuringen da pH kom under ca 5.5. (*Hydrurus foetidus* - Fig. 7.8A)
- *Svakt forsuringfølsomme* arter, som forsvinner eller blir sjeldne når pH blir <5.0 (*Stigonema mamillosum* - Fig. 7.2)
- *Forsuringstolerante* arter har vært tilstede i vassdragene både før og etter forsuringen. Disse forekommer i alle Ca og pH nivåer, men har størst utbredelse i noe sure vassdrag (*Microspora palustris* var *minor* -

Fig. 7.3 og *Tabellaria flocculosa* - Fig. 7.4)

- *Forsuringsbegunstigede* arter finnes knapt i alkaliske vassdrag. Disse har fått økt forekomst etter forsuring. (*Capsosira brebisonii* - Fig. 7.2, *Binuclearia tectorum* - Fig. 7.3)

Nederst i Figur 7.3 vises prosent funn av den trådformede grønnalgeslekten *Bulbochaete* langs kalsium og pH gradienten. *Bulbochaete* må være fertil (har kjønnnet formering) for å kunne identifiseres, men det er den sjelden. Slektskarakterene er imidlertid meget klare. Derfor ble det forsøkt om en analyse på slektsnivå kunne gi et tilstrekkelig klart bilde av økologiske preferanser. Fordelingen langs kalsium og pH gradientene er bred og viser som så ofte i tilsvarende tilfeller, at det er behov for detaljerte data dersom man skal få utsagnskraftig informasjon.

For alle hovedgrupper (cyanobakterier, grønnalger og kiselalger) ser artsutskiftningen ut til å være mest markert ved *avtakende* pH og kalsiuminnhold. Mens de forsuringfølsomme artene forsvinner, er de forsuringbegunstigede tilstede i mer eller mindre grad langs hele pH og kalsium gradienten.

### 7.3 Enkeltarter - langs gradienter av fosfor og nitrogen

Figurene 7.5 til 7.7 og 7.8B viser prosent funn av noen alger langs en gradient av totalfosfor og totalnitrogen. Skalaen for fosfor og nitrogen er inndelt i henhold til SFTs vannkvalitetsklasser. Den minst næringsrike klassen er, som tidligere, delt i to (Bratli et al. 1997). Med et par unntak er det de samme algene som vist for kalsium og pH. Det er som for kalsium og pH, stor artsutskiftning langs fosfor og nitrogen gradienten, og ganske god samvariasjon mellom totP og totN. Markert artsutskiftning langs totN gradienten viser at enkeltarter forholder seg noe anderledes til totN enn hele samfunnet ser ut til å gjøre, kfr. Kap. 6.11. Det kan ha sammenheng med at høyt innhold av nitrogen har to klart forskjellige årsaker, lokal og langtransportert forurensning. Det er høyst sannsynlig årsaken til noe forvirrende resultater når fordelingen av hele samfunnet analyseres, kfr. kap. 6.11. Langtransporterte forurensninger er dessuten nært knyttet til forurensning, en faktor som virker ytterligere forvirrende.

Figur 7.5 viser funnprosent langs fosfor- og nitrogengradienten av de samme fem cyanobakterier som vist for kalsium og pH. Mens disse viser stor spredning langs kalsium og pH gradienten, forsvinner de ved meget lave konsentrasjoner av fosfor og nitrogen, totP over 7 µg/L og totN over 300 µg/L. Dette bekrefter tidligere observasjoner, som tilsier at vi har en meget spesiell eutrofieringsømfintlig flora av cyanobakterier i Norge. Mange av de angjeldende artene er nitrogenfikserende, bl.a. *Calothrix gypsophila* og *Rivularia biasolettiana*. Det er også registrert mange cyanobakterier som har størst funnprosent i næringsrikt vann. Ingen av disse er framstilt i figur 7.5.

De fleste cyanobakteriene viser samvariasjon i funnprosent langs fosfor og nitrogen gradienten, men interessante avvik er dokumentert. Cyanobakterien *Capsosira brebisonii*, nederst i Figur 7.5, forekommer bare ved meget lave totP konsentrasjoner, helst under 3 µg/L (nedre del tilstandsklasse I), men har samtidig størst funnprosent når totN er 400-600 µg/L (tilstandsklasse III). *Capsosira* ble observert første gang i Audnavassdraget i

Vest Agder midt på 80-tallet (Lande et al. 1986). Senere er den observert i et 20-talls vassdrag og man kan få inntrykk av at den har fått økt utbredelse de senere år. Sett i lys av den økte deposisjonen av lufttransporterte nitrogenoksider de senere år er dette verdt å merke seg.

For grønnalgene, Figur 7.6, er det vist et eksempel på ulik fordeling langs totN og totP gradienten innen en og samme slekt, den trådformede algen *Microspora*. Mens *M. abbreviata* bare forekommer når totP er over 11 µg/L og totN over 600 µg/L, forsvinner *M. palustris* var *minor* når totP overstiger 20 µg/L og totN kommer over 600 µg/L. Den tredje arten, *M. amoena*, inntar en mellomstilling. Den har avtakende funnprosent ved økende innhold av nitrogen og forsvinner når totN kommer over 1200 µg totN/L. På den annen side har den høy funnprosent i alle de høyeste nivåer av totP. Eksemplet med den trådformede grønnalgeslekten *Microspora* bekrefter forsøket med å se på funnprosent for hele slekten *Bulbochaete* langs kalsium og pH gradienten. Det er bare når det gjøres detaljerte analyser av materialet at en får meningsfylt og utsagnskraftig informasjon. Det fins forøvrig mange eksempler på at arter innen en og samme slekt har høyst forskjellige miljøkrav. Så langt er det ikke påvist like mange grønnalger som forsvinner ved utpreget lave nivåer av totP som for cyanobakteriene.

Mens det for cyanobakteriene ble vist eksempel på en alge, *C. brebisonii*, som har størst funnprosent i vann med lavt innhold av fosfor og høyt innhold av nitrogen, er kiselalgen *Didymosphenia geminata*, Figur 7.7 og brunalgen *Heribaudiella fluviatilis*, Figur 7.8B, eksempler på alger som har høyest treffprosent ved midlere konsentrasjoner av fosfor (7(5)-11 µg P/L) og tildels svært lave konsentrasjoner av nitrogen (< 300 µg N/L). Økende tilførsler av nitrogenoksider fra lufttransporterte forurensninger og samferdsel kan bety en endring i deres utbredelsesmønster.

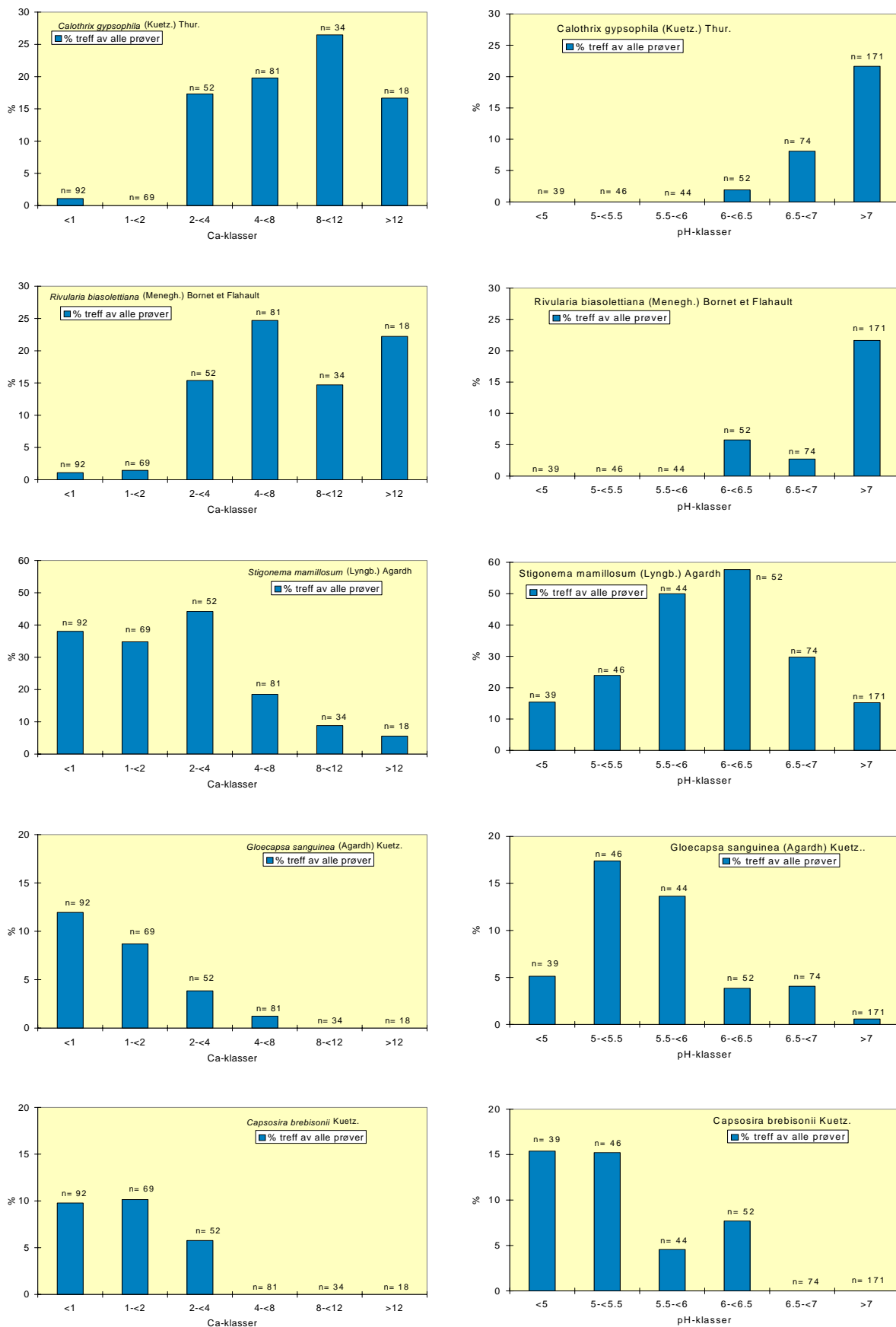
Kiselalgen *Tabellaria flocculosa*, som antakelig er Norges vanligste alge i rennende vann, er forholdsvis vanlig i alle nivåer av Ca, pH, totP og totN. Treffprosenten er imidlertid høyest i lavere nivåer av Ca (< 4 mg/L), lavere til midlere nivåer av pH (5.5-6.5) og lavere til midlere nivåer av næringssalter (<20 µg totP/L

og <600 µg totN/L). Tas mengdemessige forhold i betraktning blir *Tabellarias* skjeve fordeling langs disse kjemiske gradientene mer tydelig (ikke vist i figur). Dette viser at selv en alge som er tilstede i praktisk talt alle algeprøver som tas i rennende vann, kan fremstå med ganske klare preferanser mht. vannkvalitet.

For alle grupper ser artsutskiftningen ut til å være mest markert ved *økende* innhold av næringssalter. Mens de næringsømfintlige artene forsvinner, er de næringsbegunstigede tilstede i større eller mindre grad langs hele næringsgradienten. Dette tilsier at spesielt mange arter forsvinner ved eutrofiering. Muligheten for en reduksjon av artsantallet og tap av næringsensitive arter i vassdrag/-områder som er preget av eutrofiering er derved sannsynlig.

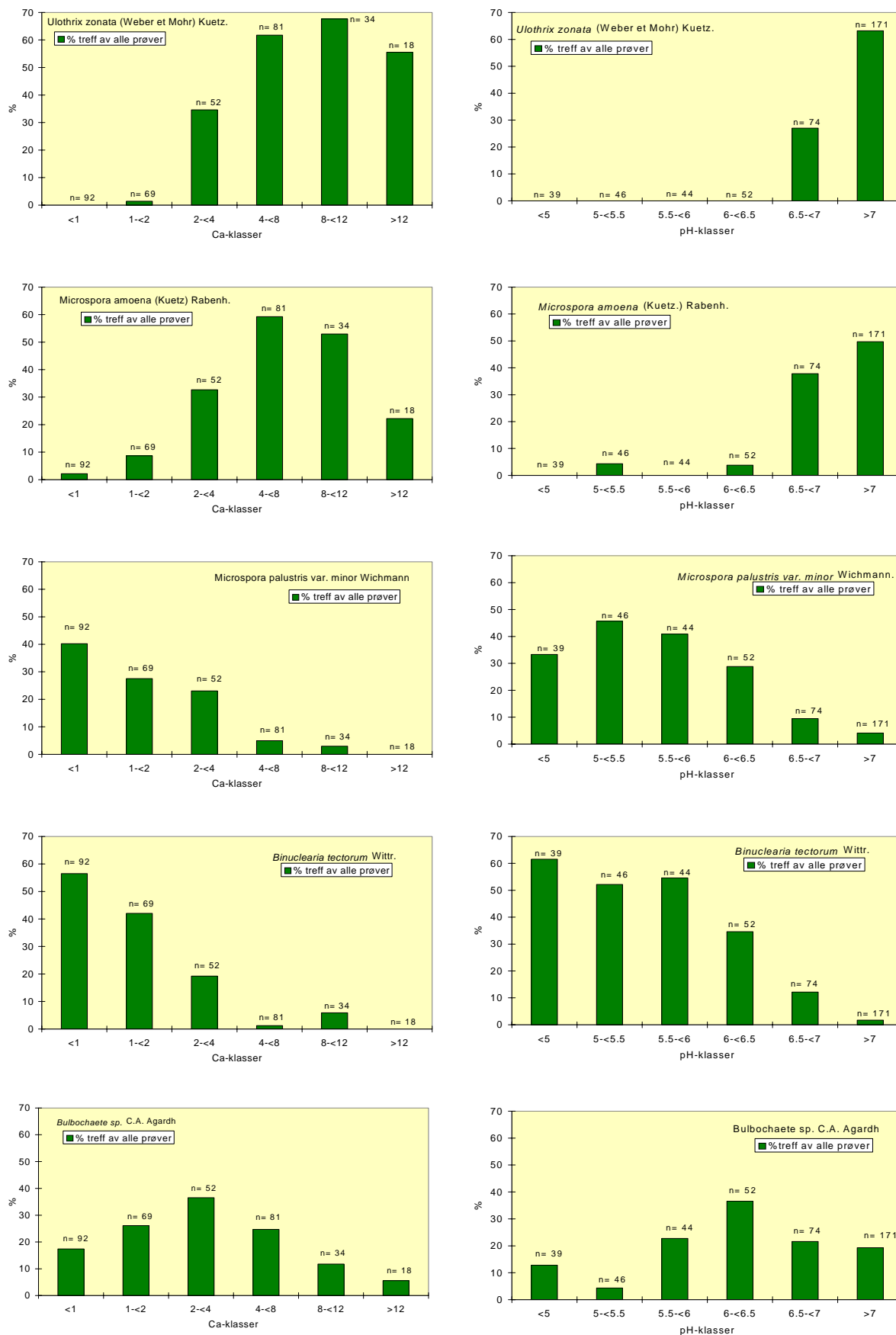
*Hypoteser/konklusjoner:*

- Mange arter har klart definerte nisjer langs de fire gradientene kalsium, pH, totP og totN.
- Markerte artsutskiftninger og frafall av mange arter ved lave pH, og i mindre grad kalsium nivåer, kan gi regional utarming av mangfoldet ved foruring.
- Tilsvarende kan markerte artsutskiftninger og frafall av arter ved økende næringssaltnivåer tyde på regional utarming av mangfoldet ved eutrofiering.
- Det er bare begrenset samvariasjon mellom foruringsfølsomhet og følsomhet for høyt næringssaltnivå, foruringsfølsomme arter kan gjerne tåle høye næringssaltnivåer og omvendt.
- Det er behov for detaljerte analyser av artsinventaret dersom en skal få informasjon om virkningen på de ulike deler av samfunnet og nivåer der mangfoldet avtar.

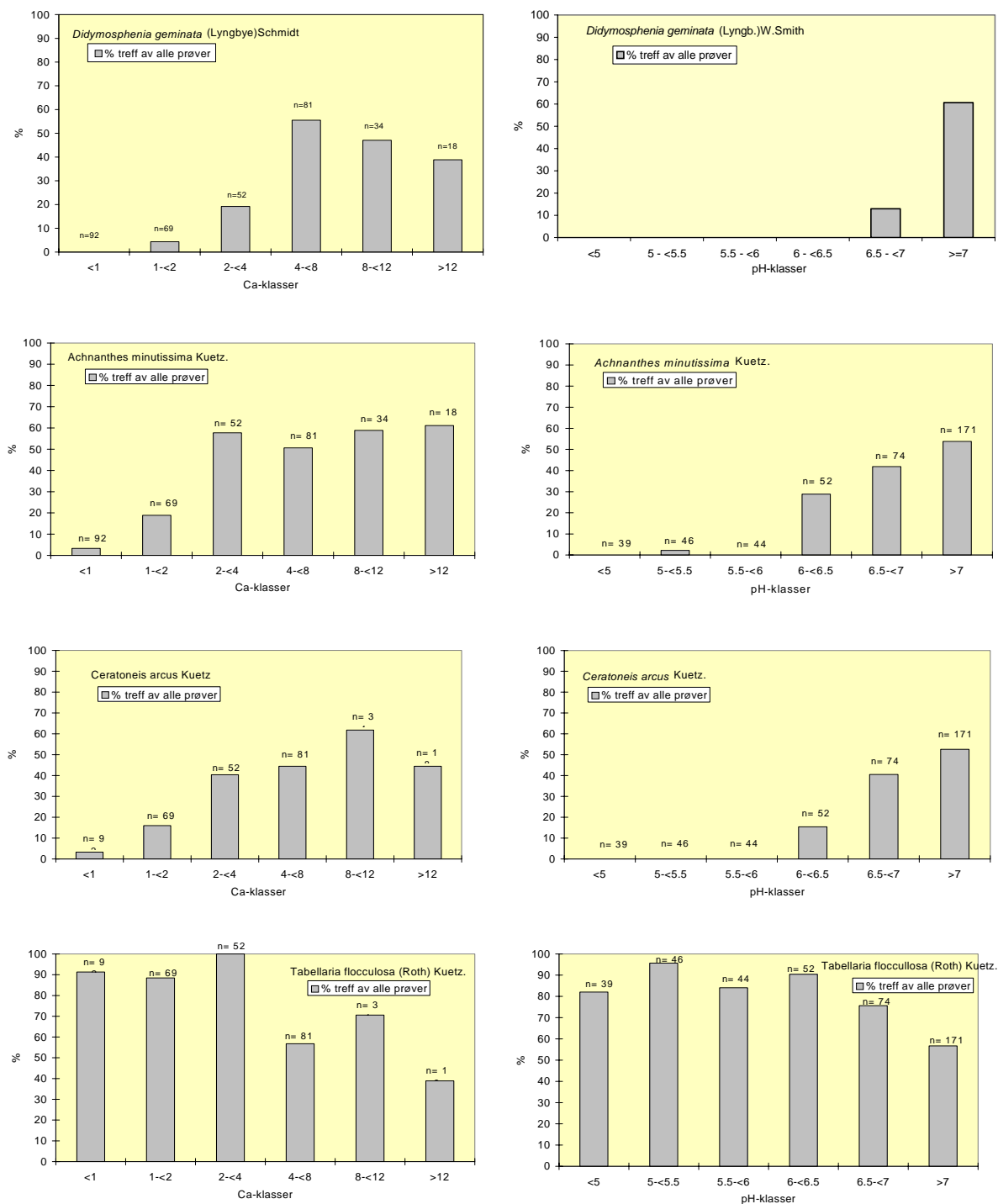


**Figur 7.2.** Prosent funn av fem cyanobakterier langs en gradient av kalsium og pH. Kalsium angitt som mg Ca/L. Tall over søylen angir antall prøver per kalsium og pH nivå.

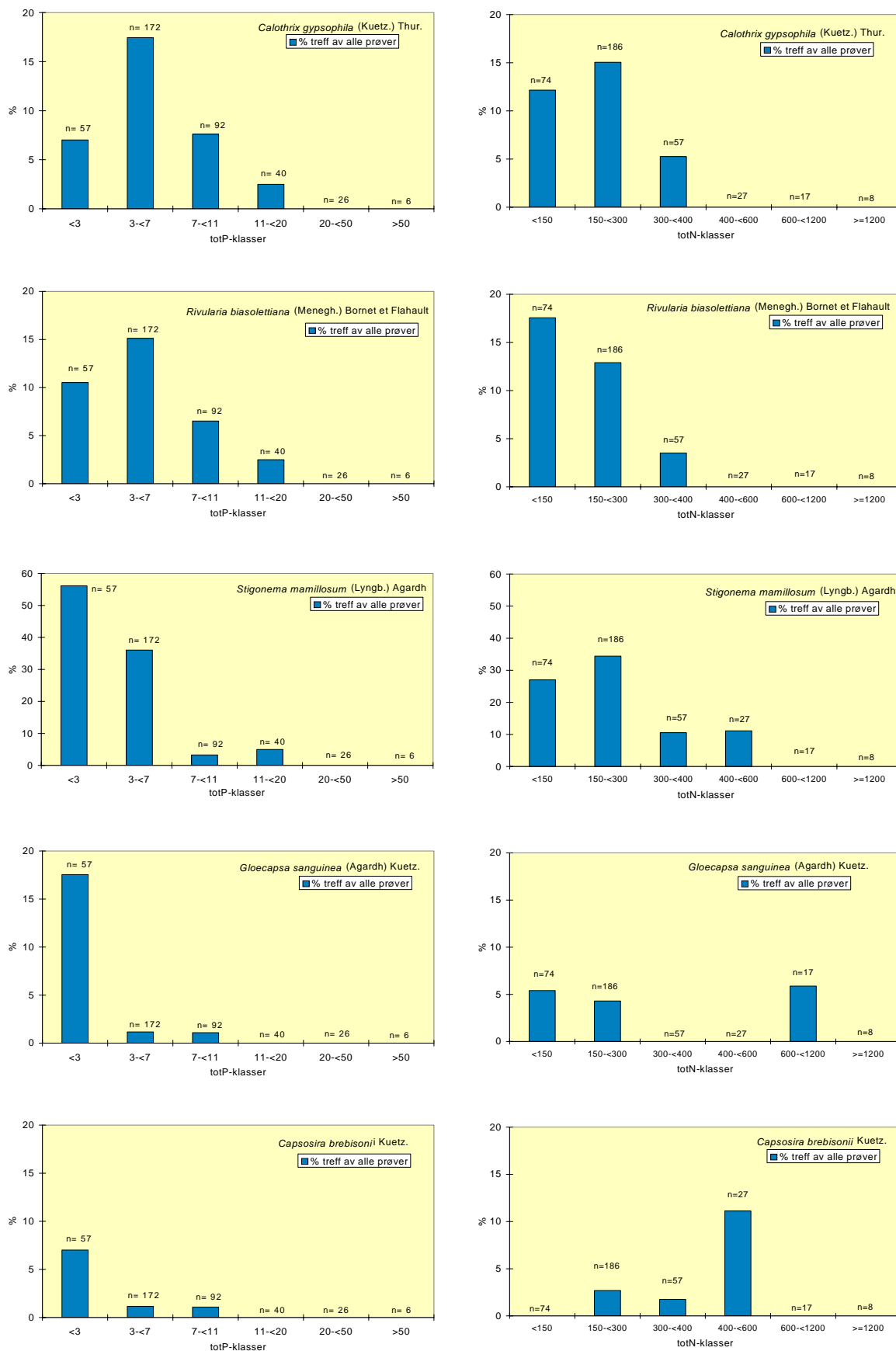




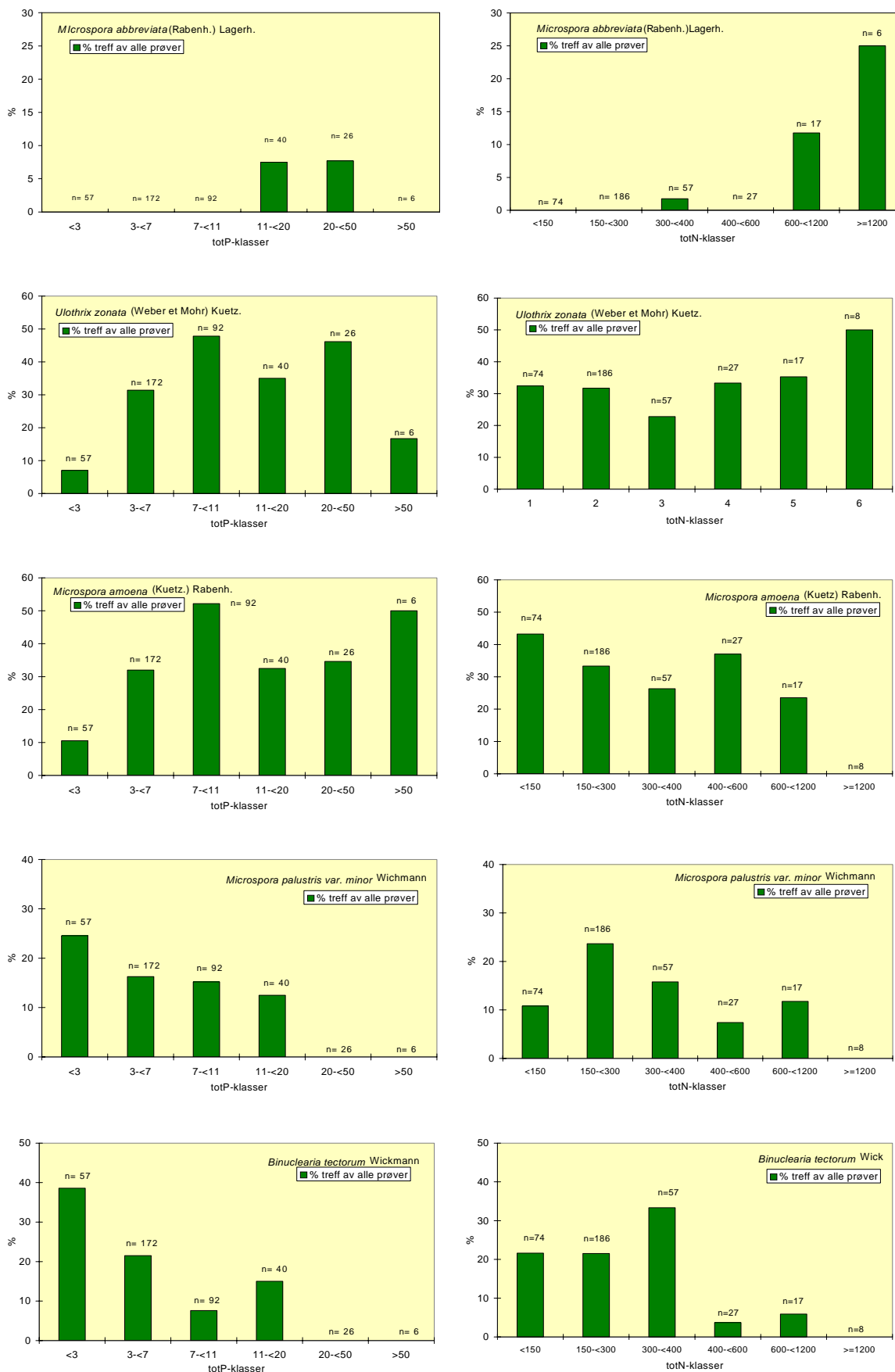
**Figur 7.3.** Prosent funn av fem grønnalger langs en gradient av kalsium og pH. Kalsium angitt som mg Ca/L. Tall over søylen angir antall prøver per kalsium og pH nivå.



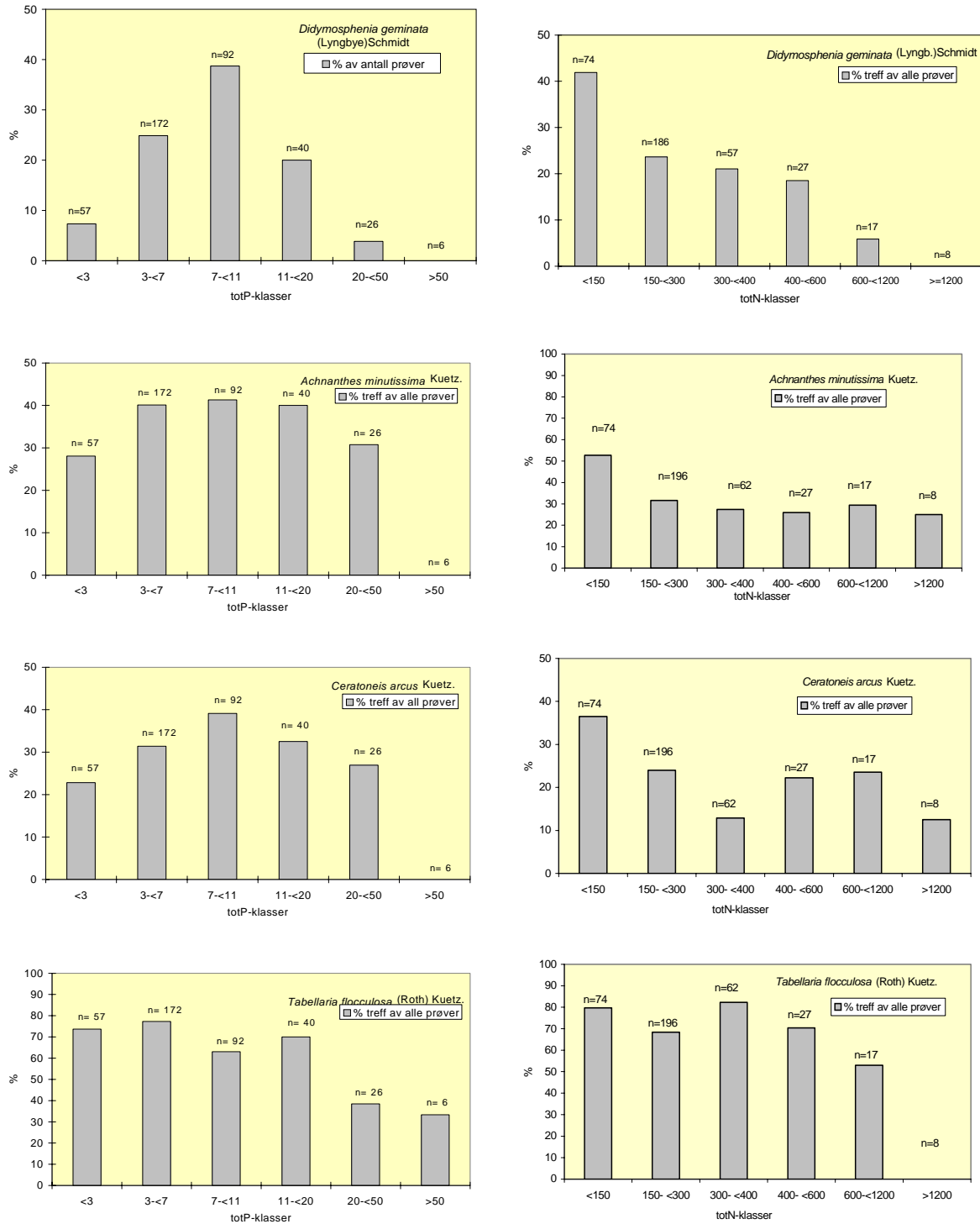
**Figur 7.4.** Prosent funn av fire kiselalger langs en gradient av kalsium og pH. Kalsium angitt som mg Ca/L. Tall over søylen angir antall prøver per kalsium og pH nivå.



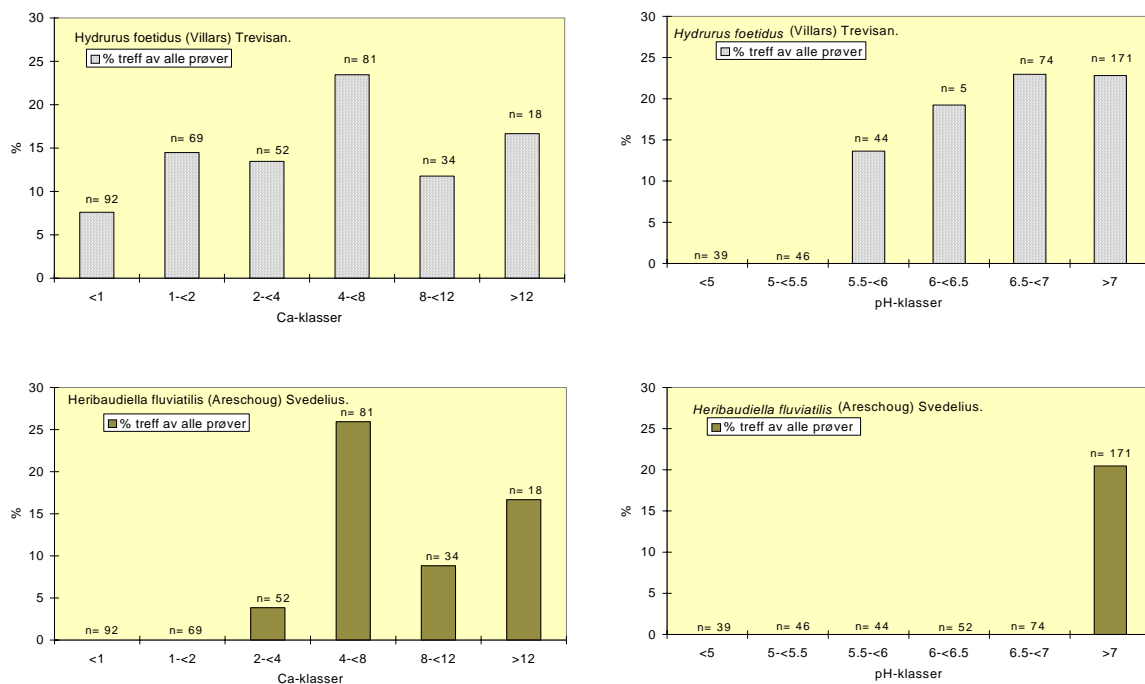
Figur 7.5. Prosent funn av fem cyanobakterier langs en gradient av totP og totN, angitt som µg/L. Tall over søylen angir antall prøver per totP og totN nivå.



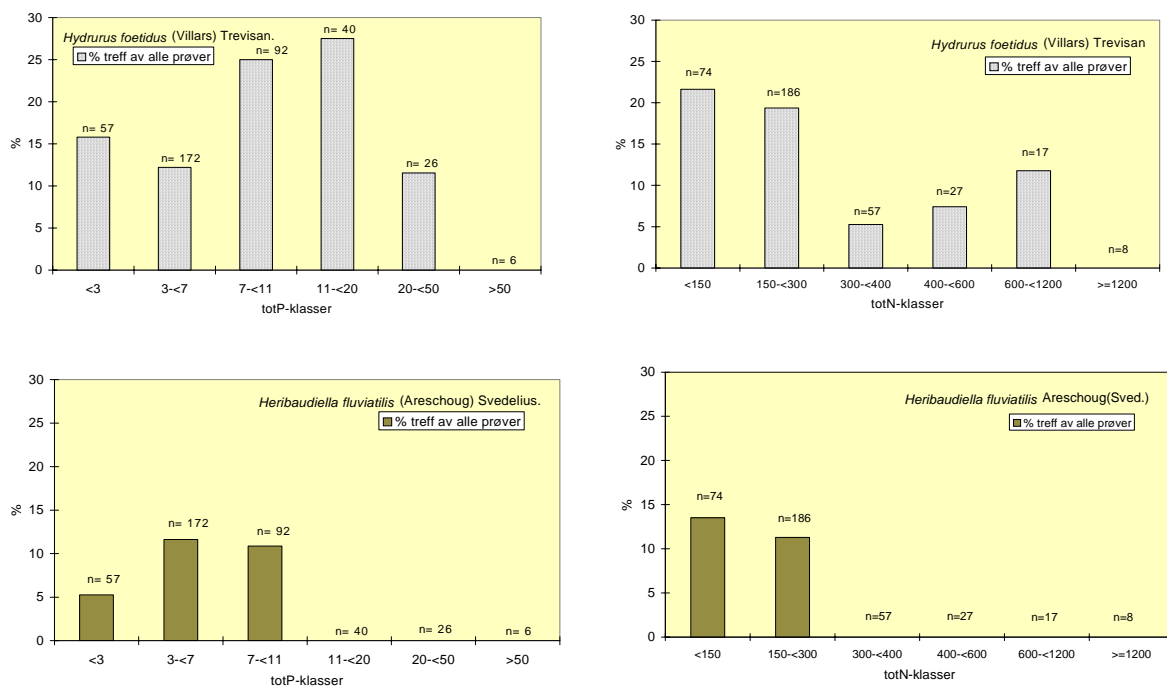
Figur 7.6. Prosent funn av fem grønnalger langs en gradient av totP og totN, angitt som µg/L. Tall over søylen angir antall prøver per totP og totN nivå.



**Figur 7.7.** Prosent funn av fire kiselalger langs en gradient av totP og totN, angitt som  $\mu\text{g/L}$ . Tall over søylen angir antall prøver per totP og totN nivå.



**Figur 7.8A.** Prosent funn av gullalgen *Hydrurus* og brunalgen *Heribaudiella* langs en gradient av kalsium og pH. Kalsium angitt som mg Ca/L. Tall over søylen angir prøver per kalsium og pH nivå.



**Figur 7.8B.** Prosent funn av gullalgen *Hydrurus* og brunalgen *Heribaudiella* langs en gradient av totP og totN, angitt som µg/L. Tall over søylen angir antall prøver per totP og totN nivå.

## 8. Tap av mangfold - kan det dokumenteres?

Er det på bakgrunn av foregående dokumentert redusert, eventuelt tapt mangfold av fastsittende alger i rennende vann? Det kommer i høy grad an på hvilke kriterier som anvendes.

### *Artsantall på den enkelte lokalitet*

Brukes artsantallet (antall taksa) på den enkelte lokalitet som kriterium anses *reduisert mangfold* som mest dekkende uttrykk. Det impliserer ikke nødvendigvis tap av spesifiserte arter, men en generell reduksjon i mangfoldet. Svaret er i så fall ubetinget ja. Det er dokumentert generelt avtak i mangfoldet av fastsittende alger langs flere miljø-/forurensningsgradienter. Ved fjerning av *tydelig* forurensede lokaliteter (over SFTs tilstandsklasse III) øker dessuten antall taksa per lokalitet. Det gjelder alle undersøkte miljøgradienter og er i seg selv et uttrykk for at mangfoldet reduseres ved forurensning.

Økte tilførsler av fosfor gir markert reduksjon av artsantallet. I rennende vann inntreffer dette allerede ved 7-11 µg totP/L, tilstandsklasse II. Fra og med tilstandsklasse III, over 20 µg totP/L, er artsantallet halvert i forhold til maksimalt mangfold, som inntreffer ved 3-7 µg totP/L.

For totalt nitrogen er det ikke funnet noe generelt avtak i mangfoldet. Det ser ut til å variere og et mulig "hull" i tilbudet av cyanobakterier langs nitrogen gradienten er observert. Dette kan ha sammenheng med at algene benytter ulike tilstandsformer av nitrogen i næringsopptaket. De fleste, men ikke alle, bruker helst den løste uorganiske fraksjonen. Av denne er nitrat vanligst benyttede form, en del benytter også nitrogen i redusert form, som ammonium. At en del cyanobakterier dekker deler av nitrogenbehovet ved å ta dette fra lufta via nitrogenfiksering, kompliserer bildet ytterligere. To helt ulike hovedkilder til økte tilførsler av nitrogen, lokal forurensning og langtransporterte forurensninger sterkt knyttet opp til forsuring er også med på å komplisere bildet. Det er å håpe at mer detaljerte studier,

vil gi et klarere bilde av de ulike nitrogenkomponentenes betydning for mangfoldet. I by- og tettstednære områder er dette særlig aktuelt, der utslipp fra bl.a. biltrafikk bidrar til økte tilførsler av spesielt nitrogenoksider.

Brukes artsantall på den enkelte lokalitet som kriterium på mangfoldet er det også dokumentert betydelige avtak i mangfoldet ved uorganiske partikler og flere tungmetaller. Tungmetaller er trolig den av de undersøkte påvirkninger som forårsaker størst avtak i det generelle mangfoldet.

Forsuring, som i og for seg ikke er spesielt knyttet til by- og tettstednære områder, ser på samme måte som nitrogen, ikke ut til å gi generelt avtak i mangfoldet på den enkelte lokalitet. Det ser imidlertid ut til å opptre "hull" i tilbudet av cyanobakterier langs pH-gradienten, på samme måte som langs nitrogen gradienten. At det viktige næringsstoffet karbon foreligger i forskjellige former og konsentrasjoner langs pH gradienten vil trolig påvirke mangfoldet. Typiske CO<sub>2</sub>-brukere vil mobiliseres i en annen del av pHgradienten enn HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>-brukere. Miksotrofe arter kan dessuten bruke organisk karbon. Mulige "hull" langs pHgradienten kan bety overgang fra én type karbonbrukere til en annen. Igjen er det behov for mer detaljerte og målrettede studier for å klarlegge hva som skjer.

### *Artsinventar innen et definert område*

Skal man påvise konkrete tap av arter må dette relateres til et definert område og til bestemte arter. Det er ikke nok å undersøke om det har skjedd en generell reduksjon i mangfoldet. Enkle analyser har påvist flere forhold som sannsynliggjør tap av arter innen et definert område:

- En stor andel av algene er bare funnet en eller få ganger. Det tilsier at de er forholdsvis *sjeldne*. At de er sjeldne gjør dem isolert sett sårbare for påvirkninger og inngrep. Det tilsier dessuten at de har forholdsvis smale økologiske nisjer. Fordi

de er sjeldne vet vi forøvrig lite om miljøkravene deres.

- Mange av algene i det norske materialet, også de vanlige, ser *ikke ut til å være kosmopolitter*. Dette tilsier at de kan være sårbare, det gjelder særlig ovenfor omfattende regionsvise påvirkninger som berører den gitte algens utbredelsesområde.
- En kanonisk korrespondanse analyse av fem kjemiske variable og 70 vanlige arter viste at kjemiske variable som pH, kalsium, elektolyttinnhold og fosfor har stor innflytelse på fordelingen av artene og de er trolig avgjørende for regionale utbredelsesmønstre av en del fastsittende alger.
- Det er dokumentert markerte artsutskiftninger langs gradienter av pH, kalsium, totP og totN (elektolyttinnhold ikke undersøkt). Til tross for at dette er vanlige alger i Norge, ser mange ut til å ha ganske smale økologiske nisjer langs flere av de undersøkte gradienter. At de sjeldne, nevnt ovenfor, har minst like smale nisjer er høyst sannsynlig.
- Beveger man seg langs disse kjemiske gradientene ser det ut til være særlig stort frafall av forsuringfølsomme og næringssensitive arter, mens de tolerante, spesielt de næringstolerante, ser ut til å være tilstede i mer eller mindre grad langs hele gradienten.
- Den ovenfor omtalte reduksjon i det generelle mangfoldet langs noen miljøgradienter er også et forhold som sannsynliggjør reelle tap av arter innen et definert område.

Hvilke påvirkninger som eventuelt forårsaker reelle tap av mangfold eller hvilke arter/samfunn som er mest sårbare er ikke undersøkt. Noen samfunn fremstår imidlertid som sårbare. Tar man utgangspunkt i by- og tettstednære områder, anses samfunn som er konkurransesvake i overgjødsete vassdrag som særlig sårbare. Et større antall cyanobakterier ser ut til å forsvinne når nivåene av næringssalter overstiger tilstandsklasse II. I dag er disse cyanobakteriesamfunnene bare vanlige i oligotrofe vannforekomster i lite påvirkede tynt befolkede områder, mens de tidligere antakelig også var vanlige i det som i dag er by- og tettstednære områder. Dette omfatter bl.a. en del nitrogenfikserende arter og presset på disse har

antakelig økt ytterligere etter at de antropogene tilførselene av nitrogen har økt.

Et annet samfunn som antakelig er spesielt utsatt for stress i by- og tettstednære områder er rødalger som trives i noe elektolyttrike vassdrag i lavlandet. Inngrep som fjerner kantvegetasjon og annen beskyttelse mot direkte innstråling vil medføre økt lysinnstråling, generell temperaturheving og større temperatursvingninger i løpet av døgnet. Dette er forhold som ser ut til å virke negativt på rødalgefloraen (DeNicola 1996).

Ved massiv og ensrettende påvirkning av næringssalter, sur nedbør eller liknende åpnes dessuten muligheten for introduksjon av "fremmede" arter som kan vise seg å være konkurransesterke i den gitte situasjon og fortrenge mer konkurransesvake arter. I noen vassdrag i England, som har vært undersøkt med jevne mellomrom i 30 år, er det observert massive oppblomstringer av fastsittende alger som i følge observasjonene er helt nye i vassdragene (Whitton, B. pers. medd.). Introduksjon/økt forekomst av "fremmede" arter er muligens registret i Norge i forbindelse med forsuring (Lindstrøm 1992) og i forbindelse med tungmetallpåvirkning (Traaen et al. 1999).

At den første "rødlisten" for fastsittende alger nå er publisert i Tyskland (Bundesamt für Naturgeschutz 1996) bidrar også til å sannsynliggjøre tap av mangfold på nasjonalt nivå. En liknende liste for kransalger er utgitt i Sverige (Blindow 1995). Så langt er tapt mangfold av fastsittende alger i rennende vann ikke konstatert i Norge, bortsett fra enkelte kransalger (Langangen 1996). Det kan også nevnes, som et eksempel, et sannsynlig regionalt bortfall av chrysophyceen *Hydrurus foetidus* (Trevisan) Villars. Denne er, til tross for omfattende undersøkelser, ikke funnet i de mange forsuredde vassdrag på Sørlandet (Direktoratet for naturforvaltning 1998, Brandrud et al. 1999). *H. foetidus* trives i kaldt nærings- og ionefattig vann og er ofte observert i vann med lavt kalsiuminnhold, under 1 mg Ca/L, Figur 7.8A og 7.8B. Forutsetningen for å trives i de typiske sørlandsvassdrag skulle således være til stede. En klar nedre grense i utbredelsen ved pH 5,5, Figur 7.8A, kan forklare at denne meget vanlige og lett kjennelige algen ikke er observert i disse vassdragene, som alle har hatt



pH under 5,5 etter at de ble forsuret. Observasjoner i Sudalslågen støtter denne hypotesen. Her har *H. foetidus* hatt påfallende vekslende forekomst i 1980- og 1990-årene, en periode da pH har vært vekselvis over og under 5,5 (Johansen 1997). Et annet eksempel på sannsynlig regionalt bortfall av en fastsittende alge er gitt i Lindstrøm (1999). Her omtales den klare samvariasjon mellom fravær av cyanobakterien *Stigonema mamillosum* (Lyngb.) Ag. i sentrale deler av Europa og høyt innhold i vannet av fosfor. Med den nåværende fragmentariske kunnskap om mangfold av fastsittende alger i Norge er det ikke grunnlag for å presentere annet enn eksempler og disse er ikke godt nok dokumentert til å fremstå som stort annet enn hypoteser.

En lang rekke miljøvariable er ikke undersøkt med hensyn til virkninger på biologisk mangfold. Flere av disse er relevante for by- og tettstednære områder, bl.a. organiske mikroforurensninger. En annen påvirkning som heller ikke er undersøkt er habitatinngrep i form av kanalisering av elver, drenering av nedbørsfeltet, flatehogst og fjerning av kantvegetasjon langs vassdragene. Økt arealbruk til boliger, veier o.l. er en annen type habitatinngrep som er spesielt viktig i forbindelse med by- og tettstednære områder.

## 9. Referanser

- Axler, R.P., Rose, C. & Tikkanen, C.A. 1994. Phytoplankton nutrient deficiency as related to atmospheric nitrogen deposition in northern Minnesota acid-sensitive lakes. *Can.J. Fish. Aquat. Sci.*, 51:1281-1296.
- Baalsrud, K. 1961. Undersøkelse av forurensningen i Dramselva i 1959. Norsk institutt for vannforskning, NIVA, O-118: 63pp.
- Battarbee, R.W., Mason, S.J., Renberg, J.L. & Talling, J.F. 1990. Paleolimnology and Lake Acidification proceedings of a Royal Society Meeting, Aug. 25. 1989. The Royal Society; 219pp.
- Berge, F. 1985. Relationships of diatom taxa to pH and other environmental factors in Norwegian soft-water lakes. A thesis. Univ. of Maine at Orono: 180pp.
- Biggs, B.J.F. 1996. Patterns in Benthic Algae of Streams. Pp.31-56. In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. & Lowe, R.L. (eds.) *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Bindow, I. 1995. Kransalger. I: Aronson, M. Hällingback, T. & Mattson, J.-E. (red.) *Rødlistede växter i Sverige 1995*. Artdatabanken, Uppsala.
- Blomqvist, P., Petterson, A., Hyenstrand, P. 1994. Ammonium-nitrogen: A key factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Arch. Hydrobiol.*, 132 (4):141-164.
- Brandrud, T.E., Halvorsen, G., Raddum, G.R., Brettum, P., Dolmen, D., Halvorsen, G.A., Lindstrøm, E.-A., Schnell, Ø.A., Sloreid, S.E., & Walseng, B. 1999. Effekter av kalking på biologisk mangfold. Basisundersøkelser i Tovdalsvassdraget 1995-96. DN-utredn. 1999-9: 126pp.
- Bratli, J.L. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97/04. SFT 1468/1997: 31pp.
- Brettum, P., Faafeng, B. & Oredalen, T.J. 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vassdrag i by- og tettstednære områder. Planteplankton - En kunnskapstatus. Norsk institutt for vannforskning, NIVA. L.nr. 3770-97: 73pp.
- Bundesamt für Naturschutz (HRSG), Bonn-Bad Godesberg, 1996. Rote Listen für die Algen Deutschlands. *Schriftreihe für Vegetationskunde*, 28:527-709.
- Cedergren, G.R. 1932. Die Algenflora der Provinz Härjedalen. *Ark. Bot.* 25 (4): 109pp.
- Cedergren, G.R. 1938. Ein kurzer Beitrag zur Algenflora Medelpads. *Botaniska Notiser*, 91:112pp.
- Cleve-Euler, A. 1951-55. Die Diatomeen von Schweden und Finnland, I-V. *Kungl. Sv. Vetenskaps Akad. Handlingar*. Stockholm.
- DeNicola, D.M. 1996. Periphyton Responses to Temperature at Different Ecological Levels. Pp: 150-181. In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. & Lowe, R.L. (eds.) *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Direktoratet for naturforvaltning 1998. Kalking i vann og vassdrag, Overvåking av større prosjekter 1997. DN: notat 1998-3: 376pp.
- Dodds, W.K. & Gudder, D.A. 1992. The ecology of *Cladophora*. *J. Phycol.* 28:415-427.
- Doyle, R. 1997. Plants at Risk in the U.S. *Scientific American*, August 1997:14.
- Eloranta, P. & Kwandrans, J. 1996. Distribution and ecology of freshwater red algae (Rhodophyta) in some Finnish rivers. *Nordic J. Botany* 16:107-117.
- Foged, N. 1968. The Freshwater Diatom Flora of the Varanger Peninsula, North Norway. *Acta Borealia, A. Scientia*. no. 25, Tromsø Museum: 64pp.
- Genter, R.B. 1996. Ecotoxicology of Inorganic Chemical Stress to Algae. Pp. 404-468. In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. & Lowe, R.L. (eds.) *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Golubic, S. 1967. Die Algenvegetation der Felsen (eine ökologische Algenstudie

- in dinarischen Karstgebiet). Die Binnengewässer, 23: 183pp.
- Graham, J.M., Kranzfelder, J.A. & Auer, M.T. 1985. Light and temperature regulating seasonal growth and distribution of *Ulothrix zonata* (Ulvophyceae). J. Phycol., 21:235-239.
- Grande, M. & Romstad, R. 1989. Tiltaksorientert overvåking i Orkla 1988. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT. Rapport nr. 368//89: 66 pp.
- Hessen, D., Lindstrøm, E-A. & Mjelde, M. 1993. Vassdragsovervåking i forbindelse med Stor-Glømfjord-reguleringen. Undersøkelse av vannkjemi og vegetasjon. Norsk institutt for vannforskning, NIVA, OR-2931: 77pp.
- Hill, W. 1996. Effects of light. Pp. 121-148. In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. & Lowe, R.L. (eds.) *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Hindar, A. & Lindstrøm, E-A. 1989. Vannkvalitet og næringstilførsler i Nidelva, Aust-Agder. Konsekvenser av manøvreringen av Rygene dam for drikkevannskvaliteten i innsjøen Rore. Norsk institutt for vannforskning, NIVA, O-88137: 80pp.
- Hylland, K., Arnesen, R.T., Bakke, T., Bakketun, Å., Bækken, T., Iversen, E., Lindstrøm, E-A., Tobiesen, A., & Aanes, K.J. 1998. Sink i ferskvann - kjemi, tilførsler og biologiske effekter. Norsk institutt for vannforskning, NIVA, O-97143: 70pp.
- Israelson, G. 1942. The Freshwater Floridæ of Sweden. Studies on their taxonomy, ecology and distribution. *Symbolæ Botanicae Upsaliensis* VI (1): 135pp.
- Jarlmán, A., Lindstrøm, E-A., Eloranta, P. & Bengtsson, R. 1996. Nordic standard for assessment of environmental quality in running water: 17-28. In: Use of Algae for Monitoring Rivers II. (eds. Whitton, B.A. & Rott, E.). STUDIA, Innsbruck: 196pp.
- Johansen, S.W. 1997. Begroingsundersøkelser i Suldalslågen. Tidsutvikling, effekter av tiltak og utspyling av organisk materiale. Lakseforstrekningsprosjektet i Suldalslågen Fase II. Rapp.37.
- Johansson, C. 1982. Attached algal vegetation in running waters of Jämtland, Sweden. *Acta Phytogeographica Suecica* 71, Uppsala, Sweden: 83pp.
- Johansson, C. Kronborg, L. & Thomassom, K. 1977. Algal Vegetation in Running Waters. A literature Review. *Excerpta Botanica*, Sec. B. Bd.16:126-178.
- Kann, E. 1978. Systematik und Ökologie der Algen österreichischer Bergbäche. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 53 (4):405-643
- Kann, E. 1993. Die Littorale Algenaufwuchs im See Erken und in seinem Abfluss (Uppland, Schweden). *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 97, *Algological Studies* 69:91-112.
- Kaweka, B. and Eloranta, P. 1987. Communities of sessile algae in some small streams of central Finland. Comparison of the algae of the high mountains of Europe and those of its northern regions. *Acta Hydrobiol.* 29, 4: 403-415.
- Kjellberg, G. 1991. Tiltaksorientert overvåking av øvre del av Glåma i 1990. Norsk institutt for vannforskning, NIVA; O-800212: 84pp.
- Kjellberg, G. & Lindstrøm, E-A. 1993. Konsekvensutredning i forbindelse med kraftutbyggingsplaner i Øvre Otta. Undersøkelser av vannkvalitet og ferskvannsbiologiske forhold. Norsk institutt for vannforskning, NIVA, OR-2876: 29pp.
- Knutzen, J. 1967. Slekten *Vaucheria* De Candolle i Norge. Hovedfagsoppgave, Univ. i Oslo:174 pp.
- Komulainen, S. 1996: Regional periphyton studies in 24 watercourses in Northern Kola, Murmansk and Russian Karelia. Karelian Research Center, Russian Academy of Sciences, Petrozavodsk, Russia: 39pp. (in Russian)
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 1986, 1988, 1991 a & b. Bacillariophyceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 2. Teil 1 - 4. J.Crammer, Stuttgart.
- Krasske, G. 1943. Zur Diatomeenflora Lapplands, I, Berliner Deutsch. Bot. Ges. 59. Berlin.
- Kristiansen, J.(ed.) 1996. Biogeography of Freshwater Algae. *Hydrobiologia*, Developments in Hydrobiology, 118.
- Kwandrans, J. & Eloranta, P. 1994. *Tuomeya americana* a freshwater red alga new

- to Europe. *Algological Studies* 74:27-33.
- Kylin, H. Studien über die schwedischen Arten der Gattungen *Batrachospermum* Roth und *Sirodotia* nov. gen. *Nova Acta Reg. Societ. Scient. Uppsala. Ser.4, 3:* 40pp.
- Lamberti, G.A. 1996. The Role of Periphyton in Benthic Food Webs. Pp.533-573. In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. & Lowe; R.L. (eds.) *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems.* Academic Press, San Diego, California, USA.
- Lande, A., Lindstrøm, E.-A., Næs, K. & Tangen, K. 1987. Audna og Singsfjorden. Vannkvalitet 1981-1986. O-87037. Norsk institutt for vannforskning: 104pp.
- Langangen, A. 1974. Ecology and distribution of Norwegian charophytes. *Norwegian Journal of Botany* 21:31-52.
- Langangen, A. 1996. Sjeldne og truede kransalger i Norge. *Blyttia* 1:23-35.
- Langangen, A. og Blindow, I. 1995. Kransalgen *Tolypella canadaensis* Sawa i Skandinavia. *Polarflokken* 19 (2):131-137.
- Lazarek, S. 1982. Structure and function of a cyanophyten mat community in an acidified lake. *Can. Journ. Botany*, 60:2235-2240.
- Lindstrøm, E.-A. & Johansen, S.W. 1997. Forskref-vassdraget Atna. Begroings-observasjoner i perioden 1986-95. Norsk institutt for vannforskning, NIVA, 90144/91406: 63pp.
- Lindstrøm, E.-A. 1984. Biologisk begrunnet vannkvalitetsvurdering. Begroings-observasjoner. Norsk institutt for vannforskning, NIVA, O-82102: 35pp.
- Lindstrøm, E.-A., Bremnes, T. & Johansen, S.W. 1994. Eksperimentelle undersøkelser for kontroll av begroing i regulerte vassdrag. Sluttrapport. Norsk institutt for vannforskning, NIVA, O-89054/E-89522: 149pp.
- Lindstrøm, E.-A. Experimental acidification of a naturally acid humic lake: Effects on periphyton structural properties and density of associated invertebrates. (Submitted).
- Lindstrøm, E.-A. & Rørslett, B. 1991: The effects of heavy metal pollution on periphyton in a Norwegian soft-water river. *Verh. Internat. Verien. Limnol.* 24:2215-2219.
- Lindstrøm, E.-A. 1989. Forsknings- og referansevassdrag Atna. Begroingsforhold i Atnavassdraget. NTNFs utvalg for miljøvirkninger av vassdragsutbygging. MVU-rapport nr. B54-1989: 55pp.
- Lindstrøm, E.-A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. Fagrapport nr. 27. Norsk institutt for vannforskning, NIVA, O-90137/E-90440: 49pp.
- Lindstrøm, E.-A. 1999. Attempts to assess biodiversity of epilithic algae in running water in Norway. In: Prygiel, J., Whitton, B.A. & Bukowska, J. (eds) *Use of Algae for Monitoring Rivers III:*253-260.
- Maurice, C.G., Lowe, R.L., Burton, T.M.L & Standford, R.M. 1987. Biomass and compositional changes in the periphytic community of an artificial stream in response to lowered pH.
- Minshall, G.W. 1978. Autotrophy in stream ecosystems. *BioScience* 28:767-771.
- Mjelde, M. 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstednære områder. Vannvegetasjon i innsjøer - effekter av eutrofiering. Norsk institutt for vannforskning, NIVA, P-96120: 32pp.
- Mjelde, M. & Edvardsen, H. 1996. Nye funn av kransalgen *Tolypella canadaensis* i Nord-Norge. *Blyttia*, 3:133-139.
- Mollenhauer, D., Bengtsson, R. & Lindstrøm, E.-A. 1999. Macroscopic cyanobacteria of the genus *Nostoc*: a neglected and endangered constituent of European inland aquatic biodiversity. *Eur. J. Phycol.* 34:349-360.
- Mulholland, P.J. 1996. Role in Nutrient Cycling in Streams. Pp.641-669. In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. & Lowe; R.L. (eds.) *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems.* Academic Press, San Diego, California, USA.
- Parker, R.D.R. & Drown, D.B. 1982. Effects of phosphorus enrichment and wave simulation on populations of *Ulothrix zonata* from northern Lake Superior. *J. Great Lakes Res.* (1):16-26.
- Patrick, R. 1961. A study of the numbers and kinds of species found in rivers in

- eastern United States. Proc. Acad. Nat. Sci., Philad., Vol. 113, no. 10:215-258.
- Patrick, R. 1997. Biodiversity: Why is it important? Pp.15-24. In Reaka-Kudla, M.L., Wilson, D.E. & Wilson, E.O. (eds.) Biodiversity II. Understanding and Protecting Our Biological Resources. Joseph Henry Press, Washington, D.C.
- Pipp, E. & Rott, E. 1993. Ökologische Wertigkeit Österreichischer Fließgewässer nach dem Algenaufwuchs. Arbeitsgruppe Hydrobotanik, Institut für Botanik, Univ. Innsbruck. Österreich: 147pp.
- Planas, D. 1996. Acidification Effects. Pp. 497-530. In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. & Lowe, R.L. (eds.) *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Readka-Fudla, M.L., Wilson, D.E. & Wilson, E.O. 1997. Biodiversity II. Understanding and Protecting Our Biological Resources. Joseph Henry Press, Washington, D.C.: 551pp.
- Schindler, D.W. 1990. Experimental perturbations of whole lakes as tests of hypotheses concerning ecosystem structure and function. *OIKOS* 57:25-41.
- SFT, 1996. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter. Skjelkvåle, B.L. (red.) SFT 671/96.
- Sheath, R.G. & Cole, K.M. 1992. Biogeography of stream macroalgae in North America. *J. Phycol.* 28:448-460.
- Sheath, R.G. & Vis, M.L. 1995. Distribution and systematics of *Batrachospermum* (Batrachospermales, Rhodophyta) in North America. 7. Section *Hybrida*. *Phycologia*, 34 (5):431-438.
- Skuja, H. 1964. Grundzüge der Algenflora und Algenvegetation der Fjeldgegenden um Abisko in Schwedisch-Lappland. *Nova Acta R. Scient. upsaliensis*, Ser.4, 18(3): 465pp.
- Sladeczek, V. 1973. System of Water Quality from the Biological Point of View. *Archiv für Hydrobiologie, Beih. Ergebn. Limnol.* 7, I-IV: 218pp.
- Steinmann, A.D. 1996. Effects of Grazers on Freshwater Benthic Algae. Pp.341-374. In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. & Lowe, R.L. (eds.) *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Stevenson, A.C., Juggins, S., Birks, H.J.B., Anderson, D.S., Battarbee, R.W., Berge, F., Davis, R.B., Flower, R.J., Haworth, E.Y., Jones, V.J., Kingston, J.C., Kreiser, A.M., Line, J.M., Munro, M.A.R. & Renberg, I. 1991. The Surface Waters Acidification Project Paleolimnology Programme: Modern Diatom/Lake-Water Chemistry Data-Set. *Ensis*, London.
- Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. & Lowe, R.L. (eds.) *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, San Diego, California, USA: 753pp.
- Stevenson, R.J., Singer, R., Roberts, D.A. & Boylen, C.W. 1985. Patterns of epilimnetic algal abundance with depth, trophic status and acidity in poorly buffered New Hampshire lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42:1501-1512.
- Stoermer, E.F., Yu-Zao, Q. & Ladewski, T.B. 1986. A quantitative investigation of shape variation in *Didymosphenia* (Lyngbye) M. Schmidt (Bacillariophyta). *Phycologia*, 25 (4):494-502.
- Størkersen, Ø.R. 1992. Truete arter i Norge. Norwegian Red List. DN-rapport 1992-6: 89pp.
- Ter Braak, C.J.F. & Van Dam, H. 1989. Inferring pH from diatoms: A comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia*, 178:209-223.
- Ter Braak, C.J.F. 1986. Canonical Correspondence Analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67(59):1167-1179.
- Tolstoy, A. & Willén, T. (ed.) 1997. Preliminär checklista över Makrolager i Sverige, ArtDatabanken, SLU, Uppsala: 126pp.
- Traaen, T.S., Pytte Asvall, R., Brettum, P., Heggberget, T.G., Huru, H., Jensen, A., Johannessen, M., Kaasa, H., Lien, L., Lillehammer, A., Lindstrøm, E.-A., Mjelde, M., Rørslett, B. & Aagaard, K. 1983. Basisundersøkelser i Alta-Kautokeino-vassdraget 1980-81. NIVA O-80002-16, 2: 117pp.
- Traaen T.S., Lindstrøm, E.-A. & Huru, H. 1990. Overvåking av Tanavassdraget. Fremdriftsrapport for 1988-1989. Norsk institutt for vannforskning, NIVA; l.nr. 2515: 57pp.

- Traaen, T.S., Arnekleiv, J.V., & Lindstrøm, E.-A. 1999. Overvåking av Gaula, Sør-Trøndelag. Vannkjemiske og hydrobiologiske undersøkelser. Årsrapport for 1998. Norsk institutt for vannforskning, NIVA, nr. 4088-99: 50pp.
- Triska, F.J., Kennedy, V.C., Avancino, R.J., Zellweger, G.W. & Bencala, K.E. 1989. Retention of nutrients in a third-order stream: Channel Processes. *Ecology* 70:1877-1892.
- Tuchman, N.C. 1996. The Role of Heterotrophy in Algae. Pp.299-320. In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. & Lowe, R.L. (eds.) *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Turner, M.A., Jackson, M.B., Findlay, D.L. & Graham, R.W., DeBruyn, E.R. & Vandermeer, E.M. 1987. Early responses to of periphyton to experimental lake acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44 (Suppl. 1):135-149.
- Turner, M.A.; Howell, E.T., Summerby, M., Hesslein, R.H., Findlay D.L. & Jackson, M.B. 1991. Changes in epilithon and epiphyton associated with experimental acidification of a lake to pH 5. *Limnol. Oceanogr.* 36:1390-1405.
- Turner, M.-A., Schindler, D.W., Findlay, D.L., Jackson, M.B. & Robinson, G.G.C. 1995. Disruption of littoral algal associations by Experimental Lake acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52:2238-2250.
- Vis, M.L., Sheath, R.G. & Entwistle, T.J. 1995. Morphometric analysis of *Batrachospermum* section *Batrachospermum* (Batrachospermales, Rhodophyta) type specimens. *Eur. J. Phycol.*, 30:35-55.
- Waern, M. 1952. Rocky-shore algae in the Öregrund archipelago. *Acta phytogeogr. suec.* 30: 298pp.
- Wetzel, R.G. 1983. *Limnology*". 2nd edition, Saunders College Publishing, New York: 767pp.
- Wher, J.D. & Stein, J.R. 1985. Studies on the Biogeography and Ecology of the Freshwater Phaeophyceae Alga *Heribaudiella fluviatilis*. *J. Phycol.*, 21:81-93.
- Aanes, K.J. & Romstad, R. 1998. Tiltaksorientert overvåking i Orkla. Resultater fra årene 1996-1997. Norsk institutt for vannforskning, NIVA; l.nr. 3974-98: 69pp.

## Vedlegg A.

### Tidlige observasjoner av fastsittende alger i Norge - før 1965

- Baalsrud, K. 1961. Undersøkelse av forurensningen i Dramselva i 1959. Norsk Institutt for Vannforskning, NIVA, rapp. nr. 4:1-64.
- Boldt, R. 1887. Grunddragen af Desmidiernas utbredning i Norden. Bihang til Kongl. Svenska Vetenskaps-Akademiens Handlingar, Bd.13. Afd. III:1-100.
- Bergan, G. 1951. Desmidiaceae from Tisleia, central Norway. Nytt magasin for Naturvidenskaperne, Bd.88, Oslo:1-29.
- Borge, O. 1892. Chlorophyllophyceer från Norska Finmarken. Kongl. Svenska Vetenskaps-Akademiens Handlingar, Bd.17, Afd.III, no.4:1-17.
- Borge, O. 1911. Die Süßwasserflora Spitzbergens. Videnskapsselskapets Skrifter, I. Mat.-Natur. Kl.11, Kristiania:38pp.
- Boye Petersen, J. 1923. A botanical trip to Jan Mayen. Dansk Botanisk Arkiv, Bd.4, nr.5:13-21.
- Brun, J. 1901. Diatomées D'eau Douce. de L'île Jan Mayen et de la Côte est du Groenland. Bihang til Kongl. Svenska Vetenskaps-Akademiens Handlingar, Bd.26, Afd.III, no.18:24pp.
- Cleve, A. 1900. Beiträge zur Flora der Bären-Insel. I Diatomeen. Bihang till Kongl. Svenska Vetenskaps-Akademiens Handlingar, Bd.26, Afd.III, no.10:24pp.
- Cleve, P.T. 1867. Diatomaceer från Spetsbergen. Öfvers. Kongl. Vetenskaps-Akademiens Förhandlingar, 10:661-669.
- Cleve, P.T. 1868. Svenska och Norska Diatomacéer. Öfvers. Kongl. Svenska Vetenskap-Akademiens Förhandlingar, 3:213-240.
- Foged, N. 1952. The distribution of Freshwater Diatoms in Norway. A preliminary report. Nytt Magasin for Botanikk, Vol.1:107-123.
- Foged, N. 1960. Observation of the freshwater diatom flora in the neighbourhood of Tromø in north Norway. Acta Borealia. A. Scientia, nr.16:39pp.
- Foged, N. 1964. Freshwater Diatoms from Spitsbergen. Tromsø Mus. Skrifter XI:205pp.
- Foged, N. 1968. The freshwater diatom flora of the Varanger peninsula, North Norway. Acta boreal A. Scientia 25:64pp.
- Grønblad, R. 1942. Algen, hauptsächlich Desmidiaceen, aus dem Finnischen, Norwegischen und Schwedischen Lappland. Mit Berücksichtigung der Organismen des Phytoplanktons und Zooplanktons.
- Grønblad, R. 1964. Desmids from Jämtland, Sweden and adjacent Norway. Societas Scientiarum Fennica. Commentationes Biologicae, Bd.XXVI; nr.1:1-43.
- Hirano, M. 1965. Freshwater algae in the antarctic region. Monogr. Biol. 15:127-193.
- Hustedt, F. 1937. Süßwasserdiatomeen von Island, Spitzbergen und der Färöer-Inseln. Bot. Arch. 38.
- Israelson, G. 1938. Über die die Süßwasserphaeophycéen Schwedens. Bot. Notiser :113-128.
- Israelson, G. 1942. The Freshwater Floridæ of Sweden. Studies on their taxonomy, ecology and distribution. Symbolae Botanicae Upsaliensis VI (1):135pp.
- Israelson, G. 1949. On some attached Zygnemales and their significance in classifying streams. Bot. Notiser 1949 (4):313-358.
- Jessen, C.F.G. 1848. *Prasiolae* generis algarum. Monographie Dissetation, Kiliae.
- Krasske, G. 1938. Diatomeen von Spitzbergen, Gesammelt von der Spitzbergen-Expedition Deutscher Studenten 1936. Archiv für Hydrobiologi, Bd.XXXIII:516-534.

- Knutzen, J. 1967. Slekten *Vaucheria* De Candolle i Norge. Hovedfagsoppgave, Univ. i Oslo:174pp.
- Lagerstedt, N.G.W. 1873. Sötvattens-Diatomaceer från Spetsbergen och Beeren Eiland. Bihang til Kongl. Svenska Vetenskaps-Akademiens Handlingar, Bd.1:1-54.
- Meyen, I. 1840. Noch einige Mitteilungen über Roten und grünen Schnee. Arch. Naturgesch. 6, Berlin:166-171.
- Nordstedt, O. 1872. Bidrag til Kännedomen om Sydligare Norges Desmidiéer. Acta Universitatis Lundensis. Lunds Universitets Års-skrift, IX: 1-52.
- Ostenfeld, C.H. 1898. Contribution á la flore de l'île Jan-Mayen. Botanisk Tidskrift, Bd.21, Kjøbenhavn:18-26.
- Printz, H. 1914. Kristianiatraktens Protococcoider. I. Mat.-naturv. Klasse. 1913, No.6: 123pp.
- Printz, H. 1915. Beiträge zur Kenntnis der Chlorophyceen in Norwegen. Videnskapselskapets Skrifter, Nr 2:76pp.
- Printz, H. 1964. Die Chaetophoralen der Binnengewässer. Sonderdruck aus Hydrobiologia, Vol. XXIV, 1-3:376pp.
- Schmidt-Nielsen S. & Printz, H. 1915. Drammenselvens forurensning ved træmasse., cellulose- og papirfabrikkene 1911 og 1912. Biologiske og kjemiske undersøgelser., A.W. Brøggers boktrykkeri Kristiania:142pp.
- Strøm, K.M. 1920. Freshwater Algae from Tuddal in Telemark. Nyt Magazin for Naturvidenskaberne, Vol. LVII:54pp.
- Strøm, K.M. 1921a. Freshwater Algae and Plankton from Finmark. Algological Notes II. Nyt Magazin for Natuvidenskaberne, Bd. 59: 7-15.
- Strøm, K.M. 1921b. Some algae from hot springs in Spitzbergen. Bot. Notizer:17-21.
- Strøm, K.M. 1924a. Algological Notes IX: Algae from Sylene (National Park). Nyt Magazin for Naturvidenskaberne, Bd.61:136-138.
- Strøm, K.M. 1924b. Studies in the Ecology and Geographical Distribution of Freshwater Algæ and Plankton. Lecture at the 17<sup>th</sup> meeting of the Scandinavian Naturalists, Gotenburg 1923. Rev. Algol. 1 (2):127-155.
- Strøm, K.M. 1926. Norwegian Mountain Algae. Det Norske Vitenskapsakademi i Oslo. Matematisk. Naturvutenskapelig Institutt, No.6:236pp.
- Strøm, K.M. 1930. Limnological Observations on Norwegian Lakes. Archiv für Hydrobiologi, Bd.XXI:97-124.
- Strøm, K.M. 1951. Algae from Hornsjøseter. Nytt Magazin for Naturvidenskaberne, Bd.88:29-42.
- Wille, N. 1880. Bidrag til Kunskapen om Norges Ferksvandsalger. I: Smålenenes Chlorophyllophyceer. Forhandlinger i Videnskabs-Selskapet i Christiania:1-73.
- Wille, N. 1901. Algologische Notizen VII & VIII, Nyt Magazin for Naturvidenskaberne, Bd.39:24pp.
- Wille, N. 1924. Karplanter og freskvandsalger fra øerne Husøy, Ona og Røsholmen paa Nordmør. Nyt Magazin for Naturvidenskaberne, Bd.61:74-89.
- Wittrock, V.B. 1869. Anteckningar om Skandinaviens Desmidiaceer. Nova Acta Regiæ Societatis Scientiarum Upsaliensis, Vol.VII:1-30.
- Wittrock, V.B. 1883. Studier och Forskningar föranledda af mina resor i höga Norden. A.E. Nordenskiöld, Stockholm:126pp.
- Strøm, K.M. 1923. Die Algenflora der Sarek Mountains. Naturw. Untersuch. Sarekgebirg. 3: 437-520.