

Felles instituttprogram

Virkninger av forurensning på biologisk mangfold:

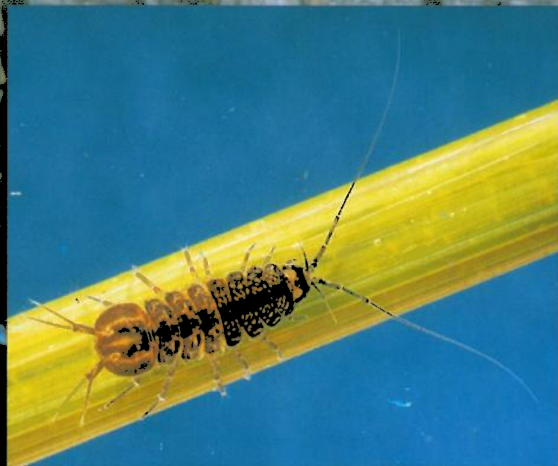
# Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder

En kunnskapsstatus

Redaktører:

Tor Erik Brandrud, NIVA og

Kaare Aagaard, NINA



**NINA temahefte 13**  
**NIVA Inr 3734-97**



NINA • NIKU

**Felles instituttprogram**

**Virkninger av forurensning på biologisk mangfold:**

# **Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder**

**En kunnskapsstatus**

**Redaktører:**

**Tor Erik Brandrud, NIVA og**

**Kaare Aagaard, NINA**

**NINA temahefte 13**

**NIVA Inr 3734-97**

Brandrud, T.E. & Aagaard, K. (red). 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. en kunnskapsstatus. - NINA temahefte 13, NIVA Inr 3734.-97.

ISSN 0804 421X  
ISBN 82-426-0851-2

Rettighetshaver ©:

NINA•NIKU Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning og Norsk institutt for vannforskning NIVA

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Tor Erik Brandrud, NIVA

Kaare Aagaard, NIVA

Medarbeidere ved NIVA:

Pål Brettum, Torleif Bækken, Bjørn Faafeng, Anders Hobæk, Leif Lien, Eli-Anne Lindstrøm, Jarl Eivind Løvik, Marit Mjelde, Tone Jøran Oredalen, Anne Lycke Solheim, Karl-Jan Aanes

Medarbeidere ved NINA:

Gunnar Halvorsen, Ivar P. Muniz, Terje Nøst, Odd Terje Sandlund, Ann Kristin Schartau, Bjørn Walseng, Bodil Wilmann,

Design og layout:

Kari Sivertsen

Omslag: Knut Kringstad

Tegnekontoret NINA•NIKU

Kopiering: Norservice/Digitalkopi

Trykking: Skipnes

1. Opplag: 40

2. Opplag (revidert utgave): 350

Kontaktadresser:

NINA•NIKU

NIVA

Tungasletta 2

Postboks 173 Kjelsås

7005 Trondheim

0411 Oslo

Tel: 73 58 05 00

Tel: 22 18 51 00

Fax 73 91 54 33

Fax 22 18 52 00

Omslagsfoto:

© Bjørn Rørslett - NN/NÆRFOTO: Kattehale, elvesnelle og nøkkeroser langs Gjersjøelva,

Akershus. Botnegrass fra Søndeled. Blågrønnalge fra Karmøy.

Odd Terje Sandlund, NIVA: Akerselva.

Arild Hagen: Asell på strå.

# INNHOOLD

Forord	3
Sammendrag	4
<b>1 Innledning</b>	6
<b>2 Det biologiske mangfold</b>	7
2.1 Artsmangfold	7
2.2 Genetisk mangfold	8
2.3 Mål på biologisk mangfold	9
2.4 Biogeografiske elementer i Norge	13
<b>3 Naturlig variasjon i det biologiske mangfoldet</b>	14
3.1 Variasjon langs økologiske hovedgradienter	14
3.2 Truete og sårbare biotoper	15
<b>4 Biologisk mangfold og forurensning</b>	16
4.1 Eutrofiering	17
4.1.1 Innsjøer og dammer	17
4.1.2 Rennende vann	20
4.2 Forsuring	22
4.2.1 Innsjøer	22
4.2.2 Rennende vann	23
4.3 Tungmetaller	25
4.4 Organiske miljøgifter	26
4.5 Partikkelforurensning	26
<b>5 Biologisk mangfold og effekter av forurensning på ulike grupper av planter og dyr i ferskvann</b>	27
5.1 Makrofyter	28
5.1.1 Naturlig variasjon i biologisk mangfold	29
5.1.2 Effekter av forurensning	31
5.1.3 Eutrofiering	31
5.1.4 Forsuring	36
5.1.5 Miljøgifter	38
5.2 Fastsittende alger i rennende vann	39
5.2.1 Tidligere undersøkelser	40
5.2.2 Materiale	40
5.2.3 Artsantall og fordeling innen taksonomiske grupper	40
5.2.4 Variasjoner i arts mangfold langs økologiske hovedgradienter	41
5.2.5 Variasjon i artsinnhold langs fire kjemiske gradienter	47
5.2.6 Kanonisk korrespondanse-analyse (CCA)	47
5.2.7 Kan tap av mangfold dokumenteres	47
5.3 Planteplankton	51
5.3.1 Variasjon over økologisk gradienter	52
5.3.2 "Case studies" - tidsserier fra 3 innsjøer	57
5.3.3 Sesongvariasjon over trofigradienten	58
5.4 Bunndyr	59
5.4.1 Artsmangfold i ulike bunndyrgrupper	60
5.4.2 Ulike typer forurensning	62
5.4.3 Endringer i bunndyrsamfunnet som følge av tettsteders påvirkning - utprøving av ordinasjonsanalyser på et steinflue- og døgnflue-datasett	65
5.5 Dyreplankton og litorale krepsdyr	68
5.5.1 Variasjon i biodiversitet langs økologiske hovedgradienter	70
5.5.2 Effekter av ulike påvirkningstyper	76
5.5.3 Sammendrag	84
5.6 Fisk	86
5.6.1 Artsmangfold og miljø	87
5.6.2 Effekt av tettsteder på vassdragene	90
5.6.3 Aktuelle problemstillinger	91
<b>6 Behov for videre forskning</b>	92
<b>7 Litteratur</b>	93

# FORORD

NINA og NIVA har av basisbevilgningsutvalget under Norges Forskningsråd område styre for miljø og utvikling blitt bedt om å utviklet et felles instituttprogram. Denne rapporten er første skritt i en større satsning fra NINA og NIVAs side: et felles instituttprogram med tittelen «Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder»

Hovedmålsetting for programmet er

*Undersøke sammenhenger mellom forurensningspåvirkning og endringer i biodiversitet i by- og tettstedsnære vassdrag, samt utvikle og tilpasse mål for biodiversitet til operative forvaltningsverktøy.*

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

Kunnskaper om effekter av forurensningspåvirkningene på ferskvannssystemene er god når det gjelder vannkjemi og fisk, og NIVA og NINA er internasjonalt sett langt framme innen disse feltene. Kunnskapene om forurensningseffekter på biodiversitet utenom fisk er mer variable. Både for pelagiske samfunn (plankton og fisk) og for en del grupper av bentiske organismer i rennende vann (bunndyr og begroing) foreligger det data på arts sammensetning/artsdiversitet og forurensningsparametre. Imidlertid har de biologiske parametrene i disse undersøkelsene som regel blitt brukt som indikatorer på vannkvalitet, og ikke omvendt, dvs. biodiversitet har vært brukt som et *middel* til å studere vannkvalitet og ikke som et *mål* for undersøkelsen i seg selv. Det er blant annet lite kunnskap om hvilke grenseverdier i vannkjemi og forurensningsbelastning som er viktige for å opprettholdt biologisk mangfold.

Både NINA og NIVA ser på dette felles instituttprogrammet som en god mulighet til å utvikle nye faglige samarbeidsområder og en gjensidig mulighet til kunnskapsoppdatering. Den foreliggende rapport er første trinn i denne utviklingen, og samtidig slutt-rapport fra programmets fase 1.

Oslo - Trondheim 27.10.97

Merete Johannessen  
forskningsdirektør NIVA

Bror Jonsson  
forskningsjef NINA

# SAMMENDRAG

## Biologisk mangfold og forurensning i by- og tettstedsnære områder

- Det er foretatt en kunnskapsammenstilling m.h.p. effekter av by- og tettstedsnære forurensning på biologisk mangfold i ferskvann i Norge, herunder en sammenstilling og sammenkobling av biologiske og fysisk-kjemiske data tilgjengelig på database ved NINA og NIVA.
- Datatilfanget fra lokaliteter med en klar by- og tettstedspåvirkning har vist seg å være forholdsvis begrenset, og ofte også vanskelig tolkbart. Endring og tap av mangfold i bynære områder er ofte vanskelig å anslå pga. manglende tidsreiser eller manglende, sammenliknbare referanseområder. Videre er ofte årsakssammenhenger og grenseverdier vanskelig å vurdere, da sammensetningen av de ulike forureningskomponentene er utilstrekkelig kjent.
- På denne bakgrunn er den foreliggende kunnskapsstatusen utvidet til å se på effekter av de ulike forureningskategorier generelt. Videre er det også fokusert på den store og unike, naturlige variasjonen i norske ferskvannsbiosamfunn, slik at det skal være mulig å definere *tap av mangfold* som et *avvik fra en forventet naturtilstand*.

## Det biologiske mangfoldet - ulike nivåer og kvantitative mål

- Effekter på biologisk mangfold er primært vurdert på *artsnivå*, dernest på *samfunns/økosystemnivå*, mens effekter på *genetisk nivå* i liten grad er omhandlet pga. manglende data-grunnlag.
- Det biologiske mangfoldet på artsnivå har to hovedkomponenter; (i) *antall arter* (artsrikdom), og (ii) *fordeling av artene* (dominansforhold, jevnhet). Vi har vurdert den første som basalt for å kunne vurdere tap av mangfold, og har derfor konsentrert oss om enkle mål som artsantall pr. prøve eller lokalitet, og i liten grad vektlagt de mange diversitetsindekser som på ulik måte og med ulikt resultat kombinerer de to komponentene "artsrikdom" og "jevnhet".
- Så langt er det registrert omtrent 5000 arter av planter og dyr i ferskvann i Norge

## Naturlig variasjon i det biologiske mangfoldet, og sjeldne/sårbare biotoper

- *Den naturlige variasjonen* i biologisk mangfold i norske vannforekomster er i utgangspunktet gitt ved de biogeografiske regioner. Innenfor disse ser variasjonen ut til å være sterkt påvirket av en økologisk kompleksgradient i *ionerikdom* (nøye relatert til parametre som kalkinnhold, ledningsevne og pH), som ofte *samvarierer* med, og kan være vanskelig å skille fra gradienter i lokal forurensning. Videre er naturlig variasjon betinget av faktorer som humus-innhold, klima, hydrologi, substrat, samt størrelse på vannforekomstene.
- Visse typer av artsrike biosamfunn, særlig de knyttet til mer ionerike forekomster er meget sjeldne i Norge, og forekommer i stor grad i by- og tettstedsnære områder. Følgende typer av biotoper kan betraktes som særlig *true* og *sårbar* m.h.p. forurensning: (i) kalksjøer, (ii) innsjøer, dammer elver og bekker i

kulturlandskapet, (iii) kroksjøer og dammer på elvesletter, samt (iv) (ultra)oligotrofe vassdrag i heiområder. Disse bør prioriteres i forvaltningen m.h.p. vern, overvåking og tiltak mot forurensning.

## Biologisk mangfold og forurensning

- *Forsuring og kraftig eutrofiering framkommer som de viktigste forureningsstruslene mot det biologiske mangfoldet i Norge*. Disse forureningsstypene har ført til et tap av mangfold og truer arter og samfunn på lokalt, regionalt og i noen tilfeller også på nasjonalt nivå.
- Det er i liten grad, og bare lokalt, påvist negative effekter på det biologiske mangfoldet av andre typer forurensning i Norge. Mye av denne mangelen på påviste effekter kan imidlertid skyldes kunnskapsmangel.
- *Eutrofiering* er i stor grad knyttet til landbruksområder og tettsteder, og *kraftig eutrofiering framtrer som den viktigste, negative faktoren for mangfoldet i by- og tettstedsnære områder*. Selvom belastningene mange steder er redusert, synes skadevirkningene, f.eks. i form av algeoppblomstringer og indirekte effekter av disse, fortsatt å være lokalt store og stedvis økende.
- Svak/moderat eutrofiering har (med unntak for visse, fastsittende algesamfunn) sjelden skadevirkninger, og kan for endel organismegrupper føre til økt diversitet. Mesotrofe kulturlandskapsjøer er et eksempel på ofte særlig artsrike forekomster som bør ivaretas som sådan.
- Eutrofiering har et regionalt begrenset omfang, men forurensningen påvirker i stor grad *nasjonalt sjeldne, true* og *sårbare arter og biosamfunn*. Dette innebærer at den forurensningen som skjer lokalt over små arealer, kan føre til tap av mangfold på nasjonalt nivå. Dette gjelder i hovedsak bunnlevende organismegrupper.
- *Tålegrensen* for de mest sårbare biosamfunnene, ("reintvannsamfunn" av fastsittende blågrønnalger; kransalgesamfunn) synes å ligge ved fosforkonsentrasjoner på  $\text{totP}=(10)2025 \mu\text{g/l}$ . Andre  $\pm$ følsomme biosamfunn synes å tåle belastninger opp mot  $\text{totP} = 50 \mu\text{g/l}$ , noen ganger høyere. Hypereutrofe nivåer fører til varierende, men oftest betydelig tap av mangfold på arts- og samfunnsnivå.
- *Forsuring* har et *regionalt meget betydelig omfang*, og større vassdrag på Sør- og Sørvestlandet er i sin helhet sterkt og vedvarende påvirket og utarmet. Forsuringseffektene opptrer imidlertid i de kalkfattige/næringsfattige samfunnene ("bløtvannsamfunn"), og disse er vanlige og har en vid utbredelse, og kan neppe betraktes som nasjonalt true. På den annen side er disse "bløtvannsamfunnene" true i nesten alle deler av Europa sør for Norge, og bør betraktes som *internasjonalt bevaringsverdige*.
- *Tålegrensen* for de mest forsuringfølsomme artene synes å ligge ved pH 6,0. Mange biosamfunn har en *tålegrense* omkring pH 5,5, og ved pH 5,0 kan tapet av arter være 20-50%. Det er overveiende (ultra)oligotrofe og kalkfattige lokaliteter ("soft-water lakes") som er berørt av forsuring, og i buffer-svake områder kan det være et betydelig tap av arter på regionalt nivå.

- *Tungmetaller* er den tredje forurensningskategorien der det er dokumentert klare, negative effekter på biologisk mangfold (mest Cu, dernest Zn eller Ni belastning), særlig i tilknytning til avrenning fra gruver. Effektene er imidlertid meget lokale, og påvirker biosamfunn med vid utbredelse som i regelen finnes intakt i nærmeste nabovassdrag.
- *Organiske miljøgifter* forekommer i endel tilfeller i konsentrasjoner i norsk natur som i forsøk har ført til skader på enkeltarter. Det er derfor ikke usannsynlig at organiske miljøgifter kan føre til endringer og tap av mangfold i naturlige biosamfunn, men feltundersøkelser/feltekspesimenter som kan dokumentere dette nærmere er ytterst sparsomme.
- *Partikkelforurensning* er ofte samlokalisert med annen lokal forurensning, og spesifikke effekter på det biologiske mangfoldet er lite kjent. Skader på enkeltarter (særlig fisk) er dokumentert når det gjelder episoder med skarpe partikler fra tunellboring.

# 1. INNLEDNING

Formålet med denne rapporten er å gi en status over vår kunnskap om effekter av forurensning på biologisk mangfold i by og tettstedsnære områder.

By- og tettstedsnære ferskvannlokaliteter er ofte rekreasjonsområder for befolkningen, og brukes av skoler i undervisningsøyemed. Bruken av disse områdene blir viktige nettopp fordi de er bynære og bevaringsverdige, og beskrivelser av mangfoldet her bør få større vekt enn tilfellet er i dag.

Vi har valgt først å gi en oversikt over det biologiske mangfoldet i norske ferskvannlokaliteter og deretter ta for oss de viktigste forurensningsfaktorene. Som det vil fremgå av de enkelte delene i rapporten er vår kunnskap knyttet til observasjoner som bare i liten grad stammer fra tettstedsnære lokaliteter. Grunnforskningsprosjekter og undersøkelser for å kartlegge effektene av inngrep i ferskvann har vanligvis ikke foregått i områder direkte påvirket av forurensning fra tettsteder. Det samme gjelder til en viss grad undersøkelser i forbindelse med forurensninger. Dette fører til at det foreligger relativt få biologiske datasett fra lokaliteter nær by og tettsteder. Til nå har det ikke vært gitt pålegg om at effekten av utslipp fra byer og tettsteder på biologisk mangfold skal undersøkes, og slike undersøkelser er ofte sporadiske eller tilfeldige.

Forurensningen i bynære områder er ofte svært sammensatt, og det kan være vanskelig å skille effektene av de ulike komponentene fra hverandre. Dermed blir det også vanskelig å vurdere tålegrenser for de ulike forurensningsbelastningene. Vi har derfor følt et behov for å behandle effekter av de ulike forurensningskomponentene hver for seg, - selv om det i en del tilfeller har ført oss utenfor by- og tettstedsnære områder.

Det finnes miljøpolitiske beslutninger om bevaring av biologisk mangfold både på internasjonalt og nasjonalt plan. Hovedmålet er å bevare og bruke det biologiske mangfold på en bærekraftig måte. Det er imidlertid sjelden eller aldri utviklet delmål for bevaring av biologisk mangfold på tilsvarende måte som delmål for akseptable konsentrasjoner av kjemiske stoffer i naturen. Det absolutte mål vil være å bevare mangfoldet intakt over en lengre tidsskala. Naturlige delmål ville være å fastsette hvor store avvik og hvilke typer avvik som kan tolereres f. eks. i tettstedsnære områder. Dette er ennå ikke gjort. Denne diskusjonen ligger imidlertid utenfor rammene for denne statusrapporten, men vil være vesentlig for videre arbeid med instituttprogrammet og utforming av miljøforvaltningsmessige tiltak.

Mye av vår kunnskap om biologisk mangfold stammer fra undersøkelser fra de siste 30 år. Før denne perioden var det et fåtall biologer i Norge som arbeidet med invertebrater i ferskvann eller ferskvannsbotanikk. Fra begynnelsen av syttiårene og frem til i dag, har det vært en mangedobling i innsatsen på disse feltene. Men fremdeles er det slik at vår kunnskap stammer fra et fåtall undersøkelser spredt ut over et relativt stort landområde med et av Europas høyeste antall av vann og vassdrag. En god del av vår kunnskap om utbredelsen av for eksempel bunndyr som steinflu-

er og døgnfluer stammer fra undersøkelser som har blitt fortatt i forbindelse med vassdragsutbygging eller vern av vassdrag mot slik utbygging. Videre har forskningsprosjekt utført fra universiteter og institusjoner gitt et materiale som mer preges av grundighet på de enkelte lokaliteter enn av et stort antall lokaliteter. En type undersøkelser har utspring i ønsket om å kartlegge sjeldne og truede arter. Disse datasettene inneholder gjerne opplysninger om bestemte grupper fra mindre vannansamlinger som dammer og tjern. I forbindelse med lokale utslipp fra gruver og industri er det foretatt innsamling av et antall dyre- og plantearter.

Det biologiske materialet fra slike forurensningsstudier er langt mindre og mer begrenset i antall lokaliteter enn det tilsvarende vannkjemiske materialet er. På den annen side mangler det ofte gode vannkjemidata fra de lokalitetene som vi har biologiske data fra.

Hovedkonklusjonen i denne rapporten blir derfor at vi vet en god del om biologisk mangfold i ferskvann og om ulike forurensningers virkning på dette mangfoldet, men at vi vet svært lite konkret om effekten av utslipp fra by og tettsteder. Det ligger store oppgaver i å identifisere de aktuelle stoffene i de ulike utslippsforholdene og den konkrete effekten av disse på det biologiske mangfoldet.

## 2 DET BIOLOGISKE MANGFOLD

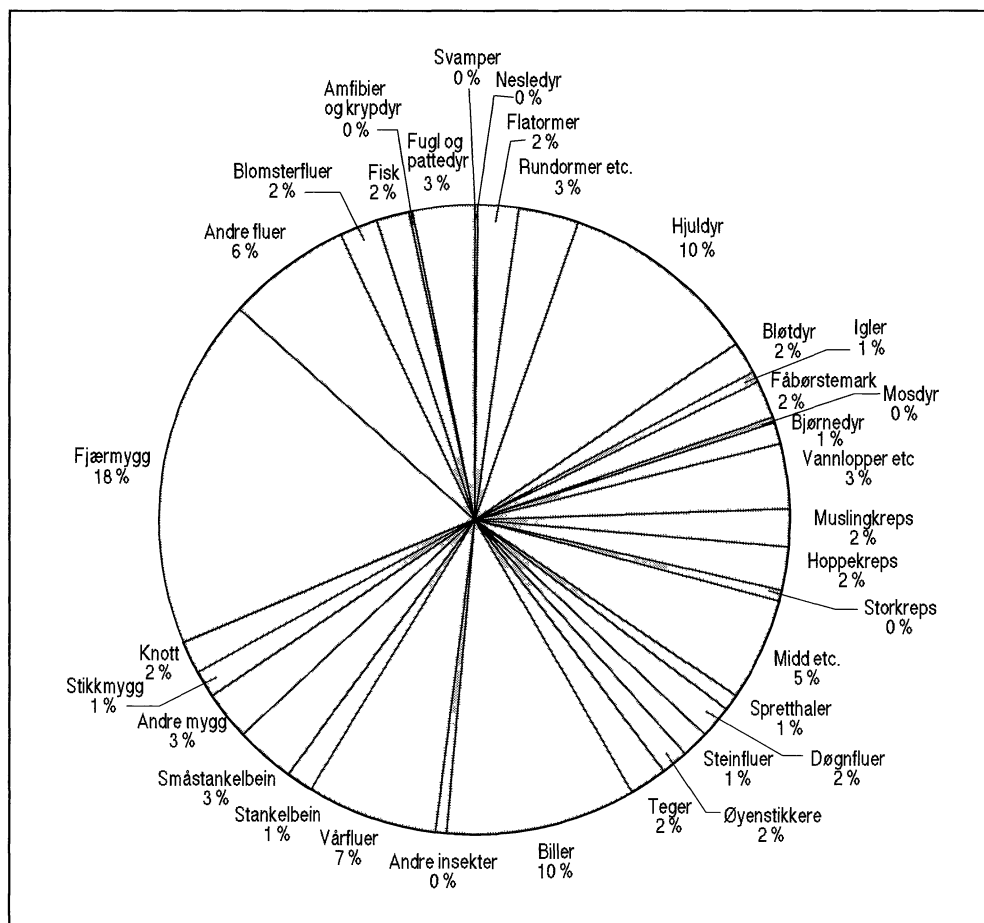
Kaare Aagaard, NINA

Biologisk mangfold eller biodiversitet blir ofte brukt i betydning arts mangfold eller artsdiversitet. Dette nivået er imidlertid bare ett av de tre aktuelle nivåene for biologisk mangfold. Dersom vi antar at dyrearter og plantearter forekommer bundet sammen i mer eller mindre faste strukturer ute i naturen, kan vi oppfatte disse enhetene i form av naturtyper, biotoper, habitater, økologiske samfunn eller guildes som elementer i et biologisk mangfold på nivået over arten. Innen arten vil de ulike individene variere genetisk. Ulik allel-sammensetning fra individ til individ og mellom populasjoner innen arten bidrar til biologisk mangfold på dette nivået.

### 2.1 Artsmangfold

Dersom vi holder bakteriene utenfor, består den totale kjente artsdiversiteten i ferskvann i Norge av mellom 5000 og 6000 arter fordelt på 3000 arter alger og sopp, 120 karplanter og vannmoser, 2650 invertebrater og 140 virveldyr. Ferskvann er en mindre artsrik naturtype enn landområdene med sine over 20 000 arter og havet med mellom 6000 og 10 000 arter. På den annen side er flere av ferskvannslokalitetene små og truet av ødeleggelse og antall truede arter er derved relativt høyt. En nærmere omtale av de ulike organismegruppene og kjente effekter av forurensning på disse, er gitt i kapittel 5.

Det er kjent nesten 2800 dyrearter fra ferskvann i Norge (fig 2.4.1). I virkeligheten finnes det sannsynligvis mellom 3000 og 4000 dyrearter i norske vassdrag og innsjøer. Det tilsvarende tallet for Europa er nesten 15 000 arter. En lang rekke dyrerekker og klasser er representert i ferskvann. Felles for mange av de rent akvatiske rekkene er at artsantallene er lavere enn for den samme gruppen i havet. Dette gjelder imidlertid ikke for insektene som nesten ikke forekommer i det marine miljø mens de dominerer sterkt i ferskvann. Insektene er sannsynligvis blitt tilpasset et liv i vann som en sekundær utvikling, dvs alle insektene stammer fra terrestriske former.



**Figur 1.1**

De ulike dyregruppenes andel av artsantallet i ferskvann i Norge. (En prosent tilsvarer ca 28 arter) (Etter Aagaard & Dolmen 1996).



Svært mange av dyreartene i ferskvann kan regnes til den gruppen vi kaller bunndyr, dvs dyrearter som tilbringer minst et av stadiene sine på eller i nær tilknytning til bunnen. Andre grupper er rent planktoniske. En tredje gruppe kalles nekton og består av arter som svømmer fritt i vannmassene. Overgangen mellom nekton og de to andre gruppene er flytende. Fisk er en typiske nekton, og mange insektgrupper som vannbiller og vannteger kan også regnes hit.

Alle de ulike hovedgruppene av planter forekommer i ferskvann: karplanter, moser, alger og sopp. Hos det relativt lave antall karplanter og moser som er knyttet til ferskvann, er det en tydelig sekundær tilpasning til et liv i vann ved at artene er utviklet fra terrestriske plantegrupper.

Planteplanktonet består av en lang rekke algegrupper som for eksempel blågrønnalger, grønnalger, kiselalger og fureflagellater. Registrerte arter eller taxa i NIVAs oversikter er i underkanten av 1000 arter. Det totale tallet for Norge er muligens opp mot 2000 arter. I tillegg til de planktoniske algene kommer et stort antall registrerte fastsittende alger innenfor de samme gruppene. Så langt er det ved NIVA registret mellom 700 og 800 taxa, men også her er det totale tallet for Norge betydelig større. Ved siden av algene inngår en rekke arter av sopp og bakterier i begroingssamfunnene.

## 2.2 Genetisk mangfold

Genetisk variasjon innen og mellom populasjoner av samme art er lite studert innen norsk ferskvannsbiologi (med unntak for laks, aure, røye og sik). Slik variasjon er en fundamental del av det biologiske mangfoldet, og utgjør grunnlaget for lokal tilpasning utviklet under ulike miljøforhold (og i videre perspektiv for evolusjon og artsdannelse).

Videre er den genetiske variasjonen en buffer mot utryddelse ved store miljøforandringer og blir derved en viktig bestemmede faktor når det gjelder hvor godt artene kan respondere på menneskeskapte endringer.

Den genetiske variasjon innen en art kan bli kvantifisert og overvåket på følgende fire måter (jfr. Fleming & Aagaard 1993):

- i) som variasjon i det enkelte locus,
- ii) som kvantitativ variasjon
- iii) som kromosompolymorfisme
- iv) ved innavl

Genetisk variasjon i det enkelte locus kan enklest måles på protein-nivå, men også andre nivå som DNA er aktuelle. Til kartlegging av den genetiske variasjonen i proteiner som ulike enzymer, er elektroforese en forholdsvis rimelig og ofte brukt metode. DNA analyser blir raskt mer vanlige og rimeligere å utføre. Andelen av heterozygoter brukes som mål på genetisk variasjon. Slike studier som etterhvert er utført på en rekke planter og dyr.

Kvantitativ variasjon er den variasjonen vi finner i karaktertrekk som har en kontinuerlig variasjon, for eksempel kroppslengde. Den arvemessige delen av denne variasjonen kan måles og studeres med klassiske genetiske metoder. Forholdet mellom denne og den totale fenotypiske variasjonen er brukt som mål på endringer i genetisk variasjon.

Kromosompolymorfisme eller variasjon i og mellom kromosome er en annen mulighet for å undersøke genetisk variasjon innen artene. Analyser av kromosomenes struktur, karotypi, brukes for å kartlegge slike polymorfismer som er vanlig påvist i spyttkjertelkromosomer hos fluer og mygg (Diptera). De er imidlertid ikke vanlige hos alle organismegrupper.

Innavl kan ha alvorlige følger for bestandenes forplantningsdyktighet. Det er imidlertid vanskelig å kvantifisere den eksakte graden av innavl i en bestand, i sær hos viltlevende bestander. Det er mulig å overvåke innavlsdepresjoner indirekte ved å undersøke indikatorer på genetisk stress uttrykt som morfologisk variasjon, men slik variasjon kan forstyrres av fenotypiske effekter.

Fleire aspekter er viktige for genetisk segregering mellom populasjoner av samme art. To av disse skal nevnes her. Det første er grad av isolasjon, eller omfanget av genstrøm mellom dem. Hvis spredningsfrekvensen er lav, vil man ofte se store genetiske forskjeller mellom populasjoner som følge av founder-effekter. Det er utviklet egne modeller for slike metapopulasjoner ('populasjoner av populasjoner'; Hanski & Gilpin 1991), og for spredningsrater mellom dem (Slatkin 1987). Stillestående vannforekomster er i utgangspunktet isolerte habitater, og spredning mellom dem

er vanskelig for mange organismer. Spredning innen et vassdrag vil ofte være lettere enn mellom vassdragene.

Det andre aspektet er at genetisk variasjon ofte kan knyttes sammen med økologisk variasjon, både på geografisk skala (forekomst av ulike habitattyper) og innenfor en og samme lokalitet. For eksempel kan noen genotyper av vannlopper dominere i de dype oksygenfattige delene av en innsjø, mens andre genotyper dominerer nærmere overflaten (Weider 1984). Likedan er det funnet forskjeller mellom genotyper i atferd og strategi i forhold til predatorer (DeMeester et al. 1995). Hos flere fiskearter (sik, røye) er slik økologisk polymorfisme vanlig (Hindar & Jonsson 1993, Sandlund et al. 1995).

Reproduksjonssystemet er viktig for omfanget av genetisk variasjon. En rekke invertebrater, alger og karplanter er kjent som periodevis eller permanent klonale (aseksuelle) organismer. Hos slike arter kan man finne et høyst variabelt antall kloner innen en lokalitet.

Forurensning kan påvirke genetisk diversitet innen en populasjon på ulike måter. Eutrofiering har som en vanlig effekt at dyvannet blir oksygenfritt gjennom store deler av året, og at fiskebestandene blir mye tettere. Begge deler vil virke til å innskrenke mulighetene for nisjesegregering mellom genetiske varianter. På den annen side kan næringsforholdene bli bedre, slik at konkurranse mellom genotyper blir mindre viktig. Det er ikke mulig å si om slik forurensning vil virke generelt reduserende på genetisk diversitet, bortsett fra i ekstreme tilfeller. Derimot vil effekten av giftige stoffer trolig nesten alltid føre til en erosjon av genetisk diversitet før populasjonen evt. dør ut. Dette omfatter også forurensning, for de artene som er ømfintlige for endret vannkjemi.

Et interessant aspekt kan være om ulike typer forurensning medfører at habitater blir mer ensartet innbyrdes, og om genetisk mangfold derfor kan bli redusert innenfor en geografisk region (f.eks. en kommune eller et vassdrag) som følge av eutrofiering og annen forurensning.

## 2.3 Mål på biologisk mangfold

Den optimale oversikt over informasjonen i en prøve av et artsamfunn er en tabell som viser hvilke arter som ble påvist og hvor mange individer som ble funnet for hver av artene. Antall arter i prøven ( $S$ ) og totalt antall individer ( $N$ ) får vi ved å summere de aktuelle størrelsene i tabellen.

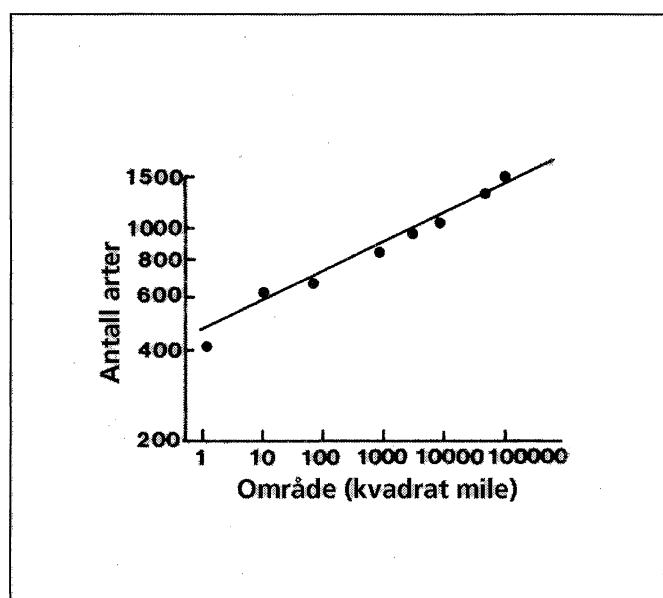
Datsett presentert på denne måten er imidlertid relativt uoversiktlige og vanskelig å sammenligne.

Det aller enkleste mål på artsdiversitet er antall arter som ble påvist ( $S$ ). Erfaringen viser at  $S$  øker med størrelsen på det undersøkte arealet eller prøven slik kurven i fig 2.3.1 viser. For å kunne sammenligne mangfoldet i to eller flere prøver velger vi å oppgi artsantallet i en standardisert prøve, for eksempel i en prøve på 1000 individer eller 1 kvadratenhet eller volumenhet.

To prøver som har samme artsantall, kan ha vidt forskjellig fordeling av antall individer mellom artene. Forholdstallet ( $ns/N$ ) for hver enkelt art, dvs antall individer av den gitte arten i forhold til det totale antall individer i prøven, er utgangspunktet for beregning av en lang rekke indekser.

### En-dimensjonale diversitetsmål

Indeksene av denne typen kan samles i to grupper, en gruppe hvor de sjeldne artene har størst innflytelse og en annen gruppe hvor de vanlige artene har størst innflytelse. Den første gruppen av indekser foretrekkes ofte i bevaringsbiologisk sammenheng, mens den andre gruppen er populære ved overvåkning av forurensning.



**Figur 2.3.1**

Artsrikdommen øker med prøvestørrelsen.

Indeksene er ikke-parametriske og fordelingsfrie. De forsøker på ulike måter å kombinere informasjon om jevnhet og artsrikdom i prøven (Tabell 2.3.1). Da det ikke er mulig å reflektere begge egenskaper samtidig i en en-dimensjonal indeks, vil indekser av denne typen ikke ta vare på all den informasjonen som ligger i rådatasettet. En måte å motvirke dette på er å presentere datasettene i et xy-diagram hvor datasettenes verdier av en indeks som reflekterer artsantallet avsettes langs x-aksen og de tilsva-

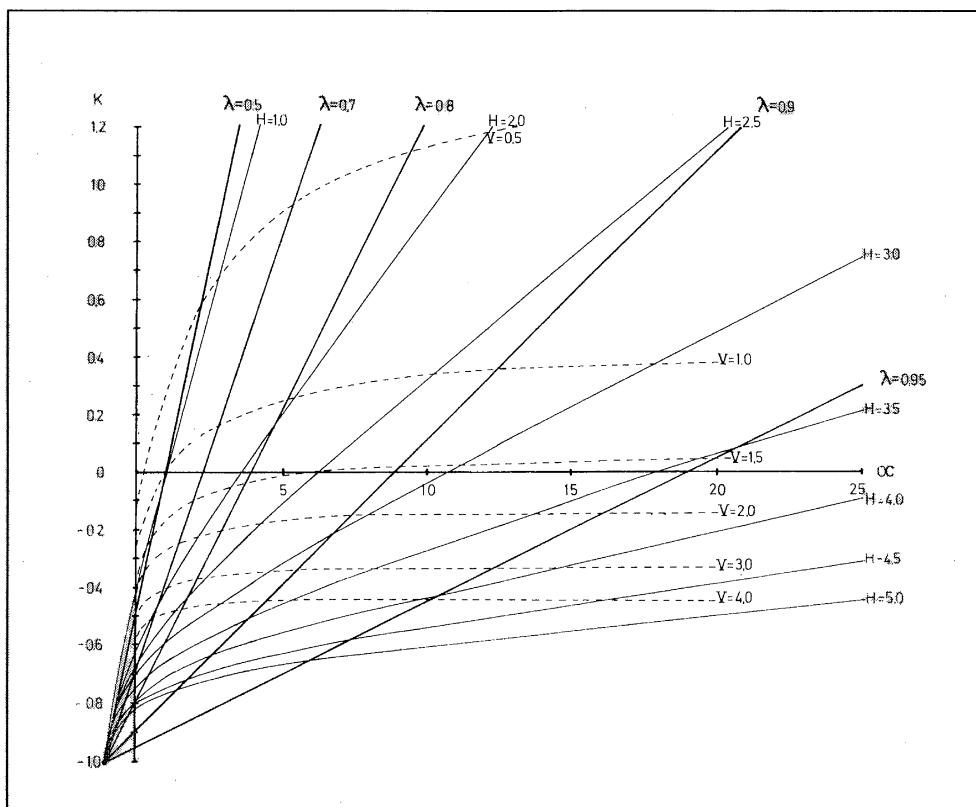
rende verdier av en indeks for jevnhet (evenness) avsettes langs y-aksen. De enkelte verdiene av indeksene vil fremstå som linjer i et slikt diagram og ikke som punkter (fig 2.3.2). Engen (1974) viste at to dimensjoner var både nødvendige og tilstrekkelige for å gi entydige diversitetsbeskrivelser med indekser. Dette fører oss over til neste gruppe med mål på diversitet hvor fremstillingsformen er et akse-system med to akser.

**Tabell 2.3.1** En oversikt over en rekke diversitetsmål (Omarbeidet etter Magurran 1988)

Type	Evne til å skille	Følsomhet for prøvestørrelse	Artsrikhet, dominans eller jevnhet	Beregning	Ofte brukt
alpha (log serie)	god	lav	rikhet	enkel	ja
lambda (log normal)	god	moderat	rikhet	kompleks	nei
Q statistikk	god	lav	rikhet	kompleks	nei
S (artsantall)	god	høy	rikhet	enkel	ja
Margalef indeks	god	høy	rikhet	enkel	nei
Shannon indeks	moderat	moderat	rikhet	middels	ja
Brillouin indeks	moderat	moderat	rikhet	kompleks	nei
McIntosh U indeks	god	moderat	rikhet	middels	nei
Simpson indeks	moderat	lav	dominans	middels	ja
Berger-Parker indeks	dårlig	lav	dominans	enkel	nei
Shannon evenness	dårlig	moderat	jevnhet	enkel	nei
Brillouin evenness	dårlig	moderat	jevnhet	kompleks	nei
McIntosh D index	dårlig	moderat	dominans	enkel	nei

**Figur 2.3.2**

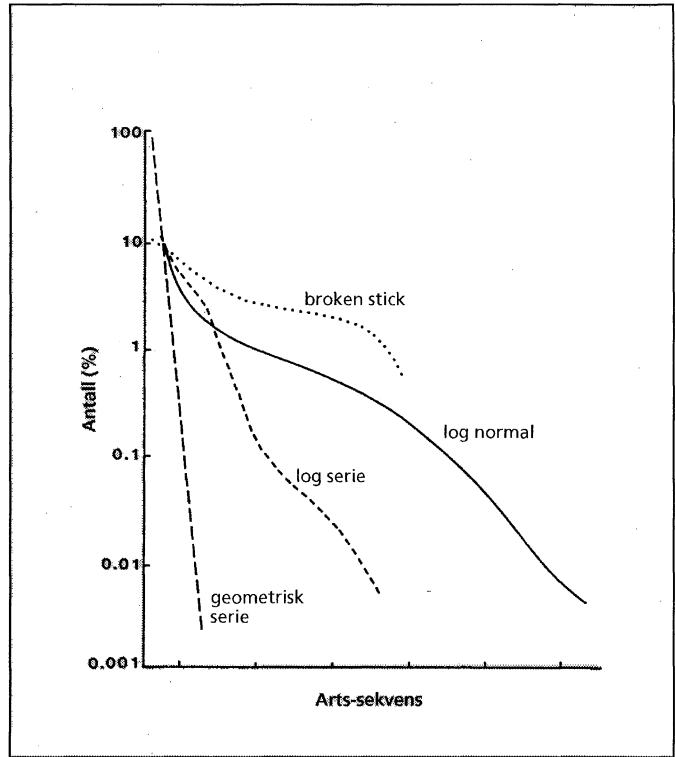
Verdier av Simpson indeks ( $\lambda$ ), Shannon indeksen ( $H$ ) og variabilitet ( $V$ ) som funksjoner av  $\alpha$  og  $k$  (Etter Aagaard og Engen 1980).



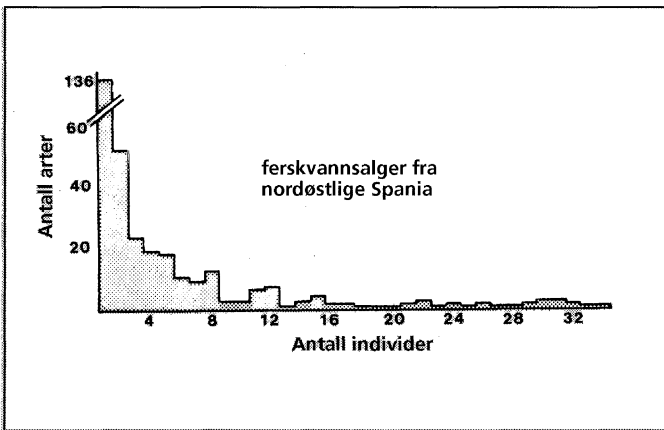
**To-dimensjonale diversitetsmål**

Ved å plote antall arter som ble registrert i prøven med h.h.v. ett individ, to individer, tre individer osv fremkommer en fordelingsmodell som vist i fig 2.3.3. Slike fordelinger kan tilpasses kurver av ulike typer, beskrevet ved logserie, lognormal serie, geometrisk serie eller "broken stick" modell (fig 2.3.4).

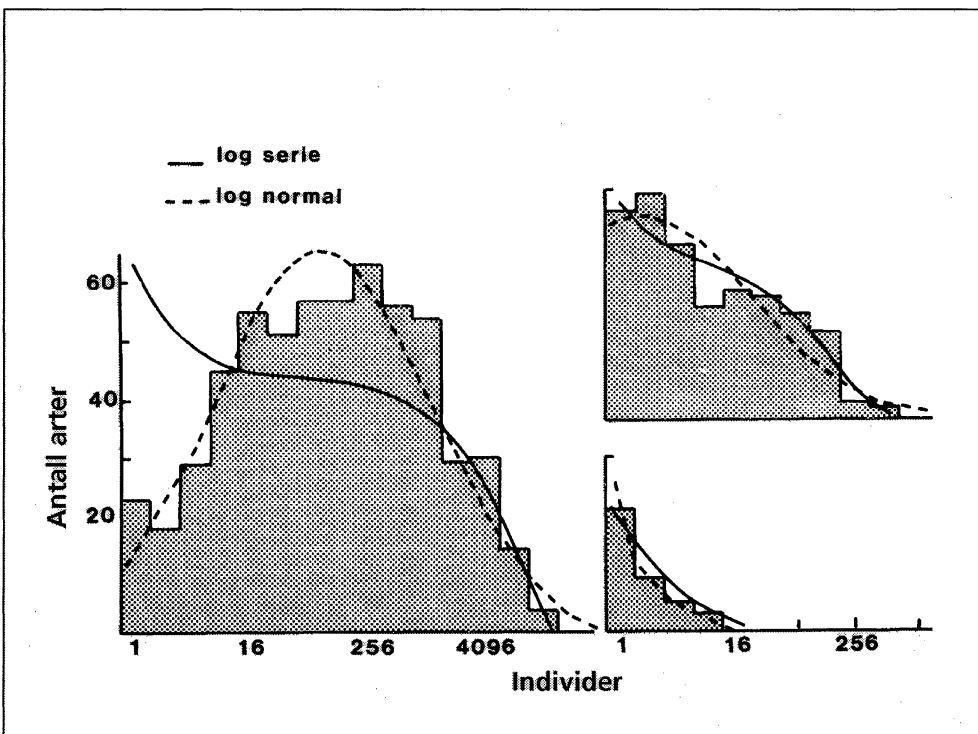
En spesiell egenskap ved den lognormale fordelingen er at den forutsetter at kurven forandrer seg etter hvert som størrelsen på prøven øker. Ved små prøver vil kurven være omvendt j-formet og reflekterer en overvekt av arter som opptrer med få eller ett eksemplar i prøven. Når prøvestørrelsen øker, får kurven mer og mer en klokkeform. Som eksempel på et ekstremt stort materiale kan nevnes en samlet prøve som består av alle nattsommerfugler samlet i alle prøver i Storbritannia i en periode. Dette vil gi en tilnærmet klokkeform (fig 2.3.5). Både antall arter som opptrer med et lite og et stort antall individer er nå lavt og de fleste artene opptrer med et middels antall individer.



**Figur 2.3.4**  
Ulike typer fordelingsmodeller (Etter Magurran 1988)



**Figur 2.3.3**  
Eksempel på art/individ diagram (Etter Magurran 1988)



**Figur 2.3.5**  
Eksempel på log serie og log normal serie basert på stort (hele landet), middels (en rik lokalitet) og lite (en artsfattig lokalitet) materiale av nattdy fra UK. (Omtegnnet etter Taylor et al 1978)

## Mange-dimensjonale diversitetsmål

Gjennom ulike typer av ordinasjonsanalyser beholdes den informasjonen som ligger i artsbestemmelsen. Ordinasjoner gir en mulighet til å analysere og presentere forholdet mellom ulike prøver og forholdet mellom arter som punkter i et flerdimensjonalt rom. Likheter og ulikheter i artssammensetningen (artsinventar og ev. dominansforhold) bestemmer avstanden mellom punktene. I økologisk sammenheng vil ikke-lineære, unimodale fordelinger vanligvis være mest relevante. DCA/CCA er analyseverktøy som er basert på slike modeller (ter Braak 1987, 1990). Når variasjon i prøveplottet er mindre enn ca. 1,5 SD-enheter benyttes i stede PCA/RDA som forutsetter en lineær sammenheng mellom artenes respons og ordinasjons-aksene (ter Braak 1988). PCA (Principal Components Analysis) er en slik ordinasjonsanalyse der det søkes å finne hovedgradientene i artsmaterialet uavhengig av miljøparametrene (indirekte analyse). Denne hovedvariasjonen kan deretter tolkes ved generell kunnskap om artene/lokalitetene. For å kunne teste de ulike miljøvariablenes betydning i forhold til artenes fordeling er det imidlertid nødvendig å benytte en direkte analyse. RDA (Redundancy Analysis) med "forward selection" benyttes for å identifisere de viktigste miljøvariablene som deretter testes med en Monte Carlo permutasjonstest. Ordinasjonsdiagrammet som fremkommer ved en direkte analyse viser ikke hovedvariasjonen men er basert på samvariasjon mellom artssammensetningen og et utvalg av kjente miljøparametre og vil derfor, som regel, være noe forskjellig fra tilsvarende diagram framkommet ved en indirekte analyse. Hybrid RDA er en kombinasjon mellom en PCA og en RDA, dvs.

at 1. Aksen, som er en RDA-akse, trekker ut samvariasjon med en gitt miljøvariabel mens 2. Aksen, som er en PCA-akse, viser resterende hovedvariasjon.

## Rene kvalitative systemer (indikator-taxa) og forurensningsindekser

Indikator-baserte indekser er vanlig i forurensningssammenheng. Ofte er disse basert på erfaringsmessig kunnskap om at ulike arter i en gruppe har ulike toleransgrenser for den miljøfaktoren en ønsker å overvåke. Klassiske eksempler på slike systemer er bunndyr-typologi for eutrofiering av innsjøer og ulike saprobietetsindekser (tabell 2.3.2) eller indekser for forurensning. Slike indekser legger stor vekt på arter som er svært eller middels tallrike og kan vise endringer over tid. Disse indeksene er i utgangspunktet ikke ment å inkludere sjeldnere arter og har derved begrensninger som diversitetsindekser. Det er også tvilsomt om et utvalg av en eller flere vanlige arter kan fungere som indeks på at andre, sjeldnere arter skulle være til stede. En løsning kunne være å velge de mest sjeldne artene som en slags indeks på høy diversitet, men dette byr på problemer både rent teoretisk og ved prøvetakningen.

## Effekter av forurensning på artsdiversitet

Hovedmålsetningen ved denne rapporten er å vurdere metoder for å beskrive artsmangfold i tettstednære omgivelser og metoder for å bevare det. Det er viktig å skille mellom dette formålet og et beslektet formål som er å bruke biologisk mangfold for å beskrive forurensningssituasjonen. Til dette siste formålet er ulike forurensningsindekser velegnet ved siden av den rent vannkjemiske overvåkning.

I vårt tilfelle er vi nødt til å gripe problemet an fra en annen vinkel. For å kunne si noe om tilstanden med tanke på biologisk mangfold, må vi ha en referanseramme som ideelt skulle kunne fortelle oss noe om hvordan en prøveserie fra et upåvirket vannmiljø på den aktuelle geografiske stedet skulle se ut. Vår viktigste grunnkunnskap blir derved eksakt kunnskap om hvilke arter og hvilket tetthets-forhold disse burde opptre. Ved å sammenligne dataene fra våre prøver med denne referanseramme ville vi da kunne si noe om hvorvidt vannmiljøet er påvirket og muligens noe om hva denne påvirkning består i.

En-dimensjonale indekser gir resultatene som tallverdier. Dersom vi har en forventning om hvilken indeksverdi et upåvirket steinfluesamfunn eller bunndyrsamfunn skulle ha på den aktuelle lokaliteten, kan vi med en viss usikkerhet si noe om avviket fra denne. Det finnes imidlertid få slike forventningsverdier og behandlingen av slike indekser er vanligvis begrenset til det utvalg av lokaliteter som inngår i en og samme rapport.

Det er gjerne en trend at indeksverdien synker ved forurensning. På en annen side har vi i Norge en rekke lokaliteter med næringsfattige forhold, lav forurensningsgrad og lav naturlig diversitet og derved lav indeksverdi. Generelle grenseverdier for slike indekser er derfor vanskelig å sette.

**Tabell 2.3.2** Ulike forurensningsindekser (Etter Hellawell 1986).

1. Species deficit (Kothé, 1962)

$$I = \frac{S_u - S_d}{S_u} \times 100$$

$S_u$  = no. of species upstream  
 $S_d$  = no. downstream of outfall

2. Relative purity (Knöpp, 1954)

$$I = \frac{\Sigma(o + b)}{\Sigma(o + b + a + p)}$$

No. of species in each class  
 $o$  = oligosaprobic  
 $b$  = beta-mesosaprobic  
 $a$  = alpha-mesosaprobic  
 $p$  = polysaprobic

3. Saprobity index (Pantle and Buck, 1955)

$$I = \frac{\Sigma sh}{\Sigma h}$$

$s$  = degree of saprobity (Liebmann, 1951)  
oligo = 1, poly = 4  
 $h$  = abundance (rare = 1, 3 = frequent, 5 = abundant)

4. Saprobic index (Zelinka and Marvan, 1961)

$$I = \frac{\Sigma ahg}{\Sigma hg}$$

$a$  = saprobic valency in each of 5 saprobic classes (sum = 10)  
 $h$  = abundance  
 $g$  = indicator value (1-5; 5 = high)

5. Trent biotic index (Woodiwiss, 1964)

Derived from table provided. Highest score (10 upwards) is equivalent to lowest population. Uses qualitative data.

6. Biotic score (Chandler, 1970)

Sum of scores derived from table provided. Score of clean water rarely exceeds 2500. Uses quantitative data.

7. Pollution index (Beck, 1954)

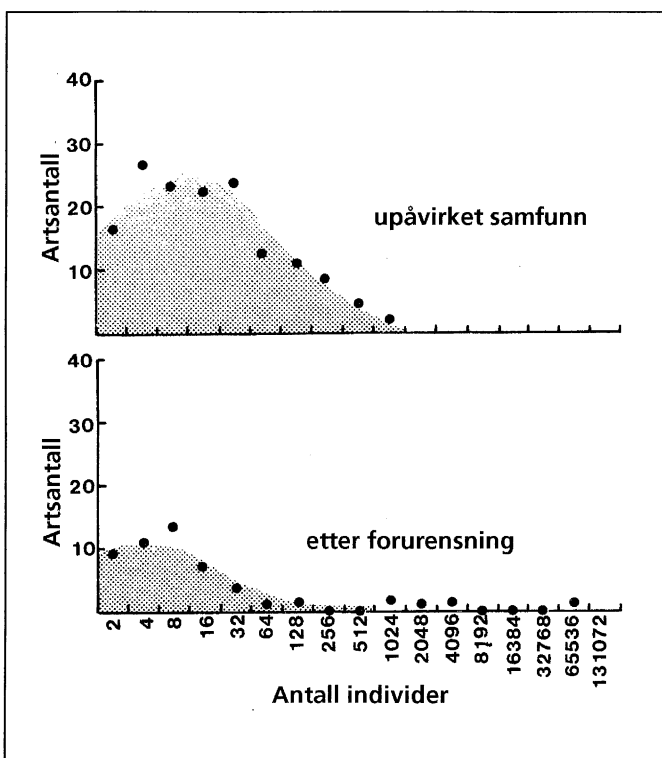
$$I = 2S_1 - S_2$$

$S_1$  = no. of species, intolerant  
 $S_2$  = tolerant to pollution  
rarely exceeds 10

To-dimensjonale fremstillinger som grafiske kurver med logaritmisk eller geometrisk fordeling er basert på en forventning om fordelingen av vanlige og sjeldne arter i prøven. Flere forskere har brukt avvik fra den forventet fordeling som tegn på en forureningspåvirkning på samfunnet (fig 2.3.6). Til vårt bruk er slike to-dimensjonale fremstillinger med en forventet fordeling mer anvendelige enn de endimensjonale indeksene, men informasjonen om *hvilke* arter som opptrer dominerende eller hvilke som er sjeldne, er fremdeles ikke utnyttet.

Ved ordinasjonsanalyser vil forandringer av samfunn fremstå som innbyrdes forskyvninger av de ulike prøvene. Ved å legge inn ulike miljøfaktorer, vil det også være mulig å tolke hvilke faktorer som ser ut til å påvirke fordelingen av de ulike prøvene mest. Ulempen med ordinasjonsdiagrammene er at de skifter utseende etterhvert som nye datasett føyes til eller fjernes. De vil derfor ikke gi en stabil klassifikasjon slik tradisjonelle "samfunns-assosiasjoner" gjør.

For organismegrupper hvor det er vanlig å snakke om økologisk samfunn eller assosiasjoner, finnes det gjerne en nomenklaturisk inndeling og en beskrivelse av hvilke økologiske forhold de ulike samfunnen kan påtreffes under. En slik inndeling av ferskvannsorganismer i økologiske samfunnstyper ville være ideelle for vårt program dersom de var basert på et flertall av organismegrupper. Slike system er så langt ikke utviklet, men gjennom analyser ved ordinasjonsmetoder vil det være mulig å etablere en stabil klassifikasjon basert på et stort antall prøver.



**Figur 2.3.6**  
Effekten av forurensning på artsdiversitet. Eksempel fra diatomeer (Etter Patrick 1973)

## 2.4 Biogeografiske elementer i Norge

Biogeografiske inndelinger basert på en analyse av grupper av Norges fauna eller flora konkluderer stort sett med de samme hovedgruppene: de nordlige artene, de østlige artene, de vestlige artene, de sørlige artene, de sørøstlige artene og de artene som er utbredt i hele landet. Dette gjenspeiler at Norges dyre- og planteverden er etablert ved innvandring etter den siste istiden av elementer som fulgte etter iskanten i ulike faser. En annen måte å se fordelingen av våre plante og dyrearter på, er å dele landet inn i naturgeografiske regioner ut fra den flora og fauna som naturlig forekommer. De fleste større tettsteder og byer vil da bli liggende i de kystnære, milde regionene mens de typiske nordlige naturregionene bare har et fåtall slike befolkningssentra.

Arter som har en marginal utbredelse i Norge vil ofte bli oppfattet som sjeldne, mens arter som er utbredt i hele landet eller i det meste av det bare i unntakstilfeller blir karakterisert som sjeldne.

For en rekke ferskvannsgrupper kjenner vi nå utbredelsesmønstrene så godt at vi kan sortere artene etter de biogeografiske elementene som er nevnt ovenfor (Aagaard & Dolmen 1996). Norge har et relativt stort antall nordlige og østlige arter, til dels med en sirkumpolar utbredelse. I europeisk sammenheng har vi sammen med Sverige, Finland og Russland et spesielt ansvar for å trygge disse artene. De sørlige eller sørøstlige artene utgjør også en viktig del av vår fauna. Disse artene er imidlertid ofte vanlige i landene sør for Norge, og betydningen av å trygge disse bestandene ligger i så fall mer på det nasjonale nivå. Et fåtall "sørlige" arter har en boreo-nemoral hovedutbredelse i Norden (for eksempel. øyestikkerne *Coenagrion armatum* og tre arter av slekten *Leucorrhinia* som står på Bern-konvensjonens vedlegg II). For disse artene kan bestandene i Norge være viktige "genbanker" i europeisk sammenheng.

En god del sjeldne arter forekommer i de milde regionene rundt byer og tettsteder på Østlandet, og det er her vi finner de største truslene mot det biologiske mangfold i ferskvann.

Opplysninger om artenes utbredelse i Norge og Europa er som nevnt relativt lette å fremskaffe for mange artsgrupper. En ensidig vurdering ut fra dette kriteriet kan derfor gi raske, men grove oversikter over "sjeldne arter". Rundt en femtedel av artene i en godt kjent gruppe vil, ved subjektiv vurdering, bli karakterisert som sjeldne ut fra geografisk utbredelsesmønster.

# 3 NATURLIG VARIASJON I DET BIOLOGISKE MANGFOLDET

Tor Erik Brandrud, NIVA

## 3.1 Variasjon langs økologiske hovedgradienter

I den foreliggende kunnskapssammenstillingen er det lagt vekt på å beskrive virkninger av forurensning på biologisk mangfold som *avvik fra en forventet naturtilstand*. For å kunne anslå et avvik fra naturtilstanden og tap av mangfold er det helt avgjørende å kjenne den naturlige variasjonsbredden m.h.p. arts sammensetning og biologisk mangfold hos de ulike organismegruppene. Hvilke hovedtyper av biosamfunn finner vi i norske vassdrag generelt, og i by- og tettstedsnære områder spesielt, og hvilke er mest utsatt for forurensning?

Det er i tilknytning til kunnskapssammenstillingen foretatt multivariate analyser av et større, regionalt materiale for å se på sammenhengen mellom artsinnhold og ulike miljøparametre (fig 5.1.4 og 5.2.13). Her framkommer gjennomgående variasjon i kalsium, alkalinitet, ledningsevne/elektrolyttinnhold og pH som de viktigste parameterene, dvs. de parameterene som kan forklare det meste av den naturlige, biotiske variasjonen.

Disse parameterene framkommer som sterkt korrelerte i analysene, slik at dette kan sees på som en *økologisk kompleksgradient* som har avgjørende betydning for utforming og artsdiversitet av biosamfunnene i norske vassdrag. Variasjon i enkelte andre faktorer som humusinnhold er ikke fanget opp i det regionale datamaterialet som er brukt, men enkelt-studier viser at også denne gradienten har stor betydning, spesielt i innsjøer. Videre er parametre knyttet til klima, hydrologi, substrat og størrelse på vannforekomsten av viktighet.

De ulike miljøfaktorene og deres betydning for det biologiske mangfoldet er forøvrig nærmere utdypet under presentasjonen av de ulike organismegruppene (kpt. 5).

På lokalt eller regionalt nivå kan følgende naturgitte miljøfaktorer anføres som de viktigste for utforming av upåvirkede biosamfunn (jfr. kpt. 5):

1. *Kalsium/elektrolytt-innhold* (normalt sterkt korrelert med pH)
2. *Humusinnhold* (i vann og sediment)
3. *Klima* (temperatur/lengde av vekstsesong)
4. *Spredningsbarrierer* (biogeografiske mønstre)
5. *Innsjøstørrelse & -dybde*
6. *Substrat og strømhastighet* i rennende vann

*Næringsgradienten* er relativt liten i naturlige system, de fleste mesotrofe, og trolig alle eutrofe innsjøer og elveavsnitt er kulturpåvirket. Den naturlige variasjonen som finnes i næringsgradienten er dessuten i stor grad korrelert med elektrolyttgradienten, de mest oligotrofe vannforekomstene er også de mest ionefattige.

*Konklusjon:* Skal man karakterisere naturtilstanden (og avvik fra denne), må man skille mellom vannforekomster med lavt versus høyt kalsium/ioneinnehold, humus, tilhørighet til klimasone og landsdel. Videre må man skille mellom dammer/grunne innsjøer og store, dype innsjøer, samt stilleflytende kontra hurtigstrømmende elver.

Ut i fra den viktigste variasjonen i vannkvalitet får man følgende hovedtyper av ikke-påvirkede innsjøer:

1. "Bløtvannsjøer" ("Lobelia-sjøer"). Elektrolytt/kalkfattige, (ultra)oligotrofe innsjøer; < 5 mg Ca/l.
2. Moderat elektrolyttrike/kalkrike innsjøer. 5-20 mg Ca/l; typisk for områder under marin grense, herunder mange kulturlandskapssjøer. ("Potamogeton-sjøer")
3. Kalkrike innsjøer ("Chara-sjøer"). På kalkrike bergarter, ev. skjellsand.
4. Humøse (dystrofe) innsjøer. Myrtjern.

En tilsvarende inndeling etter vannkvalitet kan gjøres for elver og bekker.

*Høy artsdiversitet* og mange sjeldne og sårbare arter er gjerne forbundet med:

- (i) moderat elektrolyttrike/kalkrike vannforekomster (for makrofytter og visse bunndyr også sterkt kalkrike forekomster)
- (ii) nemorale-boreale klimasoner
- (iii) grunne vannforekomster

*Lav artsdiversitet* er for mange grupper registrert i (i) ionefattige/ultraoligotrofe, (ii) humøse, samt (iii) arktisk-alpine vannforekomster. Samtidig representerer disse innsjøtypene særnorsk biodiversitet med (ofte) særlig lav påvirkingsgrad, og dermed høy, internasjonal bevaringsverdi. Noen grupper, særlig blandt fastsittende alger har forøvrig sin høyeste diversitet innenfor det (ultra)oligotrofe området.

*Konklusjon:* Både biotoper med opprinnelig høy, og opprinnelig lav artsdiversitet er viktig å ivareta i forhold til forurensningsbelastning.

## 3.2 Truete og sårbare biotoper



**Gjellumvatnet, Heggedal.** Foto: Bjørn Rørslett -NNINÆRFOTO

Visse typer biotoper og biosamfunn vil være særlig utsatt for tap av mangfold som følge av forurensning. Dette er biotoper som er:

- (i) regionalt-nasjonalt sjeldne
- (ii) konsentrert til områder med høy grad av forurensning, herunder by- og tettstedsnære områder
- (iii) særlig artsrike, med mange nasjonalt truete og sårbare arter ("rødlisterarter").

Det er innenfor denne type biotoper det kan være en *fare for et nasjonalt tap av mangfold*. Disse bør prioriteres i forvaltningen m.h.p. vern, overvåking og tiltak mot forurensning.

Befolkningskonsentrasjonene og den lokale forurensningsbelastningen er i Norge i meget stor grad knyttet til områder under marin grense eller til elveavsetninger og områder med ionerik berggrunn. Her finner vi også en ansamling av en rekke sjeldne og artsrike biosamfunn. Våre truete og sårbare biotoper er gjerne vannforekomster med litt ionerikere og delvis litt næringsrike vannkvalitet, og inkluderer mange små vannforekomster i kulturlandskapet og på elvesletter som ofte mottar betydelige forurensninger. Slike vannforekomster finnes i meget liten grad i upåvirkede områder.

Under begrepet sårbare biotoper kan også ultraoligotrofe, særlig ionefattige vannforekomster inkluderes. Ikke fordi de er sjeldne, og ikke fordi de er spesielt artsrike, men fordi biosamfunnene raskt endres ved relativt små tilførsler, og dermed kan betraktes som særlig sårbare. Dessuten er slike forekomster, særlig hei-vassdrag på Sørlandet og Vestlandet massivt utsatt for langtrans-

portert forurensning i regional skala. Visse grupper, særlig de fastsittende algene, har også en bemerkelseverdig høy artsdiversitet i slike ultraoligotrofe, ionefattige vassdrag.

- Følgende typer av vannforekomster kan ut i fra overstående betraktes som truete og sårbare:

### **innsjøer :**

- *kalksjøer*
- "*kulturlandskapssjøer*" (ofte noe elektrolyttikere, mesotrofe sjøer)
- *dammer i kulturlandskapet* (gårdsdammer, isdammer, herunder bynære dammer)
- *kroksjøer og flomdammer* (på elvesletter)
- (*ultra*)*oligotrofe, ionefattige heisjøer* (klartvannsjøer i Sørvest-Norge)

### **rennende vann:**

- *bekker/elver i kulturlandskapet* (gjærne meanderende/stilleflytende)
- (*ultra*)*oligotrofe, ionefattige bekker/elver* i hei-områder i Sørvest-Norge



## 4 BIOLOGISK MANGFOLD OG FORURENSNING

Tor Erik Brandrud, NIVA

Ut i fra foreliggende kunnskap og datamateriale er det to forhold som er påfallende m.h.p. de ulike forurensningskategorierne og deres påvirkning på mangfoldet:

1. *Forsuring og kraftig eutrofiering framkommer som de viktigste forurensningstruslene mot det biologiske mangfoldet på regionalt og nasjonalt nivå i Norge.*
2. *Det er i liten grad, og bare lokalt, påvist negative effekter på det biologiske mangfoldet av andre typer forurensning i Norge. Mye av denne mangelen på påviste effekter kan imidlertid skyldes kunnskapsmangel.*

Vektleggingen av forsuring og eutrofiering er også i tråd med de vurderingene som tidligere er gjort av norske ferskvannsbiologer (Daverdin m. fl. 1995), og tilsvarende er gjort for Sverige (Bernes 1994), og for Nord Europa som helhet (Sandlund & Viken 1997). Sannsynligvis er dette hovedtruslene mot mangfoldet i vassdrag også i andre deler av verden (Sandlund & Viken 1997).

Eutrofiering og forsuring påvirker vassdrag og deres biosamfunn i forskjellige regioner av landet, og det er relativt liten overlapp i influensområde. Høy grad av eutrofiering er registrert særlig under marin grense og/eller i områder med rik berggrunn på Jæren, i Oslofjord-Mjøs-regionen, Trondheimsfjordsområdet, og enkelte steder langs kysten av Nordland og Troms, mens forsuring dominerer de store områdene med tungt forvitrelig berggrunn på Sørlandet med Telemark og Vestlandet, samt deler av Østfold og indre Østlandet.

*Eutrofiering er i stor grad knyttet til landbruksområder og tettsteder, og kraftig eutrofiering framtrer som den viktigste, negative faktoren for mangfoldet i by- og tettstedsnære områder.* Samtidig er det viktig å understreke at svak/moderat eutrofiering sjelden har skadevirkninger, men derimot for endel organisme-grupper fører til økt diversitet.

Eutrofiering og forsuring påvirker også i stor grad ulike typer biosamfunn, og har forskjellig betydning på lokalt, regionalt og nasjonalt nivå:

Eutrofiering har et regionalt begrenset omfang dvs er begrenset til små arealer av landet vårt. Men forurensningen påvirker i stor grad *nasjonalt sjeldne, truede og sårbare arter og biosamfunn* (jfr. bl.a. kpt. 5.1.3). Dette innebærer at den forurensningen som skjer lokalt over små arealer, kan føre til tap av mangfold på nasjonalt nivå. Dette gjelder i hovedsak bunnlevende organisme-grupper, der en rekke truede og sårbare rødlistearter (jfr. Størkersen 1992) opptrer i lokaliteter utsatt for kraftig eutrofiering.

Forsuring derimot har et *regionalt meget betydelig omfang*, og større vassdrag på Sørlandet er i sin helhet sterkt og vedvarende påvirket og utarmet. Forsuringseffektene opptrer imidlertid i de kalkfattige/næringsfattige samfunnene ("bløtvannssamfunn"), og disse er vanlige og har en vid utbredelse, og kan neppe be-

traktes som nasjonalt truet. På den annen side er disse "bløtvannssamfunnene" truet i nesten alle deler av Europa sør for Norge, og bør betraktes som internasjonalt bevaringsverdige (jfr. Selvig 1992, Sandlund & Viken 1997).

Tungmetaller er den tredje forurensningskategorien der det er dokumentert klare, negative effekter på biologisk mangfold (særlig Cu, Zn eller Ni belastning). Effektene er imidlertid lokale, og påvirker biosamfunn med vid utbredelse som i regelen finnes intakt i nærmeste nabovassdrag.

Arealer som i liten/ingen grad er påvirket av tettsteder, intensivt jordbruk, industri/gruvedrift og regional forsuring er meget betydelige i Norge. I disse områdene (størstedelen av indre Østlandet, Nordvestlandet, Trøndelag og Nord-Norge unntatt Øst-Finmark) synes ikke det biologiske mangfoldet i ferskvann å være negativt påvirket av forurensning. På nasjonalt nivå har vi antageligvis et ferskvannsbiologiske mangfold som er blant de mest intakte og upåvirkede i Europa. Men dette gir oss også et særlig ansvar å sikre utsnitt av vår vassdragsnatur i en tilnærmet naturtilstand (jfr. Selvig 1992).

## 4.1 Eutrofiering

### 4.1.1 Innsjøer og dammer

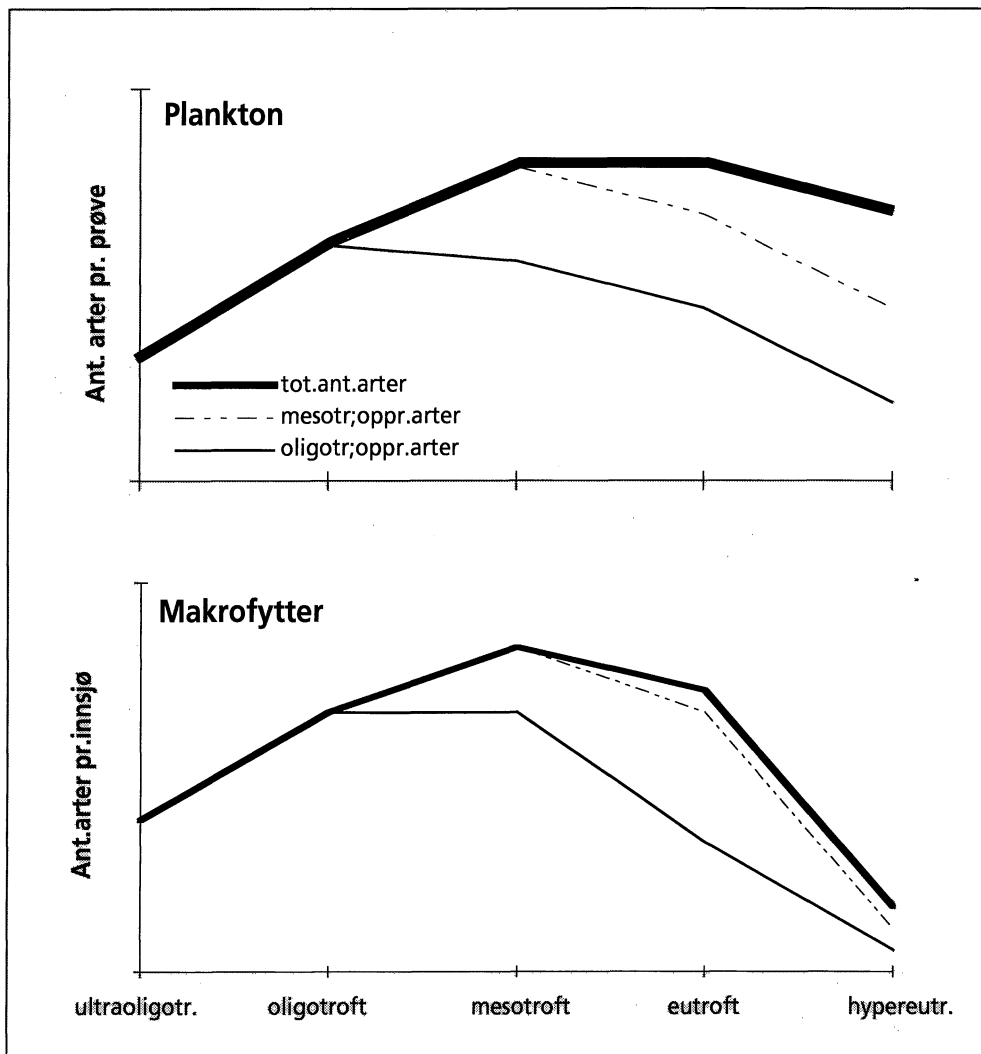
#### Artsdiversitet langs trofi-gradienten

De fleste organismegruppene har den høyeste artsdiversiteten (målt som artsantall eller diversitetsindekser) i det mesotrofe (eutrofe) området, dvs. ved midlere næringskonsentrasjoner (fig. 4.1.1). Artsantallet faller som regel markert i det oligotrofe-ultraoligotrofe området.

Forskjellene mellom organismegruppene er størst i den eutrofe delen. Her kan planktongruppene ha høy diversitet langt ut i det eutrofe området, med bare en svak nedgang i artsantall (noe større i diversitetsindekser) i det sterkt overgjødslete (hypereutrofe) området (fig. 4.1.1). Artsutsiftningen langs trofigradienten er imidlertid betydelig (se neste kpt.). Variasjonen mellom innsjøene øker med trofigrad, og i det hypertrofe området er f.eks. planteplanktondiversitet meget variabel fra innsjø til innsjø (kap. 5.3). Makrofyttene som er karakterisert ved langlevete populasjoner har sin høyeste diversitet forskjøvet mot det lite forurense-

de området, med høyeste artsantall i det svakt mesotrofe området (fig. 1). Makrovegetasjonen viser en markert nedgang i det hypereutrofe området. For fastsittende alger foreligger lite data fra innsjøer, men det er grunn til å anta at diversiteten her er størst i det ultraoligotrofe-oligotrofe området, - i likhet med situasjonen i rennende vann (fig. 4.1.2). Artsutsiftningen i bunn-dyrsamfunnet er såvidt markert at det er mulig på en relativt sikker måte å inndele innsjøene i fem eller femten trofiklasser bare ut fra fjærmyggfaunaen i profundalen.

Den nedre del av trofi-gradienten (ultraoligotrof-oligotrof) kan betraktes som en naturlig gradient, ikke- eller svært lite påvirket av forurensning. Det mesotrofe området står i en mellomstilling, de fleste av de mesotrofe innsjøene ligger under marin grense og er knyttet til kulturlandskapet (jfr. Faafeng m. fl. 1990), og har sannsynligvis gjennom lang tid hatt en viss, stabil, gjødsels-påvirkning. De kan betraktes som lite påvirkede, semi-naturlige innsjøer. Noen slike innsjøer, særlig de som ligger på mer fosforrike, marine sedimenter kan representere opprinnelige, naturlige mesotrofe innsjøer, men dette er knapt mulig å dokumentere, da helt upåvirkede, mesotrofe innsjøer synes å være vanskelig å finne i Norge i dag.



**Figur 4.1.1**

Artsdiversitet langs trofigradienten i innsjøer. Skjematisert framstilling av endringer i total artsantall (tykk strek) og tap av mangfold hos utvalgte organismegrupper; plante- og dyreplankton (øverst), og makrofytter (nederst). De tynne strekene angir nedgangen i opprinnelige arter ved eutrofiering av h.h.v. en mesotrof innsjø (stiplet) og en oligotrof innsjø (heltrukket). (Nedgangen i plankton-arter reflekterer arter som ikke er funnet i prøvene, og kan bero på kortvarig fravær eller forekomst med meget lave individtall. For makrofyttene innebærer nedgangen et reelt tap, dvs. disse artene er ikke lengre tilstede i innsjøen.)

Innenfor den naturlige-seminaturlige delen av trofigradierten (ultraoligotrof-mesotrof) er det vanligvis en korrelasjon mellom næringsinnhold (P, N) og Ca/elektrolyttinnhold (jfr. Skjelkvåle m. fl. 1997). Således har f.eks. mange Sørlands- og Vestlands-vassdrag meget lave Ca verdier (omkring 0,5 mg/l) og ultraoligotrof vannkvalitet (totP 1-2 mg) (jfr. Skjelkvåle m. fl. 1997), mens mange av de lite forurensede kulturlandskapsinnsjøene har mesotrof vannkvalitet og relativt høye Ca-verdier (Ca 5-20 mg). Unntaket her er de ekstremt kalkrike innsjøene, Charasjøene, som kan være oligotrofe. Vi må derfor anta at den økende diversiteten fra ultraoligotrofe til mesotrofe innsjøer skyldes en *kombinasjonseffekt* av økt Ca/elektrolyttinnhold og P-innhold. For visse grupper, f.eks. makrofyttene synes gradienten i Ca/elektrolyttinnhold å spille en viktigere rolle enn trofi-gradienten (se kpt. 5.1).

Gradienten mesotrof-eutrof-hypereutrof representerer en klar forurensningsgradient. Naturlig eutrofe innsjøer, dvs. uten en eller annen form for kulturpåvirkning er neppe påvist i Norge. Selv i områder med særlig fosforrikt grunnvann f.eks. enkelte deler av Romeriksmorenen er de upåvirkede skogssjøene oligotrofe (jfr. Erikstad & Halvorsen 1992).

## Endring og tap av mangfold

Selvom det *totale artsantallet* ikke nødvendigvis går ned for alle organismegrupper ved eutrofiering, så er endringen, dvs. *utskiftningen av arter* langs trofi-gradienten betydelig for alle grupper. Denne endringen innebærer *et tap av mangfold* i forhold til den opprinnelige tilstanden før innsjøen ble forurensset. Forskjellen på endringer i det totale mangfoldet og tap av mangfold er illustrert skjematisk i figur 4.1.1. I den delen av trofi-gradienten der den totale artsdiversiteten øker, fra det ultraoligotrofe til det mesotrofe området, er tilfanget av arter større enn tapet, mens situasjonen er omvendt i den andre enden av gradienten.

Figuren illustrerer de to ekstreme tilfellene av endring/utskiftning, hos plante- og dyreplanktonet er utskiftningen nesten fullstendig, dvs. de fleste oligotrofe artene forsvinner eller blir meget sjeldne og blir erstattet av eutrofe arter med økende grad av forurensning. Hos makrofyttene, derimot, foregår det en meget liten utskiftning, bare et tap av mangfold i den eutrofe-hypertrofe delen. Det betyr at de eutrofe innsjøene består overveiende av opprinnelige arter, vi har meget få, dokumenterte eksempler på at nye vannplanter er kommet inn i innsjøene etter eutrofiering. For flerartssamfunn av fisk er sannsynligvis situasjonen nokså lik den for vannvegetasjon. Imidlertid er arter tilpasset næringsrike forhold som gjedde i stor grad satt ut i eutrofe innsjøer. Bunndyr og fastsittende alger (begroing) står sannsynligvis i en mellomstilling, dvs. det foregår en betydelig utskiftning, men også en nedgang i total artsdiversitet ved sterk eutrofiering. Både for fastsittende alger og for en rekke grupper av bunndyr er imidlertid datamaterialet begrenset når det gjelder sammenhengen mellom artsdiversitet og eutrofiering i innsjøer (jfr. kap. 5.2 & 5.4).

Tap av mangfold er et problematisk begrep i forbindelse med sterkt fluktuerende samfunn knyttet til plankton, fastsittende alger samt insekter som har terrestriske livsstadier. Den indikerte utskiftningen og "tap" av arter innenfor plante- og dyreplankton

som er vist i figur 4.1.1 er basert på fravær i enkelt-prøver og sum av prøver over sesongen. Siden populasjonene fluktuerte betydelig gjennom sesongen og fra år til år (kpt. 5.3 & 5.5) er det grunn til å anta at mange av de "tapte" artene ikke er forsvunnet fra innsjøen, men at "tapet" i prøvene representerer enten:

- (i) kortvarig fravær (hvilestadier), eller
- (ii) at artene fortsatt er tilstede, men i så lave individ-antall at de ikke er fanget opp i prøvene.

*Det absolutte tapet* av planktonarter eller andre "flyktige" arter pr. innsjø ved kraftig eutrofiering er derfor meget vanskelig å anslå, men er antageligvis mindre enn det som en kan få inntrykk av fra figur 4.1.1. Beskrivelse av endringer og tap av mangfold i disse samfunnene må derfor sees på som en beskrivelse av en tidsbegrenset situasjon. Hvis denne situasjonen blir langvarig, f.eks. med hypereutrofe forhold og hyppige og kraftige oppblomstringer av blågrønnalger, må dette tapet likevel kunne sees på som en absolutt egenskap ved innsjøenes biosamfunn. Flyktige samfunn og populasjoner av ferskvannsorganismer er i liten grad behandlet innenfor bevaringsbiologien, og det er således f.eks. ennå ikke utarbeidet rødlistor over mulige truete/sårbare arter innenfor plankton, fastsittende alger, og heller ikke for alle grupper av vannlevende insekter (Størkersen 1992). For flyktige arter synes det å være mer formålstjenlig å operere med truete/sårbare biosamfunn enn truete/sårbare arter.

Figur 4.1.1 indikerer at tapet av mangfold kan variere betydelig avhengig av naturtilstanden. Hvis naturtilstanden er en oligotrof og kalkfattig innsjø er tapet av arter større ved kraftig eutrofiering enn hvis "naturtilstanden" er en stabil, mesotrof, relativt kalkrik kulturlandskapsjø.

*Kulturlandskapsjøer:* "Naturtilstanden" for de fleste av våre eutrofierte innsjøer synes å være mesotrofe, semi-naturlige kulturlandskapsjøer (ofte vegetasjonsrike "Potamogetonsjøer"). De fleste er langt over normalt kalkrike for norske innsjøer (Skjelkvåle m. fl. 1997, Faafeng m. fl. 1990), noe som kan indikere noe bedre næringsforhold, og tilgjengelige data om arealbruk, tidsutvikling m.v. tyder på at de eutrofierte innsjøene oftest tilhører gamle kulturlandskap, med en sannsynlig, lang fortid som mesotrofe innsjøer.

Kulturlandskapsjøene er pga. sin beliggenhet nær tettsteder og jordbruk særlig utsatt for eutrofiering, og de fleste kulturlandskapsjøer i dag er moderat til betydelig forurensningspåvirket. Man har ofte antatt at denne kategorien innsjøer har en høy artsdiversitet og mange sjeldne arter fordi de er eutrofe. Sannsynligvis er tilknytningen til gamle kulturlandskap med beitepåvirkning og lysåpne strender samt et gjennomgående relativt høyt kalsiuminnhold vel så viktige faktorer for endel organismegrupper (jfr. kap.5.1). For disse organismegruppene er artsdiversiteten høy i næringsrike innsjøer ikke *på grunn av*, men *til tross for* eutrofiering.

Figur 4.1.1 indikerer at avviket fra den opprinnelige "naturtilstanden" for de mesotrofe kulturlandskapsjøene kan være nokså beskjedent ved (moderat) eutrofiering, og mange eutrofe forekomster synes fortsatt å ha intakte biosamfunn. Det kan derfor tenkes at det kan være uproblematisk, - og i visse tilfeller til og med ønskelig f.eks. ut i fra hensynet til sjeldne arter å beholde

endel innsjøer i en (svakt) eutrof tilstand. F.eks. er en god del av våre våtmarksreservater vernet i en eutrof tilstand som ansees å være gunstig for fuglelivet i området. Det er ikke under enhver omstendighet ønskelig å fjerne all gjødselspåvirkning fra slike høyproduktive systemer. Artsrike kulturlandskapssjøer og -dammer er eksempler på vannforekomster hvor en biologisk optimal vannkvalitet kan komme i konflikt med en tradisjonell vurdering av vannkvalitet ut i fra SFTs vannkvalitetskriterier.

Ved kraftig eutrofiering er derimot de negative effektene tildels meget store, f.eks. hos makrovegetasjonen og visse grupper av bunndyr. I tillegg kommer at mange av disse kulturlandskapssjøene i utgangspunktet har en særlig artsrik flora og fauna, med mange sjeldne arter som er sårbare overfor forandringer. F.eks. opptrer de mest kalkkrevende og sjeldne snegleartene i Norge nesten bare i kulturlandskapssjøer (Økland 1990). Eutrofieringen av artsrike kulturlandskapssjøer er derfor en *særlig alvorlig trussel mot det sjeldne og sårbare biologiske mangfoldet på nasjonalt nivå*. Pga. sin beliggenhet og sårbare biosamfunn kan man videre betrakte de artsrike kulturlandskapssjøene og -dammene som vannforekomster *særlig utsatt for by- og tettstedsnær forurensning*.

*Oligotrofe innsjøer ("bløtvannssjøer", "Lobelia-sjøer")*: De fleste norske innsjøer er meget nærings- og kalkfattige (gjennomsnitt for et stort, regionalt materiale: 1,07 mg/l Ca, 3 µg/l totP Skjelkvåle m. fl. 1997), og kan dermed betraktes som utpregete "bløtvannssjøer" ("soft-water lakes"). En eutrofiering av denne typen (ultra)oligotrofe innsjøer vil ha store konsekvenser for de opprinnelige, ofte artsfattige biosamfunnene. Imidlertid er de kalk- og næringsfattige, skog, hei og fjellsjøene i Norge sjelden utsatt for eutrofiering, og der dette skjer, er det som regel en rekke, tilsvarende, upåvirkede innsjøer i nærheten. En eutrofiering av oligotrofe, kalkfattige innsjøer ansees derfor ikke å være noe stort problem i Norge i dag. En moderat næringstilsig til enkelte oligotrofe innsjøer i områder hvor slike er vanlige kan tvert i mot bidra til å øke den totale diversiteten i området. Det er imidlertid *ikke* sikkert at det bør betraktes som forvaltningsmessig ønskelig med en slik "kunstig" økning av det biologiske mangfoldet, spesielt ikke i referanseområder med høy grad av uberørt-het.

### Eksempler på forurensningsfølsomme (eutrofieringsfølsomme) arter/artsgrupper i innsjøer:

#### Planter:

- **kransalger** (*Chara* spp.)
- **endel langskuddsplanter** (f.eks. tjønnaksarter, *Potamogeton* spp.; høstvasshår, *Callitriche hermaphroditica*)
- **endel blågrønnalger** (f.eks. *Merismopedia tenuissima* (plankton); *Capsosira brebinsonii* (fastsittende))

#### Dyr:

- **laksefisker** (*Salmoniidae*)
- **marflo** (*Gammarus*)
- **gelékreps** (*Holopedium gibberinum*)

## Årsaker til endringer/tap og grenseverdier for intakt mangfold

Eutrofiering skiller seg fra andre forurensningstyper ved i overveiende grad å involvere *sekundær-effekter* av økt vekst/økt primærproduksjon, - ikke direkte, toksiske effekter. Alle de negative effektene av eutrofiering synes å kunne føres tilbake til en *økt plantevekst*, som regel i form av (i) algeoppblomstringer (jfr. kpt. 5.3), men også i form av (ii) tilgroing med "sivbelter" av takrør, elvesnelle (jfr. kpt. 5.1). Sistnevnte er særlig dramatisk i grunne innsjøer og dammer som ikke beites eller skjøttes på annen måte. Når det gjelder høye algetettheter, er det vist at det er en nøye sammenheng mellom fosforinnhold og algeproduksjon i innsjøer (jfr. kpt. 5.3), og sammenhengen mellom økt tilgroing av strandvegetasjon og trofigrad er også vist i ulike undersøkelser (kpt. 5.1).

Kraftige algeoppblomstringer har endel velkjente økologiske effekter som også påvirker det biologiske mangfoldet. En stor økning i algeproduksjon fører bl.a. til (i) redusert lystilgang og derigjennom bortfall av undervannsvegetasjonen, (ii) endret spisbarhet av planteplankton, (iii) økt andel planktonspisende fisk og dermed betydelig endring i dyreplanktonsamfunnene, og (iv) overforbruk av oksygen og derigjennom fiskedød og utarming av bunndyrssamfunnene.

På grunn av at effektene er indirekte, kan det være vanskelig å anslå tålegrenser for de ulike arter og samfunn. Ofte vil dette kunne variere fra innsjø til innsjø, og endel negative effekter vil sannsynligvis akkumuleres over lang tid, slik at tap av mangfold kan fortsette selv etter at forurensningen har avtatt noe.

For makrovegetasjonen er det f.eks. en meget stor forskjell på små grunne innsjøer/dammer og mer normalt dype innsjøer. I helt grunne innsjøer/dammer som ikke er tilgrodd med "sivbelter" kan undervannsvegetasjonen vokse frodig selv i hypereutrofe lokaliteter pga. tilstrekkelig med lys (jfr. Mjelde & Faafeng 1997). I dypere innsjøer med skrånende strender vokser ofte "sivbeltene" ned til 1,5-2 meters dybde, og undervannsvegetasjonen er da avhengig av et siktedyp på over 2 m for å kunne eksistere. I (hyper)eutrofe innsjøer kan derfor vannplantene forsvinne helt pga. lysbegrensning. Unntaket kan være i eutrofe innsjøer med lite planktonspisende fisk, der dyreplanktonet kontrollerer algebiomassen og tillater brukbare lysforhold for vannplantene.

Diversiteten av dyreplankton synes i stor grad å være styrt av fiskepredasjon (se kpt. 5.5.1), og sammensetningen er derfor sterkt avhengig av hvilke fiskeslag som dominerer og eventuelt er satt ut i innsjøen etter eutrofiering. Tap av mangfold på samfunns- og artsnivå må derfor forventes å variere betydelig. Høy predasjon fra fisk ser ut til å øke diversiteten i dyreplanktonet, men nøkkelararter som f.eks. store *Daphnia* spp. kan forsvinne.

Siden de fleste negative effektene er knyttet til (vedvarende) algeoppblomstringer, synes imidlertid *en vannkvalitet uten hyppige algeoppblomstringer* å være en akseptabel grenseverdi for innsjøer. En slik grenseverdi vil ofte ligge i det eutrofe området, ved totP 15-50 mg/l. Det finnes en relativt omfattende dokumentasjon av at de mest sårbare biosamfunnene (kransalgesamfunn) blir negativt påvirket og kan falle bort ved totP 20-25 mg/l, dvs. i overgangen mellom mesotrof og eutrof vannkvalitet (kpt.

5.1.2). Ved meget høye fosforkonsentrasjoner kan også nitrogen-konsentrasjonen være vekst-begrensende m.h.p. algeoppblomstringer, og lavt N/P forhold kan bidra til å forskyve planktonsamfunnet mer i retning av blågrønnalge-dominans.

Konklusjoner m.h.p. tap, sårbarhet og grenseverdier:

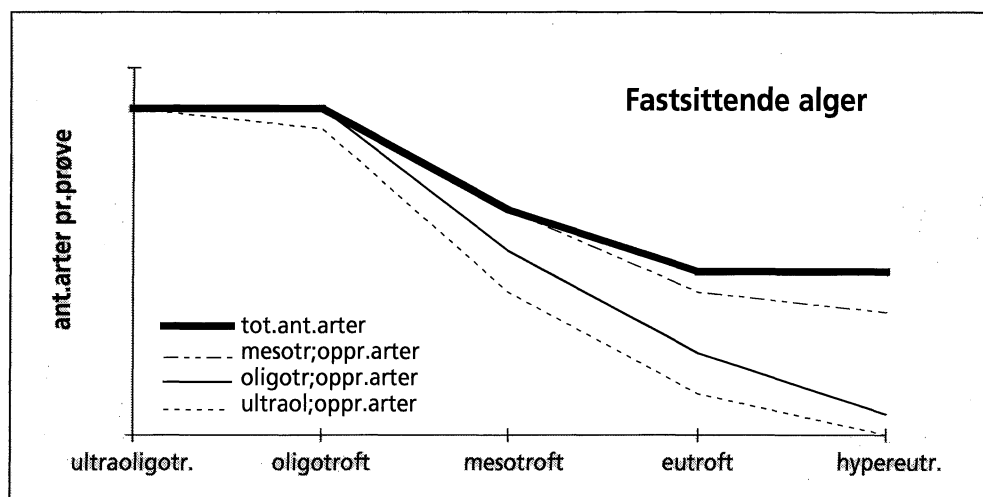
1. *Tålegrensen* for de mest sårbare biosamfunnene synes å ligge ved fosforkonsentrasjoner på totP = 15-25 mg/l.
2. Andre ±følsomme biosamfunn synes å tåle belastninger opp mot totP = 50 mg/l, noen ganger høyere. Hypereutrofe nivåer fører til varierende, men oftest betydelig tap av mangfold på arts- og samfunnsnivå.
3. Mesotrofe innsjøer er gjerne særlig artsrike, og bør ivaretas som sådan. Noen svakt eutrofe, artsrike innsjøer kan også være aktuelle å ivareta med sin nåværende næringsstatus.
4. Kulturlandskapssjøer, spesielt de mer kalkrike, er pga. sjeldenhet og beliggenhet i by- og tettstedsnære områder særlig sårbare overfor kraftig eutrofiering og lokal forurensning generelt, og bør prioriteres i tiltakssammenheng.

## Tidstrender

Forurensning av næringsstoffer har avtatt i endel innsjøer de seinere årene, som følge av bedre kloakkrensing og redusert diffus avrenning fra jordbruket (jfr. Bratli 1997). Imidlertid har vi få indikasjoner på en bedring med hensyn til tap av biologisk mangfold i sterkt eutrofe innsjøer. Fortsatt har en rekke innsjøer kritiske fosfor-verdier, og frekvensen av problematiske algeoppblomstringer har ikke avtatt. Tilgroingen av "sivbelter" er mange steder fortsatt økende, og utarming av artsrike kulturlandskapssjøer, herunder kalksjøer, synes fortsatt å øke. Dette indikerer trolig langtidseffekter av den eutrofieringen som for alvor gjorde seg gjeldende på 1970- og 80-tallet, og som ennå ikke er brakt ned på et nivå slik at utviklingen kan reverseres. Et eksempel på dette kan være "by-innsjøen" Østensjøvann i Oslo, der det de seinere år er foretatt omfattende rensetiltak (Faafeng 1995). Likevel har innsjøen fortsatt kraftige algeoppblomstringer, og så langt en kjenner til har det ikke skjedd en re-etablering av forurensningsfølsomme arter.

**Figur 4.1.2**

Artsdiversitet langs trofigradienten i rennende vann. Skjematisk framstilling av endringer i total artsdiversitet (tykk strek) og tap av mangfold hos fastsittende alger. De tynne strekene angir nedgangen i opprinnelige arter ved eutrofiering av h.h.v. en mesotrof elv (stiplet), en oligotrof elv (heltrukket) og en ultraoligotrof elv (fint stiplet). (Nedgangen i fastsittende alger reflekterer arter som ikke er funnet i prøvene, og kan for noen arter bero på kortvarig fravær eller forekomst med meget lave individtall.)



## 4.1.2 Rennende vann

### Artsdiversitet langs trofi-gradienten

Artsdiversiteten langs trofi-gradienten i bekker og elver varierer betydelig fra organismegruppe til organismegruppe. Fastsittende alger og bunndyr er de mest artsrike gruppene i rennende vann, men de viser nokså forskjellig respons. Hos de fastsittende algene er den høyeste diversiteten forskjøvet sterkt mot de oligotrofe vannkvalitetene. Det er med andre ord *reint, næringsfattig, typisk norsk vann som har den største diversiteten*. Dette bildet synes å være mest utpreget for hurtigstrømmende lokaliteter, og det er også fra slike vi har mest data (kpt. 5.2). For de fleste grupper bunndyr er diversiteten størst ved noe mer elektrolytt- og næringstilgang (kpt. 5.4), men også her finnes det enkelte "reintvannsgrupper" (f.eks. steinfluer) med høy diversitet i det oligotrofe området.

For makrofyttene, som er den tredje, diversitetsmessig viktige gruppen i rennende vann, er variasjonen i diversitet langs trofi-gradienten relativt liten. Her foreligger det imidlertid lite data fra det hypereutrofe området. Makrofyttene er også den organismegruppen som oppviser de største forskjellene i innsjøer og i rennende vann. I visse typer innsjøer er dette den mest sårbare gruppen m.h.p. kraftig eutrofiering, mens i rennende vann er det registrert høy artsdiversitet og nesten ingen effekter på mangfoldet i det eutrofe området. Det er også stor samfunnslikhet innenfor det oligotrofe til eutrofe området.

Fastsittende alger oppviser avtagende artsdiversitet allerede ved overgangen mellom oligotrof og mesotrof vannkvalitet, dvs. på lokaliteter som er upåvirket eller med en svak forurensningspåvirkning (fig. 4.1.2). I de markert påvirkede vannkvalitetsklassene synker artsdiversiteten til omtrent halvparten av antatt naturtilstand, dvs. en betydelig utarming av floraen (kpt. 5.2). De fleste grupper av bunndyr har en høy diversitet ut i det mesotrofe området, men oppviser i likhet med algene en markert nedgang i totaldiversiteten i det eutrofe-hypereutrofe området. Flerartssamfunn av fisk er primært knyttet til innsjøer i Norge, og det finnes lite data om biodiversitetseffekter av eutrofiering i elver. For nøkkelarter som ørret virker kraftig eutrofiering negativt pga. tilgroing og nedslamming av gyteplasser.

## Endring og tap av mangfold

Innenfor rennende vann kan naturtilstanden som regel defineres som oligotrof eller ultraoligotrof, fordi det meste av vannet stammer fra representative skog, hei og fjellområder, dvs. fra vannforekomster med meget lave elektrolytt- og næringsverdier (jfr. Skjelkvåle m. fl. 1997). En vurdering av tap av mangfold kan derfor normalt ta utgangspunkt i avvik fra oligotrof tilstand. Unntaket her er småvassdrag i kulturlandskapet.

Et hovedproblem med å vurdere avvik fra naturtilstanden i elvene er at næringstilførslene som regel kommer inn i den helt nederste delen, som gjerne har høyere artsdiversitet og andre biosamfunn enn de mer hurtigstrømmende partiene lengre opp. I tillegg kommer at flere elver i nedre del påvirkes av innsig av sjøvann ved flo sjø og får en mer eller mindre tydelig brakkvannssone med en gradvis utskifting av arter til et rent marint samfunn. Det kan derfor være vanskelig å finne gode referanselokaliteter. Effekter av forurensning blir dermed ofte meget vanskelig å skille fra naturlige gradienter i vassdraget, bortsett fra i de få tilfellene hvor en har undersøkelser av de samme elvestasjonene over så lange tidsrom at en kan fastslå tidsendringer ved økende eutrofiering.

Bunndyr og fastsittende alger framtrer som de mest sårbare organismegruppene m.h.p. kraftig eutrofiering i rennende vann. Begge gruppene oppviser betydelig endringer og tap av mangfold langs eutrofi-gradienten.

Fastsittende alger oppviser to hovedtyper av respons på eutrofiering dels (i) kvantitativ respons i form av kraftig økt algevekst av noen få, næringstolerante arter, og (ii) bortfall av de aller fleste "reintvannsartene", herunder endel mer eller mindre nordlige (ultra)oligotrofe arter, som kan betraktes som en typisk norsk/nordisk biodiversitet (kpt. 5.2). Fastsittende blågrønnalger framtrer som en særlig sårbar gruppe, og omfatter en rekke (ultra)oligotrofe arter som forsvinner helt ved moderat/høye fosfor og nitrogen-verdier (Lindstrøm 1997).

Innenfor bunndyr er det en rekke arter og grupper som framtrer som følsomme, og det er godt utviklede systemer for indikatorarter og grupper m.h.p. eutrofiering og organisk belastning (kpt. 5.4). I regelen er det den organiske belastningen som følger med, eller følger av eutrofieringen som fører til tap av mangfold. Særlig følsomme overfor eutrofiering er arter/grupper knyttet til hurtigstrømmende partier, som tåler liten grad av tilgroing og tilslamming av substratet. Eksempler på følsomme grupper er stein- og døgnfluer, som også er de mest brukte indikatorgruppene innenfor ferskvannsbiologisk overvåking (kpt. 5.4).

Biosamfunn på hurtigstrømmende lokaliteter framtrer som mest sårbare, men er samtidig relativt lite utsatt for eutrofiering, fordi de har en konsentrasjon i de midtre og øvre, lite påvirkede delene av vassdragene. Disse samfunnene er derfor mest utsatt for et *lokalt tap* av mangfold, og kan betraktes som lite truet på regionalt nivå. De fleste større elvesystemer vil derfor som helhet sannsynligvis ha en intakt biodiversitet, - i alle fall fram til den aller nederste strekningen.

Av stor, regional viktighet kan være endringer og tap av mangfold i samfunn på stilleflytende, lavereliggende, flod-aktige strekninger generelt, og spesielt i stilleflytende bekker og små elver i kulturlandskapet og bynære områder. I denne kategorien inngår endel mer eller mindre intakte elvesletter og deltaer i lavlandet med en særlig høy biodiversitet. Her finnes endel sjeldne og sårbare biosamfunn som kan være truet på nasjonalt nivå. I kulturlandskapet kan sannsynligvis tapet av mangfold være betydelig også på vassdragsnivå.

Tap av mangfold av makrofyter er med noen få unntak ikke registrert i eutrofierte elver. Dette skyldes nok delvis at det er foretatt begrensede vannplante-undersøkelser i sterkt eutrofierte elvestrekninger, men også sannsynligvis at de fleste elveplantene tåler betydelige næringstilførsler. På enkelte elvesletter er det registrert tap av mangfold som primært synes å skyldes endret hydrologi, opphørt beite samt arealinngrep, men hvor også eutrofiering og derigjennom aksellerert tilgroing kan ha spilt en rolle (kpt. 5.1)

### Årsaker til endringer/tap og grenseverdier for intakt mangfold

Årsakssammenhengene for tap av mangfold i rennende vann skiller seg endel fra forholdene i innsjøer. Vannbevegelsen hindrer høy planktonproduksjon og algeoppblomstringer i rennende vann, og det fører til at det er langt mindre problemer med (i) lysbegrensninger for plantevekst, og (ii) oksygenvinn for fisk og bunndyr. Økt vekst kan imidlertid også nå problemnivåer i elver, primært som meget kraftig vekst av fastsittende alger. Mer sjelden opptrer tilgroing av strandplanter som elvesnelle på særlig stilleflytende, grunne strekninger. Endringer i artssammensetning av fastsittende alger har trolig delvis å gjøre med konkurranseforhold og et endret beitepress fra bunndyr. Saktevoksende reintvansarter blir erstattet med mer hurtigvoksende arter som i større grad kan nyttiggjøre seg høy tilgang på næringsalter.

Kraftig algevekst kan være en av hovedårsakene også til endringer i bunndyrssamfunnet. Endringer i substratet har også betydning, i form av økt sedimentasjon av organisk materiale som tilføres sammen med næringstilførslene, f.eks. gjennom kloakutslipp og utslipp av silosaft. Økt organisk belastning kan føre dels til oksygenvikt i bunnsjiktet, og dels til tilslamming av substratet som favoriserer andre bunndyr enn de opprinnelige knyttet til grus og stein.

De indirekte effektene av eutrofiering indikerer at grenseverdiene for tap av mangfold kan variere betydelig i elver og bekker i likhet med i innsjøer. Generelt synes tapet av mangfold for enkelte algegrupper å være påtagelig allerede ved moderat belastning, dvs. i det mesotrofe området. Datamateriale fra hurtigstrømmende elver indikerer at de mest følsomme blågrønnalgene faller ut eller blir sjeldne allerede ved et totP innhold på 10-20 mg/l.

Konklusjoner m.h.p. tap, sårbarhet og grenseverdier:

1. *Tålegrensen* for de mest sårbare artene og biosamfunnene (f.eks. fastsittende blågrønnalger) synes å ligge ved meget lave fosforkonsentrasjoner, trolig ned mot totP = 10-20 mg/l.
2. Disse "reintvannssamfunnene" er imidlertid vanlige, med en vid utbredelse, og faren for tap av arter er primært på lokalt, og ikke regionalt nivå.
3. I de aller fleste av våre vassdrag vil en mesotrof-eutrof vannkvalitet representere et klart avvik fra naturtilstanden, og vil normalt ikke være ønskelig, spesielt ikke på hurtigstrømmende strekninger.
4. Bekker og elver i kulturlandskapet og på intakte elvesletter kan i utgangspunktet ha hatt en noe rikere vannkvalitet, og biosamfunn som er tilpasset slike forhold. Disse samfunnene tåler noe mer forurensning enn "reintvannssamfunnene", men er samtidig langt mer truede og sårbare regionalt og nasjonalt pga. (i) mange sjeldne arter/grupper, og (ii) meget høy utsatthet for eutrofiering.

#### Eksempler på forurensningsfølsomme (eutrofieringsfølsomme) arter/artsgrupper i rennende vann:

*Planter:*

- fastsittende blågrønnalger (*Cyanophyceae*)
- endel trådformete grønnalger (*Chlorophyceae*)

*Dyr:*

- endel døgnfluer (*Ephemeroptera*)
- de fleste steinfluer (*Plecoptera*)
- endel vårfluer (*Trichoptera*)
- elvemusling (*Margaritana margaritifera*)

## 4.2 Forsuring

Etter 40-50 år med store svovel- og nitrogen-deposisjoner er vassdragene over store regioner av Sør-Norge med buffersvak berggrunn kronisk forsuret. Dette arealet har vist en jevn økning fram til 1990-tallet, men kurven synes nå å flate ut, og de aller seineste årene har en også sett en bedret vannkvalitet i sure vassdrag pga. redusert svovel-nedfall kombinert med et gunstig klima (Skjelkvåle 1996).

### 4.2.1 Innsjøer

#### Artsdiversitet langs pH-gradienten

Organismegruppene oppviser gjennomgående den høyeste artsdiversiteten nær nøytralpunktet (pH 6,0-7,0(-8,0)), med en avtagende artsdiversitet med økende surhet. Under pH 5,5 synker artsdiversiteten markert. De fastsittende algene er lite undersøkt i innsjøer, men ut i fra data fra rennende vann er det grunn til å anta at denne gruppen skiller seg ved en tilnærmet ikke-avtagende og høy artsdiversitet også i de mest sure pH-klassene (kap. 5.2; fig. 4.2.1). Ned til ca. pH = 5,5(-6,0) representerer pH-gradienten overveiende en naturlig gradient, mens gradienten fra pH 5,5 til 4,5 kan inkludere både naturlig sure, humøse myrtjern, samt antropogent forsured lokaliteter.

#### Endring og tap av mangfold

Det er de kalkfattige, (ultra)oligotrofe innsjøtypene ("bløtvannsinnsjøer") som er utsatt for forsuring. Slike innsjøer hadde før forsuring sannsynligvis pH = 5,5-6,5, og Ca = 0,5-2 mg/l, dvs. en vannkvalitet omtrent som den norske gjennomsnittsinnsjøen (jfr. Skjelkvåle m. fl. 1997). Da forsuringen var på sitt verste, omtrent fram til 1990, hadde de fleste kronisk sure innsjøene pH = 4,5-5,0 (Skjelkvåle 1996).

Endring og tap av mangfold ved forsuring er betydelig hos alle organismegruppene, dvs. alle gruppene inneholder en større andel forsuringfølsomme arter som er helt forsvunnet i kronisk sure innsjøer. Andelen forsuringfølsomme arter i ikke-forsurete bløtvannsinnsjøer kan anslås til å være 20% for visse grupper (makrofytter), og helt opp i 50% for de mest følsomme (fyttoplankton og bunndyr). Dette innebærer at tapet av arter ved kronisk forsuring kan anslås å være fra 20-50%.

Til tross for liknende andel *forsuringfølsomme* arter er endringene i *forsuringbegunstigete* arter forskjellig hos dyregruppene kontra plantegruppene. Dyregruppene har kun et "enveis" tap av mangfold og nesten ingen utskiftning, dvs. det forekommer meget få forsuringbegunstigete arter. Et unntak er imidlertid predasjonsfølsomme invertebrater som kommer inn i sure, fiske-tomme vann, og som dermed kan betraktes som indirekte forsuringbegunstigete.

Plantegruppene inneholder et større eller mindre element av forsuringbegunstigete eller acidofile arter, som kommer inn som erstatning for forsuringfølsomme arter og samfunn som forsvinner. Utpregete eksempler på slike acidofile grupper i innsjøer er

visse slekter av filamentøse grønnalger ("forsuringsalgene" *Mougeotia* spp. & *Zyggonium* spp.) samt fastsittende, saktevoksende blågrønnalger. Disse gruppene synes å ha sine opprinnelige voksesteder i naturlig sure, humøse myrtjern.

At en art er *forsuringsfølsom* behøver ikke nødvendigvis å bety at den blir *eksponert* overfor forsurening. En rekke kransalger, langskuddsplanter, snegler og muslinger kan betraktes som sterkt *forsuringsfølsomme* idet de alltid opptrer i innsjøer med høy pH og høyt kalsiuminnhold (jfr. f.eks. Økland 1990). Men slike innsjøer har imidlertid en meget høy bufferkapasitet, og vil aldri bli forsuret. Disse artsgruppene er derfor *ikke utsatt for eller truet av forsurening*. De reelt *forsuringsutsatte* artene er kun de som forekommer i bløtvannsinnsjøer med lav bufferkapasitet.

### Årsaker til endringer/tap og grenseverdier for intakt mangfold

I forsureningslitteratur er det en tendens til ensidig å fokusere toksiske effekter av  $H^+$  og labilt Al som hovedårsakene til biotiske endringer ved forsurening. Plantegruppene synes imidlertid ikke å bli negativt påvirket av Al, trolig heller ikke av  $H^+$  direkte (jfr. Rosseland et al. 1992). Det er derfor åpenbart også andre mekanismer som forårsaker en biologisk utarming i forsurete innsjøer. Følgende hovedtyper av forsureningsfølsomme arter kan utskilles:

1. Følsomme for *lav pH/labilt aluminium* (skader på gjeller, o.l.); fisk, ferskvannskreps, inkl. planktonkreps, insektlarver av f.eks. døgnfluer, steinfluer.
2. Følsomme for *lav pH/lav Ca* (oppbygging av skall, o.l.); snegler og muslinger, vannlopper, kransalger.
3. Følsomme for *mangel på  $HCO_3^-$ /alkalinitet* (inorganisk karbonkilde); makrofytter (særlig undervannsvegetasjon av langskuddsplanter), visse grupper fastsittende alger.
4. Følsomme overfor *økologiske forandringer* (indirekte, biotiske effekter som endret konkurranse m.v.); f.eks. endret dyreplankton og bunnfauna som følge av bortfall av fisk, eller tilgroing av  $CO_2$ -planter (forsuring gir økt  $CO_2$ ).

Grenseverdiene for tap av mangfold synes å være bemerkelsesverdige like hos de forskjellige organismegruppene til tross for at helt ulike mekanismer kan være utslagsgivende. Det er gjort omfattende arbeider med hensyn til tålegrenser for fisk i forhold til Al-belastning, og disse grenseverdiene ligger i området pH 5,5-6,0, for laks riktignok over pH 6,0 (Kroglund m. fl. 1994). Det foreligger også omfattende data m.h.p. tålegrensene for endel følsomme bunndyr, og disse er relativt like de som er fastsatt på fisk (Lien m. fl. 1991, Walseng m. fl. 1995). Tilsvarende tålegrenser er også indikert for de mest følsomme, planktoniske krepsdyrene (*Daphnia* spp.; Walseng m. fl. 1995)

For vannplanter (makrofytter) har vi noe data som indikerer intakte biosamfunn i innsjøer med begynnende forsureningskader på fisk og bunndyr (Hobæk m. fl. 1996), m.a.o. at de forsureningsfølsomme vannplantene her muligens kan tåle noe mer, eventuelt noe lengre tids belastning enn tilsvarende fisk og bunndyr. Generelt synes imidlertid de forsureningsfølsomme vannplantene å

være avhengig av et visst nivå av alkalinitet/bikarbonat, med tålegrenser omkring pH 5,5 (-6,0). Under dette nivået er alkaliniteten tilnærmet lik 0.

Konklusjoner m.h.p. tap, sårbarhet og grenseverdier:

1. *Tålegrensen* for de mest sårbare artene synes å ligge ved pH 6,0.
2. Mange biosamfunn synes å ha en tålegrense omkring pH 5,5, og ved pH 5,0 kan tapet av arter være 20-50%.
3. Det er overveiende (ultra)oligotrofe og kalkfattige lokaliteter ("soft-water lakes") som er berørt av forsurening, og i buffer-svake områder kan det være et betydelig tap av arter på regionalt nivå.

### Eksempler på forsureningsfølsomme arter/artsgrupper i innsjøer:

*Planter:*

- **endel kiselalger** (*Bacillariophyceae*)
- **endel trådformete grønnalger** (*Chlorophyceae*)
- **enkelte langskuddsplanter** (tusenblad, *Myriophyllum alterniflorum*; tjønnaks-arter, *Potamogeton* spp.)

*Dyr:*

- **laksefisk** (*Salmonidae*)
- **ferskvannskreps** (*Astracus*)
- **døgnfluer** (*Ephemeroptera*)
- **endel steinfluer** (*Plecoptera*)
- **fjærmygg** (*Chironomidae*)

## 4.2.2 Rennende vann

### Artsdiversitet langs pH-gradienten

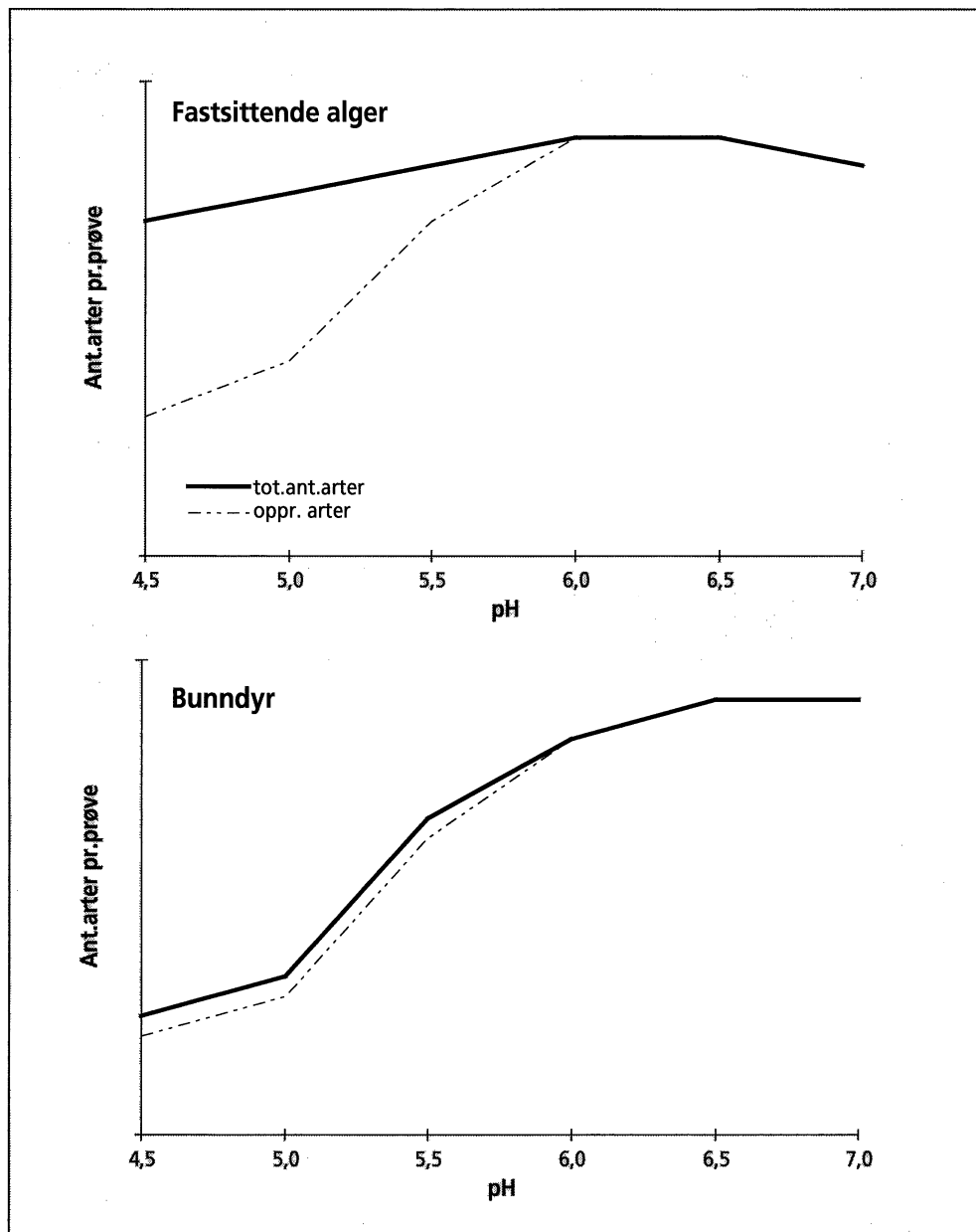
Artsdiversiteten varierer på tilsvarende måte som for innsjøene, dvs. for bunndyr, fisk og makrovegetasjon går den totale artsdiversiteten ned ved forsurening (fig. 4.2.1), mens de fastsittende algene har en høy diversitet også helt ned i det sterkt sure området (pH=4,5-5,0). Særlig bunndyrene oppviser en betydelig nedgang i den totale artsdiversiteten ved forsurening, og kan ha mer enn en halvering av artsantallet fra pH 6,0 til pH<5,0.

I mange av de forsurete vassdragene finnes det restpopulasjoner av forsureningsfølsomme arter i små sidebekker med bedre vannkvalitet, men hovedelva med sideelver er ofte gjennomgående forsuret med lav artsdiversitet (jfr. f.eks. DN 1997). De mest ekstremt og langvarig forsurete vassdragene som Tovdalsvassdraget er idag nesten helt uten lokaliteter med intakt biodiversitet og dermed nesten helt uten restpopulasjoner av forsureningsfølsomme arter. For visse grupper, som f.eks. dyreplankton og litorale krepsdyr (i innsjøer) og vannmoser, har artsdiversiteten vært lav og sterkt forsureningspreget i over 20 år i dette vassdraget (Brandrud m. fl. 1997). Karakteristisk for de sterkt forsurete vassdragene er også at det synes å ha skjedd en homogenisering av biosamfunnene, dvs. lokalitetene har blitt mer like hverandre. Dette indikerer at diversiteten også på samfunnsnivå har blitt sterkt redusert.



**Figur 4.2.1**

Artsdiversitet langs forsuringsgradienten i hurtigstrømmende, ionefattig vann. Skjematisk framstilling av endringer i total artsdiversitet (tykk strek) og tap av mangfold hos fastsittende alger og bunndyr. Den stippledde linjen angir nedgangen i opprinnelige arter ved forsuring av en ionefattig elv med pH 6,0 i utgangspunktet. (Nedgangen i arter reflekterer taksa som ikke er funnet i prøvene, og kan for noen bero på kortvarig fravær eller forekomst med meget lave individtall.)



## Endring og tap av mangfold

Tap av mangfold ved forsuring av elver og bekker er for visse grupper klart større enn i innsjøer. For de mest forsurete elvene som Tovdalselva er således tapet av forsuringfølsomme vannplanter anslått til fra 30% (karplanter) til 60% (vannmoser) (Brandrud m. fl. 1997). Antall av forsuringfølsomme bunndyr og fastsittende alger synes å ligge i samme størrelsesorden (fig. 4.2.1). For viktige enkelt-grupper av bunndyr (døgnfluer) kan tapet på forsurete lokaliteter komme opp i 100% (Walseng m. fl. 1995).

Mens bunndyrene ensidig preges av forsuringfølsomme arter og tap av mangfold, er plantegruppene i større grad preget av en artsutskiftning. Dette er særlig utpreget for mosesamfunnene i hurtigstrømmende elver. Ved forsuring blir de opprinnelige samfunnene dominert av elvemoser (*Fontinalis* spp.) erstattet med artsfattige levermosesamfunn dominert av den acidofile arten elvetrippemose (*Nardia compressa*)

Endringer og tap av mangfold synes å følge samme mønster i de ulike, forsurete elvene, innenfor såvel ultraoligotrofe som oligotrofe vassdrag, og på hurtigstrømmende såvel som stilleflytende partier. I kronisk forsurete vassdrag synes tapet av mangfold ofte å være størst i de midtre/nedre delene av større vassdrag, der artsdiversiteten i utgangspunktet sannsynligvis var størst. I svakt forsurete vassdrag er ofte tapet størst i de mest buffersvake (ultraoligotrofe) sidevassdragene som har vært utsatt for den kraftigste forsuringen.

Vassdrag som ligger innenfor kulturlandskapet med en viss eutrofiering, er gjerne mindre forsuringpåvirket, og har ofte intakte restpopulasjoner av forsuringfølsomme arter. Disse kan representere spredningssentra ved rekolonisering av hovedvassdraget etter kalking eller naturlig forbedret vannkvalitet.

## Årsaker til endringer/tap og grenseverdier for intakt mangfold

Årsakene til endringer og tap av mangfold er de samme i rennende vann som i innsjøer, og er behandlet under sistnevnte. Grenseverdier for tap av mangfold synes også å være helt tilsvarende i rennede og stillestående vann. For eksempel forsvinner alle døgnfluene (*Ephemeroptera*) knyttet til hurtigstrømmende vann ved pH = 5,5 (Walseng m. fl. 1995), tilsvarende forsvinner de samfunnsdannende elvemosene (*Fontinalis* spp.) omtrent ved pH = (5,0-5,5 (Brandrud & Mjelde 1993).

### Eksempler på forsuringfølsomme arter/artsgrupper i rennende vann:

#### Planter:

- **endel kiselalger** (*Bacillariophyceae*)
- **endel trådformete grønnalger** (*Chlorophyceae*)
- **elvmoser** (*Fontinalis* spp.)
- **enkelte langskuddsplanter** (tusenblad, *Myriophyllum alterniflorum*; tjønnaks-arter, *Potamogeton* spp.)

#### Dyr:

- **laksefisk** (*Salmonidae*)
- **elvmusling** (*Margaritana margaritifera*)
- **døgnflu** (*Ephemeroptera*; f.eks. *Baetis rhodani*)
- **endel steinfluer** (*Plecoptera*)
- **fjærmygg** (*Chironomidae*)

## Tidstrender

Selvom forsuringen har avtatt i mange vassdrag siden 1990-92, har forsuringsskadene og tap av mangfold fortsatt å øke inntil nylig. Dette gjelder særlig visse områder på Vestlandet. Imidlertid har en de aller seineste årene sett de første tegnene til rekolonisering av forsuringfølsomme bunndyr i forsurete elver der vannkvaliteten nå er noe forbedret (jfr. DN 1997).

## 4.3 Tungmetallforurensning

Det foreligger forholdsvis få undersøkelser som kan dokumentere effekter av tungmetaller på biologisk mangfold i ferskvann. De aller fleste undersøkelsene berører algebegroing og bunndyr i rennende vann, og nesten bare i tilknytning til gruvepåvirkede vassdrag. Effektene i disse vassdragene synes overveiende å være knyttet til toksiske nivåer av kobber og delvis sink, dernest til jernutfellinger (okerutfellinger) lokalt omkring gruvene.

Både bunndyr og fastsittende alger i rennende vann viser en kraftig redusert diversitet ved høye konsentrasjoner av kobber, og kobber framtrer som det mest giftige tungmetallet i ferskvann. For de fastsittende algene avtar artsmangfoldet betydelig når kobberkonsentrasjonen overstiger ca. 15 µg/l, ved nivåer lavere enn dette synes påvirkningen å være liten. Tapet av arter er > 50% når Cu-konsentrasjonen overskrider 20-25 µg/l (se kpt. 5.2). Sink forårsaker også avtak, men ved høyere konsentrasjoner enn kobber.

I innsjøer er det dokumentert negative effekter på planktonsamfunn i enkelte pilot-studier ved Røros (Cu/Zn/Cd-belastning) og ved Nikel i Pasvikvassdraget (Ni/Cu/Zn-belastning). Plante- og dyreplanktonet oppviser betydelig redusert artsdiversitet i de mest kobber- og sink-belastede innsjøene ved Røros, dvs. med Cu-verdier omkring 30 µg/l. Ved den russiske byen Nikel i en sidegrein av Pasvikvassdraget er det også påvist store negative utslag på artsdiversiteten av dyreplankton, mens utslagene på planteplankton er mindre (uendret artsantall, lavere diversitetsindeks). Her kan imidlertid endret diversitet og tap av mangfold skyldes en kombinasjonseffekt av meget høye metall-konsentrasjoner (snitt 72-336 µg/l Ni) samt hypereutrofe forhold, - selvom de hypereutrofe forholdene i seg selv kan være med på å dempe effekten av tungmetallene (jfr. Moiseenko et al. 1994).

Effekter av tungmetaller på biologisk mangfold av makrofytter er meget lite undersøkt i Norge, selvom vannplanter, herunder vannmoser har vært brukt til å måle bioakkumulerte metall-konsentrasjoner. Det finnes enkelte indikasjoner på at visse arter/grupper av makrovegetasjon kan være lite påvirket selv ved høye metall-konsentrasjonene i plantevev (kpt. 5.1).

Det er registrert høye konsentrasjoner i fiskevev av de oftest langtransporterte metallene kvikksølv og bly, men endringer på samfunnsnivå er ikke registrert.

De effekter på biologisk mangfold som er registrert av tungmetaller, dreier seg oftest om ekstreme tilfeller, dvs. lokaliteter nær gruver eller tilfeller av industri-utslipp. Det er videre overveiende snakk om vanlige, vidt utbredte og ikke spesielt sårbare biosamfunn som er berørt. Negative effekter av tungmetaller på biologisk mangfold i ferskvann kan derfor sees på som et lokalt problem, hvor det i dag i mange tilfeller også er iverksatt tiltak som har redusert utslippene og også redusert de biologiske effektene (jfr. f.eks. Lindstrøm 1997).

## 4.4 Organiske miljøgifter

Kunnskapsnivået når det gjelder effekter av organiske miljøgifter på biologisk mangfold er meget begrenset. Data fra naturlige biosamfunn som kan relatere endringer i diversitet til forekomster av organiske miljøgifter synes ikke å foreligge pr. idag. Dette skyldes at det er begrenset med målinger av de mange, potensielt skadelige miljøgiftene, og dessuten er biosamfunn med avvik fra naturtilstanden nesten alltid (sterkt) påvirket også av eutrofiering, forsuring eller tungmetaller. Det er derfor vanskelig å skille effekten fra disse fra en mulig effekt av organiske miljøgifter.

For den marine arten purpurnegl (*Nucella lapilus*) er det påvist forstyrrelser i reproduksjonssystemet (imposex) ved høye konsentrasjoner av såkalte hormon-hermere (Walday m. fl. 1997). Det er sannsynlig at tilsvarende effekter kan opptre også i ferskvann. Det er foretatt enkelte eksperimenter med eksponering av miljøgifter overfor enkelt-arter, og i noen tilfeller også flerartssamfunn av plankton (kpt. 5.5). I noen tilfeller har denne typen eksperimenter kunnet sannsynliggjøre skader på arter ved nivåer av f.eks. pesticider som er registrert i norsk natur. Videre framkommer at toleransegrensene med hensyn til giftighet kan være svært forskjellige for ulike arter/taxa og for ulike utviklingsstadier og dessuten variere med forskjellige organiske forbindelser. Dessuten synes indirekte effekter å være viktigere enn direkte effekter. Arter/grupper som representerer (er beslektet med) målgruppen vil være mest utsatt ved bruk av insektmidler eller plantevernmidler.

Sannsynligvis er felt-forsøk den mest realistiske veien å gå for å skaffe mer kunnskap om effekter av organiske miljøgifter på enkeltarter og på samfunnsnivå.

For tiden pågår en større landsomfattende undersøkelse for å kartlegge forurensningsgraden av bl.a. PCB, HCB, lindan, DDT (med metabolitter) og PAH i norske innsjøsedimenter i regi av SFT (Rognerud & Fjeld 1997). Undersøkelsen vil kunne gi indikasjoner på om det finnes lokaliteter med så høye konsentrasjoner at det kan gi mistanke om skader på ferskvannsorganismer.

## 4.5 Partikkelforurensning

Uorganiske partikler kan komme ut i vassdragene som erosjonsmateriale fra landbruks/skogbruksaktiviteter eller ved ulike typer anleggsvirksomheter. Vassdrag har i ulik grad også naturlige tilførsler av erosjonsprodukter. Dette kan være breslam og erosjonsmateriale fra sand, leire og løsavsetninger. Dammer og rennende vann i leirvassdrag kan være eksempler på ofte tettstedsnære vassdrag som har en naturlig høy slamføring, men som også kan være utsatt for en sterkt forhøyet partikkeltransport pga. menneskelig aktivitet. Denne typen tilførsler vil ofte falle sammen med annen forurensning, og vi vet meget lite om de spesifikke effektene av høy partikkeltetthet på det biologiske mangfoldet. Negative effekter er sannsynlige, både med hensyn på (i) sterkt svekket lystilgang for planter, (ii) mekanisk slitasje for planter, og (iii) nedslamming av planter og dyr, - særlig filtrerende organismer. Det er forøvrig dokumentert negative effekter på bunndyr ved høy partikkeltransport fra arbeider i forbindelse med vassdragsreguleringer (kpt. 5.4). Når det gjelder skarpe partikler fra tunellboring, er det dokumentert skader både på fisk og dyreplankton (Hessen 1992).

## 5 BIOLOGISK MANGFOLD OG EFFEKTER AV FORURENSNING PÅ ULIKE GRUPPER AV PLANTER OG DYR I FERSKVANN



«Naturens mystiske mangfold» Foto: Kaare Aagaard.

*Dette kapitlet gir en oversikt over de fleste plante- og dyre-gruppene som er funnet i ferskvann i Norge og hva vi vet om effektene av forurensing på de ulike gruppene. I tillegg til de gruppene som er omtalt her, er det også en rekke mikroorganismer, samt et antall arter av pattedyr, fugl og amfibier som er knyttet til ferskvann. Disse gruppene er ikke spesielt omtalt i denne rapporten. Felles for de sistnevnte gruppene av virveldyr er at det i stor grad er arealutnyttelsen ved og rundt vannforekomstene som avgjør om mangfoldet av disse blir opprettholdt. I samme serie vil det også bli utgitt mer detaljerte del-rapporter som omhandler de ulike gruppene av ferskvannorganismer.*

## 5.1 Makrofytter

Tor Erik Brandrud, NIVA, Marit Mjelde, NIVA



Pilblad-hjertetjønna-vegetasjon i Merkja ved Lillestrøm. Eksempel på artsrik vannvegetasjon i Potamogetonsjøer som ofte er utsatt for sterk eutrofiering

Foto: Bjørn Rørslett - NN/Nærfoto.

### Innledning

Makrofyttene, eller makrovegetasjonen, omfatter langlevet, strukturdannende vannvegetasjon og inkluderer karplanter (høyere planter), kransalger (charofytter) og vannmoser. De vannboende karplantene deles gjerne i fire livsformgrupper etter utseende, vekstmønster og næringsopptak: (i) kortskuddsplanter (isoetider), (ii) langskuddsplanter (elodeider), (iii) flytebladsplanter (nymphaeider), og (iv) flytere (lemnider). Arter med røttene i vann, men med det meste av skuddmassen over vannflaten betegnes gjerne som helofytter. Disse artene som danner belter ("sivbelter") langs strendene regnes gjerne som semi-akvatiske planter og er her ikke inkludert under begrepet vannvegetasjon.

Makrofyttene er godt undersøkt med hensyn til taksonomi og utbredelse, og spiller en viktig rolle både i innsjøer (særlig karplanter og kransalger) og i rennende vann. I rennende vann spiller karplantene en viktig rolle på stilleflytende partier, mens vannmosene utgjør et viktig strukturdannende element på hurtigstrømmende strekninger med steinbunn.

Makrofyttene har i liten grad vært inkludert som parametre og indikatorgruppe i overvåkingsammenheng. Kunnskap om effekter av ulike påvirkningsfaktorer er først og fremst knyttet til regulering og i de seinere år også forsuring/kalking. Data fra by- og tettstedsnære områder har vært sparsomme, men et større regionalt innsjømateriale er sammenstilt i forbindelse med den foreliggende kunnskapsstatus.

Ut i fra dominerende vannvegetasjon kan en på botanisk grunnlag skille ut tre hovedtyper av innsjøer:

1. Lobeliasjøer. Kalkfattig/ionefattige og (ultra)oligotrofe "bløtvannsjøer" dominert av kortskuddsplanter som botnegras (*Lobelia dortmanna*) og brasmegras (*Isoetes* spp.).
2. Potamogetonsjøer. Middels kalkrikelionerike, ofte noe næringsrikere innsjøer dominert av langskuddsplanter som tjønna (*Potamogeton* spp.) og tusenblad (*Myriophyllum* spp.).
3. Charasjøer (kransalgessjøer). Sterkt kalkrikelionerike innsjøer med kalkutfelling, dominert av kransalger av slekten *Chara*.

## 5.1.1 Naturlig variasjon i biologisk mangfold

### Utbredelsesmønstre

Det er registrert 82 høyere vannplanter (karplanter) og 24 kran-salger i ferskvann i Norge. I tillegg kommer størrelsesorden 30-40 mosearter som normalt opptrer i vann, samt en rekke hybrider av høyere vannplanter (Lid & Lid 1994). Karplantene fordeler seg på livsformgruppene med 21 kortskuddsplanter (isoetider), 42 langskuddsplanter (elodeider), 15 flytebladsplanter (nymphaeider) og 4 flytere (lemnider). Artene har en nokså forskjellig geografisk fordeling (figur 5.1.1).

Enkelte regionale mønstre framkommer:

- 1) Høy diversitet i Østfold - Oslo-Akershus. Dette kan forklares ved at (i) endel sørøstlige arter kommer inn her som en utløper av hovedutbredelsesområdet i Mellom-Europa og (ii) ved stor habitatvariasjon, særlig innenfor Glommas nedbørfelt (jfr. fig. 5.1.2).
- 2) Lav diversitet i Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal. Dette kan skyldes (i) lav undersøkelsesfrekvens, (ii) innvandringsbarrierer og/eller (iii) overvekt av ugunstige habitater, f.eks. høyere liggende innsjøer og hurtigstrømmende elver.
- 3) Lav diversitet i Troms og Finnmark. Både kortskuddsplanter og flytere har en avtakende trend nordover (som også vist av Hvoslef og Rørslett 1986), sannsynligvis på grunn av ugunstige klimaforhold. Lavere prøvetakingsfrekvens enn i sør spiller også inn.

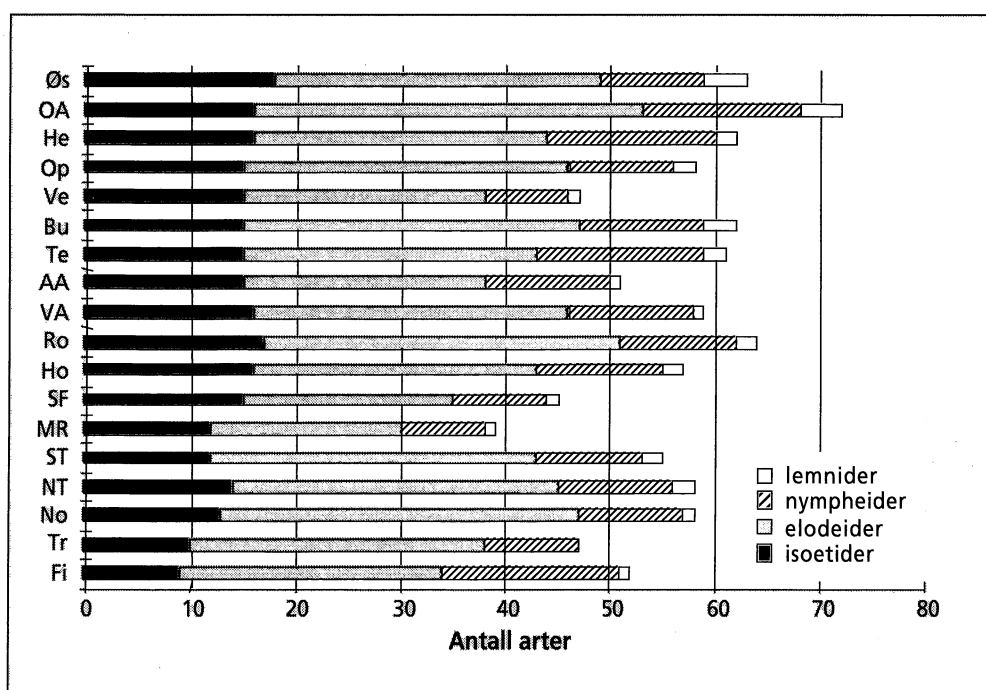
Innenfor fylkene er det også store forskjeller. På Sørlandet forekommer f.eks. en rekke arter nesten bare langs kysten i brakkvann, mens de svært nærings- og elektrolyttfattige Sørlandsheiene har en meget lav artsdiversitet.

Det regionale utbredelsesmønstre av vannplanter synes å være styrt av (i) spredningsbarrierer, som reflekteres i ulikheter i arts-sammensetning i økologisk tilsvarende nabovassdrag og en avtagende diversitet fra øst mot vest, (ii) en viss klimagradiant fra sør til nord (særlig tydelig blant kortskuddsplantene), samt (iii) en viss gradient i kalsium og elektrolyttinnhold fra øst mot vest (jfr. Skjelkvåle m. fl. 1997). For elvene synes også topografiske forhold å spille en stor rolle. De store, stilleflytende elvene i Øst-Norge og Finnmark med stor habitatsvariasjon har en betydelig høyere artsdiversitet enn de mer hurtigstrømmende elvene lengre vest (Figur 5.1.2)

Klimagradianten fra lavlandet mot fjellet ("vertikal-gradienten") synes i liten grad å slå ut på det biologiske mangfoldet i de lavere klima/vegetasjonssonene. De fleste artene er utbredt omtrent til tregrensa. F.eks. har oligotrofe klartvannsinnsjøer over tregrensa i Sør-Norge sjelden mer enn 2-3 ekte vannplanter (ofte bare én art: stivt brasmegras), mens de et stykke under tregrensa (mellomboreal sone og lavere) gjerne har 5-10 arter.

### Variasjon innenfor vassdrag (elvestrekninger)

Den lokalitetsvise variasjonen i artsdiversitet kan være meget betydelig innenfor et vassdrag (fig. 5.1.3), og reflekterer først og fremst en variasjon fra hurtigstrømmende til stilleflytende partier. Førstnevnte har en relativt høy diversitet av vannmoser, sistnevnte oppviser en høy diversitet av karplanter. Artsdiversiteten er som regel størst i midtre og nedre deler av vassdragene, og tildels svært lav i øvre deler (fig. 5.1.3). Den høye diversiteten i midtre deler kan forklares ved at det her forekommer særlig stilleflytende partier styrt av bergterskler i elvas lengdeprofil. En slik "bekken-terkel" lengdeprofil er ikke uvanlig i daler som er primært utformet av isbreer.

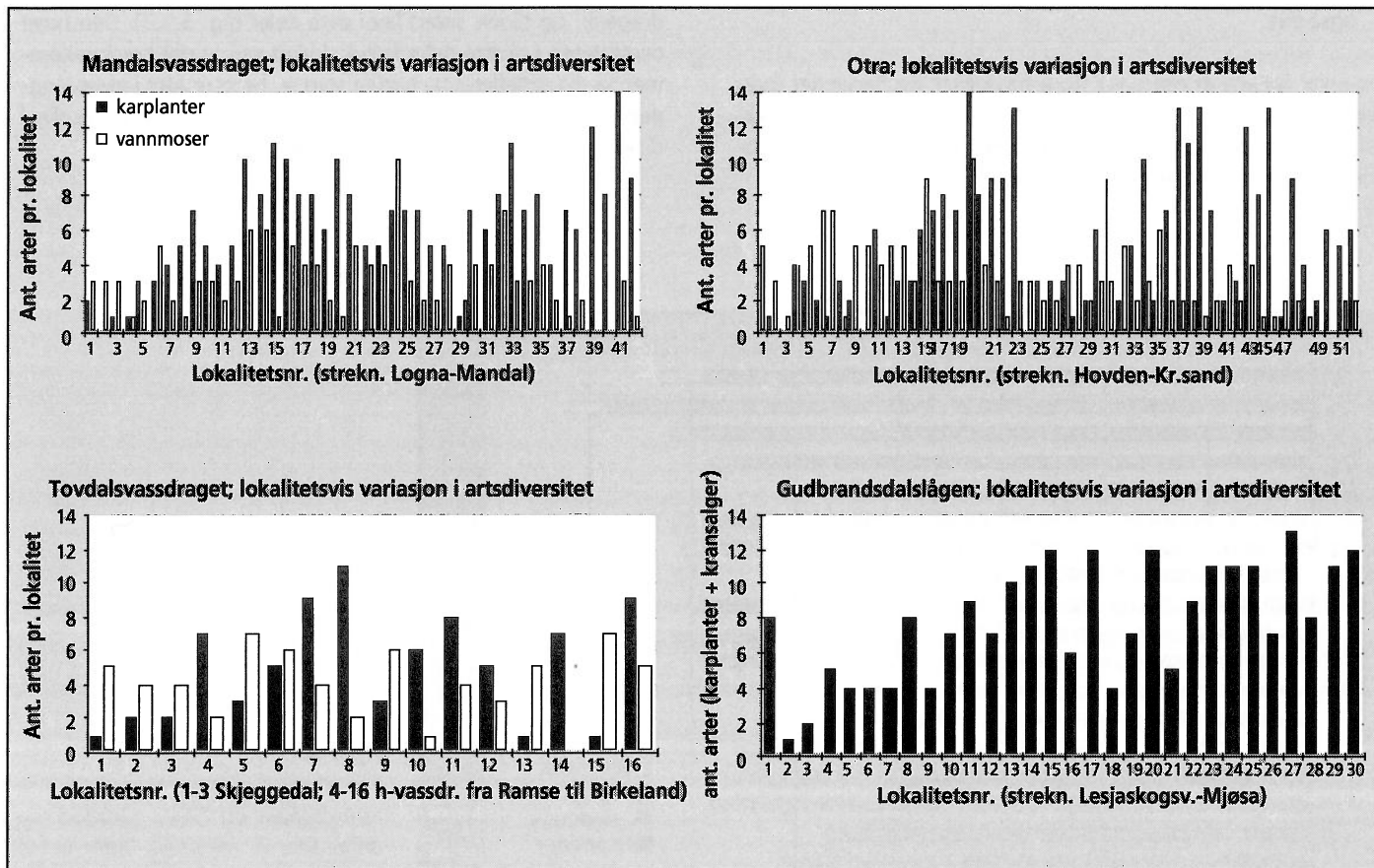
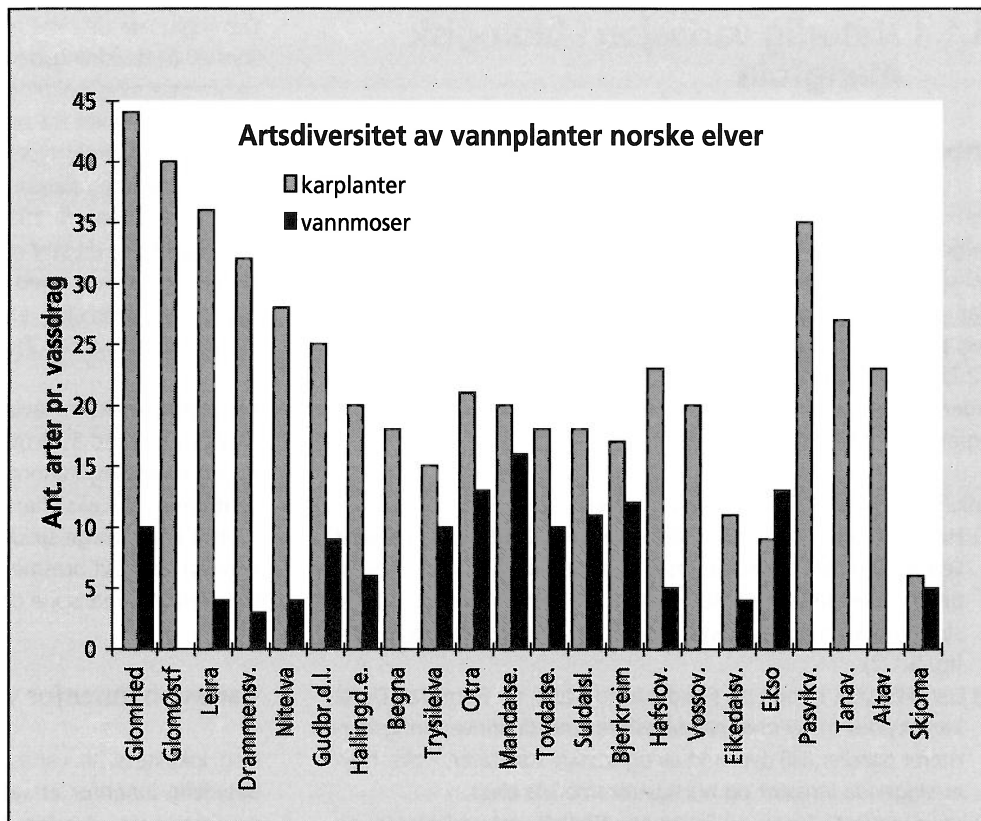


**Figur 5.1.1**

Vannplanter i Norge fordelt på livsformgrupper og fylker. Hybrider og underarter er inkludert. Etter Lid & Lid 1994 og Hulten 1971. lemnider=flytere; nymphaeider=flytebladsplanter; elodeider=langskuddsplanter; isoetider = kortskuddsplanter.

**Figur 5.1.2**

Artsdiversitet av vannplanter (karplanter og vannmoser) i undersøkte norske elver. Sortert etter fallende diversitet innenfor Østlandet, Sørlandet, Vestlandet og Nord-Norge.



**Figur 5.1.3**

Variasjon i artsdiversitet av vannplanter på elvestasjoner (herunder gjennomstrømningsinnsjøer) fra øverst til nederst i Mandalsvassdraget, Otra, Tovdalsvassdraget og Gudbrandsdalslågen.

## Variasjon i vannkvalitet

Kalsium-innhold, alkalinitet og ledningsevne peker seg ut som de viktigste, naturlige miljøfaktorene som styrer diversitet og artssammensetning av vannplanter (Fig. 5.1.4, jfr. også Rørslett 1991, Mjelde 1997).

Generelt øker artsdiversiteten av vannplanter med økende pH, Ca, og ledningsevne, og med et skille omkring pH 6,0. Ved pH over dette nivået er artsdiversiteten, særlig av langskuddsplanter, betydelig høyere enn ved lavere pH nivåer (Brandrud & Mjelde 1993). Endel arter synes også å være svært nøye korrelert med Ca-nivået. F.eks. opptrer de fleste kransalger (*Chara* spp.) bare i innsjøer med Ca > 20 mg/l og kalkutfellinger på bunnen.

Mens kransalgene synes å være direkte avhengig av høye Ca-nivåer (tilpasset kalkinnleirete skudd), er mange av de høyere plantene avhengig av et visst Ca nivå og høye pH-verdier pga. sitt opptak av inorganisk karbon. De fleste langskuddsplantene er helt avhengig av bikarbonat som karbonkilde, som finnes i tilstrekkelig mengde først ved pH > (5,5-)6,0.

### 5.1.2 Effekter av forurensning

Bare i tre tilfeller er det sannsynliggjort at *tettstedsrelaterte forurensninger* har hatt effekt av betydning på makrovegetasjonen i rennende vann. I to tilfeller dreier dette seg om tilgroingsfenomener (Nitelva, Leira; Brandrud m. fl. 1989, Brandrud & Mjelde 1992), i étt tilfelle om redusert vegetasjon nær industriutslipp i Kuetsjavre/Pasvik (Moiseenko et al. 1994). Dette indikerer (i) at makrovegetasjonen er forholdsvis robust overfor tettstedsbasert forurensning i rennende vann, og (ii) at sterkt forurensede elvestrekninger (de få som finnes i Norge) i liten grad er undersøkt. I innsjøer er derimot effektene mer omfattende, spesielt m.h.p. eutrofiering.

### 5.1.3 Eutrofiering

#### Innsjøer

Vi går her ut i fra at vi har ytterst få - hvis noen - naturlig eutrofe innsjøer i Norge, at norske innsjøer i naturtilstanden gjennomgående har tot P < 15-20 µg/l (jfr. kpt. 3). Bare oligotrofe til mesotrofe innsjøer blir derfor vurdert å befinne seg i tilnærmet naturtilstand, de andre er påvirket av forurensning. Mange av de mesotrofe innsjøene kan betraktes som semi-naturlige, da de ligger i i kulturlandskap med en viss, stabil gjødselspåvirkning gjennom mange hundre år.

Eutrofiering kan ha betydelige, negative effekter på mangfoldet av vannplanter. Dette gjelder på alle geografiske nivåer; (i) *lokalt*, som vegetasjonsendringer og bortfall av arter i den enkelte innsjø, (ii) *regionalt*, i lavlandsområder med betydelig påvirkning fra landbruk og tettsteder, og (iii) *nasjonalt*, ved at flere sårbare vegetasjonssamfunn/innsjøtyper og en rekke sjeldne og sårbare arter er truet på landsbasis.

#### Presentasjon av et regionalt innsjømateriale

En sammenstilling av data fra 44 mer eller mindre tettstedsnære

små/middelstore innsjøer fra hele landet er foretatt i forbindelse med foreliggende kunnskapsstatus (Mjelde 1997). De fleste av disse innsjøene kan betegnes som kulturlandskapssjøer, er dominert av langskuddsplanter og tilhører botanisk sett kategorien Potamogetonsjøer (tjønnakssjøer). Noen (med Ca > 20-30 mg/l) tilhører kategorien Charasjøer (kransalgessjøer), eller utgjør overgangsformer til foregående.

Tre miljøfaktorer utgjør hovedgradienter i materialet, en elektrolyttgradient, en næringsgradient og en noe svakere klimagradient (figur 5.1.4). Årsaken til den svake klimagradienten i dette materialet er nok at innsjøene stort sett er konsentrert til lavlandsområder og indre fjordstrøk. Til tross for stor geografisk spredning er det for små variasjoner i lokalklimaet til å gi store utslag på vegetasjonen.

Elektrolyttgradienten er den viktigste gradienten i materialet og gjenspeiler først og fremst de ulike artenes og livsformgruppens krav eller mulighet til karbonkilde. Kortskuddsplantene (rosettplanter; isoetider) benytter CO<sub>2</sub> fra sedimentet, de fleste langskuddsplantene (elodeider) benytter HCO<sub>3</sub> (noen bruker CO<sub>3</sub>) fra vannet mens flytebladsplanter (nymphaeider) og flytere (lemnider) benytter CO<sub>2</sub> fra lufta (bl.a. Hutchinson 1975, Rørslett 1985). Kortskuddsplantene (f.eks. tjønngras *Littorella uniflora*, stivt brasme-gras *Isoetes lacustris*) og de langskuddsplantene som bruker CO<sub>2</sub> (f.eks. vrangblæerot *Utricularia ochroleuca*) fordeler seg til venstre i figur 5.1.4, i innsjøer med lavt kalsiuminnhold og lav alkalinitet. Dette er arter som er motstandsdyktige mot forsuring og som dominerer i forsurete innsjøer på Sørlandet (Brandrud og Mjelde 1993). Kransalgene (*Chara* spp.) og de fleste langskuddsplantene som bruker HCO<sub>3</sub> som karbonkilde (f.eks. vasspest *Elodea canadensis*, trådtjønnaks *Potamogeton filiformis*) fordeler seg i motsatt retning, i innsjøer med middels til høy alkalinitet og kalsium.

Alkaliniteten (fordeling av CO<sub>2</sub>, HCO<sub>3</sub> og CO<sub>3</sub>) er nok en av de viktigste faktorene (muligens den viktigste?) for den naturlige artsdiversiteten i innsjøer og vurderingene av eutrofieringsvirkninger må derfor alltid ta hensyn til innsjøens alkalinitet (kalsiuminnhold). De ulike tilstandsklassene (I-V) har i dette materialet omtrent samme fordeling langs kalsiumgradienten og vi kan stort sett se bort fra elektrolyttgradienten ved den videre vurdering av eutrofieringsvirkninger.

Artsdiversiteten er tydelig størst i svakt mesotroft vann, 10-15 µg P/l, og reduseres med økende eutrofiering (figur 5.1.5). Ved P < 5 µg/l er det observert innsjøer med over 15 arter, mens artsantallet alltid er lavere enn 10 ved fosforkonsentrasjoner over 50 µg/l.

Fordeling av innsjøene i de ulike tilstandsklassene viser at de svakt mesotrofe innsjøene (tilstandsklasse II) har høyest artsantall (figur 5.1.6), gjennomsnittlig 19 arter, mens antallet synker jevnt med økende eutrofiering. Artsantallet varierer sterkt i tilstandsklasse III og IV, noe som blant annet skyldes de ulike artenes overlevelsesstrategier og innsjøenes ulike morfologiske karakter. Ved høyt næringsinnhold og dårlige lysforhold kan et forholdsvis høyt artsantall opprettholdes dersom grunne områder er tilgjengelig og/eller tilpasningsdyktige arter med lave lyskrav forekommer. Ofte kan små næringsrike innsjøer ha et frodig helofyttbelte ("sivbelte") ut til 1-2m dyp og mulighetene for gruntvannsforekomster av undervannsplanter er små.





Livsformgruppene fordeler seg ulikt langs trofigradienten, med langskuddsplantene (elodeidene) som den dominerende gruppen i alle typer innsjøer. Kortsuddsplantene (isoetidene) er vanligst når fosfornivået er lavt, flytebladsplantene (nymphaeidene) opptrer hyppigst ved middels til høyt fosforinnhold, mens den lille gruppen av flyterne (lemnidene) er vanligst ved høyt fosforinnhold (figur 5.1.7).

*Kortsuddsplantene* peker seg ut som en forurensningsfølsom gruppe, og ser ut til å forsvinner når fosfor overstiger 50 µg/l. Det er særlig de flerårige artene som tjønngras og stivt brasmegras som synes å være følsomme.

*Langskuddsplantene* er den dominerende gruppen i alle typer innsjøer, men artsantallet går ned i de mest næringsrike innsjøer. I noen av de mest hypereutrofe innsjøene i Norge (Østensjøvann i Oslo, Hellesjøvann i Akershus) er undervannvegetasjonen helt forsvunnet. I det sterkt eutrofe Søylandsvatn (800 µg P/l), på den annen side, er det f.eks. fortsatt fire arter igjen. Denne innsjøen er imidlertid meget grunn, med middeldyp på 0.4m, og forholdsvis vindbeskyttet. Opprettholdelse av undervannvegetasjon i hypereutrofe innsjøer ser ut til å være avhengig av åpne, grunne områder (jfr. bl.a. Mjelde og Faafeng 1997).

*Flytebladsplantene* har størst diversitet i det mesotrofe og eutrofe området. Hellesjøvann i Akershus er sterkt forurenset (tot P 168 µg P/l) og har kraftige helofyttbelter. Lysforholdene utenfor helofyttvegetasjonen ("sivbeltene") er her for dårlige for langskuddsplanter og kortsuddsplanter. Flytebladsplantene vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*), hvit nøkkerose (*Nymphaea alba* coll.) og gul nøkkerose (*Nuphar lutea*), derimot, danner frodige bestander rundt det meste av innsjøen (Rørslett og Brandrud 1989). Gul nøkkerose som er en av de vanligste flytebladsplantene, finnes også i Østensjøvatn (245 µg P/l), men forekommer nå svært spredt (Wesenberg 1995), og har kanskje nådd en øvre tålegrense i forhold til eutrofiering.

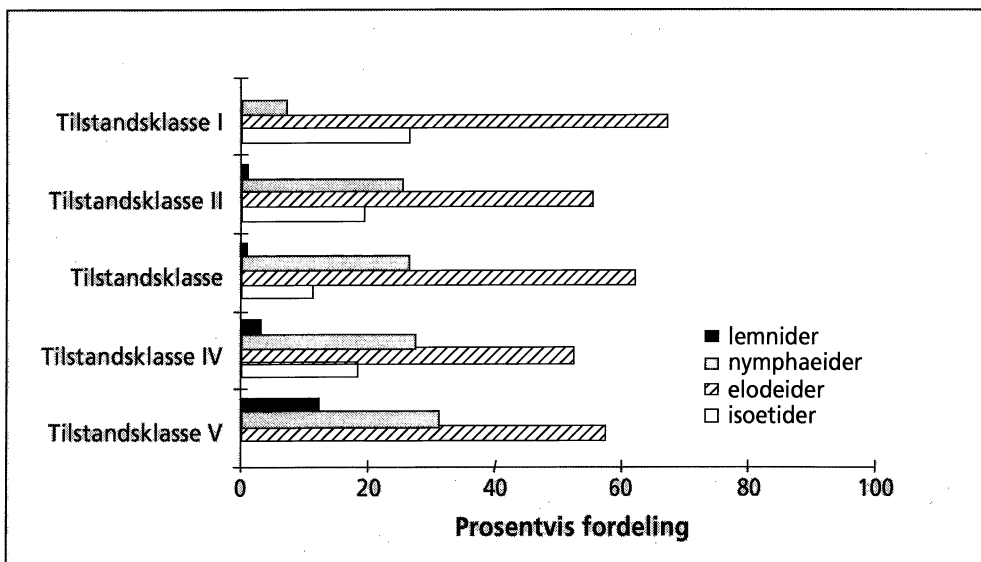
*Flyterne* viser en klar dominans mot de mest forurensete vanntypene, og kan som gruppe betraktes som næringsbegunstig eller næringskrevende. Flyterne forekommer forøvrig i de fleste

vann typer unntatt i de ultraoligotrofe som sannsynligvis har for lavt næringsinnhold i vannmassene.

*Kransalgene* har tre slekter i ferskvann; *Nitella*, *Tolypella* og *Chara*, med svært ulike økologiske krav og toleranse overfor forurensning. Den vanligste *Nitella*-arten (*N. flexilis/lopaca*) har en vid fosforamplityde og kan danne store bestander i både næringsfattige og næringsrike innsjøer. I Kringelvatn i Nordland, som har et fosforinnhold på 45 µg P/l, dominerer *Nitella flexilis/lopaca* sammen med kortsuddsplantene mykt brasmegras (*Isoetes setacea*) og sylblad (*Subularia aquatica*). *Tolypella canadensis* er en sjelden art og er hittil i Skandinavia bare registrert i næringsfattige kaldtvannssjøer (Langangen & Blindow 1995, Mjelde og Edvardsen 1996).

Den største gruppen av kransalger, *Chara*-artene forekommer stort sett ikke i innsjøer med fosfor >25-26 µg P/l (Forsberg 1965, Langangen 1974 og våre registreringer). Imidlertid fant Blindow (1992) kransalger i en rekke hypereutrofe innsjøer i Sverige. Dette kan skyldes at de eutrofe *Chara*-sjøene i Sverige fortsatt har gruntvannsområder uten høyvokste sivbelter (helofyttbelter) (kransalgene ble her funnet på grunt vann, helst vindeksponerte lokaliteter), mens de eutrofe og kalkrike innsjøene vi har undersøkt (30-45 µg P/l) har store sivbelter rundt hele innsjøen. Unntaket er Kalvsjøtjern (44 µg P/l), med noen få kransalgeskudd på helt grunt vann. Strandområder uten sivbelter ser altså ut til å være helt avgjørende for at kransalgene skal overleve det dårlige lysklimaet i eutrofe innsjøer.

Innsjøer med total fosfor på mer enn 100 µg/l er svært uvanlige i Norge og datamaterialet er derfor sparsomt (4 innsjøer). Imidlertid er det enkelte trekk som er klare; biodiversiteten, uttrykt ved artsantall, er klart redusert og er ved 100 µg P/l bare ca. 30% av maksimal diversitet. Videre er vegetasjonen dominert av konkurransesterke (lyssterke) langskuddsplanter og flytebladsplanter. Flyterne er også tilstede, men selv om dette er den gruppen som kanskje klarer seg best ved økende eutrofiering, spiller den normalt en ubetydelig rolle i vegetasjonen både med tanke på artsantall og mengde. Totalt i Norge er det bare registrert 4 flytere. På grunn av at de er frittflytende på vannoverflata er de



**Figur 5.1.7**

Prosentvis fordeling av livsformgruppene (karplantene) i tilstandsklassene I-V (fra Mjelde 1997).

svært utsatt for vær og vind. De forekommer derfor som regel inni eller innenfor helofyttvegetasjonen (sivvegetasjonen). Her og i små, helt vindbeskyttede lokaliteter kan de få en viss lokal betydning.

De hypereutrofe systemene har stort sett en frodig og velutviklet helofyttvegetasjon (sivvegetasjon; ut til ca. 1-1,5 m). Undervannsplantene fortrenses fra disse grunne områdene, hvor lyset kanskje når ned til bunnen, og må derfor ha særskilte strategier for å motstå dårlige lysforhold eller på annen måte konkurrere med planteplankton på dypere vann. Et unntak er lokaliteter med fortsatt beiting i strandområdene (Brandrud og Mjelde 1992), hvor helofyttvegetasjonen trækkes eller beites slik at forekomsten av undervannsplantene kan opprettholdes. Dette er sannsynligvis årsaken til at det finnes massebestander av kortskuddsplanten skaftevjeblom (*Elatine hexandra*) på grunt vann i det turbide Stokkelandsvatn på Jæren. Ved Leira på Østlandet er det som et skjøtselstiltak for å opprettholde de verneverdige kortskuddsengene på Leiras elveslette, foreslått å starte opp igjen med beiting i disse områdene (Brandrud og Mjelde 1992).

Arter med lite krav til lys eller med evne til å flyte fritt i vannmassene vil kunne dominere i vannvegetasjonen og eventuelt konkurrere med planteplankton der innsjøen er grunn nok (van Donk & Gulati 1995, Mjelde og Faafeng 1997). Dette ser ut til å gjelde f.eks. vasspest (*Elodea canadensis*), butt-tjønnaks (*Potamogeton obtusifolius*) og hornblad (*Ceratophyllum demersum*). Videre vil frittflytende planter, f.eks. andmat (*Lemna*)-artene fortsatt være tilstede i kraftig eutrofe systemer. Det ser imidlertid ut til at flytebladsplantene når en tålegrense på rundt 250-300 µg P/l.

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

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

#### Ulike innsjøtyper/vegetasjonstypers følsomhet

Graden av utsatthet og følsomhet overfor eutrofiering varierer betydelig mellom de ulike innsjø/vegetasjonstypene:

1. *Potamogeton*-sjøer (dominert av langskuddsvegetasjon). Sjelden innsjøtype. Artsrike, gjerne (svakt) mesotrofe innsjøer med middels elektrolyttrikt vann og ofte næringsrikt sediment. Ofte i kulturlandskapet og gjerne tettstedsnært. Høy utsatthet for eutrofiering og tap av mangfold. Mange rødliste-arter konsentrert til tettbygde områder, truet av eutrofie-

ring. Tålegrenser: Varierende; avhengig av lystilgang, tilgroing og tilgjengelige gruntområder; negative effekter på biodiversitet og fare for bortfall av undervannsvegetasjon ved (vedvarende) tot. P > 30-50 µg/l, hvis strendene er massivt tilgrodd med helofyttvegetasjon.

2. *Lobelia*-sjøer (dominert av kortskuddsvegetasjon). Meget vanlig innsjøtype. Artsfattige, kalkfattige og gjennomgående sterkt næringsfattige innsjøer, ofte ikke i tettbygde strøk, og gjennomgående lite påvirket av eutrofiering. Tålegrenser: Artene er følsomme overfor eutrofiering, trolig både pga. redusert lystilgang, endringer i sedimentet (reduserende forhold, m. v.), samt økt konkurranse fra flyteblad- og langskuddsvegetasjon. Flerårig kortskuddsvegetasjon av botnegras-brasme-gras-typen er bare unntaksvis registrert ved tot. P > 20-30 µg/l. Det foreligger ikke dokumenterte eksempler på tap av mangfold, men trolig kan flere kalkfattige (Ca < 5-10 mg/l) by/tettstedsnære innsjøer opprinnelig ha vært dominert av kortskuddsvegetasjon.
3. *Chara*-sjøer (dominert av kransalger). Meget sjelden innsjøtype. Middels artsrike til artsfattige, svært kalkrike (Ca > 20-30 mg/l) oligotrofe(-mesotrofe) innsjøer med kalkmergel på bunnen (bygget opp av kransalgene). Ofte i kulturlandskapet, eventuelt tettstedsnært. Høy utsatthet for eutrofiering og tap av mangfold. De fleste kransalgene er sjeldne og sårbare til direkte truet, og inngår på rødliste i Sverige (ennå ikke omhandlet på norske rødlistene). Tålegrenser: Kransalger er særlig følsomme overfor eutrofiering (Blindow 1992), Langangen 1992), og samfunnet forsvinner ved moderat eutrofiering (tot P > 20-25 µg/l). Kransalgene synes spesielt sårbare overfor tilgroing med høyvokst helofyttvegetasjon, og endel arter er avhengig av større områder med åpne strender. *Chara*-sjøer bør betraktes som en truet innsjøtype i Norge (jfr. Langangen 1996).
4. *Humus*-sjøer (dominert av flytebladsvegetasjon). Vanlig innsjøtype. Artsfattige, kalkfattige og næringsfattige innsjøer. Relativt lite utsatt for eutrofiering, og den ofte artsfattige vannvegetasjonen er lite sårbar. Et typisk trekk synes å være en tilgroing av frodig flytebladsvegetasjon. Diversitetsendringer ved eutrofiering ikke registrert (jfr. eks. fra Langenvassdraget, Brandrud 1990).

*Lobelia*- *Chara*- og humussjøene regnes for å være oligotrofe i naturtilstanden, mens det er mer usikkert om naturtilstanden til "kulturlandskapssjøene" av *Potamogeton*-type vanligvis er oligotrof eller mesotrof. De fleste *Potamogeton*-sjøene har idag noe næringsrike vannmasser, men data fra enkelte, lite påvirkede forekomster i skogslandskap (f.eks. Transjøen og Mjøntjern på Romerike m/ totP = 6-7 g/l; Brandrud 1995a) tyder på at slike innsjøer i utgangspunktet i stor grad også kan ha vært oligotrofe.

Kalkrike *Potamogeton*-sjøer og *Chara*-sjøer (kransalgessjøer) er idag så sjeldne og truede innsjøtyper både i Norge og en rekke, andre europeiske land at det bør være en prioritert forvaltningsoppgave å bevare det særlig høye biologiske mangfoldet i disse innsjøtypene. De fleste av de undersøkte innsjøene tilhørende denne gruppen er såvidt kulturpåvirket med totP > 15-20 g/l (fig 5.1.5, jfr. også f.eks. Mjelde & Brandrud 1990) at de kan være iferd med å bli utarmet (selvom dette bare kan dokumenteres i noen tilfeller; jfr. Langangen 1996).

## Rennende vann

Det er påvist små effekter av eutrofiering på diversiteten av makrovegetasjonen i norske elver. Dels kan dette skyldes meget få data fra sterkt forurensede elvestrekninger, men det virker også som de reelle effektene i elvene er mindre enn i innsjøene. Dette kan forklares ved at *lysbegrensninger* generelt synes å være mindre framtreddende, da vannvegetasjonen normalt vokser grunne enn 1,5(-2) meter pga. strøm og bunntransport (jfr. f.eks. Rørslett m. fl. 1996). Dårlig lysttilgang som følge av algeoppblomstringer er heller ikke noe problem i elver, men slamføring kan derimot gi betydelig lyssvekning, spesielt i leirelver.

*Tilgroing* med høyvokst helofytt-vegetasjon synes også mindre påtagelig i elver. Dels forekommer det kraftig og frodig helofytt-vegetasjon (særlig av elvesnelle *Equisetum fluviatile*) i upåvirkede, oligotrofe vassdrag på stilleflytende strekninger med tilførsel av næringsrikt slam, og dels blir slik vegetasjon holdt nede i mange områder pga. beite eller flom/isgang med erosjon og bunntransport. Tilgroing av strandvegetasjon kan imidlertid være et problem på elvesletter med særlig stilleflytende partier, bakevjer og kroksjøer. Generelt tyder tilgjengelige data på at strandvegetasjonen har forandret seg mer enn vannvegetasjonen i eutrofierte elver (jfr. f.eks. Mjelde & Hvoslef 1985, Brandrud m. fl. 1989), men bare sistnevnte blir inkludert her.

Det kan være vanskelig å sammenlikne lokaliteter eller vassdragssegmenter med ulik forurensning pga. lokale forskjeller i topografi, hydrologi, substrat som styrer artsammensetning og diversitet. Som det framgår av figur 5.1.3 er de naturlige, lokalitetsvise variasjonene ofte så store (pga. store, lokale habitatsvariasjoner) at en oppstrøms/nedstrøms-effekt må være *betydelig* om den skal framtre i materialet. Ofte er det også en samvariasjon mellom slike naturgitte forhold og forurensning, slik at de stilleflytende, mest artsrike elveslettene også har den største befolkningstettheten og dermed størst tilførsler. Slik synes det å være f.eks. i Glomma, hvor det ble funnet en sammenheng mellom frodighet i vannvegetasjonen og fosfor-nivå på ulike elvestrekninger fra Røros til Øyeren i perioden 1978-80 (Rørslett m. fl. 1982). Imidlertid har fosfor-nivået etter dette gått betraktelig ned, mens frodigheten er opprettholdt, og enkelte steder også økt (pga. regulering, jfr. Rørslett m. fl. 1996). Videre er diversiteten ubetydelig endret siden 1970-tallet, og forekomst og sammensetning av vannplanter i Glomma i Hedmark må antas å være tilnærmet lik den opprinnelige. En tilsvarende samvariasjon synes også å gjelde Gudbrandsdalslågen (jfr. Kjellberg m. fl. 1988, Brandrud m. fl. 1996).

I Hallingdalselva har vi et eksempel på samvariasjon mellom regulering og eutrofiering. Her er det påvist en frodigere og mer artsrik vannvegetasjon nedstrøms versus oppstrøms Gol sentrum (Brandrud m. fl. 1992). Imidlertid er Gol sentrum i tillegg til å være en forurensningskilde også stedet for utløp av en kraftstasjon (Hemsil II), og vannføringen er betydelig større nedstrøms enn oppstrøms Gol. Disse hydrologiske forholdene blir anført som hovedårsak til de vegetasjonsmessige forskjellene (Brandrud m. fl. 1992).

*Tidsserier* over perioder med markert endring i forurensningstilførsel er en sterk mangelvare m.h.p. makrovegetasjon i elver. Nedenfor skal diskuteres de viktigste som foreligger:

*Nitelva* på strekningen Slattum-Lillestrøm utgjør det best dokumenterte eksemplet på endringer i makrovegetasjonen på en eutrof-hypereutrof elvestrekning (Rørslett 1972, Erlandsen m. fl. 1984, Brandrud m. fl. 1989). Elva er betydelig eutrofiert gjennom hele Nittedal, med de høyeste fosfor og nitrogen-verdier nedstrøms Lillestrøm (tot P > 50 µg/l på hele 1980-tallet; jfr. Brandrud m. fl. 1989). I de svært stilleflytende partiene omkring Lillestrøm ble det i perioden 1969-1989 registrert forholdsvis betydelige vegetasjonsforandringer, både redusert diversitet og tilgroing.

Årsakene til disse vegetasjonsforandringene synes imidlertid å være en kompleks blanding av (i) eutrofiering, (ii) opphørt beite, (iii) regulering, og (iv) naturlige flomsykluser.

*Leiras elveslette* fra Leirsund til Lillestrøm har hatt en liknende utvikling som *Nitelva*, med en stedvis kraftig tilgroing i kroksjøer og bakevjer og redusert artsdiversitet i perioden 1960-1991 (jfr. Fig. 5.1.8) (Brandrud & Mjelde 1992). Tilgroingen skyldes hovedsakelig helofyttvegetasjon (strandvegetasjon) dominert av elvesnelle, men utenfor denne også av flytebladsvegetasjon av gul nøkkerose (*Nuphar lutea*) og vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*). Den raske tilgroingen synes å være forårsaket av en kombinasjon av eutrofiering og opphørt beite. Lokaliteter med opprettholdt beite har ikke hatt noen tilgroing, og her er også det biologiske mangfoldet intakt, bl.a. med en rekke sjeldne og sårbare arter (jfr. Fig. 5.1.8). Det virker som eutrofieringen ikke har hatt noen negativ effekt i de grunne dammene som holdes åpne ved beiting.

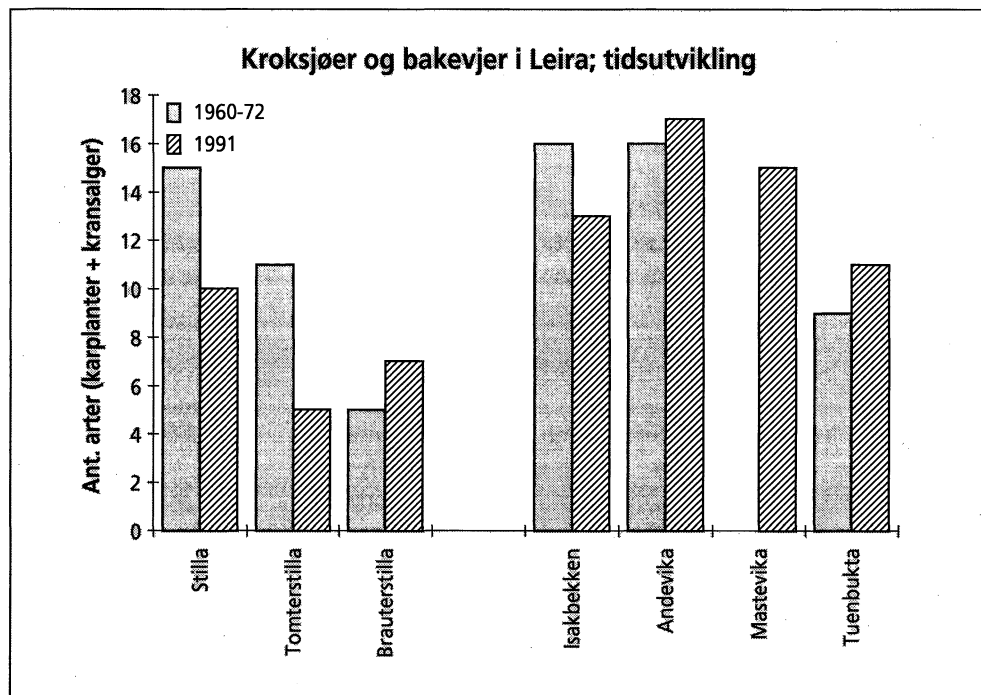
*Drammensvassdraget*: Her foreligger det endel data om tidsutviklingen fra (1911-1959-)1978-1983 på strekningen Tyri-fjorden-Drammen. Problemet med tolkningen av tidsutviklingen her er som i flere andre tilfeller at de tidlige undersøkelsene ikke er eksakt etterprøvbare, og ikke like grundige som de seinere undersøkelsene. Artsdiversiteten vil i slike tilfeller være styrt av grundigheten av undersøkelsene, og ikke av eventuelle tidsendringer. Endringer i artssammensetning, og spesielt bortfall av arter, kan derimot gi en indikasjon på reelle endringer.

Det er knapt registrert noen klare endringer i vannvegetasjonen i Drammenselva i denne tidsperioden, bortsett fra at (i) vasspest (*Elodea canadensis*) var kommet til i 1982-83, og at (ii) hornblad (*Ceratophyllum demersum*) synes å ha kommet til etter 1959 (men på få lokaliteter, som kan være oversett tidligere) (Mjelde & Hvoslef 1985). Det kan videre synes som enkelte sjeldne arter har gått ut på elvestrekningen (høstvasshår *Callitriche hermaphroditica* og enkelte arter av blærerot *Utricularia*). De mest påtagelige endringene er forøvrig i overvannsvegetasjonen (strandvegetasjonen), der helofytter som kjempepiggnopp (*Sparganium erectum*) og bredt dunkjevle (*Typha latifolia*) ser ut til å være etablert etter 1959 (Mjelde & Hvoslef 1985). Framvekst av disse og enkelte andre næringskrevende helofytter synes forøvrig å være den klareste og mest gjennomgående effekten av eutrofiering på strand- og vannvegetasjon i norske elver.

Det er forøvrig registrert en noe lavere diversitet i den nedre delen omkring Drammen i forhold til oppstrøms Mjøndalen, men dette har heller å gjøre med mindre gunstige habitater pga. påvirkning (endret arealbruk) i strandsonen enn med økt forurensning (jfr. Mjelde & Hvoslef 1985).

**Figur. 5.1.8**

Utvikling av artsdiversiteten av vannplanter i ulike deler av Leiras elveslette fra Leirsund til Lillestrøm. Til venstre: kroksjøer som idag er sterkt tilgrodd pga. opphørt beite (Brauterstilla var tilgrodd allerede i 1960-72). Til høyre: bakevjer og dammer som ikke er tilgrodd pga. at beite er opprettholdt (Tuenbukta) eller relativt nylig opphørt.



### Konklusjoner:

- Artsdiversiteten i vannvegetasjonen er størst i en naturlig eller semi-naturlig tilstand, dvs. for de aller fleste innsjøtyper/vegetasjonstyper i det svakt mesotrofe området.
- Kraftig eutrofiering har en betydelig, negativ og i stor grad irreversibel effekt på artsdiversitet og sårbare samfunn av vannplanter i innsjøer.
- Årsaken til utarmingen synes å være en kombinasjon av hyppige algeoppblomstringer (svakket lystilgang) og tilgroing av helofyttvegetasjon ("sivbelter").
- Grenseverdiene synes varierende, men hypereutrofe forhold fører normalt til et sammenbrudd i undervannsvegetasjonen, mens enkelte biosamfunn (kranstalger) forsvinner allerede ved moderat forhøyete næringsnivåer (totP>20-25 g/l).
- Effekter av eutrofiering i rennende vann synes små. Normalt er eventuelle effekter maskert av større effekter pga. naturlige svingninger og andre påvirkningsfaktorer (regulering, forsurening).

## 5.1.4 Forsuring

Den kraftige, antropogene forsureningen på Sør- og Sørvestlandet har hatt en markert effekt på diversiteten av vannplanter både lokalt og regionalt. Forsuring er den eneste typen av forurensning som har ført til et *betydelige endringer og tap av mangfold* i større vassdrag/vassdragssegmenter som f.eks. i Tovdals- og Mandalsvassdraget (Johansen 1993, Brandrud m. fl. 1997). De mest berørte biosamfunnene (kortsukksvegetasjon/Lobeliasjøer og elvemosevegetasjon) er imidlertid i utgangspunktet vanlige og vidt utbredte vegetasjonstyper i Norge, og således har denne utarmingen på Sør- og Sørvestlandet en mindre dramatisk effekt på nasjonalt nivå. Ingen arter av vannplanter er gått tapt eller er nasjonalt truet som følge av forsurening, - dette til forskjell fra situasjonen når det gjelder eutrofiering.

Selvom de berørte biosamfunnene er vanlige og ikke er truet på nasjonalt nivå, kan det allikevel være av stor bevaringsbiologisk viktighet å forhindre og motvirke utarming på regionalt nivå. Dels fordi disse biosamfunnene representerer karakter-elementer ved Sørlandsvassdragene, og dels fordi de er i ferd med å bli sterkt truet på internasjonal basis. Særlig er dette godt dokumentert når det gjelder kortsukksvegetasjon (Selvig 1992, Brandrud & Mjelde 1993).

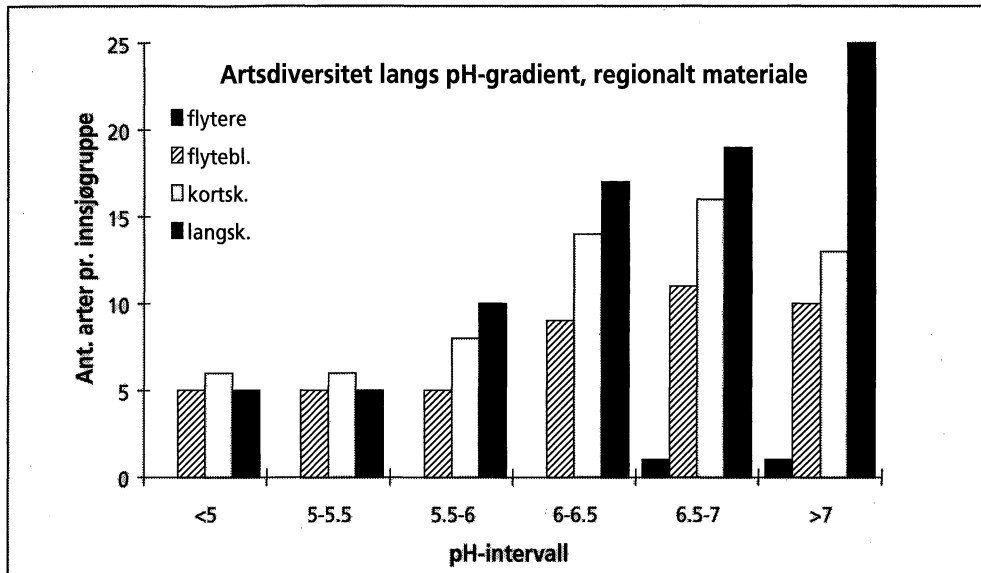
Generelt er vegetasjonsforholdene *mindre endret* pga. forsurening i innsjøer enn i elver, først og fremst fordi elvemosevegetasjonen er særlig følsom og utsatt for forsurening, og mens innsjøene på Sørlandet i utgangspunktet antageligvis hadde et beskjedent innslag av forsureningsfølsomme arter (Brandrud & Mjelde 1993).

### Innsjøer

Det er foretatt en sammenstilling av et landsdekkende materiale fra 162, overveiende oligotrofe, ikke lokalt forurensningspåvirkede innsjø-lokaliteter (Brandrud & Mjelde 1993). Ifølge dette materialet *øker* artsdiversiteten av vannplanter med *økende* pH, og relativt høy artsdiversitet ble funnet i innsjøgruppene med pH>6,0, mens innsjøene med pH<5,5 hadde meget lav diversitet (Fig. 5.1.9).

Utslagene var særlig store blant langskuddsplantene (totalt 25 arter ved pH>7,0, 6 arter ved pH<5,5; jfr. Fig. 5.1.9). Dette kan forklares ved at de aller fleste av disse artene er avhengige av HCO<sub>3</sub> for sitt inorganiske karbonopptak, og HCO<sub>3</sub> forekommer i små mengder ved pH<6,0, og er manglende ved pH<5,5.

Selvom disse langskuddsplantene er svært forsureningsfølsomme, er de imidlertid oftest lite utsatt for forsurening. De fleste av disse alkalinitetskrevene/kalkkrevene artene har aldri hatt noen utbredelse i de kalkfattige vassdragene på Sør- og Sørvestlandet,



Figur 5.1.9

Artsdiversitet av karplanter (ulike livsformgrupper) i innsjøer langs en regional surhet/forsuringsgradient ( $n=162$ ). Diversiteten er beregnet som totalt antall arter registrert innenfor hvert pH-intervall.

og er derfor ikke berørt. Dette er helt tilsvarende den situasjonen vi har blandt endel kalkkrevende dyregrupper, f.eks. snegler, hvor endel arter heller aldri har forekommet på Sørlandet pga. for høye krav til kalsium-innhold (Økland 1990).

De vannplantene som er berørt av forsuring, og som stedvis har forsvunnet på Sørlandet er overveiende de *svakt alkalinitetskre- vende* artene som kan opptre ned til pH 5,5-6,0 (Brandrud & Mjelde 1993). Eksempler på slike forsuringfølsomme "bløt- vannsarter" arter er tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*), klo- vasshår (*Callitriche hamulata*) og enkelte av de minst elektrolytt- krevende tjønnaks-artene (*Potamogeton* spp.). Dette er arter som vi ut i fra økologi og eldre data antar hadde en vid utbredel- se på Sørlandet før forsuring. Idag forekommer disse bare på små rest-lokaliteter med lokalt bedre (mindre forsuret) vannkvali- tet. Stedvis har disse nå kommet igjen i innsjøer som har vært kalket i mer enn 10 år (Brandrud 1996).

Det er i tidsseriene fra Aust-Agder også stedvis registrert en *til- groing* av de forsuring/CO<sub>2</sub>-begunstigete plantene krypsiv (*Juncus supinus* = *J. bulbosus*) og undervannsformer av horn- torvmose (*Sphagnum auriculatum*). Disse kan danne meget tette be- stander som kan overvokse den opprinnelige kortskuddsvegeta- sjonen i slike forsurete innsjøene. Undersøkelser de siste årene i enkelte små, svakt humøse innsjøer i Tovdalsvassdraget indikerer også en stedvis tilgroing med krypsiv etter forsuring (Brandrud m. fl. 1997), men tilgroingen synes å være såpass lokal at dette ikke representerer noen større trussel mot den opprinnelige ve- getasjonen og artsmangfoldet i disse innsjøene. Krypsiv fantes forøvrig (i beskjedne mengder) i omkring 90% av de undersøkte Sørlandssjøene før 1950 (Brandrud & Mjelde 1993). Fortsatt opptrer planten forøvrig meget beskjedent i de aller fleste forsu- rete innsjøene i Vest-Agder og Rogaland, mens forekomstene stedvis er noe større (og økende) i Aust-Agder.

## Rennende vann

Her er samfunnsendringene betydelige ved forsuring, og det gjelder særlig mosesamfunnet i relativt hurtigstrømmende elver

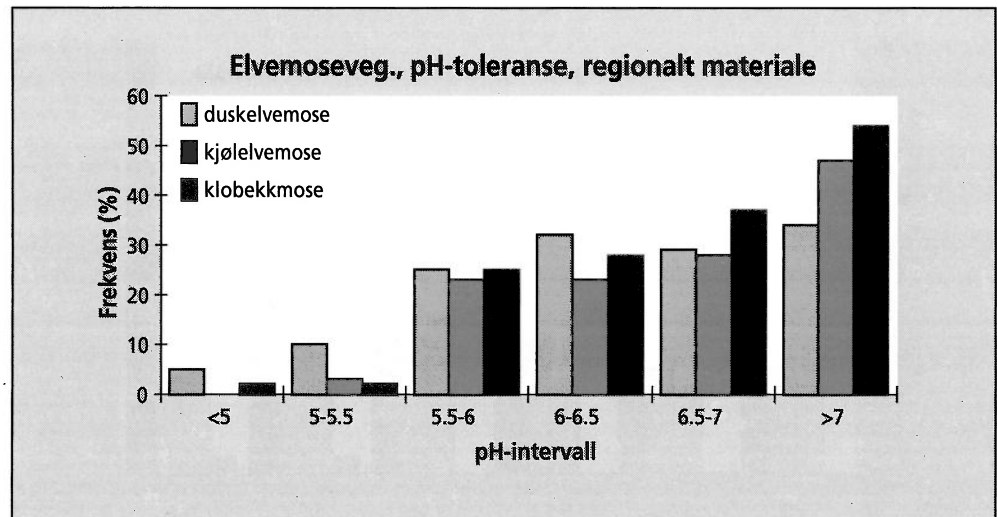
på steinbunn. Normalt er de mer hurtigstrømmende elvepartiene karakterisert av langvokst mosevegetasjon dominert av duskelve- mose (*Fontinalis dalecarlica*), kjølevmose (*F. antipyretica*) og klobekkmose (*Hygrohypnum ochraceum*). Ved forsuring til pH<5,5(-5,0) vil disse artene normalt forsvinne helt (Fig. 5.1.10), og de blir erstattet av mer kortvokste, tue/puteformete levermo- ser. Ved kronisk forsuring domineres samfunnet fullstendig av den forsuringsbegunstigete elvetrappemosen (*Nardia compressa*). Disse utviklingstrekkene er først og fremst indikert ved sammen- likning av regionalt materiale med ulik pH og grad av forsuring (Brandrud & Mjelde 1993), men er også dokumentert fra enkelte tidserier (Mandalsvassdraget, Johansen 1993, Eksingedalsvass- draget, Brandrud in prep.).

I Tovdalsvassdraget som har vært kronisk forsuret i 30-35 år, har den forsuringsbetingete levermosevegetasjonen dominert ihvert- fall i 20 år, og det er i denne perioden ikke funnet restpopulasjo- ner av de forsuringfølsomme elvemose (Næss 1983, Brandrud m. fl. 1997). Ut i fra rest-forekomster i lite forsurete av- snitt av nabovassdrag, samt generell kunnskap om mosevegeta- sjon i oligotrofe elver, er det gjort forsøk på å rekonstruere vann- vegetasjonen i hovedvassdraget i Tovdalen før forsuring. Det er anslått at den totale artsdiversiteten har forandret seg forholds- vis lite, men at artssammensetningen er betydelig endret, og at det i vannmosefloraen har vært et tap på anslagsvis 60% av den opprinnelige diversiteten, og tilsvarende tap på ca. 30% i kar- plantefloraen (Brandrud m. fl. 1997). Ved kalking og redusert forsuring vil det trolig ta 10-50 år før den opprinnelige vegeta- sjonen er re-etablert.

*Effekter av eutrofiering i forsuringssområder:* Eutrofiering med økt planktonproduksjon fører gjerne til en viss økning i pH og al- kalinitet, og kan dermed i noen grad motvirke forsuring. Det er foretatt svært få undersøkelser av dette, men det er grunn til å anta at små dammer, evjer og grøfter i kulturlandskapet og i tettbygde strøk kan gi mulighet for rest-populasjoner av forsu- ringsfølsomme arter å overleve. Enkelte observasjoner fra Sokndalsvassdraget viser at forsuringfølsomme arter som tusen- blad, storblærerot, vanlig tjønnaks og elvemose-artene kan greie seg i tildels meget små, eutrofierte sekundær-lokaliteter (pers.

**Figur 5.1.10**

Fordeling av de viktigste artene i elvemosevegetasjon langs en regional surhet/forsuringsgradient (n=514). Frekvens er angitt som % forekomst i det regionale materialet innenfor hver pH-kategori.



obs.). Betingelsene for slike små restpopulasjoner i kulturlandskapet bør undersøkes nærmere.

### Konklusjoner:

- Forsuring er den eneste typen forurensning som har ført til gjennomgående endringer og tap av mangfold m.h.p. vannplanter i større vassdrag og over større regioner.
- Elvemosevegetasjonen er særlig utsatt, og blir utradert ved pH<5,5(-5,0), mer enn 50% av den opprinnelige vannmose-diversiteten kan være tapt i kronisk sure sørlandselver/elveavsnitt.
- Tap av mangfold i forsurete innsjøer er mindre (0-20%) pga. i utgangspunktet artsfattige samfunn med lite forekomster av forsuringfølsomme, alkalinitetskrevede arter.
- Sørlandsinnsjøene har stedvis (Aust-Agder) hatt en tilgroing av de forsuring/CO<sub>2</sub>-begunstigete artene krypsiv og vannformer av hornormose, men dette har ikke hatt negative følger for artsdiversiteten.

## 5.1.5 Miljøgifter

Det foreligger ytterst lite effekt-studier fra Norge som kan dokumentere negative påvirkning av metaller eller organiske miljøgifter på enkelt-arter eller artsdiversitet av vannplanter.

**Tungmetaller:** Mange har undersøkt metall-innhold i plantevev, og flere har funnet forhøyete nivåer av tungmetaller i vannplanter (jfr. Bækken m.fl. 1994, vegforurensning; Moiseenko et al. 1994, industri/gruve-utslipp). Særlig har elvemose pga. sine stabile, flerårige skudd og effektive akkumulering vært brukt som en indikator på kontaminering av tungmetaller i biologisk materiale. Men det er knapt undersøkt om det finnes indikasjoner på veksthemming, skader eller bortfall av arter.

Et eksempel på sterk metall-toleranse hos vannplanter er registrert i den sterkt nikkel og kobber-forurensede innsjøen Kuetsyarv ved Nikel på russisk side i Pasvik-vassdraget (Moiseenko et al. 1994). Her ble det registrert en relativt høy artsdiversitet, dog med mangel på enkelte forventede arter som tusenblad. Helt opp til kildene ved Nikel ble det observert rikelige forekomster, riktignok med noe redusert vitalitet, av den dominerende og åpenbart

metall-tolerante arten hjertetjønna (Potamogeton perfoliatus). Nikel-konsentrasjoner i plantevev (flôtgras) fra Kuetsyarv er blandt de høyeste som er målt på verdensbasis (jfr. Moiseenko et al. 1994). Den sterke metall-toleransen som er funnet hos vannplanter og delvis også andre organismegrupper i Kuetsyarv kan sannsynligvis i noen grad forklares ved den kalkrike, hypertrofe vannkvaliteten i innsjøen.

Makrovegetasjon har ikke vært inkludert i de biologiske undersøkelserne som har vært foretatt i sterkt metallforurensede forekomster nedstrøms gruver i Norge. Vi vet derfor lite om tålegrensene for vannplanter her. Derimot har vi gode holdepunkter for å anta at de (sterkt) forhøyete aluminiums-konsentrasjonene som opptrer i forsurete vassdrag ikke har noen toksiske effekter på vannplanter (Rosseland m. fl. 1992), og dette gjelder også arter som akkumulerer betydelige mengder med Al.

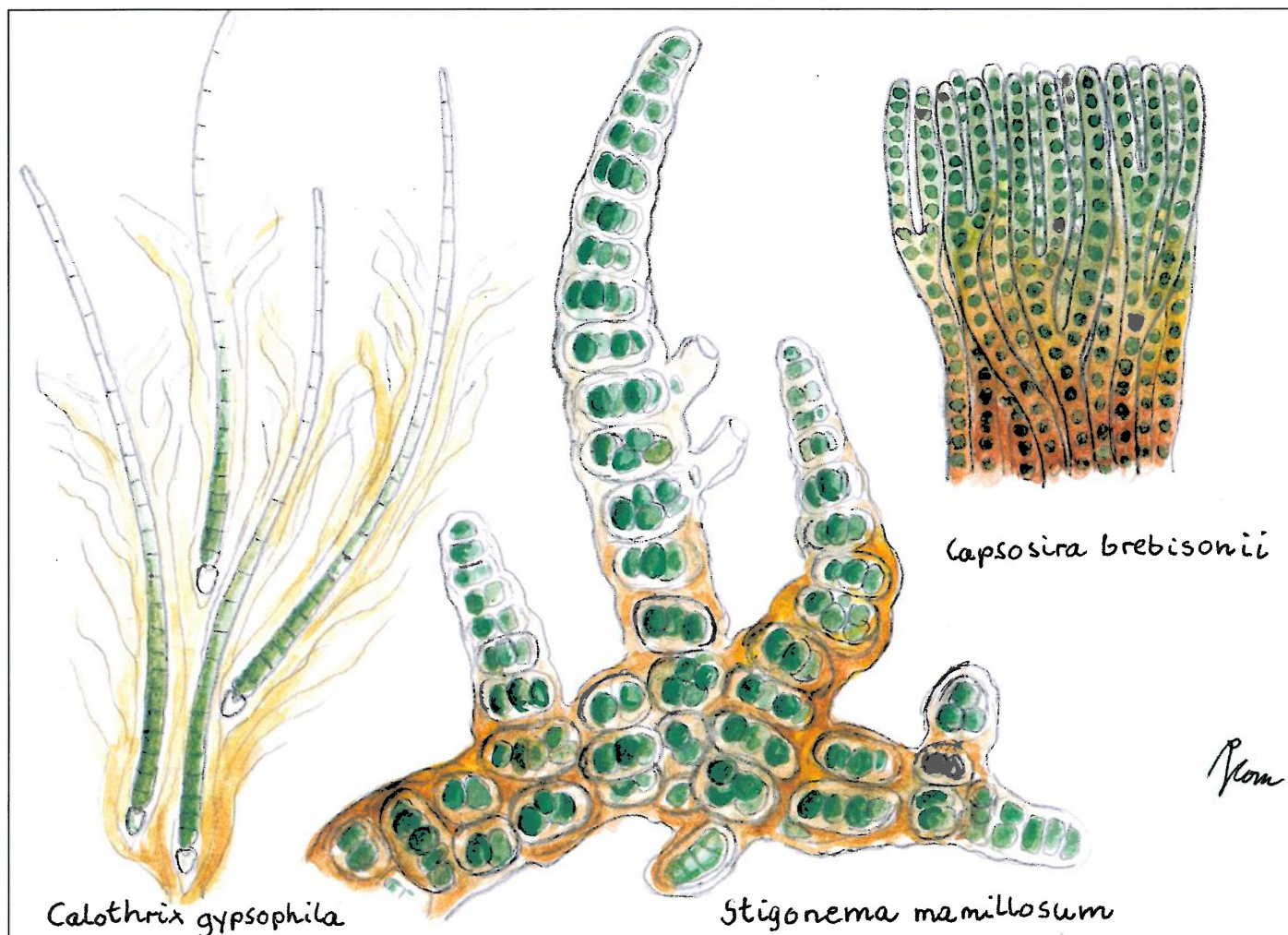
**Organiske miljøgifter** er et tilnærmet ukjent kapittel når det gjelder effekt-studier på vannplanter. Man kan imidlertid forvente at plantevernmidler som renner ut i vassdrag kan ha negative effekter. Bl.a. er det slik at glyfosat som brukes i utstrakt omfang som krattbekjempning i skogbruket har en bredspektret, negativ effekt på karplanter. I endel land brukes dette stoffet direkte i bekjempelse av problemplanter i vann, og en slik bruk har også vært omsøkt i Norge (Valle kommune) uten å få tillatelse fra sentrale myndigheter. I det omfanget dette stoffet brukes på skogarealer, må man regne med at endel renner ut i vassdragene. Siden nedbrytningshastigheten er betydelig langsommere i vann enn i jord, kan en ikke se bort ifra forstyrrelser, skader og endringer i sammensetningen av vannvegetasjonen.

### Konklusjoner:

- Det foreligger lite kunnskap om effekter av tungmetaller og organiske miljøgifter på det biologiske mangfoldet av vannplanter i Norge.
- Det finnes imidlertid enkelte indikasjoner på at visse arter og samfunn er relativt resistent m.h.p. forurensning av tungmetaller (Pasvik)

## 5.2 Fastsittende alger i rennende vann

Eli-Anne Lindstrøm, NIVA



Tegning: Randi Romstad

### Innledning

I løpet av de siste 20 årene har de fastsittende ferskvannsalgene blitt gjenstand for omfattende og intensive 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, Bothwell & Lowe 1996). Oppmerksomheten har særlig vært rettet mot deres mange og viktige funksjonelle roller. I det senere er det dessuten 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).

I rapporten om fastsittende alger gis en kunnskapsstatus som omhandler mangfoldet til de fastsittende ferskvannsalgene i Norge (Lindstrøm 1997). Det gis en første oversikt over mangfoldet innen de ulike hovedgruppene og en oversikt over noen arters utbredelse. For å begren-

se en tilnærmet uendelig oppgave er arbeidet konsentrert om økosystemtype; rennende vann. Dette er valgt fordi 90% av erfaringsmaterialet er samlet der. 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 strøk. Det fremsettes noen hypoteser og påpekes kunnskapsmangler som kan danne grunnlag for videre arbeid. Det gis også en oversikt over tidlige undersøkelser av fastsittende alger i Norge.

De fastsittende ferskvannsalgene inngår i begroings-samfunnene i ferskvann. I det følgende omtales bare de fastsittende algene, herunder inngår både de procaryote blågrønnalgene (cyanobakteriene) og de eukaryote egentlige algene.



## 5.2.1 Tidligere undersøkelser

Det ble gjort overraskende få undersøkelser av de fastsittende algene i norske vassdrag før 1965. Oppmerksomheten var dessuten konsentrert om to algegrupper, *kiselalger* (Bacillariophyceae) og *desmidiaceer* (Desmidiales, Charophyta), og om to nokså spesielle landområder, *Spitsbergen* og *Jan Mayen*. Et fåtall publikasjoner omhandler Norge (fastlandet) og andre algegrupper enn kiselalger og desmidiaceer. En separat publikasjonsliste gir en oversikt over undersøkelser av fastsittende alger i Norge før 1965 (Lindstrøm 1997).

## 5.2.2 Materiale

Norsk institutt for vannforskning, NIVA, har i de senere år undersøkt det fastsittende algesamfunnet på et stort antall lokaliteter fordelt over hele Norge. En vesentlig del av materialet er innsamlet i forbindelse med vurderinger av menneskeskapt påvirkning. Det er derved selektert på gradienter i forurensning og i mindre grad på gradienter i naturtype. I 1997 inneholder NIVAs database resultater av begroingsobservasjoner på totalt 378 stasjoner fordelt på 16 fylker. Fra disse stasjonene inneholder databasen analyseresultater av totalt 940 prøver. Dette materialet legges til grunn for de vurderinger som gjøres vedrørende de fastsittende algenes mangfold i rennende vann i Norge. For å illustrere betydningen av noen miljøfaktorer, vises eksempler fra enkeltundersøkelser. Databasen må oppdateres mht. naturgeografiske forhold (beliggenhet i forhold til marin grense, hoh., spesifikk avrenning, vannføring o.l.) og en del kjemiske variable. Materialet må dessuten suppleres med undersøkelser i manglende og underrepresenterte geografiske områder (naturtyper/vassdragstyper/fylker).

## 5.2.3 Artsantall og fordeling innen taksonomiske hovedgrupper

### Artsantall

Fordi fastsittende ferskvannsalger utgjør artsrike og kompliserte samfunn med mange vanskelig identifiserbare arter, fortøner undersøkelser av mangfold og struktur seg ofte som ufullstendi-

ge, upresise og lite utsangskraftige. Dette første bidrag til en oversikt over artsantall av fastsittende alger i rennende vann i Norge, må vurderes i lys av dette.

For å se om det er geografiske tyngdepunkt i utbredelsen av de fastsittende algene, samt se hvordan strukturen i den norske algeflorea 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). Dette er alle regionale undersøkelser og materialet er samlet i rennende vann, fra naturlig substrat. Til tross for at undersøkelsene vektlegger de ulike organismegruppene litt forskjellig og er noe ulike hva angår antall stasjoner og størrelse på det undersøkte område, ga alle samme hovedresultat. De mest artsrike algegruppene er fremfor alt kiselalger (Bacillariophyceae), dernest kommer blågrønnalger (Cyanophyta) og grønnalger (Chlorophyta og delevis Charophyta). I NIVAs database er det pr. i dag registrert ca 700 taxa av fastsittende alger i ferskvann.

Kiselalgene er lite vektlagt i den østerrikske og den nordamerikanske undersøkelsen, og er ikke medregnet i Tabell 5.2.1 som viser de ulike algegruppens artsantall, som prosent av totalt artsantall. Her bekreftes at blågrønnalger og grønnalger er artsrike grupper. 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.

### Blågrønnalger (Cyanophyceae)

All erfaring fra Norge tilsier at næringsfattige vassdrag med liten menneskelig påvirkning har en rik flora av ufullstendig kartlagte og til dels ubeskrevne blågrønnalger (Traaen et al. 1983, Traaen et al. 1990, Lindstrøm 1992, Kjellberg og Lindstrøm 1993, Brandrud et al. 1997). Det gjelder såvel i sure som i nøytrale og kalkrike områder. Undersøkelser tilsier dessuten at Nord-Norge har en særlig rik flora av blågrønnalger og at nitrogenfikserende arter er særlig vanlige (Traaen et al. 1983, Traaen et al. 1990, og upubl. data). Det beskrives stadig "nye" blågrønnalger og det anses som mulig, ved relativt liten innsats, å få et stort tilskudd

**Tabell 5.2.1.** Artsmangfold av hver algegruppe som prosent av totalt mangfold. Kiselalger ikke med.

Algegruppe	Johansson 1982	Komulaynen 1996	Kann 1978	Patrick 1961	Sheath&Cole 1992 makroalger	Lindstrøm 1997 alle alger	Lindstrøm 1997 makroalger
Blågrønnalger (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
Total	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

av arter som er nye for Norge. NIVAs database inneholder 165 taxa av blågrønnalger, det totale mangfoldet er garantert betydelig høyere.

### Grønnalger (*Chlorophyceae* og noen *Charophyceae*)

Mange grønnalger, særlig de trådformede, må være fertile for å identifiseres. I norske vassdrag er dette sjelden tilfellet. Derfor er artsantallet tilsynelatende ikke stort, så langt er det registrert 122 taxa. Så lenge identifikasjonen av arter innen en del sentrale grønnalgegrupper åpenbart er mangelfull, har det liten hensikt å kommentere mangfoldet av grønnalger generelt.

### Gullalger (*Chrysophyceae*)

Bare én art, *Hydrurus foetidus* (Villars) Tervisan, har stor forekomst i Norge. Et par andre ser ut til å opptre sporadisk. *H. foetidus* er med sin typiske lukt av sild et karakteristisk element i mange vassdrag på våren, gjerne før vårfloppen setter inn.

### Gulgrønnalger (*Xanthophyceae*)

*Vaucheria* er registrert som den mest artsrike gulgrønnalgeslekten i Norge. Så langt er 14 *Vaucheria* arter registrert i ferskvann.

### 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 er registrert 13 rødalger i Norge, identifikasjonen er noe usikker for enkeltes vedkommende. Flest arter er funnet i noe humøse vassdrag, som oftest med en del kantvegetasjon som demper innstrålingen. 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. Så langt er det observert 13 arter.

### Brunalger (*Phaeophyceae*)

Det er bare registrert én ferskvannsbrunalge i Norge, *Heribaudiella fluviatilis* Areschoug Svedelius. Den ser ut til å være den eneste allment utbredte ferskvannsbrunalge i Europa og Nord Amerika.

### Kiselalger (*Bacillariophyceae*)

Utallige studier tyder på at dette er den mest artsrike algegruppen i ferskvann. De 258 arter og varieteter som er registrert i datamaterialet, representerer bare en liten del av alle arter i rennende vann i Norge. Tidligere undersøkelser tilsier at det totalt er registrert nærmere 1000 arter.

### Hypoteser:

- Artsmangfoldet er betydelig større enn denne oversikten tilsier. Selv med stor innsats er det neppe mulig å gi en fullstendig oversikt over de mest artsrike gruppene, *blågrønnalger* (*Cyanophyceae*), *grønnalger* (*Chlorophyceae* og deler av *Charophyceae*) og *kiselalger* (*Bacillariophyceae*).
- Tilfanget av "nye" tidligere ikke beskrevne arter vil ventelig være størst blant blågrønnalgene. Det gjelder særlig vassdrag med liten menneskelig påvirkning. All erfaring tilsier at det her er en rik flora av ufullstendig kartlagte og til dels ubeskrevne blågrønnalger.
- For å kartlegge grønnalgefloraen må det omfattende dyrking til.
- Det innsamlede kiselalgematerialet vil gi stort tilskudd av nye arter dersom det bearbeides grundigere.

- Omfattende systematisk og autøkologiske studier av *rødalgefloraen* (*Rhodophyceae*) de senere år har økt muligheten for å finne "nye" arter i Norge.
- Noen algegrupper er trolig representert ved få fastsittende arter i Norge, bl.a. *gullalger* (*Chrysophyceae*) og *brunalger* (*Phaeophyceae*).

### Kunnskapsmangler:

- Alle algegrupper er for dårlig kartlagt og 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. geografisk beliggenhet og økosystemtype.
- Materialet bør suppleres slik at ulike deler av landet er jevnere representert. Flere vassdragstyper bør også være bedre representert. Det gjelder særlig lite påvirkede vassdrag i lavlandet, kalkrike vassdrag, lavlandsvassdrag i skogområder og vassdrag høyere enn 900 m o.h.

## 5.2.4 Variasjoner i arts mangfold langs økologiske hovedgradienter

Det er gjort en beregning av *artsantall på den enkelte lokalitet langs miljøgradientene*. Kransalgene og desmidiaceene (begge *Charophyceae*) og kiselalgene (*Bacillariophyceae*) er ikke med i beregningene. Antall taxa pr. prøve er relatert til naturgitte og menneskeskapt gradienter. For totP, totN og pH er SFTs inndeling i tilstandsklasser benyttet (Bratli et al. 1997). For totP og totN er klasse I, den minst næringsrike klassen, delt i to. For pH er den minst sure klassen delt i to. For å vurdere *naturgitte gradienter*, er *tydelig* forurensede/menneskepåvirkede lokaliteter tatt ut (SFTs tilstandsklasse III eller dårligere). Data med og uten menneskepåvirkede lokaliteter er presentert.

### Geografisk utbredelse

Utbredelse i Norge: Mange fastsittende ferskvannsalger ser ut til å ha klare geografiske tyngdepunkt i Norge. Stikkprøver av en del arter, se bl.a. Figur 5.2.1, 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 pH i disse områdene. Noen ser dessuten ut til å ha et utpreget 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, Tabell 5.2.1, og motsatt stor forekomst i regionale undersøkelser av arter som har "smal" forekomst i Norge, tilsier at de fastsittende algene har regionale utbredelsesmønstre på linje med eksempelvis de terrestriske makrofytene. 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 barok i Nord Amerika.

Regionale utbredelsesmønstre er bestemt av flere faktorer. Utpreget nordlig utbredelse for en del arter tilsier at klimatiske og naturgeografiske faktorer er av betydning. Berggrunn/surhetsgrad er en annen overordnet faktor. 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:

- Ikke alle de fastsittende algene er kosmopolitter. Mange har begrenset og regionsvis utbredelse.
- Noen har utpreget nordlig utbredelse og kan være del av spesifikke nordlige algesamfunn. Omfattende regionsvise påvirkninger kan få betydning for forekomsten av disse algene.
- Variasjonsbredden i artssammensetning er stor, og mange alger forekommer bare på et lite antall lokaliteter/vassdrag.
- Hvilke faktorer som er avgjørende for utbredelsen, varierer fra art til art.

#### Kunnskapsmangler:

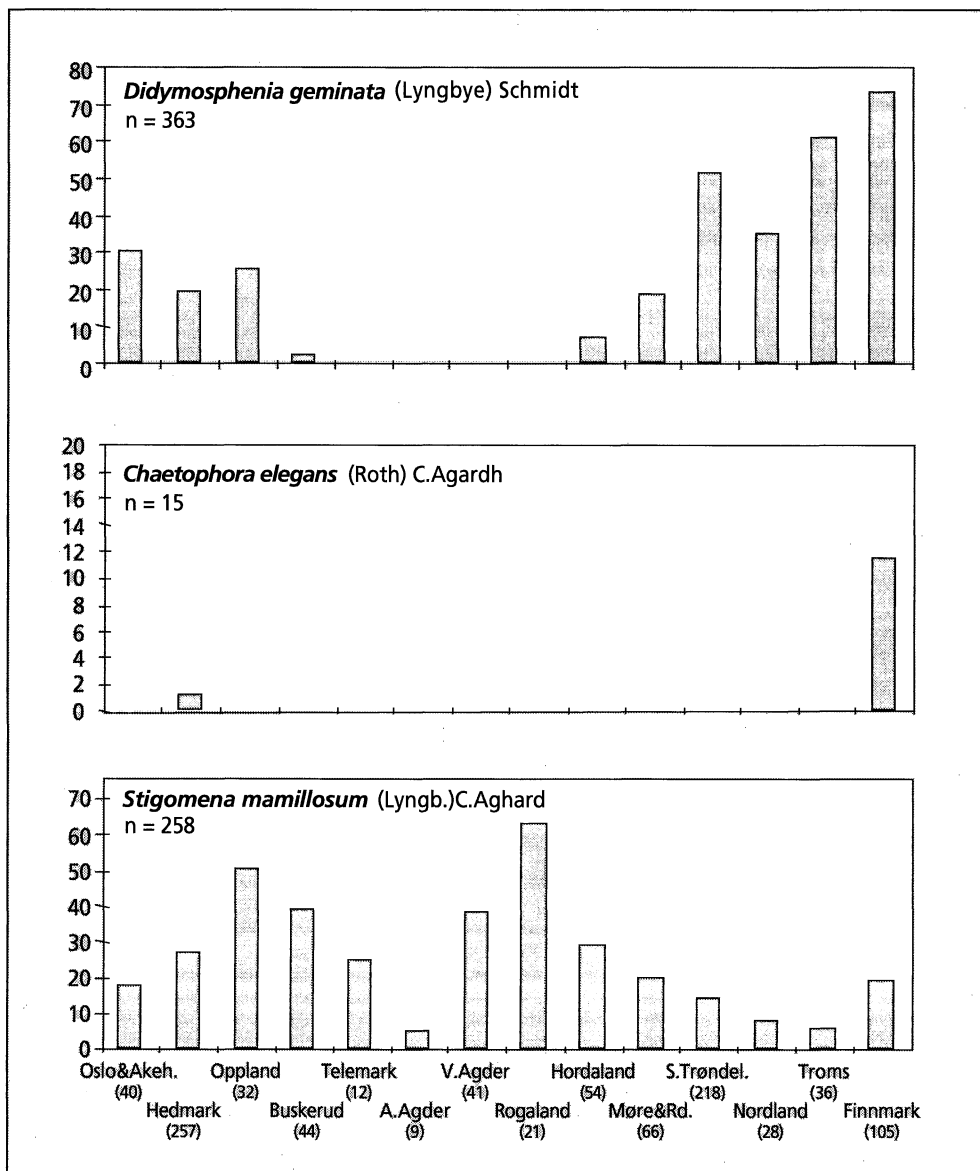
- Materialet må kompletteres slik at alle naturgeografiske regioner, fylker osv. blir representert. Databasen må dessuten oppgraderes med omkringdata.
- Grundig gjennomgang av en del sentrale "norske" arter mht. forekomst og miljøkrav i øvrige deler av verden er ønskelig for å få kunnskap om generelle utbredelsesmønstre og styrende faktorer.

#### Årstidsvariasjoner

I Norge gjennomgår de fastsittende algesamfunnene markerte endringer i artsantall i løpet av vekstperioden. Fra mars-mai til juli-september er gjennomsnittlig økning ca 100% for alle beregnede taxa, Figur 5.2.2. Det viser at tidspunkt for prøvetaking må tas hensyn til ved sammenlignende studier av artsmangfold. Av de best undersøkte algegruppene, blågrønnalger og grønnalger, viser grønnalgene størst økning i artsantall fra vår til sommer/høst.

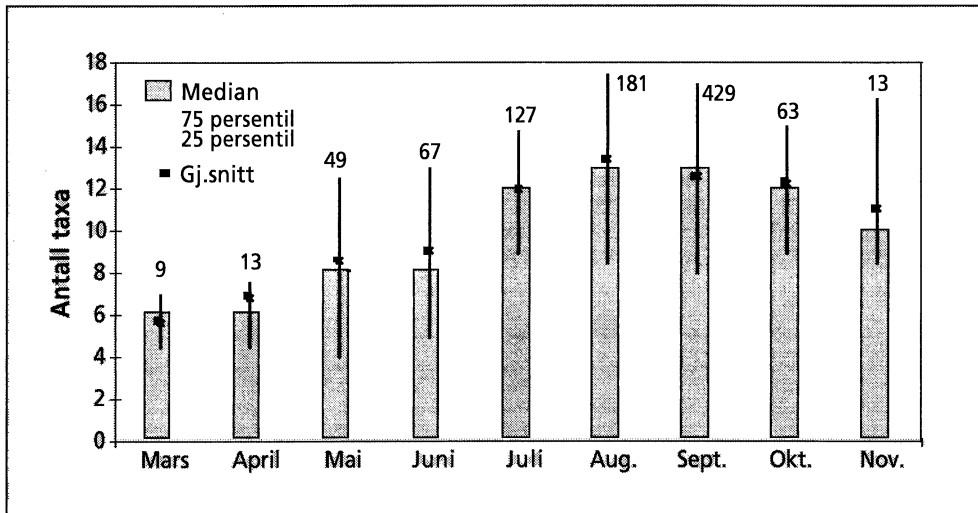
**Figur 5.2.1**

Treffprosent, fordelt på fylke, av kiselalgen *Didymosphenia geminata*, grønnalgen *Chaetophora elegans* og blågrønnalgen *Stigonema mamillosum*. Prøver pr. fylke i parentes nederst.



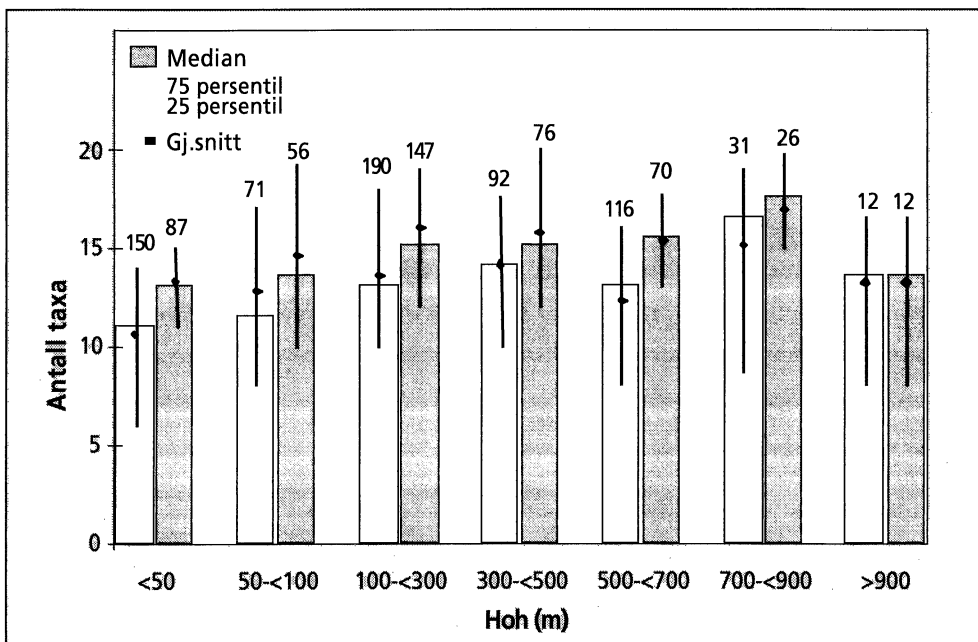
## Høyde over havet - klima

I rennende vann er det stor samvariasjon mellom høydegradienten og flere miljøgradienter som dels antas å virke positivt og dels negativt på mangfoldet: klima, naturlig næringsinnhold og menneskelig aktivitet. I datamaterialet er det dessuten innbakt en samvariasjon mellom hoh. og referanselokalteter som vanligvis ligger i øvre deler av et vassdrag. Dette gjør det vanskelig å vurdere betydningen av hoh. på artsmangfoldet. Datamaterialet tilsier en svak økning i mangfoldet med økende høyde over havet, Figur 5.2.3. Dette kommer best til uttrykk når *tydelig* forurenkede lokaliteter fjernes fra beregningene (SFTs vannkvalitetsklasse III eller dårligere). Felles for alle beregninger av antall taxa pr. prøve er at artsmangfoldet øker ved fjerning av *tydelig* forurenkede lokaliteter og spredningen i materialet blir mindre, især 25 persentilen. Dette er i seg selv et uttrykk for at mangfoldet reduseres ved forurensning. Over 900 moh. ser mangfoldet ut til å avta. Her inntreffer muligens en klimagrense i likhet med tregrensen for terrestriske plantesamfunn. Grønnalgene kan på grunn av klimatisk betingede forhold se ut til å ha størst forekomst i nedre deler av et vassdrag, en del ser ut til å være avhengige av en viss varmesum for å utvikle seg, Figur 5.2.4.



**Figur 5.2.2**

Årstidsvariasjon i antall algetaxa pr. prøve (unntatt kiselalger, demidiaceer og kransalger). Tall over søylene viser antall prøver pr. mnd.



**Figur 5.2.3**

Antall algetaxa pr. prøve (unntatt kiselalger, desmidiaceer og kransalger) ved ulik høyde over havet. I kolonnen uten raster er alle prøver inkludert - i kolonnen med raster er prøver fra tydelig menneskepåvirkede lokaliteter utelatt. Tall over søylene angir antall prøver.

## Elektrolytter - konduktivitet

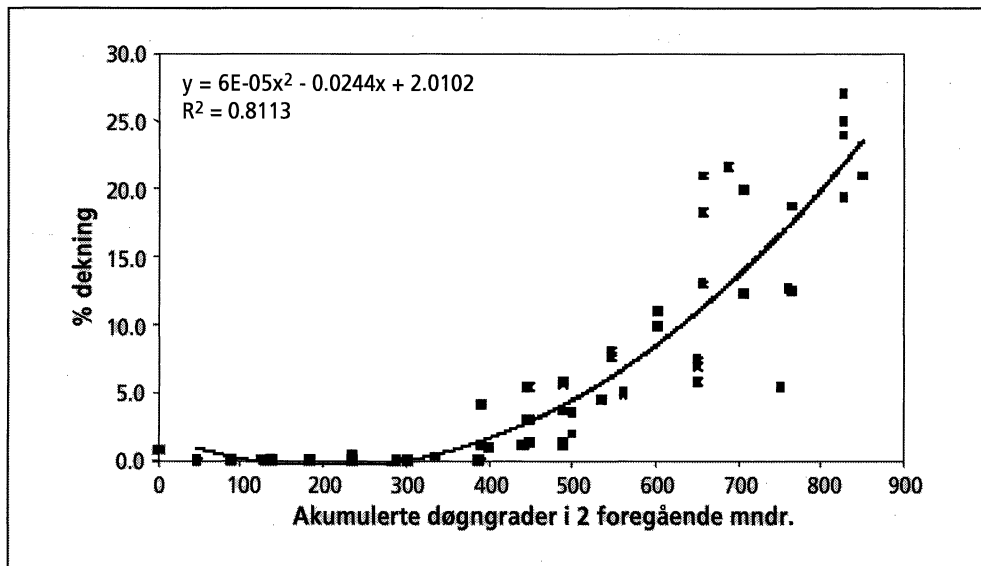
Det er stort samsvar mellom høy konduktivitet og forurensning. Det bidrar til at lokaliteter med høy konduktivitet fremstår som artsfattige, åpne søyler i Figur 5.2.5. Forutsatt at høy konduktivitet *ikke* er forårsaket av forurensning, ser mangfoldet ut til å øke svakt med økende konduktivitet, skraverte søyler. Det mangler data fra lokaliteter med høy konduktivitet og liten forurensning.

## Turbiditet og partikler

I rennende vann opptrer partikler ofte som en "enten eller" påvirkning. Partikkelpåvirkning er dessuten ofte forbundet med forurensninger. Derfor er effekter av partikler/turbiditet presentert ved en "case study", se Figur 5.2.6, som viser artsantall av de mest tallrike algegruppene på seks stasjoner i den bredpåkvede Beiarelva og en stasjon i sideelva Tollåga. Tollåga som ikke er bredpåkvedet, har relativt stor vannføring og kommer inn midt i Beiarelva. Alle tre algegrupper framstilt i Figur 5.2.6 har størst mangfold i Tollåga. I hovedvassdraget ser dessuten disse gruppene ut til å ta i bruk ulike strategier for å klare seg under partikkelpåvirkede forhold. Her demonstreres hvordan de uorganiske partiklene reduserer og påvirker mangfoldet.

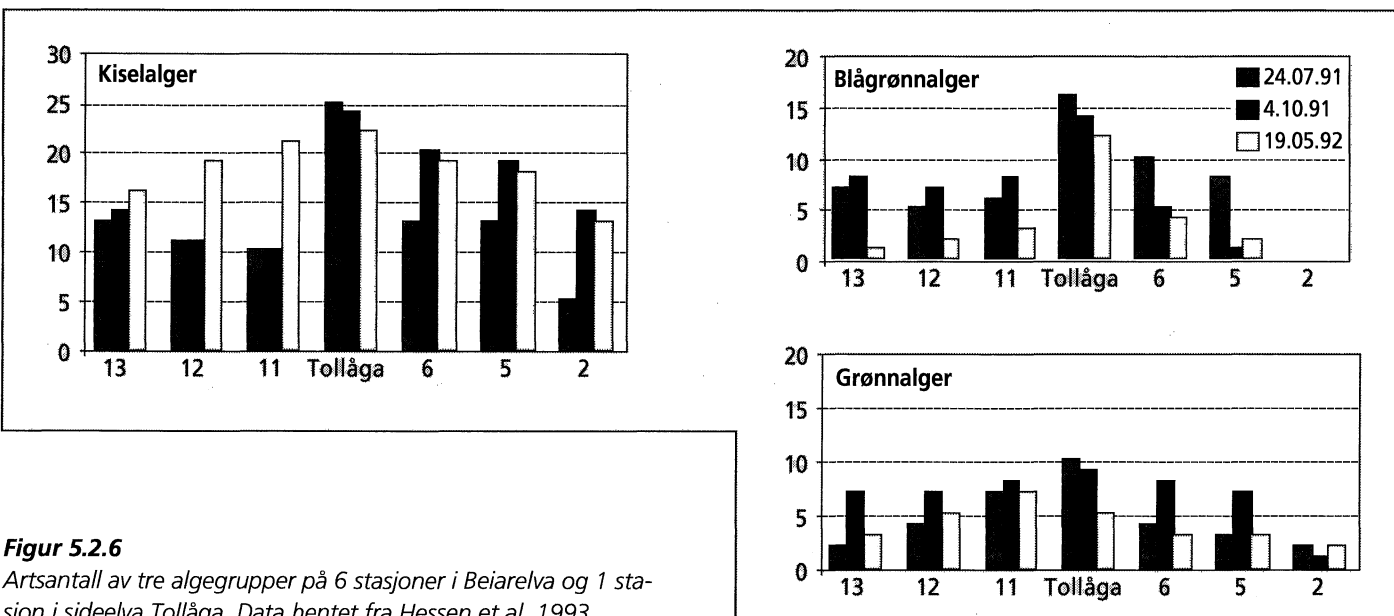
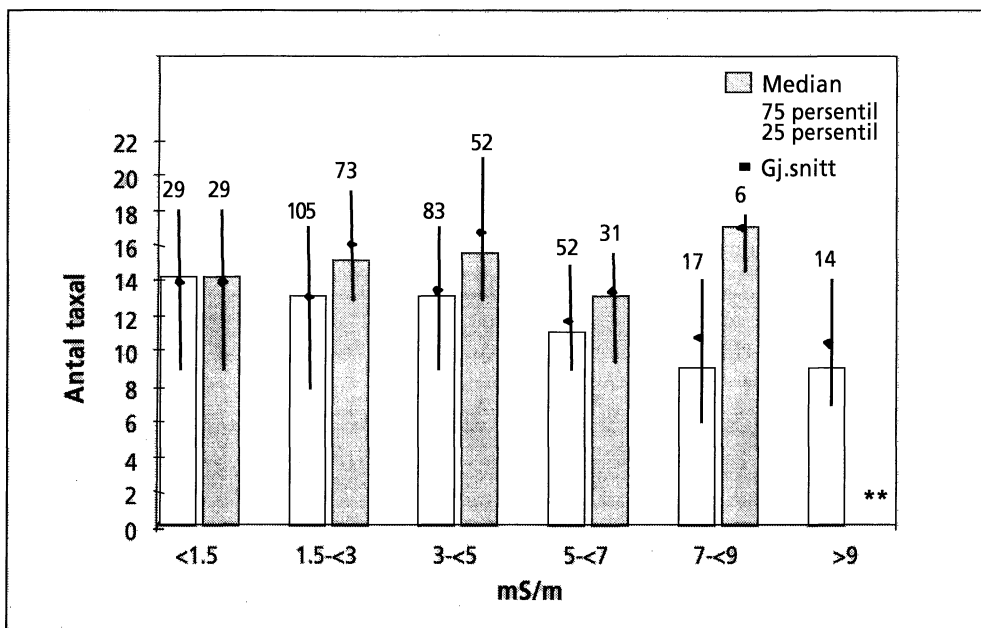
**Figur 5.2.4**

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



**Figur 5.2.5**

Antall algetaxa pr. prøve (unntatt kiselalger, desmidiaceer og kransalger) ved ulike nivåer av konduktivitet. I kolonnen uten raster er alle prøver inkludert - i kolonnen med raster er prøver fra tydelig menneskepåvirkede lokaliteter utelatt. Tall over søylene angir antall prøver. \*\*: Fjernes alle forurensede lokaliteter fra det høyeste konduktivetsnivået, blir det ingen prøver igjen.



**Figur 5.2.6**

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

## Kalsium

Forutsatt at forurensningspåvirkningen er liten/moderat ser kalsium ikke ut til å gi store utslag i arts mangfoldet. Det opptrer en liten topp i mangfoldet ved 2-4 mg Ca/L. Visse aktiviteter (påvirkningstyper) er betinget av forholdsvis høyt Ca-nivå. Det gjelder bl.a. gruvedrift og det vil influere på mangfoldet. Det er mangel på data med høye Ca-nivåer og liten annen påvirkning.

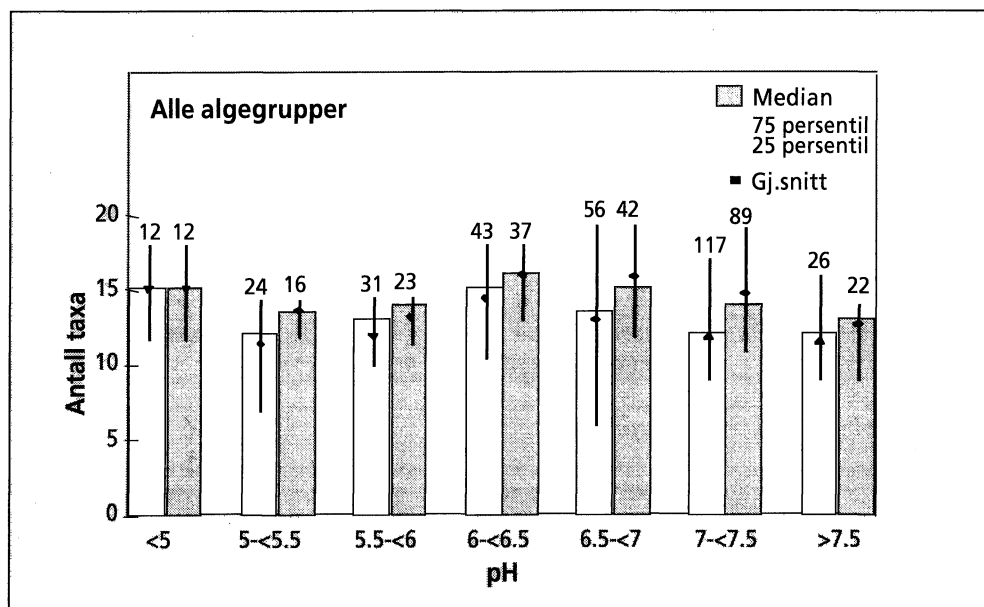
## Forsuring - pH

Det er overraskende at det totale artsantallet ikke avtar ved pH under 5.0, se Figur 5.2.7. Det er behov for mer data fra lave nivåer av pH for å teste om dette virkelig stemmer. Det er dokumentert meget stor artsutskiftning langs pH gradienten, se punkt 5.2.5 *Variasjoner i artsinnhold langs fire kjemiske gradienter*. Artsutskiftningen har trolig resultert i at det oppstår et "hull" i tilbudet av blågrønnalger ved pH 5.5-6.0, se Figur 5.2.8. I dette nivået er artsantall av blågrønnalger halvert i forhold til de øvrige pH-nivåene. Det ser dessuten ut til at det etableres ensartede forsuringstilpassede blågrønnalgesamfunn når pH er under 5.5 (Lindstrøm 1992). Dette er en klar indikasjon på at selv om mangfoldet lokalt ikke er vesentlig berørt, har artsutskiftningen konsekvenser for det regionale mangfoldet. En liknende artsut-

skiftning og ensretting ser også ut til å skje for grønnalger og kiselalger. Etablering av massive "fenomenliknende" algeforekomster i forsurede vassdrag er også vanlig og er etter alt å dømme et resultat av forsuringen som skyldes endringer i økosystemets funksjonelle egenskaper (Schindler 1990).

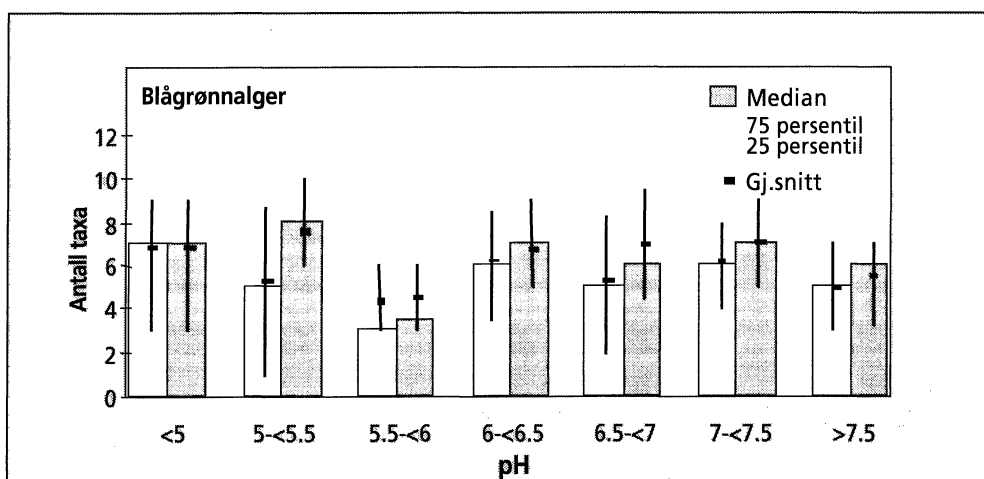
## Fosfor - totP

For å se på virkningen av fosfor på mangfoldet er gruvepåvirkede, partikkelpåvirkede, sterkt regulerte lokaliteter og lokaliteter som er påvirket av spesifikke industriforurensninger fjernet fra beregningene. Fosforbelastede lokaliteter er naturlig nok ikke fjernet. Artsmangfoldet er størst i moderat næringsrikt vann, 3-7 µg totP/L, Figur 5.2.9. Dette er lavere konsentrasjoner enn hva som ser ut til å gi maksimalt mangfold av primærprodusenter i *stillestående vann* (Mjelde 1997, Brettum, Faafeng og Oredalen 1997). Det bekrefter at stillestående og rennende vann virker fysiologisk forskjellig. Til tross for samvariasjon med andre faktorer som også påvirker mangfoldet, viser dataene så stort avtak i arts mangfold i intervallet fra 7 til 11 µg totP/L (tilstandsklasse II) at det etter alt å dømme gir uttrykk for en reel reduksjon i mangfoldet. Gjennomsnittlig antall taxa for alle lokaliteter med totP under 7 µg/L er 15.5 (tilstandsklasse I). Gjennomsnittet er halvert, til 8.3,



**Figur 5.2.7**

Antall algetaxa pr. prøve (unntatt kiselalger, desmidiaceer og kransalger) ved ulike nivåer av pH. I kolonnen uten raster er alle prøver inkludert - i kolonnen med raster er prøver fra tydelig påvirkede lokaliteter utelatt. Tall over søylene angir antall prøver.

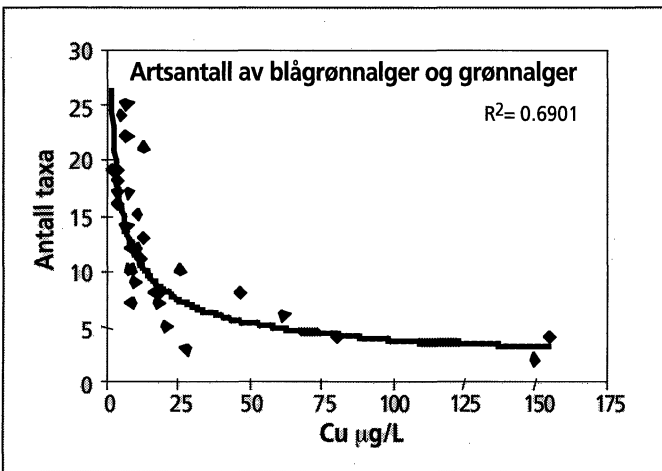
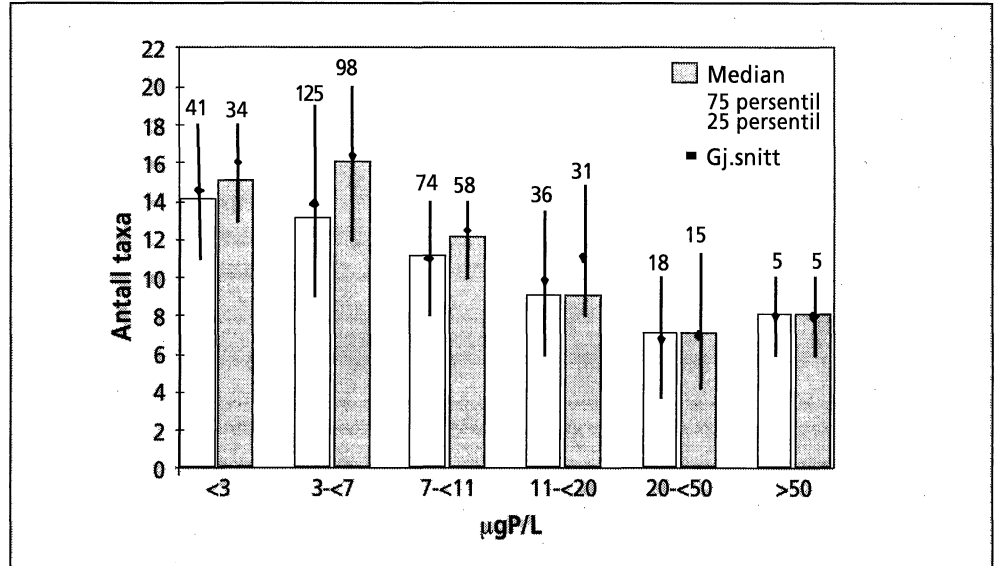


**Figur 5.2.8**

Antall taxa av blågrønnalger ved ulike nivåer av pH. Tegnforklaring, se Figur 5.2.7.

**Figur 5.2.9**

Antall taxa (unntatt kiselalger, desmidiaceer og kransalger) pr. prøve ved ulike tilstandsklasser av totP (Bratli et al. 1997). I kolonnen uten raster er alle prøver inkludert - i kolonnen med raster er prøver fra tydelig menneskepåvirkede lokaliteter utelatt. Tall over søylene angir antall prøver.

**Figur 5.2.10**

Artsantall av blågrønnalger og grønnalger som funksjon av kobberkonsentrasjonen. Gaulavassdraget 1986-94. Data fra Traaen et al. 1995.

når totP er over 11 µg/L (tilstandsklasse III, IV og V). Det skjer dessuten en markert artsutskiftning langs fosforgradienten som forventes å påvirke det regionale mangfoldet, se punkt 5.2.5.

### Nitrogen - totN

Så langt er det ikke funnet noen systematisk endring av arts-mangfoldet langs gradienten av total nitrogen. Helt nye undersøkelser tilsier at nitrogen bør deles i to fraksjoner for å se effekter på mangfold av fastsittende alger. Det ser ut til at noen alger følger en ammoniumgradient, mens andre følger nitrogenoksidene. Før vel begrunnede hypoteser kan fremsettes bør materialet derfor deles i to nitrogenfraksjoner. Variasjoner innen de ulike algegruppene bør dessuten analyseres hver for seg. Se forøvrig punkt 5.2.5 om artsutskiftning langs næringsgradientene.

### Organisk stoff

Mange undersøkelser viser klare effekter av lett nedbrytbart organisk stoff (saprobiering) på mangfold av fastsittende alger (Rørslett et al. 1982, Lindstrøm 1994, Kaste et al. 1997 m. fl.). Habitatkonkurranse mellom heterotrofe organismer og primær-

produsenter er trolig en viktig årsak til redusert mangfold av fastsittende alger. Fordi organisk stoff oftest opptrer sammen med andre forurensninger er det vanskelig å skille mellom ulike typer eller gi nivåer der mangfoldet reduseres.

### Tungmetaller

Effekter av tungmetaller er vist ved en "case study" fra Gaulavassdraget i Sør Trøndelag. Her er avrenning fra nedlagte kobber- og sinkgruver viktigste forurensningskilder. I de senere år er det igangsatt omfattende forurensningsbegrensende tiltak i vassdraget. Undersøkelser av begroingsamfunnet før, under og etter diverse tiltak, viser at det er markert avtak i artsmangfoldet når kobberinnholdet overstiger 12-15 µg Cu/L, Figur 5.2.10. Kobbersensitive arter forsvinner antakelig ved lavere nivåer. Sink forårsaker også et avtak i mangfoldet, men først ved høyere nivåer enn for kobber.

### Hypoteser:

- Vurderes mangfoldet på den enkelte lokalitet "lokalt mangfold" er det konstatert generelt tap av mangfold ved eutofiering, ved saprobiering, tungmetallpåvirkning og uorganiske partikler.
- Ved fosforbelastning skjer tap av mangfold allerede i tilstandsklasse II, 7-11 µg P/L.
- Ved forsurening og i noen grad nitrogenbelastning ser virkningen på mangfoldet ut til å være nokså komplisert og de ulike algegruppene er ulikt berørt.
- Det er også påvist enkelttilfeller av tapt mangfold ved organiske mikroforurensninger (for lite data, ikke generelt behandlet).

### Kunnskapsmangler:

- Det er mangel på observasjoner der de ulike påvirkningstyper opptrer separat.
- Det mangler data fra høy/lave nivåer langs endel av miljøgradientene.
- Materialet må suppleres slik at de er mulig å gjøre mer detaljerte studier av bl.a. virkningen av nitrogen.
- Virkningen av ulike mikroforurensninger er alt for dårlig kartlagt.

## 5.2.5 Variasjon i artsinnhold langs fire kjemiske gradienter

Det er gjort en beregning av algenes treffprosent langs fire kjemiske gradienter. Ved beregning av *artsinnhold langs gradientene* er inndeling i tilstandsklasser den samme som ovenfor.

### Kalsium og pH - forsurening

Det er meget stor artsutskiftning langs både kalsium- og pH-gradienten, det gjelder alle algegrupper (Lindstrøm 1992). Det er stort sett god samvariasjon mellom forekomst langs Ca- og pH-gradienten. For noen arter ser grensen i forhold til kalsium ut til å være like skarp som grensen mot pH. Innen alle algegrupper er det stor spredning, dette illustreres i Figur 5.2.11 som viser forekomst av fem blågrønnalger langs de to gradientene.

Det ser ut til å være minst fire utbredelsesmønstre som er styrt av pH og kalsium:

- 1 *Alkalifile* arter er begrenset til kalk- og elektrolyttrike vassdrag og forsvinner ved pH under 7.0 (for noen 6.5). De har aldri hatt noe adekvat miljø i elektrolyttfattige forsuringfølsomme vassdrag, og er derfor ikke berørt av forsuringen.
- 2 *Moderat forsuringfølsomme* arter som var tilstede før forsuring, men forsvant da pH kom under ca 5.5.
- 3 *Forsuringstolerante* arter har vært tilstede i vassdragene både før og etter forsuringen. Disse har gjerne nokså jevn fordeling på de ulike Ca- og pH-nivåene.
- 4 *Forsuringbegunstigede* arter finnes knapt i alkaliske vassdrag. Disse har fått økt forekomst etter forsuring, da pH kom under 6.0.

### Fosfor og nitrogen - eutrofiering

Det er også meget stor artsutskiftning langs fosfor- og nitrogengradienten. For noen arter er utskiftningen størst langs fosforgradienten. Figur 5.2.12 viser treffprosent langs fosfor- og nitrogengradienten av de samme fem blågrønnalger som vist i Figur 5.2.11. Mens disse viste 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 eutofieringsømfintlig flora av blågrønnalger i Norge. Mange av de angjeldende artene hører til gruppen som er nitrogenfikserende. De fleste viser samvariasjon langs fosfor- og nitrogengradienten, men interessante avvik er dokumentert. Blågrønnalgen *Capsosira brebisonii* Kuetz., se nederst i Figur 5.2.12, forekommer bare ved meget lave totP konsentrasjoner, helst under 3 µg/L, men har samtidig størst treffprosent når totN er 400-600 µg/L (tilstandsklasse III). Sett i lys av den økte depossisjonen av lufttransporterte nitrogenoksider de senere år, er dette verd å merke seg.

For alle grupper ser artsutskiftningen ut til å være mest markert ved *avtakende pH og ved økende innhold av næringssalter*. Mens de forsuringømfintlige og de næringsømfintlige artene forsvinner, er de forsuringstolerante og næringsbegunstigede artene tilstede i større eller mindre grad langs hele pH- og næringsgradienten. Dette tilsier at det skjer en utarming av det regionale mangfoldet ved forsuring og eutrofiering.

### Hypoteser:

- Markerte artsutskiftninger og frafall av mange arter ved lave pH- og kalsiumverdier tilsier regional utarming ved forsuring.
- Markerte artsutskiftninger og frafall av mange arter ved økende næringssaltnivåer tilsier regional utarming ved eutrofiering.
- Det er liten samvariasjon mellom forsuringfølsomhet og sensitivitet for høyt næringssaltnivå. Forsuringfølsomme arter kan gjerne tåle høye næringssaltnivåer og omvendt.

### Kunnskapsmangler:

- Det er behov for liknende analyser av artsutskiftning langs flere miljøgradienter; hoh. tungmetaller osv.
- Det er behov for detaljerte analyser dersom en skal få konkret informasjon om nivåer der mangfoldet avtar og om virkningen på de ulike deler av samfunnet.

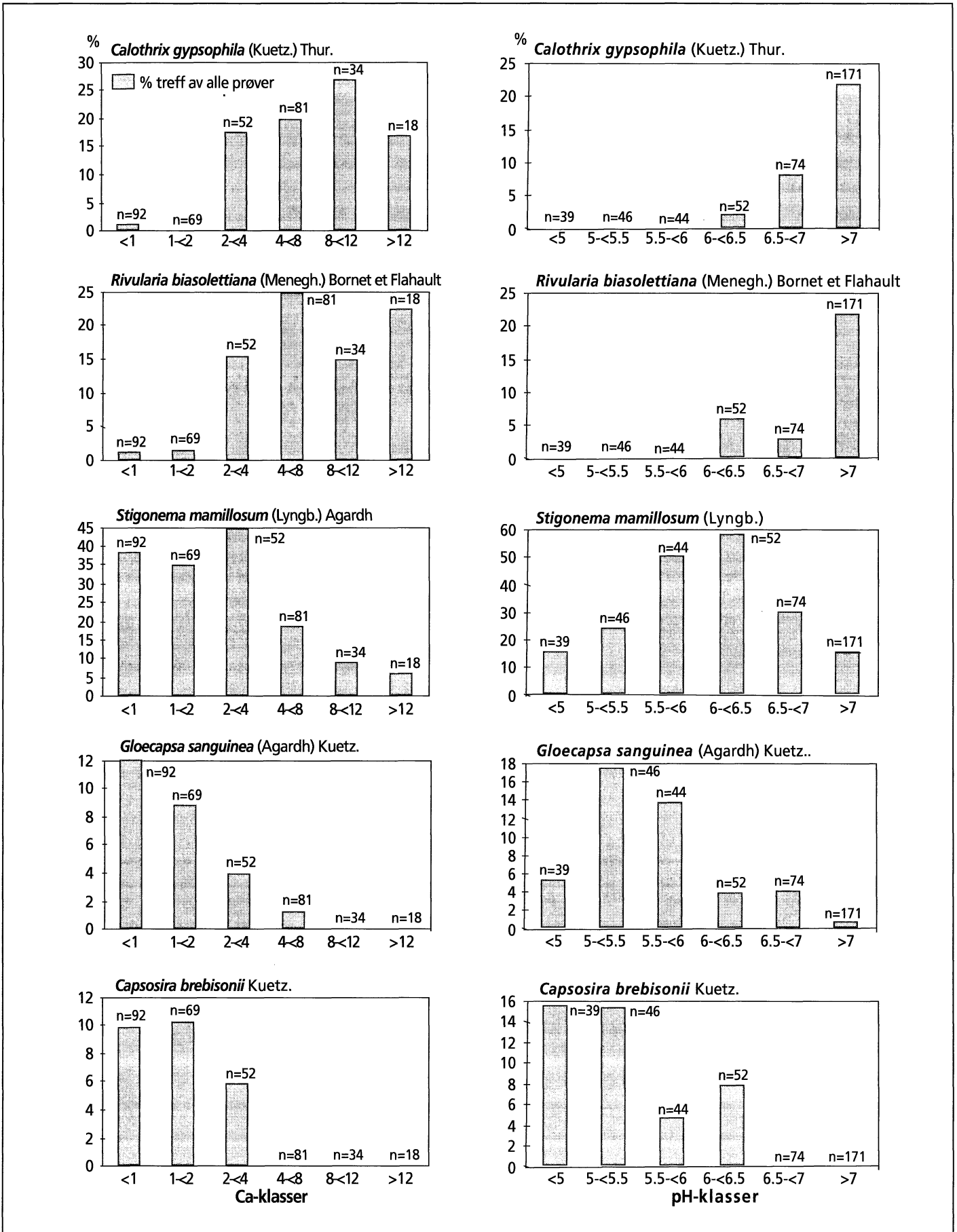
## 5.2.6 Kanonisk korrespondanse-analyse (CCA)

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 5.2.13 viser betydningen av fem kjemiske variable for forekomst av 70 velkjente, forholdsvis vanlige alger i et materiale på 240 prøver. pH er log-transformert og går i motsatt retning av hva den ellers ville gjort. At kalsium og pH aksene går motsatt vei, viser at det er stor samvariasjon mellom dem. Analysen viser forøvrig at pH har størst betydning (lengst pil), deretter 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, som ser ut til å ha mindre betydning, befinner seg mellom pH og totP. Nye undersøkelser viser at det er forskjell på betydningen av nitrat og ammonium. Nitrat samvarierer mindre med totP enn ammonium gjør. Analysen bekrefter dessuten at det er stor artsutskiftning langs de kjemiske variable. Tyngdepunkt for antall arter ligger motsatt av næringssaltgradientene og i området for moderate Ca- verdier og lave H<sup>+</sup>- konsentrasjoner. Dette stemmer med de øvrige analysene og bekrefter at det er markert frafall av arter ved økende næringssaltinnhold og ved økende H<sup>+</sup>- konsentrasjoner (avtagende pH). I det næringsfattige området, motsatt retning av totP og totN, befinner det seg mange blågrønnalger. Disse er forøvrig spredd langs hele pH-gradienten. Spredningen av artene er størst i området mellom pH og totP, de variablene som har størst betydning.

## 5.2.7 Kan tap av mangfold dokumenteres ?

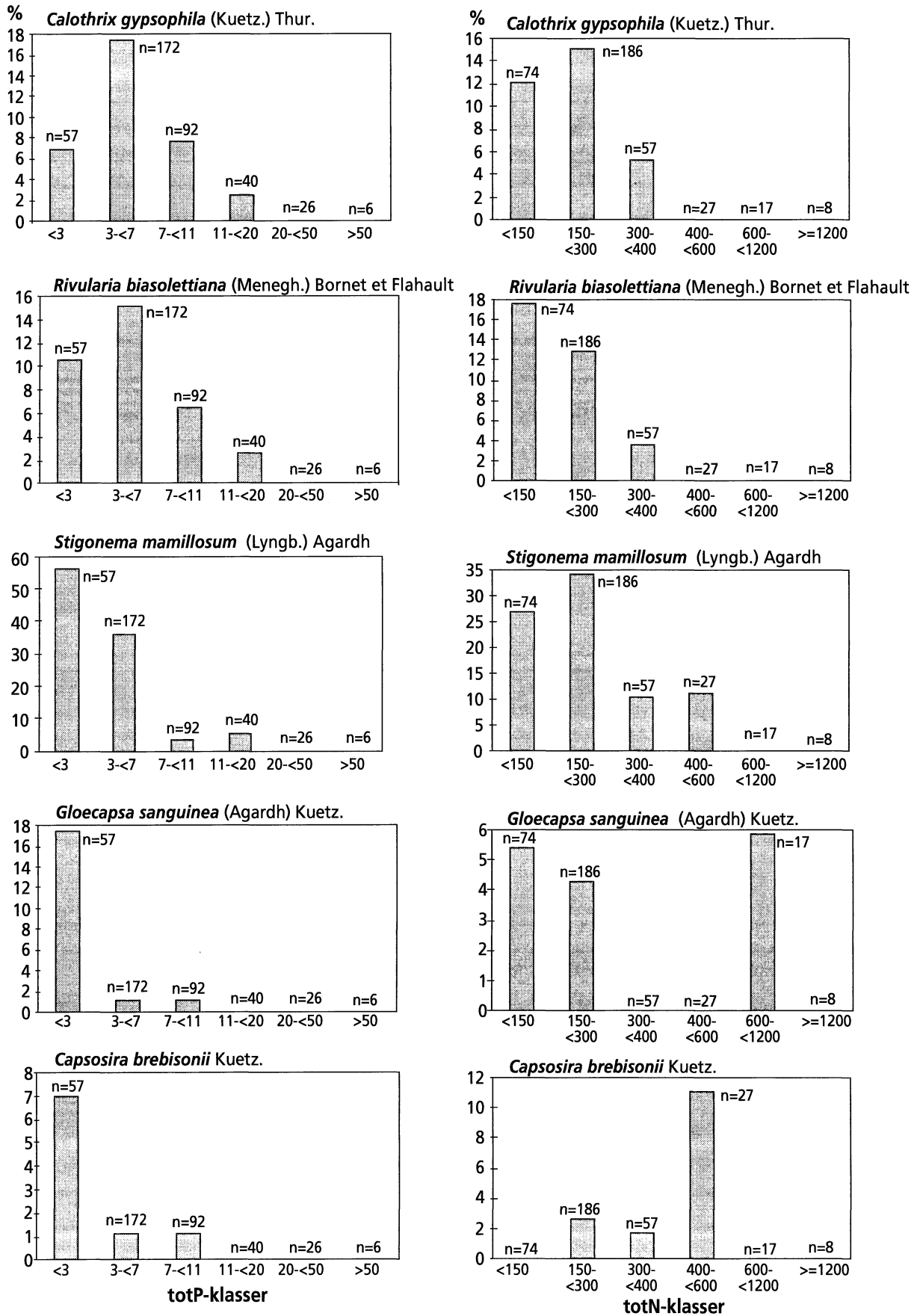
Dette spørsmålet er ikke enkelt å besvare, det kommer i høy grad an på øynene som ser. Hvis det tas utgangspunkt i det mandat som ble gitt for denne kunnskapsstatusen; tap som skyldes menneskelig aktivitet - eller mer spesifikt - tap knyttet til by- og tettstedsnære områder og man ser på *artsantallet på den enkelte lokalitet*, så er svaret ubetinget *ja*. Økte tilførsler av næringssalter - da særlig fosfor - gir et markert tap av mangfold. I rennende vann inntreffer dette allerede ved 7-11 µg P/L (tilstandsklasse II). For å se på betydningen av nitrogen, må mer detaljerte studier til, nitrogenkomponenten må bl.a. deles i ulike



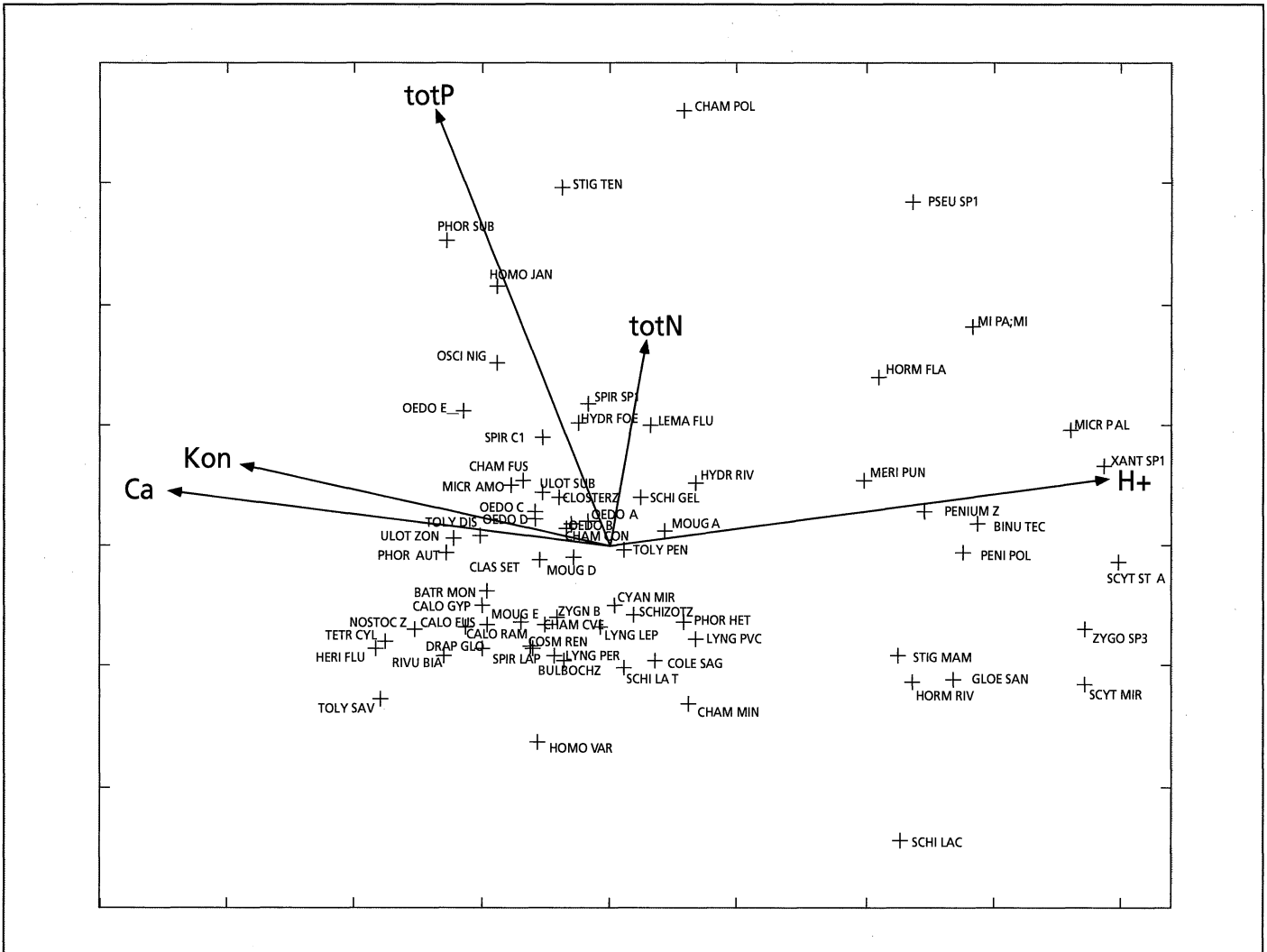


Figur 5.2.11

Treffprosent av fem blågrønnalger langs en gradient av kalsium og pH. Ca angitt som mg/L. Tall over søylene viser antall prøver pr. nivå (tilstandsklasse). Tre av algene i figur 5.2.11 og 5.2.12 er illustrert på side 39.



**Figur 5.2.12**  
Treffprosent av fem blågrønnalger langs en gradient av totP og totN, angitt som µg/L.



**Figur 5.2.13**

Betydningen av fem miljøgradienter og fordelingen av 70 vanlige arter i forhold til disse.

fraksjoner. Nedbrytbart organisk stoff, uorganiske partikler og tungmetaller gir også betydelige tap av mangfold. Forsuring, som i og for seg ikke er spesielt knyttet til by- og tettstedsnære områder, ser ikke ut til å gi generelt tap av mangfold på den enkelte lokalitet. De ulike algegruppene reagerer imidlertid forskjellig og kiselalgene får redusert mangfold ved forsuring. Det ser også ut til å opptre "hull" i tilbudet av blågrønnalger langs pH-gradienten.

Ser man på artsinventaret langs kalsium-, pH- og næringssaltgradientene, så er artsutskiftningen stor. Frafall av arter er særlig stort for de forsuringfølsomme og næringssensitive artene, mens de tolerante ser ut til å være tilstede i mer eller mindre

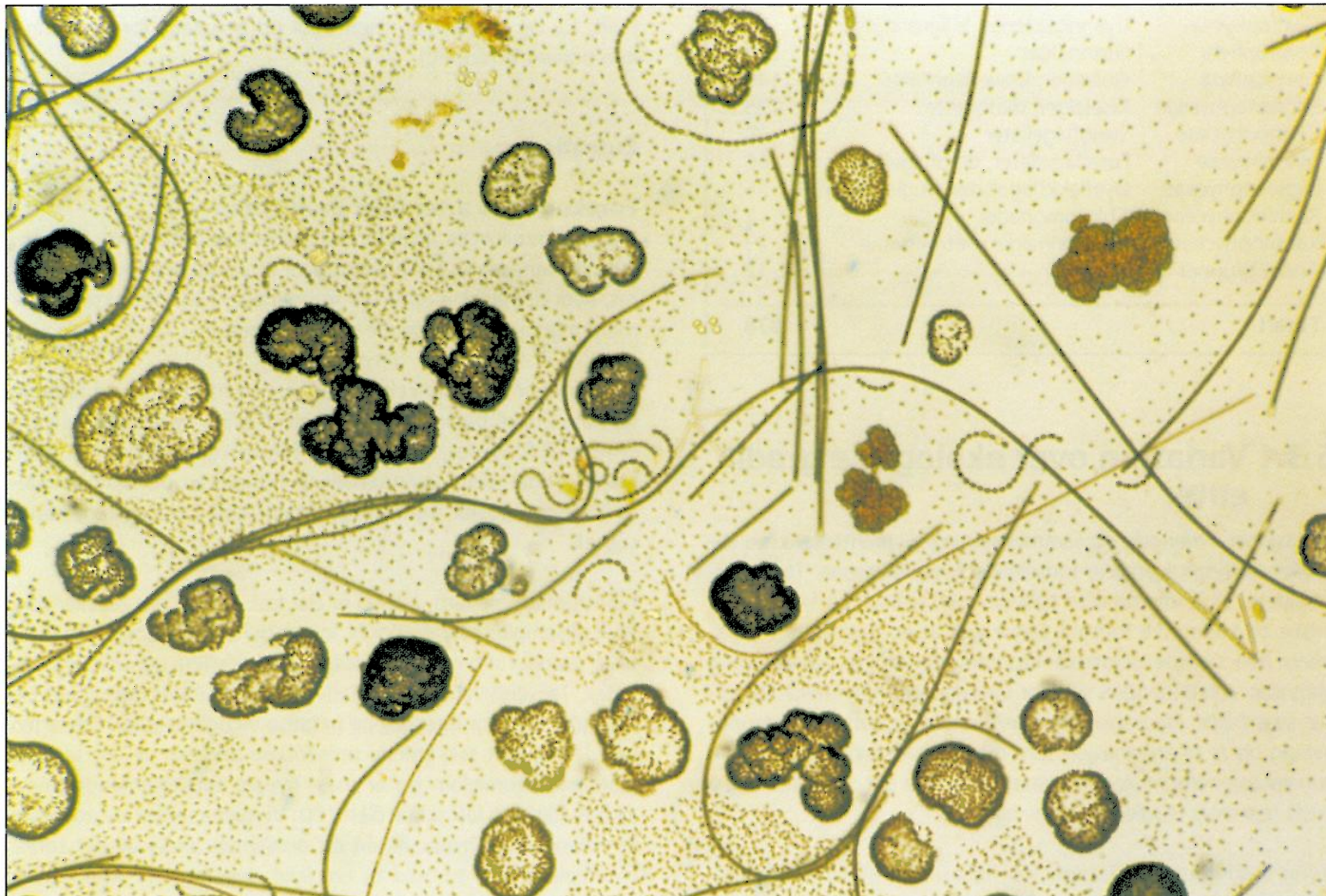
grad langs hele miljøgradienten. Dette tilsier et tap av mangfold på regionalt nivå ved eutrofiering og forsuring. Dersom en definerer by- og tettstedsnære områder som en region, ser man store muligheter for tap av mangfold i disse områder.

Hvorvidt det er tap på nasjonalt nivå gir denne kunnskapstussen ikke grunnlag for å besvare. Stor forekomst av arter som bare er registrert en, eller få ganger åpner muligheten for en slik problemstilling, men nasjonalt tap er ikke konstatert.

Miljøvariable som ikke er systematisk undersøkt, men som opplagt er relevante for by- og tettstedsnære områder, er bl.a. organiske mikroforurensninger.

## 5.3 Planteplankton

Pål Brettum, Bjørn Faafeng & Tone Jøran Oredalen, NIVA



Blågrønnalger av slektene *Gomphosphaeria*, *Anabaena*, *Oscillatoria*. Foto: T. Källquist.

### Innledning

Nedenfor er gitt en oversikt over variasjoner i biologisk mangfold innen planteplanktonet, og hvorledes diversiteten endrer seg med ulike ytre påvirkninger. Variasjoner i planteplanktonets mangfold på grunn av slike påvirkninger er vist gjennom eksempler ved bruk av ulike diversitetsindekser og andre måter å fremstille endringer i planteplanktonsamfunnene på.

Planteplanktonet omfatter alle autotrofe organismer som produserer organisk materiale gjennom fotosyntesen. I tillegg har det de to siste tiårene kommet klart fram at det innen gruppene som tradisjonelt er klassifisert som planteplankton, også finnes organismer som driver fotosyntese kun i perioder (mikstotrofe), eller som helt mangler evne til autotrof ernæring (heterotrofe).

De autotrofe, mikstotrofe og heterotrofe organismene fyller ulike funksjoner i innsjøsystemene. Fordelingen av disse gruppene vil derfor ventelig påvirke den funksjonelle diversiteten av innsjøene i stor grad. De autotrofe formene er avhengig av lystilgangen i vannet for sin eksistens, og har der-

for vanligvis høyest konsentrasjon i de øverste vannlag. Vi vet mindre om fordeling og funksjon av de heterotrofe og mikstotrofe artene, men mye tyder på en mer lysuavhengig fordeling fordi de er i stand til å ta opp organisk materiale direkte. Undersøkelser i ferskvann viser at antall mixotrofe taxa er større i oligotrofe enn i eutrofe vann, samt i perioder med næringsbegrensning i mesotrofe og eutrofe sjøer (Beaver og Crisman 1989). Heterotrofe protozoer er i stor grad bakteriebeitere, men noen arter/grupper kan også beite på alger eller andre organiske partikler. Tettheten av heterotrofe flagellater er positivt korrelert til bakterietettheten både i marine og ferskvannssystemer (Laybourn-Parry 1992 -s 162 med referanser i denne).

Den systematiske inndelingen av planteplanktonet er svært omfattende, med en hierarkisk inndeling på mange nivåer. I praktisk arbeid deler en imidlertid inn algene i noen få, mer omfattende grupper. Nedenfor er vist en tabell over antall arter og samlegupper av arter (taxa) som er registrert ved NIVA innen hver av disse gruppene gjennom analysearbeid av prøver fra hele landet. Det totale antall arter av planteplankton i norske innsjøer er imidlertid betydelig større.

**Tabell 1.**

Gruppe		Antall taxa
Cyanophyceae	Cyanobakterier, blågrønnalger	89
Chlorophyta	Grønnalger	356
Chrysophyta	Gullalger, kraveflagellater	149
Bacillariophyceae	Kiselalger, diatoméer	125
Cryptophyceae	Svelgflagellater	30
Dinophyceae	Fureflagellater, dinoflagellater	66
Euglenophyceae	Øyeflekkflagellater, euglenoider	26
Raphidophyceae	Chloromonader	2
Xanthophyceae	Gulgrønnalger, hetrokontae	23
Andre grupper		12
<b>Totalt</b>		<b>878</b>

### 5.3.1 Variasjon over økologiske gradienter

Variasjoner i mengde og sammensetning av planteplankton avspeiler de fysiske-kjemiske forholdene i vannmassene. To innsjø-lokaliteter er imidlertid aldri helt like med hensyn på fysiske, kjemiske og biologiske forhold. Dette gjør at en ikke helt ut registrerer den samme planteplankton sammensetning og -utvikling gjennom vekstsesongen selv for innsjøer som tilsynelatende virker svært like. Planteplanktonsamfunnene oppviser en sesongmessig og år til år variasjon som ofte kan være betydelig større enn variasjonene mellom innsjøer. Dette gjør det ofte vanskelig å anslå forventet biodiversitet i en lokalitet.

Dette skyldes at arter av alger har forskjellig preferanse (og toleranse) for ulike miljøforhold. Over den aktuelle variasjonsbredden for disse parametrene vil hver art ha et optimalt område der den vokser godt med opptil 0.5-2 celledelinger pr.døgn. I dette området vil arten, relativt sett, registreres mest hyppig i planktonet. Straks forholdene blir mindre gunstige vil mengden av arten avta for å forsvinne helt når vannkvaliteten blir ugunstig.

Noen arter har stor toleranse og registreres over et bredt spektrum av vannkvaliteter. Dette er "generalister" med liten indikatorverdi for bestemte vannkvaliteter. Andre arter finner en bare innenfor visse klart definerte vannkvalitetstyper. Disse artene er lite tolerante mot endringer i miljøet, i det minste for endringer av enkelte parametre. Slike arter er gode indikatorarter for bestemte vannkvalitetstyper. Det er blant slike arter det er fare for tilbakegang og tap av biodiversitet ved forurensning. Planteplanktonsamfunnet består av en blanding av tolerante (generalister), mindre tolerante og svært lite tolerante arter (indikatorarter).

Endringer i vannkvaliteten vil raskt føre til endringer i planteplanktonet. Dette skjer i første rekke ved at de ulike arter og artsgruppers dominans i samfunnet endres, deretter ved at de mindre tolerante artene forsvinner og erstattes av arter mer tilpasset de nye forholdene i omgivelsene.

Det er særlig to gradienter av vannkvaliteter som styrer artssammensetningen i planteplanktonsamfunnet; næringsgradienten

(Brettum 1989) og gradienten i surhet (Brettum 1992). Mens variasjoner innenfor den nedre del av næringsgradienten, oligotrof-mesotrof, kan regnes som relativt naturlig, betraktes den øvre delen som menneskeskapt forurensning. Surhetsgradient har stor naturlig variasjon (variasjoner i pH, alkalitet, humusinnhold, Ca og ionestyrke), men også en betydelig forurensningskomponent (forsuring).

### Eutrofiering

#### Forekomst av arter over gradienten

Ved å sammenstille analyseresultatene fra et stort antall prøver fra ulike innsjøer kan vi finne ut hvor en rekke arter ikke registreres, hvor de har sine optimale forhold eller hvor de vokser under mindre gunstige, stressende miljøbetingelser.

Variasjonene for de enkelte artene er registrert i forhold til variasjonene i ulike parametre. Dette gir et bilde av artenes toleranseintervall for variasjoner innen de forskjellige parametre. I første rekke gjelder dette vannmassenes innhold av de viktigste næringsstoffene, fosfor og nitrogen, men også f.eks.vannmassenes surhet.

I Brettum og medarb. (1997) er det tatt med et par tabeller som viser eksempler på variasjoner for en del planteplanktonarter fra ulike grupper innenfor intervaller av forskjellige parametergradienter. Tallverdiene der er relative mål for artens hyppighet og mengde innenfor intervallene (relative viktighetsgrad). Der arten har den relativt sett største prosentvis andelen av det samlede planteplanktonvolum og er mest hyppig forekommende (mest viktig), har den fått tallverdien 100. Verdiene innfor de andre intervallene angir hyppigheten og prosentvis andel av det totale planteplankton i forhold til området der arten er mest vanlig med størst forekomst. For nærmere forklaring se Brettum og medarb. (1997) og Brettum (1989,1992).

Generelt har analysene av prøver gjennom hele vekstsesongen fra et stort antall innsjøer vist at stor prosentvis andel av arter innen gruppen Chrysophyceae (gullalger) er et tegn på oligotrofe til mesotrofe forhold. I eutrofe og sterkt eutrofe innsjøer er det generelt stor prosentvis andel av Bacillariophyceae (diatomeer, kiselalger) om våren og forsommeren, og stor andel Cyanophyceae (cyanobakterier, blågrønnalger) utover sommeren og høsten. I en del store innsjøer vil grupper Bacillariophyceae (diatomeer, kiselalger) utgjøre en stor prosentvis andel av det samlede planteplankton under oligomesotrofe til mesotrofe forhold.

### Diversitet langs trofigradienten

#### Artsdiversitet

Generelt kan en anta at diversiteten av planteplankton varierer nokså systematisk over de fleste gradienter av miljøforhold. En kan vente lavest diversitet under ekstreme forhold og høyest diversitet under mer "normale" forhold. Dette gjelder de fleste faktorer som påvirker algenes vekst, f.eks. temperatur, lys og innholdet av næringsstoffer. En rekke av de eksemplene vi har gitt i Brettum og medarb. (1997) viser at diversiteten varierer sterkt også gjennom sesongen, samt fra år til år.

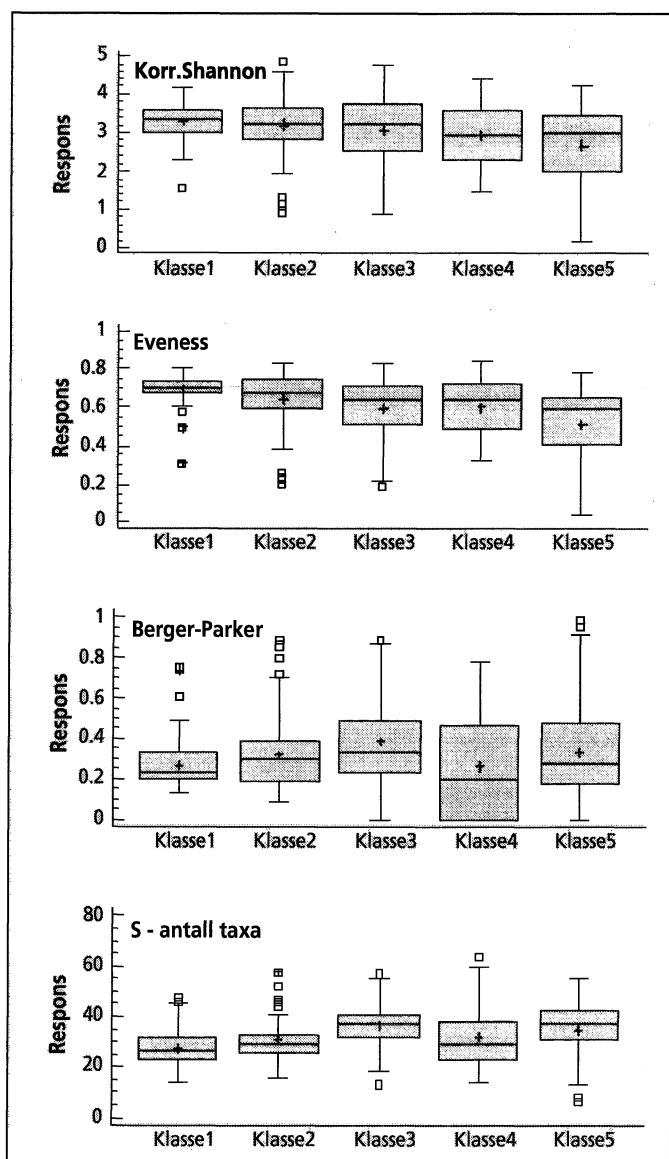
Vi har sammenstilt data fra mange innsjøer av ulik trofigrad for-

delt over hele landet. Innsjøene er plassert i 5 trofikklasser eller tilstandsklasser basert på fosfor i følge SFT's "Klassifisering av miljøkvalitet" (Holtan og Rosland 1992).

De fem klassene har følgende intervaller for fosforinnholdet:

- Klasse 1 < 7 µg/l P (oligotrof)
- Klasse 2 7 - 11 " (oligomesotrof)
- Klasse 3 11 - 20 " (mesotrof)
- Klasse 4 20 - 50 " (eutrof)
- Klasse 5 > 50 " (polyeutrof, hypereutrof)

Analyseresultatene for planteplankton er fra 39 innsjøer med mer enn 12 analyseserier (dvs. enkeltprøver) pr innsjø for å se på variasjoner over trofiskalaen. Innsjøene er fordelt med 7 - 9 innsjøer innenfor hver klasse. Resultatene er presentert i "Landsomfattende trofiundersøkelse av norske innsjøer" (Faafeng og medarb.1990).



**Figur 5.3.1**  
Variasjoner i Shannon-Wieners diversitetsindeks, evenness, Berger-Parkers dominansindeks og antall taxa av planteplankton innenfor ulike klasser. Klasseinndelingen er basert på innholdet av totalfosfor.

På dette materialet har vi så regnet ut forskjellige indekser for diversitet-, artsrikdom- og jevnhet basert på hver arts volumandel av totalvolumet i hver prøve. Vi har valgt å bruke volum for hver art fordi planteplankton kan variere enormt i størrelse pr individ.

Alle numeriske indekser har sine fortrinn og ulemper. Dette er behandlet av Ludwig og Reynolds (1988). Gjennomgang av ulike mål for økologisk diversitet med eksempler er gitt av Magurran (1988). Variasjonene for noen indekser basert på materialet er gitt i figuren (fig.5.3.1).

Variasjonen av de forskjellige indekser basert på materiale fra de 39 innsjøene, viser ingen systematisk variasjon fra klasse 1 til klasse 5, på tross av store forskjeller i totalt algeevolum, gruppe- og artssammensetning. Visse tendenser er det likevel mulig å spore.

Shannon-Wieners indeks og "evenness" viser en svakt synkende tendens fra klasse 1 til klasse 5. Dominansindeksen Berger-Parker gir ingen klare tendenser. Antall taxa (species richness), S, har en stigende tendens mot klasse 3. Klasse 3 tilsvarer mesotrofe til begynnende eutrofe forhold. Nivået for klasse 3 holder seg imidlertid i grove trekk også for klasse 4 og klasse 5, selv om det har vært antatt at artsrikdommen blant planteplanktonet synker i kraftig eutrofe innsjøer.

#### Hypoteser:

- Diversiteten av planteplankton er størst under mesotrofe til svakt eutrofe forhold.
- Evenness avtar og dominansen av én eller få arter øker med økende trofinivå.

#### Kunnskapsmangler:

- Vår test av forskjellige diversitetsindekser på materialet fra de 39 innsjøene ga ikke entydige resultater. Det vil være aktuelt å teste hypotesene på et større (eksisterende, men foreløpig ikke systematisert) materiale.

#### pH og forsurening

Det er vist at forsurening av innsjøer fører til reduksjon i artsrikdommen blant planteplanktonet (Brettum 1992). I denne undersøkelsen som omfattet materiale fra 150 innsjøer, sank det gjennomsnittlige antall taxa (species richness) fra omkring 60 i innsjøer med pH > 7 til ca 30 i innsjøer med pH < 5. Særlig artsantallet innenfor gruppen Chrysophyceae (gullalger) viste økende tendens med synkende pH, mens artsantallet innen de fleste andre grupper sank sterkt med avtakende pH. Særlig er artsrikdommen liten i klare, sure innsjøer, mens humøse innsjøer ofte har en større artsrikdom. Eksempler er gitt i Brettum og medarb. (1997).

Både Shannon-Wieners diversitetsindeks og "evenness" viser betydelig høyere verdier gjennom sesongen i humøse, sure innsjøer enn i klare, sure innsjøer. Til gjengjeld var Berger-Parkers dominansindeks gjennomgående høyere i klare, sure innsjøer på grunn av dominans av en eller et par arter.

*Rhodomonas lacustris* er en art som er svært vanlig og finnes i de fleste norske innsjøer, men som har vist seg å avta sterkt i meng-

de når pH går ned mot 5.5, og forsvinne helt i innsjøer med pH under 5. Denne arten er derfor borte i mange av innsjøene i Telemark, Agder og Rogaland der pH er lavere enn 5.5. Sterkt sure innsjøer er også karakterisert ved at planktoniske kiselalger bare unntaksvis registreres i prøvene.

*Merismopedia tenuissima* (Cyanophyceae) er en oligotrof art som en vanligvis finner i moderat sure innsjøer med pH mellom 5 og 6, og noe humøse, men næringsfattige innsjøer. I de sureste innsjøene registreres denne ikke, og heller ikke i mer næringsrike innsjøer. Denne arten skiller seg ut fra de fleste planktoniske cyanobakterier eller blågrønnalger (se Brettum og medarb. (1997) og Brettum (1989,1992)).

Ulike arter innen samme algegruppe kan ha tildels svært forskjellig toleranse med hensyn til vannmassenes surhet. Toleransen for forsuring varierer mye selv blant arter innen samme slekt (Brettum og medarb.(1997), Brettum (1992)).

#### **Hypoteser:**

- Diversiteten avtar i sure innsjøer. I de klare, sure innsjøene er artsdiversiteten markert mindre enn i de sure, humøse innsjøene. Innholdet av aluminium øker sterkt når pH synker under 5.5. Humusstoffer i vannet synes å binde aluminium og andre metallioner og dermed dempe den hemmende effekten metallioner kan ha på ulike algearters vekst.

#### **Kunnskapsmangler:**

- Variasjonen i diversitet og artsrikdom er i Brettum og medarb. (1997) vist for et par sure innsjøer som representerer sterke motpoler med hensyn til humusinnhold. Det er ønskelig å teste hypotesen på materiale fra et større antall innsjøer med ulike grader av humusinnhold for å se om hypotesen viser seg å ha generell gyldighet.

### **Kalsium/ionestyrke/elektrolyttinnhold**

Vi har liten erfaring med hvordan variasjoner av Ca-innholdet påvirker diversiteten av planteplankton. Faafeng og Brettum (upubl.) fant at diversiteten avtok med økende Ca-konsentrasjon i 25 innsjøer, men dette kan testes grundigere i et større materiale som allerede er samlet inn.

Hvis vi ser bort fra forsurete innsjøer, er det en streng korrelasjon mellom pH og Ca-innhold fordi det med få unntak er CaCO<sub>3</sub>-buffer-systemet som styrer pH i naturlige innsjøsystemer. Brettum (1992) gjorde en sammenstilling av et større regionalt materiale med hensyn på variasjon i pH. Det viste seg fra dette materialet at mange arter opptrer innenfor snevre pH-intervaller, og at enkelte grupper, særlig chrysofycer (gullalger), hadde størst diversitet i planteplanktonet ved lave og midlere pH-verdier, mens andre grupper, særlig cyanobakterier (blågrønnalger) og chlorofycer (grønnalger), oppviste størst diversitet ved høye pH-verdier (fig. 1. Brettum 1992). Ekstreme Ca-verdier binder fosfor og fører således til lavere produksjonspotensiale i vannmassene. Dette kan føre til lavere diversitet blant planteplanktonet. Kransalgesjøer med kalsium >20-30 mg/l Ca og pH omkring 8 synes å ha lav planteplanktondiversitet.

#### **Hypotese:**

- Ekstremt lave og ekstremt høye konsentrasjoner av Ca fører til redusert diversitet.

#### **Kunnskapsmangler:**

- Testing av hypotesen på et stort analysmateriale fra innsjøer langs hele skalaen av kalsium-innhold, fra de ekstremt lave til de typiske kalksjøene.

### **Metallforurensing**

Svært få undersøkelser er gjennomført for å se hvorledes metallforurensinger påvirker planteplanktonsamfunnet. En av årsakene er at det kan være vanskelig å finne egnete lokaliteter der innsjøene oppstrøms og nedstrøms metallforurensingene har hatt omtrent den samme vannkvaliteten og dermed omtrent samme planteplanktonsamfunn før metallforurensingen satte inn. Dette er nødvendig for å si noe om hvilke arter eller algegrupper generelt som blir påvirket eller forsvinner fra samfunnet med de aktuelle konsentrasjonene av metallforurensning.

Hittervassdraget ved Røros er et vel egnet vassdrag for sammenlignende undersøkelser. Den øverste innsjøen, Store Hittersjøen mottar ikke metallforurensninger, mens den nedenforliggende innsjøen, Djupsjøen, er kraftig påvirket. Begge innsjøene har omtrent samme pH-verdier og konsentrasjoner av næringsalter, konduktivitet, turbiditet og fargetall.

En skulle forvente sterk reduksjon i artsantallet (antall taxa) og endring i samfunnets sammensetning med dominans av andre arter og algegrupper i Djupsjøen sammenlignet med Store Hittersjøen. På den annen side vil algebiomassen totalt ikke nødvendigvis endre seg vesentlig, da det er næringsaltinnholdet i vannmassene som i første rekke avgjør hvor stor algebiomasse en får.

I figur 12 i Brettum og medarb. (1997) er fremstilt variasjonene i totalt algevolum, prosentvis andel av de viktigste algegruppene og tilsvarende variasjoner i noen diversitetsparametre, Shannon's diversitetsindeks og "evenness", samt Berger-Parker's dominansindeks og artsantallet.

Figuren viser tydelig at den totale algebiomassen i de to innsjøene ikke var særlig forskjellig, selv om den gjennomgående var litt mindre i Djupsjøen (den påvirkete innsjøen) enn i Store Hittersjøen. Den prosentvise andel av de viktigste planteplanktongruppene derimot var svært forskjellige. I den upåvirkete Store Hittersjøen var et langt større antall grupper representert enn i Djupsjøen, altså et mye mer divers samfunn. Dette er vist ved høye verdier for Shannon's diversitetsindeks og "evenness", et stort arts- eller antall taxa (varierende mellom 37 og 47) og en svært lav Berger-Parker eller dominansindeks (se Brettum og medarb. 1997). I den påvirkete Djupsjøen ble det en dominans av grønnalger som gruppe, representert ved én art, *Monoraphidium griffithii*. Det er antagelig i første rekke økte konsentrasjoner av kopper og sink som påvirker algesammensetningen.

På samme måte som i sure innsjøer (pH<5) forsvinner også flere vanlige cryptophycéer (svelgalger) som *Rhodomonas lacustris* og *Katablepharis ovalis* og arter innen kiselalgen fra innsjøer med høyt innhold av tungmetallioner.

#### Hypotese:

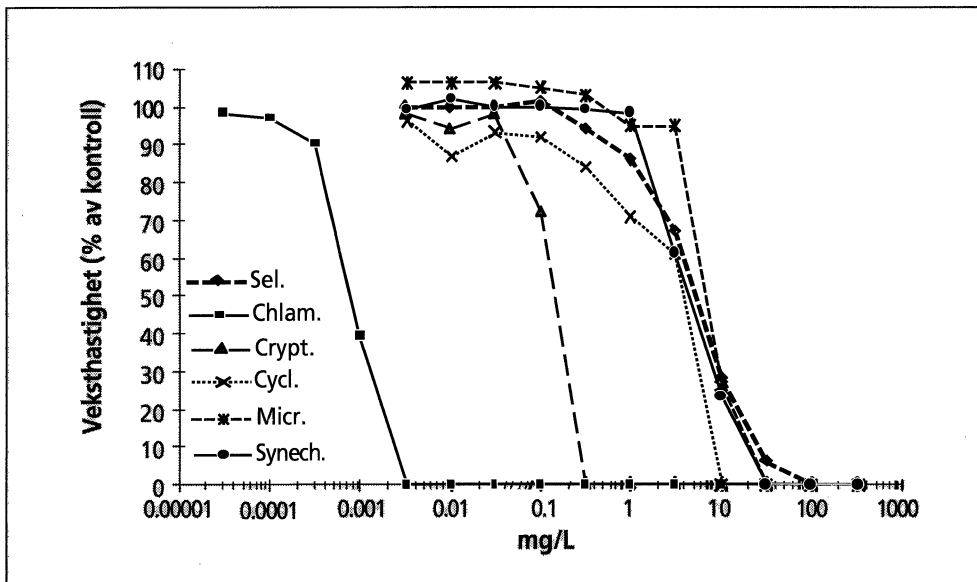
- En del tungmetaller påvirker planteplanktonets sammensetning og reduserer diversitet sterkt.

#### Kunnskapsmangler:

- Mangel på et mer omfattende materiale fra egnete lokaliteter gjør det vanskelig å teste hypotesens eventuelle generelle gyldighet.

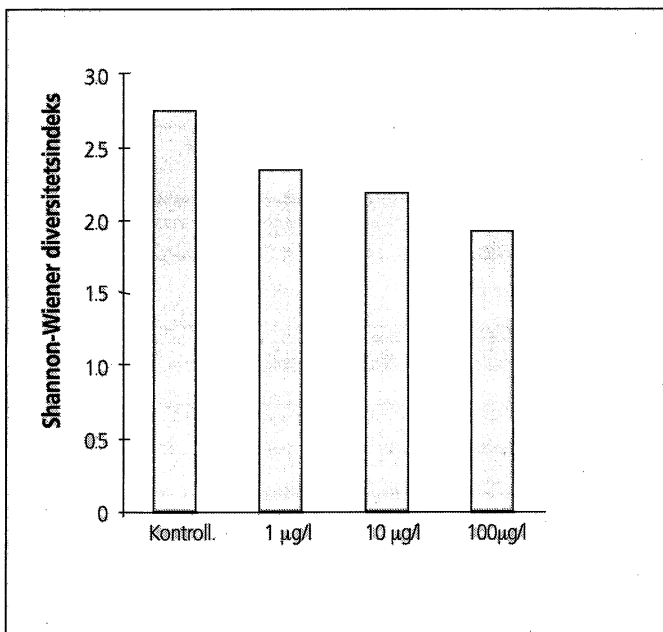
## Organiske miljøgifter

Lite er publisert om organiske miljøgifters påvirkning på planteplanktonets sammensetning, men enkelte eksperimentelle forsøk er utført. Figuren nedenfor (fig.5.3.2) er hentet fra Källqvist & Romstad (1994), og viser hvorledes ulike arters toleranse varierer med hensyn til konsentrasjonen av organiske miljøgifter; i dette tilfelle plantevernmiddelet propiconazol. Figuren viser at av de testete artene var *Chlamydomonas* sp. minst tolerant, deretter kom *Cryptomonas pyrenoidifera*, mens *Selenastrum capricornutum*, *Cyclotella* sp., *Microcystis aeruginosa* og *Synechococcus leopoliensis* var omtrent like tolerante i forhold til dette stoffet. Dette eksemplet viser at organiske miljøgifter kan gi en markert effekt på sammensetningen av planteplanktonsamfunnet, og føre til endring i artsdiversiteten.



**Figur 5.3.2**

Effekten av propiconazol på 6 ulike planteplanktonarter



**Figur 5.3.3**  
Påvirkningen på et naturlig planteplanktonsamfunns artsdiversitet av ulike konsentrasjoner propiconazol.

Det samme stoffets virkning på et naturlig planteplankton, i et felteksperiment fra den oligotrofe, kalkrike, innsjøen Omdalsvatn 50 km nord for Oslo, er vist i figur 5.3.3. Figuren er hentet fra Källqvist og medarb. (1994). Her ser en hvorledes artsdiversiteten, beregnet som Shannon-Wiener diversitetsindeks, avtar markert etter hvert som konsentrasjonen av plantevernmiddelet propiconazol øker.

Bortsett fra ovenfornevnte felt-eksperiment, foreligger det ikke undersøkelser av effekter av plantevernmidler på planteplankton i norske vassdrag. Ut i fra de konsentrasjoner av f.eks. propiconazol og beslektete stoffer som er målt i norske vassdrag (D. Berge pers. medd.) sammenholdt med eksperimentet nevnt ovenfor, må man imidlertid forvente negative effekter på diversiteten i belastete lokaliteter.

#### Hypotese:

- Ulike plantevernmidler påvirker diversiteten av planteplankton.

#### Kunnskapsmangel:

- Undersøkelse av belastete lokaliteter med hensyn på planteplanktonets sammensetning, biomasse og diversitet.



## Fysiske, kjemiske og biologiske forstyrrelser

"Intermediate Disturbance Hypothesis" (Connell 1978) går i korthet ut på:

- Ved fravær av forstyrrende påvirkninger, interne eller eksterne, i et økosystem, vil konkurransen mellom artene føre til at diversiteten blir redusert til et minimum.
- Ved svært kraftige forstyrrelser, interne eller eksterne, vil bare noen få populasjoner av de mest hardføre pionerartene kunne etablere seg på ny etter hver forstyrrende hendelse. Dette fører også til at diversiteten blir redusert til et minimum.
- Hvis forstyrrelsene i eller på økosystemet derimot er av middels hyppighet og / eller intensitet vil det være gjentatte muligheter også for populasjoner av mindre hardføre pionerarter, som ellers ville bli utkonkurrert, til å etablere seg på ny etter hendelsene. Slike midlere forstyrrelser kan være tilstrekkelig til å hindre de mest hardføre populasjonene til å ta over samfunnet og bli helt dominerende, og dermed gi mulighet for sameksistens mellom flere arter i systemet. Effekten av dette skulle være at slike midlere forstyrrelser skulle gi maksimal diversitet.

"Intermediate Disturbance Hypothesis" ble opprinnelig utformet for å forklare den overveldende diversiteten observert i de tropiske regnskoger, men er også forsøkt testet på ulike innsjølokaliteter (Eloranta 1993, Moustaka-Gouni 1993, Olrik & Nauwerck 1993 og Sommer 1993. Konklusjonene av disse undersøkelsene har vært noe divergerende, i første rekke fordi det har vært van-

skelig å få full oversikt over de både indre og ytre faktorer som påvirker planteplanktonsamfunnet.

I sammenheng med IDH (Intermediate Disturbance Hypothesis) og dens forhold til prinsippet om konkurransemessig utelukkelse av arter, er alle hendelser som hindrer dette en forstyrrelse. Med likevekt i systemet, under forhold uten forstyrrelser, har en i praksis satt dette til at 1, 2 eller 3 arter bidrar til mer enn 80 % av den samlede planteplanktonbiomasse, at deres eksistens eller sameksistens varer lenge nok (minst 1-2 uker) og at i denne perioden øker ikke biomassen nevneverdig.

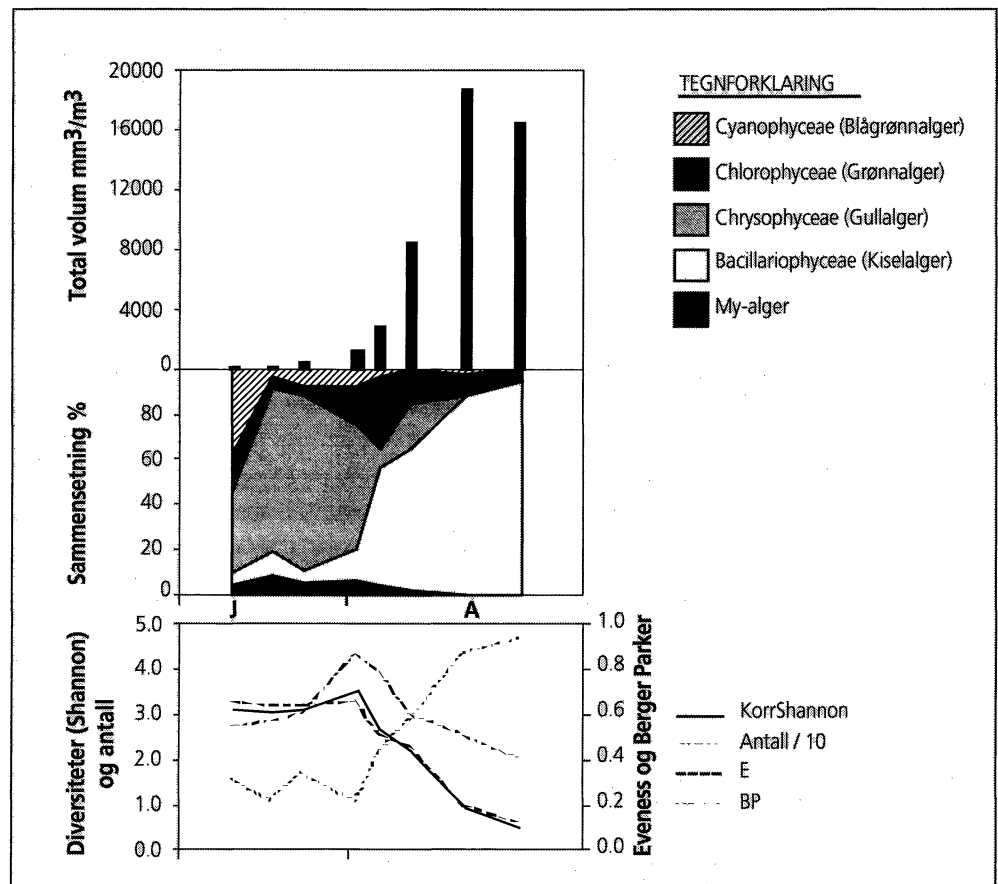
For å teste IDH-hypotesen er det nødvendig med fullstendige analyser av artssammensetning, helst ukentlig i en lokalitet. Videre er det nødvendig med relevante meteorologiske observasjoner som vind, nedbør, temperatursjiktning og skydekke (soltimer), og hydrologiske observasjoner som gjennomstrømningshastighet, temperaturgradienter og omrøringsdyp. Et relativt omfattende analyseprogram av kjemiske parametre vil også være nødvendig. Også biologiske påvirkninger, som bl.a. beiting fra dyreplanktonarter, er det nødvendig å ha kontroll med.

Ved å se på variasjonene i planteplanktonets sammensetning fra uke til uke, og sammenholde dette med de endringer av fysiske, kjemiske og biologiske faktorer som en kan registrere kan en si noe om hvilke faktorer i en innsjø økosystem som i størst grad påvirker planteplanktonsamfunnets sammensetning og diversitet.

Figur 5.3.4 viser at algesamfunnet blir mindre og mindre diversert og mer og mer dominert av én eller et par arter når algesamfun-

**Figur 5.3.4**

Variasjon i totalvolum, prosentvis andel av de viktigste algegruppene og diversitetsindekser i kjemostatforsøk med et naturlig planteplanktonsamfunn som utgangspunkt.



net får anledning til å utvikle seg under stabile forhold blant annet med hensyn til lysforhold, gjennomstrømningshastighet, temperatur og næringsstoffs tilgang. Dette er resultater fra et kje-mostatforsøk (Källqvist upubl.) med utgangspunkt i et naturlig planteplanktonsamfunn. Algebiomassen øker raskt, artsantallet går ned, Shannon-Wieners diversitetsindeks avtar kraftig og Berger-Parkers dominansindeks øker tilsvarende.

#### Hypoteser:

- Ved fravær av forstyrrende påvirkninger, eksterne eller interne, på et økosystem vil likevektstilstand inntre og diversiteten avta. Det samme vil skje ved kraftige påvirkninger. Forstyrrende påvirkninger av midlere karakter vil hindre de konkurransesterke artene å dominere i samfunnet, samtidig som de noe mindre konkurransesterke pionerartene får mulighet til å etablere seg. Dette gir maksimal artsdiversitet.

#### Kunnskapsmangler:

- Hypotesene er ikke testet på innsjølokaliteter i Norge. For å undersøke hypotesens holbarhet er det nødvendig med helst ukentlige prøveinnsamlinger og analyser av planteplanktonsamfunnet, og også dyreplanktonsamfunnet, samtidig som det er mulig å få relevante meteorologiske observasjoner for området i prøvetaksperioden.

### 5.3.2 "Case studies" - Tidsserier fra 3 innsjøer

Planteplanktondata fra tre ulike innsjølokaliteter med tidsserier av observasjoner over en årrekke er fremstilt i form av ulike diversitets-, jevnhets- og dominansindekser (Brettum og medarb 1997). De tre innsjøene er en stor, dyp innsjø, Mjøsa, en middels stor, men relativt dyp innsjø, Gjersjøen ved Oslo og en liten grunn innsjø, Helgetjernet ved Ørje i Akershus.

Alle tre innsjøer har gjennomgått store endringer i løpet av den perioden tidsserien spenner over. Mjøsa hadde en økende eutrofiering som kulminerte i midten av 70-årene med gradvis redusert trofivå som resultat av ulike tiltak i næringsområdet og tilløpselvene for å redusere næringsstoffene. Dette har gitt en bedre "Bottom up" kontroll av planteplanktonet

Gjersjøen hadde også en økende eutrofiering i 1950 og 1960 årene og deretter en redusert trofigrad etter ulike tiltak for å redusere fosformengden i tilløpsvannet. Også dette vil gi en "bottom up" effekt. Utsetting av gjørs i 1980 reduserte i tillegg gjødslingen via mort.

I Helgetjern ble fisken (mort) fjernet og effekten på resten av systemet undersøkt. Det ga en høy biomasse av store daphnier, høyt beitetrykk på algene og dermed bedre "top-down"-kontroll. I hovedrapportene er variasjonen for de ulike indeksene fremstilt i figuren og kommentert mer grundig. Her kan en bare trekke frem i grove trekk hvorledes de ulike indeksene oppfanger de endringer som har skjedd i de tre lokalitetene.

#### Mjøsa

Kjellberg, G. & Brettum, P. (in prep.)

- Framstilling av totalvolum planteplankton viser en klar nedgang etter tiltak.
- Prosentvis andel blågrønnalger (Cyanophyceae) reduseres kraftig og går mot null.
- Andelen av chrysophycéer øker.
- Andelen av diatoméer (pennate) øker igjen etter at blågrønnalgene forsvant.
- Hverken Channon-Wieners diversitetsindeks, jevnhetsindekser (eveness E, Pileou 1975), Berger-Parkers dominansindeks beskriver noen tendens i materialet.
- Hills indekser for andel av vanlige og dominerende arter, viser en tendens til en økning i vanlige arter og en svak nedgang i andel av dominerende arter (N1 og N2).
- Eneste indeks som viser et utslag på materialet er Hills modifiserte jevnhetsindeks (E5).
- I materialet er det sett på variasjonen i andel av lite spisbare arter (spisbarhetsklasse 1) for dyreplankton, arter med moderat spisbarhet (spisbarhetsklasse 2) og arter som er lett tilgjengelig som mat for dyreplankton (spisbarhetsklasse 3). De funksjonelle indeksene viser en svak tendens til nedgang i andel av ikke beitebare arter (spisbarhetsklasse 1) og tilsvarende økning av lett tilgjengelig føde (spisbarhetsklasse 3).

#### Gjersjøen

Faafeng, B.A. & Oredalen, T.J (1996)

- Totalt planteplanktonvolum viser en gradvis nedgang i mengde etter 1969, mens andel blågrønnalger (Cyanophyceae) avtok raskt i perioden 1981-82, til fordel for et samfunn dominert av diatoméer (kiselalger) og cryptophycéer (svelgalger).
- Andel av chrysophycéer (gullalger) økte kraftig etter 1981-82. Stor andel av denne gruppen er vanlig under mer oligotrofe forhold.
- Berger-Parkers dominansindeks beskriver godt endringer i Gjersjøen.
- Antallet av vanlige og svært vanlige eller dominerende arter, Hills N1 og N2, viste en økning.
- Jevnheten beregnet som E (Pielou 1975) viste tydelige forskjeller før og etter 1981-82 med økt jevnhet etter disse årene. Hills modifiserte jevnhetsindeks, E5, fanget ikke opp endringer like bra som Pielous jevnhetsindeks. Årsaken kan være at E5 er ganske uavhengig av antall registrerte arter og bare angir forholdet mellom "vanlige" og "svært vanlige" arter, mens Pielou's indeks er følsom for antall registrerte arter. Dette kan bety at antallet arter med liten forekomst har økt.
- Den funksjonelle diversiteten i form av fordeling mellom "spisbarhetsindeksen", viser klar endring i Gjersjøen. Gruppen av vanskelig tilgjengelige, lite spisbare arter (spisbarhetsklasse 1) dominerte fram til 1981-82, mens andelen av intermediære og lett spisbare former (spisbarhetsklasse 2 og 3) økte etter dette.

## Helgetjernet

Faafeng, B.A. & Brabrand, Å. (1990)

- Helgetjernet ble belastet med urent avløp fra bebyggelsen i omgivelser i mange år og hadde store oppblomstringer av blågrønnalger (Cyanophyceae). Innsjøen ble brukt i et eksperiment med fjerning av fisk (mort) ved hjelp av rotenon ("top-down"-kontroll) to ganger, og begge de påfølgende år (1985 og 1987) var algemengden vesentlig redusert pga. beiting fra høye konsentrasjoner av *Daphnia*.
- Hverken Shannon-Wieners indeks eller Berger-Parkers indeks tyder på spesielle endringer i diversiteten i 1985 og 1987 til tross for dramatisk reduksjon i biomassen. Shannon-Wiener økte i perioden 1983-86, for så å stabilisere seg, tilsvarende avtok Berger-Parker i den samme perioden.
- Heller ikke Hills indekser; N1, N2 og E5 eller Pielous E ble systematisk endret pga. manipuleringer.
- Andelen av lite spisbare arter (spisbarhetsklasse 1) ble tydelig redusert de to årene med høyt beitepress, mens middels spisbare og lett spisbare arter (spisbarhetsklasse 2 og 3) økte.
- Andel chrysophycéer økte, særlig i 1985.

### 5.3.3 Sesongvariasjoner over trofigradienten

Jo mer lik vannkvaliteten er mellom innsjøer, dess mer like vil planteplanktonsamfunnene være, både med hensyn på biomasse, prosentvis sammensetning av algegruppene og de viktigste artene. Dette gjelder først og fremst de oligotrofe innsjøene. I de mesotrofe, og særlig de eutrofe innsjøene vil algesamfunnene være tildels svært variable med store svingninger i algebiomassen og raske suksesjoner (Lyche 1990, 1995). Inndeling av innsjøene i klasser etter økende grad av eutrofiering er som oftest basert på maksimum registrert totalvolum planteplankton og gjennomsnittsvolum gjennom vekstsesongen (Brettum 1989), eller på innholdet i vannmassene av klorofyll a eller totalfosfor.

Artsmangfoldet og samfunnets sammensetning kan variere sterkt også blant innsjøer av samme trofigrad, og de kan ha svært forskjellig suksesjon i planteplanktonsamfunnet gjennom vekstsesongen, selv om den totale algebiomassen er av samme størrelsesorden. Dette skyldes at artsammensetningen også påvirkes av andre faktorer enn P-konsentrasjonen, som f.eks. humusinnhold, turbiditet, kalsiuminnhold, metallkonsentrasjon, temperatur, lysforhold og vindpåvirkning.

#### Oligotrofi

Går en inn på artsammensetningen i oligotrofe innsjøer vil en se at samfunnene har ganske stor grad av likhet hva angår de viktigste artene. Chrysophyceae (gullalger) er viktigste gruppe, mens andel av de andre gruppene er mer jevnt fordelt.

Ser en på de testete indeksene, varierer Shannons indeks og "evenness" relativt lite gjennom vekstsesongen.

Blant de oligotrofe og ultraoligotrofe innsjøene er det vanligvis

mindre forskjeller i algemengde og artssammensetning, enn blant innsjøer innenfor de andre trofinivåene.

#### Mesotrofi

Gruppen Chrysophyceae (gullalger) er vanligvis den viktigste også blant disse innsjøene, men ofte i mindre grad enn i de mer næringsfattige, oligotrofe, innsjøene. I noen mesotrofe innsjøer er arter innen gruppen Cyanophyceae (cyanobakterier, blågrønnalger) vanlig i planteplanktonet, i andre blir slike arter ikke registrert. De middels næringsrike, humøse innsjøene i lavlandsområdene på Østlandet har ofte en større andel av gruppen Raphidophyceae, med arten *Gonyostomum semen*, i vannmassene. Denne arten er mest dominerende i planktonet om sommeren og tidlig høst.

Indeksene viser høye verdier for Shannon-Wieners diversitetsindeks og "evenness" i slike innsjøer, men noe varierende gjennom sesongen avhengig av temporær dominans av enkelte arter. Dette gir seg utslag i Berger-Parkers dominansindeks.

Artsantallet (antall taxa) er høyt i de mesotrofe innsjøene, ofte registreres 60-80 taxa pr analysert prøve. Artsammensetningen i de middels næringsrike, mesotrofe innsjøene er ofte svært forskjellig, med tildels vidt forskjellige arter som de viktigste. Innsjøene kan inneholde elementer både av oligotrofe og eutrofe arter.

#### Eutrofi

Et viktig element i algesammensetningen blant de eutrofe, næringsrike innsjøene er et stort og oftest dominerende innslag av gruppen Cyanophyceae (cyanobakterier, blågrønnalger) gjennom det meste av vekstsesongen, særlig sommer og tidlig høst. I mange av disse innsjøene kan én eller et par arter innen gruppen til de grader dominere med mer enn 90 % av det samlede planteplanktonvolum i perioder. I slike innsjøer vil artsdiversiteten på disse tidspunktene være svært liten, mens den til andre tider kan være ganske høy.

Indeksene viser at variasjonene i Shannon-Wieners diversitetsindeks og "evenness" følger hverandre tett gjennom sesongen, og at Shannon-Wieners indeks kan variere fra 0.5 på det laveste, til mellom 3.5 og 4 om våren og høsten. Berger-Parkers dominansindeks viser en kraftig økning når diversiteten er som lavest, slik en forventer. Variasjoner i artsantallet viser også en markert nedgang når diversiteten er som lavest.

#### Hypoteser:

- Artsammensetning og diversitet varierer relativt lite blant oligotrofe innsjøer, men mer blant meso- og eutrofe innsjøer.
- Sesongvariasjonen er også større i de eutrofe innsjøene, med periodisk lav diversitet og lavere artsantall.

#### Kunnskapsmangler:

- Mer systematisk oversikt over variasjonene i sammensetning og diversitet for sjøer innen samme trofinivå, sammenstilt med ulike miljøfaktorer. Dette vil gi innsikt i hvilke andre faktorer som er mest avgjørende for om to innsjøer innen samme trofinivå er svært like hverandre eller har stor ulikhet med hensyn til sammensetning og diversitet.

## 5.4 Bunndyr

Torleif Bækken, NIVA, Kaare Aagaard, NINA, Terje Nøst, NINA, Karl-Jan Aanes, NIVA og Bodil Wilmann, NINA



**Vann-nymfe (Lestes sponsa).** Foto: Kaare Aagaard.

### Innledning

Bunndyrene utgjør både med sin artsrikdom og med sin individrikdom en viktig del av de biologiske mangfold i ferskvann. Som bunndyr regner vi her alle invertebrater unntatt de som omtales i planktonkapitlet. En oversikt over de viktigste gruppene er gitt i tabell 5.4.1 Fullstendig oversikt over alle grupper med de kjente norske artene er gitt i Aagaard og Dolmen (1996).

Bunndyr opptrer både i rennende og stillestående vann. Ulike arts- og gruppesammensetninger kjennetegner de ulike habitatene og dette gjør det vanskelig å omtale bunndyr under ett. Til rennende vann hører særlig grupper som steinfluer, døgnfluer, vårfluer og fjærmygg. I de store innsjøenes dypområder finner vi et artsfattige samfunn som domineres av fjærmygg, fåbørstemark og muslinger. I innsjøenes grunnområder er artsmangfoldet stort og omfatter de fleste gruppene

som er nevnt foran. I mindre dammer og tjern vil artsammensetningen ofte preges av vannlevende teger og biller, øyenstikkere og ulike tovinger.

Sammensetningen kan være sterkt påvirket av fiskepredasjonen. Flere bunndyrarter, særlig arter som forekommer i små dammer, er ført opp opp på den norske rød data listen.

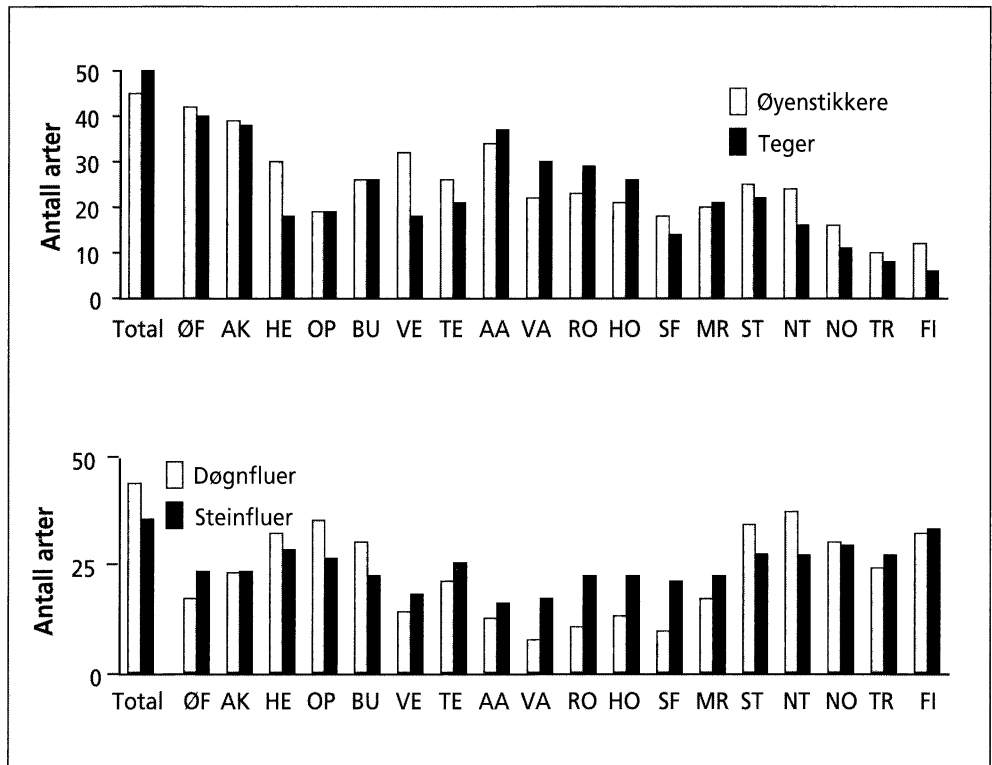
Det er stor geografisk variasjon når det gjelder artsantall i de fleste gruppene. For mange grupper er det et gjennomgående trekk at artsantallet er høyest i de lavereliggende delene av Østlandet. Fra dette området avtar artsantallet mot sør og vest og mot nord, eksempler på dette finner vi hos øyenstikkere og vannteger. Men mønstret brytes av grupper som er bundet til kaldt, oksygenrikt vann slik som steinfluer. For denne ordenen er artsantallet høyest i nord (fig 5.4.1).

**Tabell 5.4.1** Noen viktige grupper av bunndyr ( $x$ = få arter,  $xx$  og  $xxx$  flere eller mange arter)

Gruppe	Antall arter i Norge	Rennende vann	Stillestående vann	Antall arter på rød data liste
Fjærmygg	505	xxx	xxx	ikke vurdert
Knott	51	xx		ikke vurdert
Vårfluer	191	xxx	xxx	46
Steinfluer	35	xx	x	4
Døgnfluer	25	xx	xx	9
Snegler	27	x	xx	9
Muslinger	23	x	xx	6
Rundormer	57	xx	xx	ikke vurdert
Fåbørstemark	50	xx	xx	ikke vurdert
Øyenstikkere	45	xx	xx	27
Vannteger	50	x	xx	3
Vannbiller	274	xx	xxx	1 -ikke vurdert
Storkreps	12	x	x	ikke vurdert

**Figur 5.4.1**

Geografisk variasjon i antall arter av steinfluer, døgnfluer, øyenstikkere og vannteger. Søylen viser det kjente artsantallet i hele landet og i hvert enkelt fylke. Etter Aagaard og Dolmen 1996)



### 5.4.1 Artsmangfold i ulike bunndyr-grupper

I Norge har bunndyrundersøkelser ofte vært begrenset til en inventering av **steinflue-** og **døgnflue-**faunaen. Slik informasjon foreligger fra mellom 700 og 1000 stasjoner i rundt hundre vassdrag. Et utvalg av dette materialet er analysert ved hjelp av ordinasjonsmetoder og omtalt i 5.4.3. Steinfluer (Plecoptera) og døgnfluer (Ephemeroptera) med henholdsvis 35 og 45 norske arter er godt undersøkt i Norge og det foreligger flere zoogeografiske analyser av steinfluefaunaen (Lillehammer 1974, 1985). Særlig steinfluene er rentvannsformer som vil forsvinne dersom

vassdraget er utsatt for større forurensninger og denne gruppen har derfor en tendens til å falle ut i tettstedsnære omgivelser.

**Vårfluer** (Trichoptera) er ved siden av de to nevnte gruppene en av de mest vanlige gruppene i ferskvann. Men gruppen er langt mer artsrik med opp mot to hundre arter og blir tradisjonelt ikke bearbeidet på samme nivå. Det foreligger derfor bare et begrenset antall undersøkelser hvor alle arter av vårfluer i vassdraget er rapportert. I langt flere tilfeller er et titalls arter oppgitt, basert på en type innsamling som ikke er tilstrekkelig til å gi et godt bilde av alle artene av denne gruppen (Solem 1987). Vårfluer avtar også i artsrikhet i tettstedspåvirkete lokaliteter.

**Fjærmygg**-faunaen er relativt lite undersøkt i Norge. Det foreligger undersøkelser fra et titalls vassdrag og opp mot hundre innsjøer. Fjærmygg (Chironomidae) som er en familie innen ordenen tovinger (Diptera), er den artsrikste gruppen i ferskvann. Til nå har vi påvist litt over fem hundre arter i Norge, men dette tallet vil sannsynligvis øke med ett til to hundre arter. Fjærmygg finnes i alle typer ferskvann, fra fjellbekker til dypområdene i store innsjøer, og fra saltpåvirkete dammer på svabergene til fuktig eng. Fjærmygg har vært brukt som indikatororganismer på eutrofiering av innsjøer i snart 70 år. Analyser av fjærmyggfaunaen i dypområdene av innsjøer kan gi meget pålitelige indikasjoner på hvilke innsjøer som er så eutrofe at de har oksygenmangel i dypområdene i deler av året. Disse indikatorartene er mindre utprøvd for rennende vann, men sterkt eutrofe strekninger av vassdrag vil bli identifisert ut fra en fjærmyggfauna som består av et fåtall arter og som også er en av et fåtall grupper (som fåbørstemark, blomsterfluer) som blir funnet. På den andre siden av den trofiske skalaen er andre arter av fjærmygg de eneste insektlarvene som blir funnet øverst opp i en brebekk.

Undersøkelsene i Atnavassdraget viser klart en sonering av fjærmyggsamfunnet fra 1300 moh og ned til det samfunnet som finnes på 300 moh (Figur 5.4.2). Artsutskiftingen er markant, og mindre enn 20 arter av de 140 som er funnet i vassdraget finnes fra de øverste til de nederste stasjonene (fig 5.4 2). Vi kan derfor peke på arter som er klare fjellarter og som vi ikke vil forvente i de nedre deler av et vassdrag. Det vil imidlertid nesten alltid være fjærmygglarver tilstede i ferskvann. I områder som mottar utslipp fra tettsteder vil vi finne et utvalg av få, men tolerante arter av fjærmygg. Når det gjelder den geografiske utbredelsen av de ulike artene i Norge, vet vi for lite om hvor de sjeldnere artene finnes til å kunne si noe eksakt om arter med en liten utbredelse.

**Øyenstikkere** (Odonata) blir av metodiske grunner registrert i andre inventeringer og ofte fra andre lokaliteter enn de gruppene som er nevnt hittil. Gruppen er godt analysert med tanke på bevaringsbiologiske problemstillinger. Dolmen (1995) gir eksem-

pler på sammenligninger mellom en del miljøkjemiske faktorer og utbredelse og gir også prognoser for hvordan kalking vil virke inn på enkelte acidofile arter (figur 5.4.3).

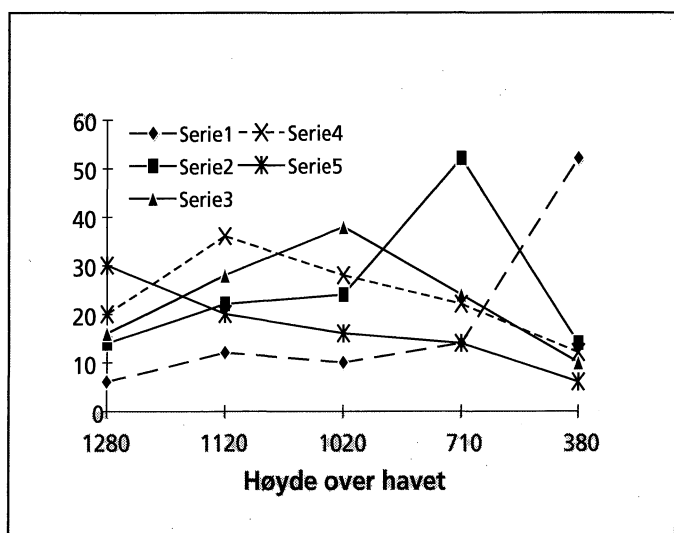
Gruppen omfatter de egentlige øyenstikkerne eller libellene og vannymfene, tilsammen 45 norske arter. Larvene lever på bunnen og i vegetasjonen på relativt grunt vann, helst i mindre dammer og vannløp. Utbredelsen av artene i Norge er relativt godt kjent. Artsantallet er høyest i de varmeste delene av landet og mindre enn halvparten av artene er funnet i landets tre nordligste fylker. Hele 27 arter er tatt med på den norske rød data liste av 1992 (DN-rapp 1992:6).

Artsmangfoldet av øyenstikkere er truet av drifts-enderinger i jordbruk og skogbruk. Drenering, gjenfylling og forurensning av dammer og tjern er alvorlige trusler mot denne gruppen. Også i bynære områder er arealbruksendring en viktig årsak til at egnede habitater går tapt. På en annen side er det mulig med enkle midler å skape eller bevare små dammer som kan bli kolonisert av flere av de aktuelle artene.

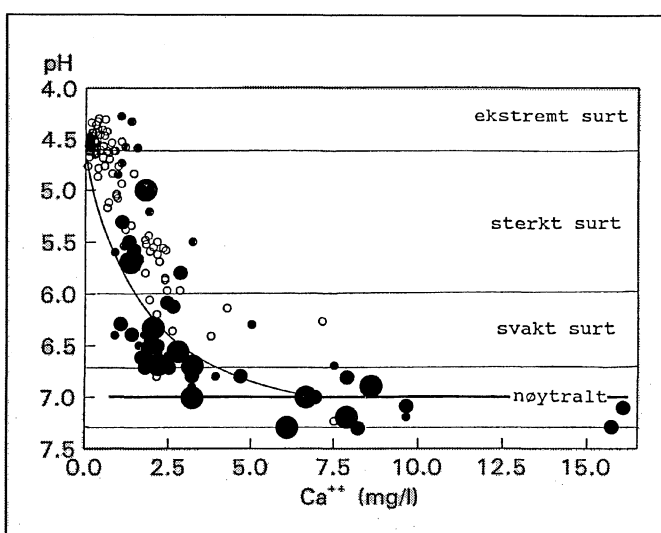
Vannlevende arter av **teger** (Hemiptera) og **biller** (Coleoptera) forekommer i stort antall i mindre vannansamlinger. Disse gruppene inngår heller ikke i de vanlige ferskvannsundersøkelsene og er stort sett bare kjent fra inventeringer som tar sikte på å kartlegge disse artene som f.eks en del av den verneverdige faunaen. Disse gruppene blir påvirket av de samme faktorene som avgjør øyenstikkernes utbredelse.

**Fåbørstemark** (Oligochater) blir ofte behandlet sammen med fjærmygg, men det mangler ennå tilsvarende analyser for norsk materiale. Det foreligger et kartverk over de 50 kjente artenes utbredelse i Sør.-Norge (Bremnes og Storeid 1994)

**Snegler**(Gastropoda) og **muslinger** (Bivalvia) er meget godt undersøkt i Norge og det foreligger grundige analyse av artenes utbredelsesmønster og ulike miljøfaktorer som er antatt å be-



**Figur 5.4.2**  
Artsantall og utskifting av fjærmyggarter langs en høydegradient fra 1300 til 300 m.o.h i Atnavassdraget (Fra Aagaard et al. 1989).



**Figur 5.4.3**  
Forekomst av øyenstikkerarter i lokaliteter med ulik surhet og kalkinnhold (Etter Dolmen 1995)

stemme denne (J. Økland 1990, K.A. Økland & Kuiper 1982). Som eksempel har vi her tatt med en figur 5.4.4 som viser høydegrensener for norske sneglearter. De store muslingene som elvemusling og dammuslingene er populære innslag i faunaen.

Ulike grupper av **storkreps** (Malacostraca) som edelkreps, asell og marflo-artene er godt kjent i Norge. Flere av artene er vurdert med tanke på en ny rød data liste. Edelkreps kan høstes og forvaltes etter egne bestemmelser for denne arten.

## 5.4.2 Ulike typer forurensning

Bunndyrsamfunnet er utsatt for en blanding av ulike stoffer som lar seg løse i vann eller transporteres som partikler. For å kunne diskutere effekten av de ulike stoffene er de her omtalt i egne avsnitt for 1) virkning av organisk stoff, 2) eutrofiering, 3) forurensning, 4) giftvirkning og 5) virkning av partikulært materiale. Videre er det gitt en oversikt over spesifikke forurensningsindekser basert på bunndyrsamfunnet

### Forurensningsindekser

Fordi forurensningsindeksene baserer seg på viten om forskjellige arters og gruppers krav til sitt miljø, er det høyst relevant å bruke slike for å angi vannkvalitet. Mange indekser er utviklet jfr. Aanes & Bækken (1989). Da forskjellige land har forskjellige naturforhold, fauna og forurensningsproblemer, har det vært en del tilpasninger av indekstyper til de enkelte lands behov. Indeksene er i hovedsak tiltenkt brukt ved organiske forurensninger, men kan også fungere ved en mer sammensatt "generell forurensning".

Det første forsøket på å klassifisere vannlevende organismer som indikatorer på vannkvalitet ble gjort av Cohn (1870). Senere utvik-

let Kolkwitz & Marsson (1902, 1908, 1909) et system som koblet sammensetningen organismer i vannet med graden av organisk forurensning. Systemet ble betydelig utviklet og er i dag kjent som saprobiesystemet, og er i vanlig bruk i flere europeiske land. Organismene gis en saprobieindeks og vannkvaliteten klassifiseres i såkalte saprobieklasser. Systemet kan i prinsippet anvendes på alle vannlevende organismer. Organismene bestemmes til artsnivå.

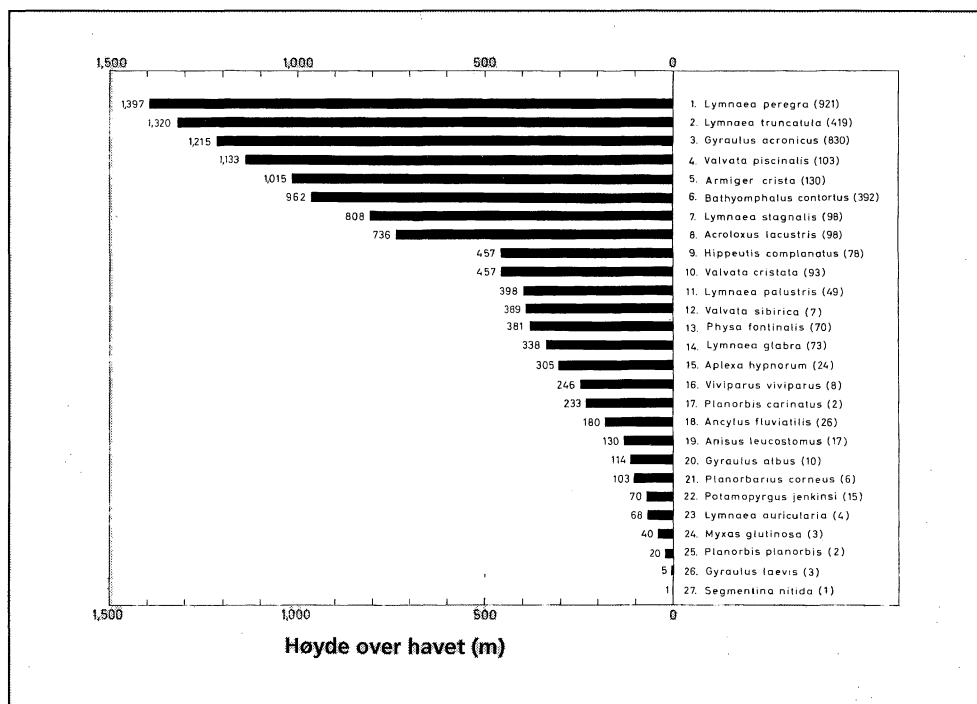
Trent Biotic Index ble utviklet av Woodiwiss og første gang brukt i 1960. Det ble brukt bunndyr fra strømpartier i en del engelske elver. Woodiwiss (1960) laget en tabell med nøkkelgrupper/indikatorgrupper basert på toleranse overfor organisk forurensning. Ved tilstedeværelse og/eller fravær av nøkkelgrupper kom en så utmed én indeksverdi varierende fra 0 til 10. (0-X). 10 står for rent vann og 0 for maksimal forurensning. Denne måten å bruke bunndyrdata på karakteriserer vannforekomsten i forhold til forurensning med én verdi. Metoden er enkel; den krever bare kvalitative prøver (sparkeprøver) og liten grad av taksonomisk ekspertise.

Senere versjoner av Trent-indeksen er utviklet for danske forhold (Dansk Fauna Indeks) (Andersen et al. 1982, 1984). Den synes å ha en større presisjon og følsomhet enn Trent Biotic Index. Det er brukt tilstedeværelse/fravær av nøkkelgrupper, men i tillegg justeres indeksen med "positive og negative diversitetsgrupper". Det betyr at man bruker rentvannsarter/grupper i et foreliggende materiale til å justere indeksverdien mot renere-vann-verdi. Og man bruker mer tolerante arter/grupper til å justere mot indeksverdier for mer forurenset vann. Indeksverdiene angir graden av organisk belastning gradert fra I til IV.

Senere ble det utviklet indekser med et "score-system". Bunndyrene rangeres etter deres toleranse overfor forurensning. Den mest kjendte og vanligste er den såkalte BMWP-indeksen utviklet for bruk i Storbritannia (Biological Monitoring Working Party, 1978). Bunndyrene bestemmes til familier. Familiene rangeres

**Figur 5.4.4**

Høydegrensener for ulike sneglearter i Norge. Tallene i parentes etter navnet på arten angir antall lokaliteter hvor arten er påvist. (Etter J. Økland 1990)



etter deres toleranse overfor forurensninger. Registrerte familier gis en tallverdi (score) fra 1 til 10. Tolerante familier gis lave verdier, mens intolerante familier får høye verdier. Tallverdiene summeres og vi får total score; indeksverdien.

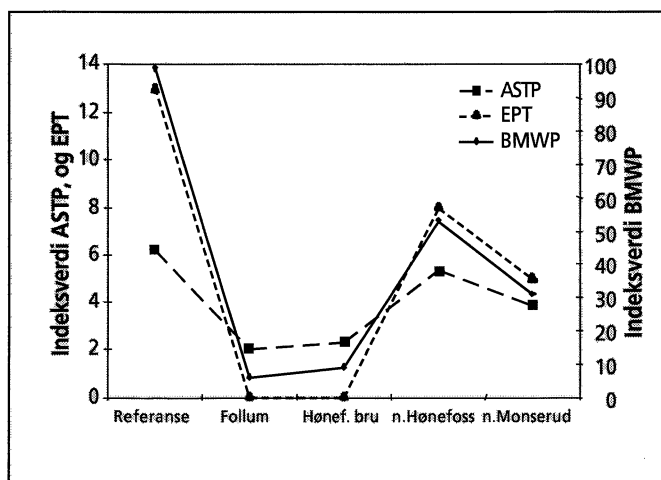
En svakhet med indeksen i denne formen er at den også gir lave verdier for artsfattige samfunn på rentvannslokaliteter, f.eks. i de øvre og upåvirkede delene av et elveløp. Dette problemet ble løst ved å regne ut en gjennomsnittsverdi (ASTP); total score delt på antall poenggivende familier: ASPT (Average Score Per Taxon) = BMWP/antall familier. Analysemetoden (BMWP og ASTP) er lite arbeidskrevende og man klarer seg med kvalitative prøver (sparemetoden).

## Virkning av organisk stoff

Organisk stoff kan forekomme oppløst i vannmassene eller i form av partikulært materiale. Det er i hovedsak 3 kilder:

1) humusstoffer fra skog og myrområder, 2) tilførsler fra menneskelige aktiviteter. Her kan nevnes kloakkvann, utslipp fra treforedlingsindustri, næringsmiddelindustri o.a. og tilførsler fra jordbruket, f.eks. silosaft. 3) produksjon av organisk stoff i selve vannforekomsten (se under kapittel Eutrofiering).

Ved organisk forurensning forstås oftest pkt 2). Dette er den klassiske formen for forurensning. Virkningene av denne type utslipp er oftest forutsigbare. Den økologiske effekten ser en ved at bunndyrsamfunnet skifter karakter og det biologiske mangfoldet endres. Forurensningen begunstiger bunndyr som tolererer lave oksygennivåer og kan utnytte det organiske materialet som næring. Figur 5.4.5 viser hvordan bunndyrsammfunnet endrer karakter nedstrøms utslipp av organisk materiale. Det biologiske mangfoldet gjenopprettes gradvis når levevilkårene blir akseptable. Under nedbrytningen av det organiske materialet frigjøres næringssalter som kan resultere i økt plantevekst lengre nede i vassdraget (eutrofiering).



**Figur 5.4.5**  
Biologisk mangfold oppstrøms og nedstrøms Hønefoss. Uttrykt som forurensningsindekser (BMWP, ASTP), og som artsmangfold i gruppene døgnfluer, steinfluer og vårfluer (antall EPT).

## Hønefoss/Follum

Det biologiske mangfoldet nedstrøms Hønefoss er redusert på grunn av utslipp av organisk materiale fra Follum fabrikker (Berge et al. 1994). Figur 5.4.5 viser mangfoldet uttrykt som to forurensningsindekser (BMWP og ASTP) og som artsmangfold i gruppene døgnfluer steinfluer og vårfluer (antall EPT; Ephemeroptera/Plecoptera/Trichoptera).

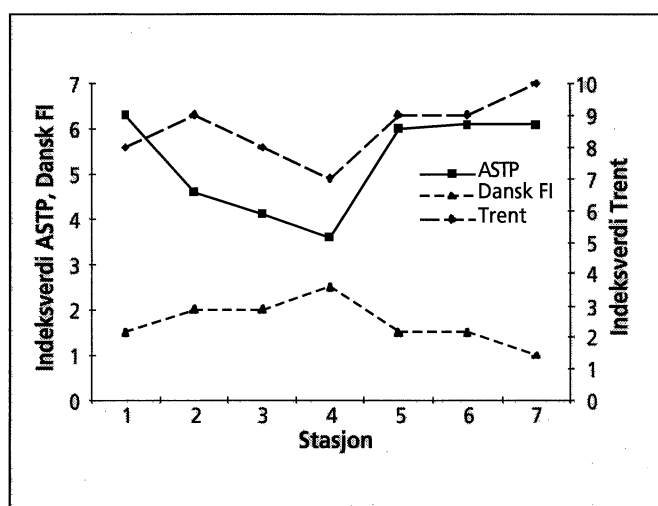
## Eutrofiering

Begrepet eutrofiering brukes for å beskrive tilgangen på næringssalter og biologiske produksjonsvilkår i vann. I ferskvann er tilgangen på fosfor oftest avgjørende for eutrofiutviklingen. I mange, særlig større elvesystemer, finnes en langsgående gradient fra oligotrofi (næringsfattig) øverst til eutrofi (næringsrik) nederst i vassdraget. Faunaen i de øvre delene er basert på næring i form av organisk materiale fra land (gress, blader o.l.). Nedover i elvesystemet blir denne næringskilden relativt mindre, mens planteproduksjonen i selve elva blir viktigere. Samfunnets funksjonelle oppbygging endres. Arter som kan utnytte den økte primærproduksjonen (f.eks. enkelte døgnfluearter) vil utgjøre en større del av faunaen. Tettheten av individer i bunnsfaunaen vil øke som funksjon av økt næringstilbud.

Nedstrøms et utslipp av organisk materiale får vi en suksesjon av samfunnstyper. Under nedbrytningen av det organiske materialet frigjøres plantenæringsalter som gir en eutrof situasjon, og bunnsfaunaen innretter seg deretter.

## Arnavassdraget - eutrofi/organisk/generell

I Arnavassdraget ved Bergen ble sammensetningen av bunndyrsammfunnene analysert (Aanes & Bækken 1989). Det biologiske mangfoldet var endret og redusert på de mest forurensede stasjonene. De biologiske forholdene i elva speiles i forurensningsindeksene og viser den generelle forurensningstilstanden i Arnavassdraget (fig 5.4.6).



**Figur 5.4.6**  
Biologisk mangfold vist som forurensningsindekser (ASTP, Dansk Fauna Indeks, Trent Biotic Index) i Arnavassdraget



Eutrofiering av innsjøer påvirker faunasammensetning i bunnområdene slik at arter som krever oksygenrikt miljø gradvis fortrennes av arter som kan leve kortere eller lengre perioder under de nesten oksygenfrie tilstandene som opptrer i eutrofe innsjøer. Dette gjør det mulig å klassifisere innsjøene på en trofiskala etter sammensetningen av fjærmyggfaunen i dypområdene. Flere undersøkelser har vist god korrelasjon mellom denne klassifiseringen og konsentrasjonene av fosfor og nitrogen (Sæther 1979, Aagaard 1986).

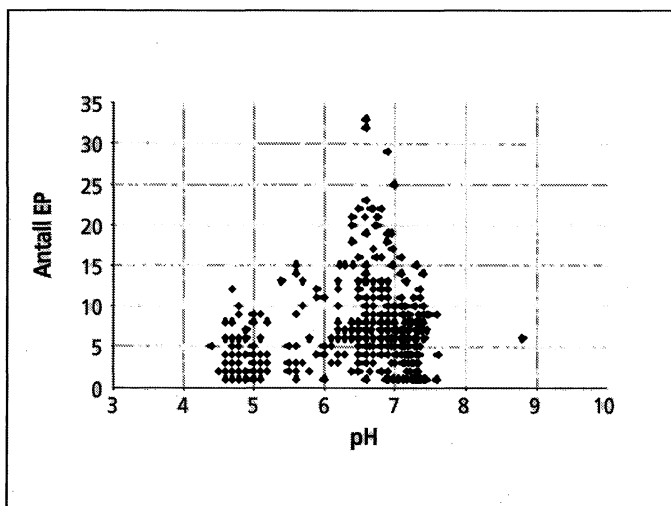
## Forsuring

Forsuring av vann er et av de alvorligste forurensningsproblemer i nyere tid. Forsuringen påvirker alle nivåer i økosystemet. Flere arter i bunndyrsamfunnet er følsomme overfor forsuring. Blant disse er marflo, flere døgnflue- og sneglearter (Bækken & Aanes 1990).

Tre hovedtyper av mekanismer påvirker organismene ved forsuring:

- 1) lav pH påvirker fysiologien til organismene.
- 2) metaller (f.eks. aluminium) frigjøres ved lav pH i en form og i en konsentrasjon som er giftig for organismene.
- 3) indirekte effekter ved redusert primærproduksjon, redusert bakteriell nedbrytning og endrede konkurranse- og predasjonsforhold.

Det er utviklet indekssystemer som viser virkningen av forsuring på mange arter i bunndyrsamfunnene. (Engblom & Lingdell 1983, Raddum & Fjellheim 1984). Biologisk mangfold avtar med økt forsuring. Biologisk mangfold målt ved totalt antall arter av døgnfluer og steinfluer (antall EP) viser avtagende artsdiversitet med økt forsuring og mot mer basiske forhold (figur 5.4.7).



**Figur 5.4.7**

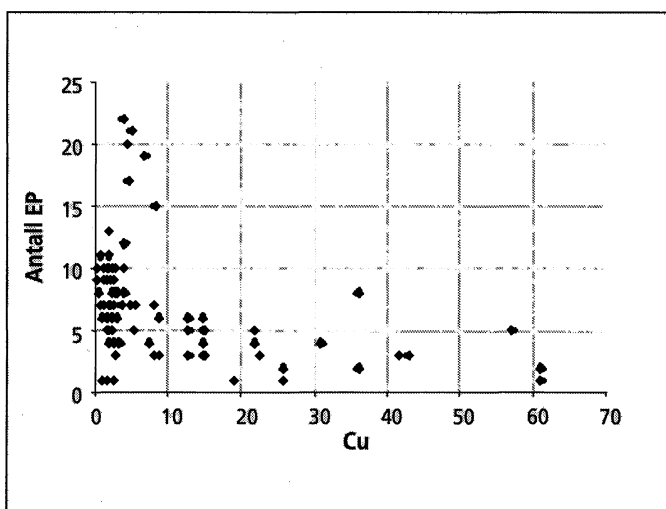
Biologisk mangfold uttrykt som antall døgnfluearter og steinfluearter (antall EP; Ephemeroptera-Plecoptera) på 430 lokaliteter langs en pH-gradient.

## Miljøgifter

Miljøgifter utgjør et bredt spekter av stoffer. De kan inndeles i fire hovedgrupper.

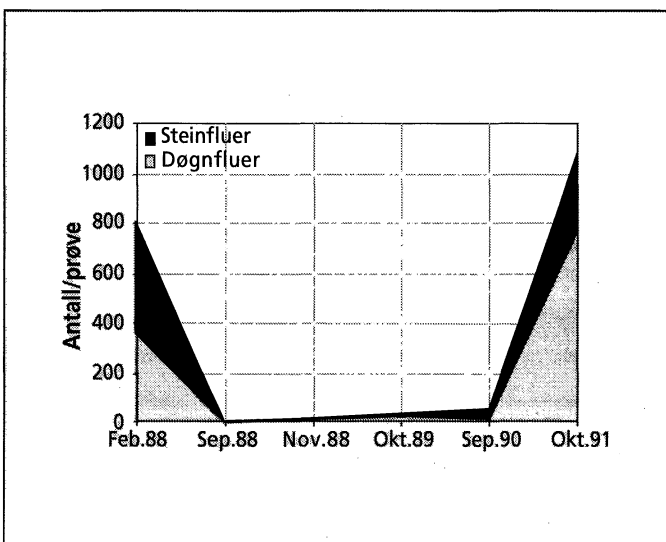
- 1) Metaller: kobber, sink, kvikksølv, kadmium, bly, nikkel m.fl.
- 2) Klorerte hydrokarboner: polyklorerte bifenyl (PCB), heksaklorbenzen (HCB) m.fl.
- 3) Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).
- 4) Andre: fenol, ammoniakk, klor, homonhermere m.fl.

Metallforurensninger finnes først og fremst i avløpsvann fra gruveområder, f.eks. i Sulitjelmavassdraget, Folla, Øvre Glomma, Øvre Gaula, Orkla, Namsen m.fl. Metaller kan også forekomme i industriutslipp (f.eks. Hunnselva, Gjøvik). Klorerte hydrokarboner anvendes blant annet i flere plantevernmidler. PAH oppstår ved forbrenning og ved fyringsanlegg i smelteverksindustrien. Andre



**Figur 5.4.8**

Biologisk mangfold uttrykt som antall døgnfluearter og steinfluearter (antall EP; Ephemeroptera-Plecoptera) på 86 lokaliteter langs en gradient av kobberkonsentrasjoner.



**Figur 5.4.9**

Tettheten av døgnfluer og steinfluer i Vetlefjordelva før, under og etter sterk påvirkning av uorganiske partikler.

kilder for PAH er bileksos og vei- og dekk- slitasje. En rekke andre miljøgifter kan komme ut i vassdragene ved utslipp fra ulike typer industri, fra renseanlegg og som langtransporterte luftforurensninger.

Miljøgiftene kan være akutt giftige selv i små konsentrasjoner. Mange er tungt nedbrytbare i naturen og flere kan oppkonsentreres i organismer og næringskjeder. Generelle økologiske konsekvenser av giftutslipp er redusert biologisk mangfold og individantall. Biologisk mangfold uttrykt som antall arter døgnfluer og steinfluer (antall EP) viser at mangfoldet reduseres ved økende kobberkonsentrasjoner (figur 5.4.8). Giftstoffer kan virke selektivt og tolerante arter kan øke sin abundans.

Tungmetallene virker ulikt i ulike vannkvaliteter. Giftvirkningen avhenger av faktorer som temperatur, pH, alkalinitet og organisk materiale. Det innebærer at det biologiske mangfoldet i oligotrofe elver er mer utsatt enn i eutrofe elver.

### Virkning av uorganiske partikler

Uorganiske partikler kan komme ut i elveløp som erosjonsmateriale fra landbruks/skogbruksaktiviteter eller ved ulike typer anleggsvirksomheter. Vassdrag har i ulik grad også naturlige tilførsler av erosjonsprodukter. Dette kan være breslam og erosjonsmateriale fra sand, leire og løsavsetninger.

Partikler transporteres i vannet eller sedimenteres. Næringsemner for bunndyrene, slik som påvekstalter og organiske partikler, slites vekk eller dekkes til. Filtrerende organismer kan få slammet ned eller ødelagt fangstredskaper. Det biologiske mangfoldet endres. De filtrerende organismene forsvinner. Antall arter og individer av steinfluer og døgnfluer reduseres. Ustabil substrat av fine partikler favoriserer gravende former.

### Vetlefjordselva - uorganiske partikler

Arbeider i forbindelse med vassdragsreguleringer ga en periode med stor partikkeltransport i Vetlefjordselva (Hessen et al. 1989). Tettheten av døgnfluer og steinfluer ble meget redusert. Etter at påvirkningen opphørte ble tettheten gjenopprettet til før-nivået (figur 5.4.9). En tilsvarende effekt på bunndyr ble observert i Huddingsvatn hvor gruveslam ble deponert. Bunndyrfaunaen ble sterkt redusert (Aagaard & Sivertsen 1980).

## 5.4.3 Endringer i bunndyrsamfunnet som følge av tettsteders påvirkning - utprøving av ordinasjonsanalyser på et steinflue- og døgnflue-datasekk

Et materiale av steinflue- og døgnflue-data ble sammenstilt fra en rekke rapporter fra ulike deler av Norge, og ett datasekk basert på datafiler fra NIVA. Materialet er for det meste hentet fra lokaliteter under 600 m o.h. Til datasekket fra NIVA finnes det en del vannkjemiske data. Høydenivå, avstand til nærmeste tettsted og tettstedets størrelse (klasseinndeling etter antall personer) ble

lagt inn for alle datasekkene. De to datasekkene er her analysert hver for seg.

Hovedvariasjonen i datasekket basert på rapportene ble belyst ved en indirekte ordinasjons-analyse (DCA). Her grupperer både steinfluene og døgnfluene seg i et mønster som viser klare likhetstrekk med samfunnsanalyser av steinfluer utført (med assosiasjonsdiagrammer) av Brinck (1949) og Rauser (1971). De tydeligste grupperingene utgjøres av arter som har en nordlig utbredelse i Europa. Dette boreale elementet og lokalitetene i det, blir liggende som en tung motpol til et fåtall arter som strekker seg ut mot den delen av diagrammet som omfatter de lokalitetene som stammer fra elver i Oslo-området. Selv om datasekket har en underrepresentasjon av data fra lavtliggende, tettstedsnære områder er det allikevel stort nok til å vise at steinflue- og døgnfluefaunaen blir påvirket av tettstedenes utslipp.

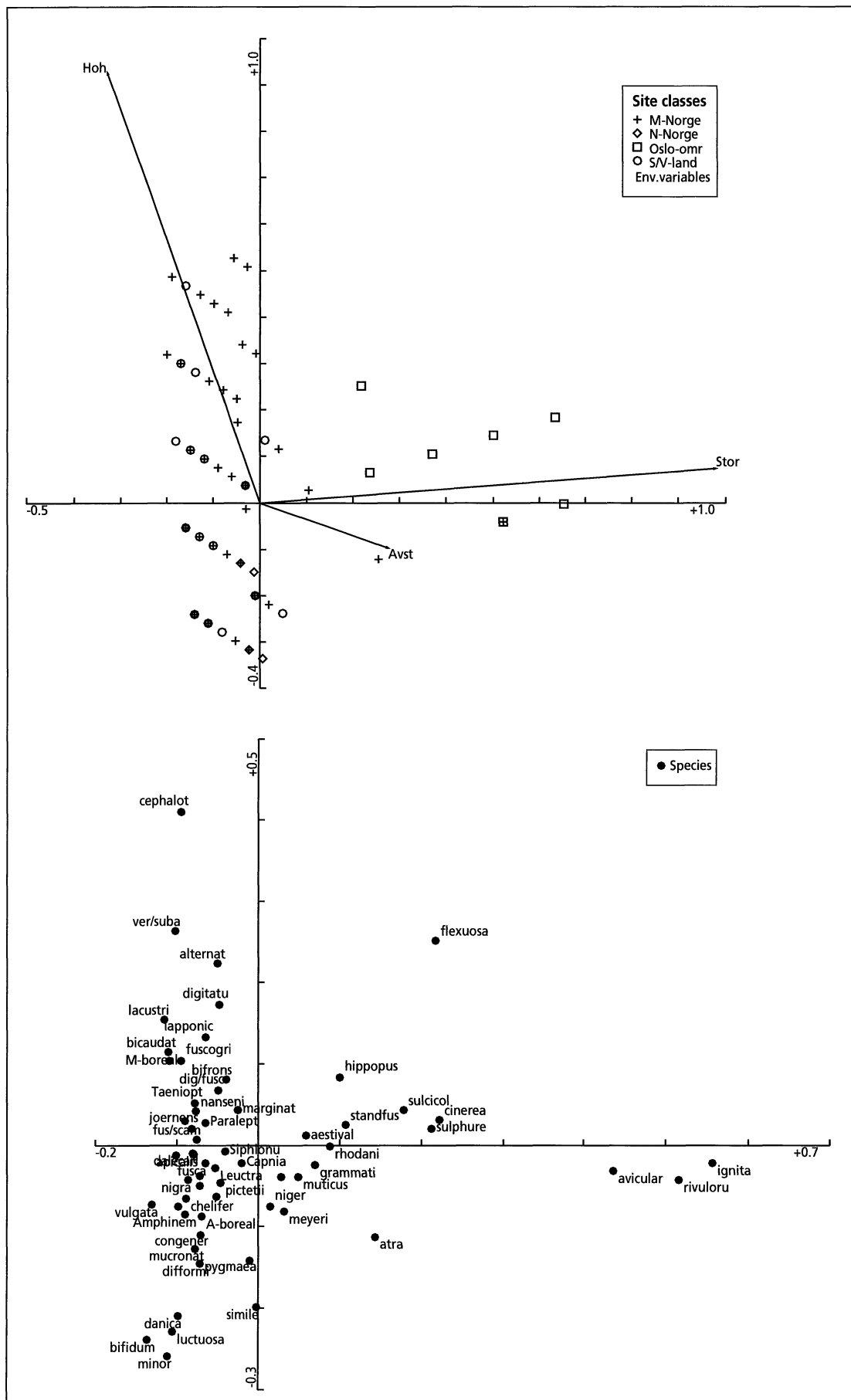
En direkte ordinasjons-analyse (CCA) ble utført for å trekke ut den delen av artsvariasjonen som er best korrelert med de tre miljøparametrene høydenivå, avstand til nærmeste tettsted og tettstedets størrelse (figur 5.4.10). Tettstedets størrelse forklarer 20% av den totale artsvariasjonen mens høydenivå og avstand ligger på ned mot 5 % (tabell 5.4.2). CCA-ordinasjonen viser at tettstedets størrelse og kort avstand til tettstedet er sammenfallende faktorer som strukturer steinflue- og døgnflue-samfunnet på en signifikant måte langs akse 1. Høyde av havet blir indifferrent i forhold til disse faktorene og blir liggende som en vektor langs akse 2.

Videre viser en annen CCA-analyse basert på data fra NIVA at totalt nitrogen innhold har størst, forklaringsgrad i forhold til totalt fosfor (figur 5.4.11) (tabell 5.4.2) og gir en ikke signifikant restverdi mellom disse. Dette viser igjen at steinflue og døgnflue-samfunnet er lite tolerant for forurensning av næringsstoffer.

Gjennomgangen av dette relativt store datasekket fra mesteparten av norske rapporter med disse to mest brukte bunndyrgruppene indikerer at det er vanskelig å finne gode datasekk av bunndyr-grupper som følges av gode vannkjemidata.

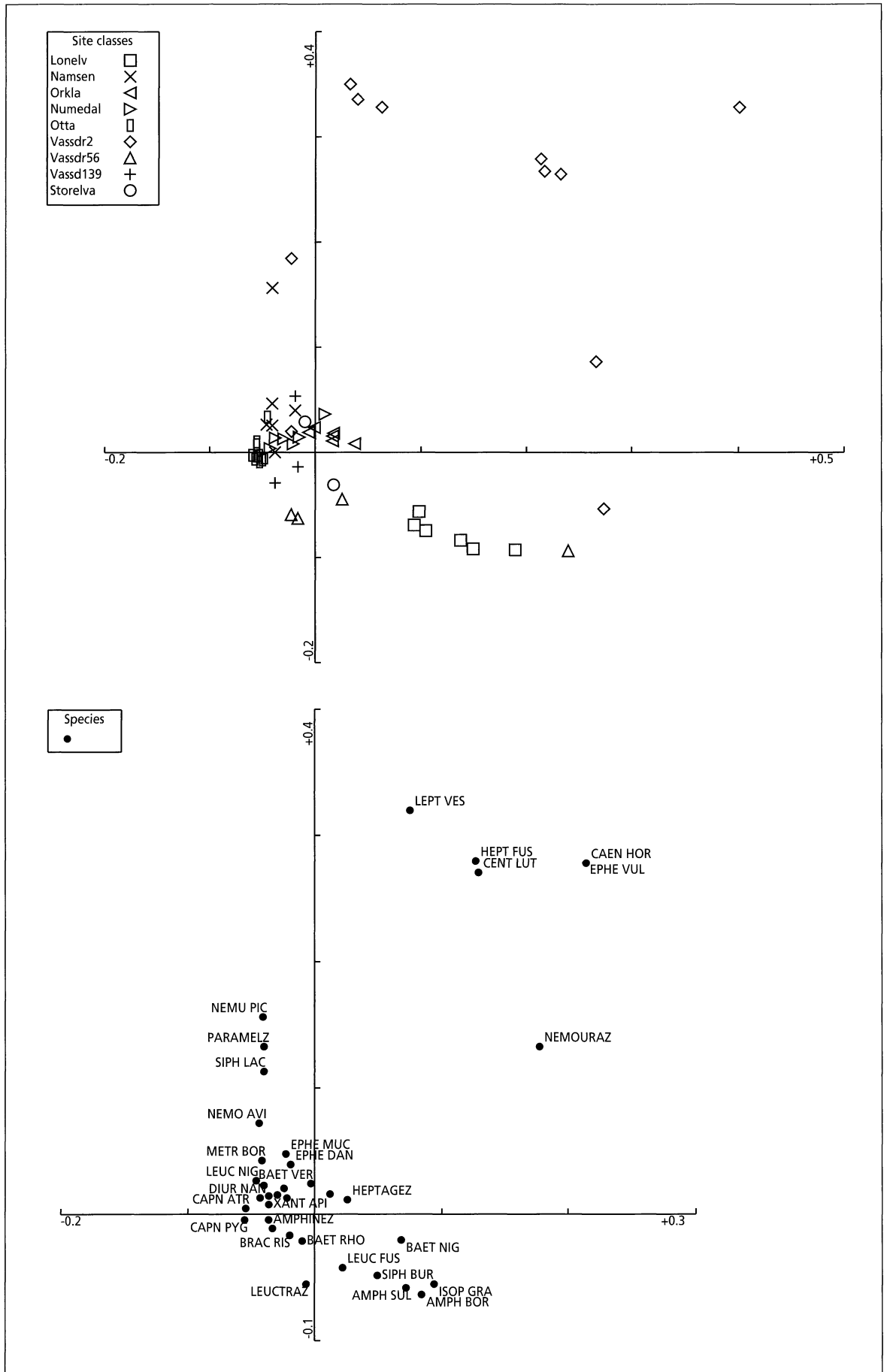
**Tabell 5.4.2.** Forklaringsgrader framkommet med en CCA-analyse med 'forward selection' av miljøparametre. Parameteren med størst forklaringsgrad ble valgt hele tiden så lenge den var signifikant (uthevet verdi). A: Datasekket basert på rapporter. B: Datasekket basert på NIVAs data

A.	1	2	3
Avstand til nærmeste tettsted	0,06	0,05	<b>0,05</b>
Høydenivå	0,08	<b>0,07</b>	
Tettstedets størrelse	<b>0,20</b>		
Total forklaringsgrad	0,32		
B.	1	2	
Tot-P	0,27	0,19	
Tot-N	<b>0,32</b>		
Total forklaringsgrad	0,51		



**Figur 5.4.10**

CCA analyse av et steinflue og døgnflue materiale i forhold til avstand (inverse verdier), til tettsted, tettstedenes størrelse og lokalitenes høyde over havet.



**Figur 5.4.11**

CCA analyse av et steinflue og døgnfluemateriale i forhold til totalt nitrogen innhold.

## 5.5 Dyreplankton og litorale krepsdyr

Ansvarlig for redigering av kapittelet: Ann Kristín Lien Schartau, NINA

Medarbeidere: Anders Hobæk, NIVA, Gunnar Halvorsen, NINA, Bjørn Faafeng, NIVA, Jarl Eivind Løvik, NIVA  
Terje Nøst, NINA, Anne Lyche Solheim, NIVA, Bjørn Walseng, NIVA



Cyclopoid hoppekreps (Megacyclops sp.)

Foto: Arild Hagen

### Innledning

I det følgende er det gitt en generell beskrivelse av det biologiske mangfoldet i dyreplanktonet og tilsvarende for de litorale krepsdyrene. Krepsdyrene som er vanlig å regne med i disse to gruppene hører til ordenene Anostraca (tusenbeinkreps), Notostraca (skjoldkreps), Conchostraca (muslingbladføtter), Ostracoda (muslingkreps) og Cladocera (vannlopper) samt klassen Copepoda (hoppekreps). De første fire gruppene består av svært få arter som lever vesentlig litoralt. Tusenbeinkrepsene finnes kun i høyfjellslokalteter og i arktiske områder og er derfor lite relevante for programmets problemstilling. Mysidacea (pungreker) finnes der i mot i større innsjøer i lavlandet. Til vannloppene og hoppekrepsene finnes både planktoniske og litorale arter. En orden av hoppekreps (Harpacticoida) er bunnlevende, knyttet til fast substrat, og kunnskapen om deres utbredelse i Norge er svært mangelfull. Videre finnes en del parasittiske hoppekreps som ikke er behandlet i dette kapittelet. Til dy-

replanktonet regnes, i tillegg til krepsdyrene, Rotatoria (hjuldyr), Chaoboridae (svevemygg), ciliater og heterotrofe flagellater. Hvilke arter av ciliater og heterotrofe flagellater som finnes og deres utbredelse i Norge, er dårlig kjent og er derfor ikke behandlet i denne sammenheng. Hjuldyrene, spesielt de litorale artene, er også dårlig kjent mht. geografisk utbredelse. Størst artsantall er registrert i Hordaland og i Finnmark, men dette gjenspeiler hvor det er gjennomført systematiske innsamlinger. I den videre presentasjonen omtales de planktoniske hjuldyrene på de områder der det finnes vesentlige kunnskaper om gruppen.

Dyreplanktonsamfunnet kan deles inn i funksjonelle grupper etter de ulike artenes fødevalg og plassering i det pelagiske næringsnett. De aktuelle funksjonelle gruppene er mikrofiltratorer, makrofiltratorer, gripere og rovformer (tabell 2).

**Tabell 5.5.1.** Artsantall av ulike grupper av dyreplankton, inkludert litorale former, i Norge (ferskvann). R: Rekke, Kl: Klasse, O: Orden, F: Familie. Merk: Pungreken *Mysis relicta* må betraktes som tre genetisk adskilte arter.

Systematisk gruppe		Antall arter	Planktoniske arter
Rotatoria (R)	Hjuldyr	288	30-60
Anostraca (O)	Tusenbeinkreps	3	(3)
Notostraca (O)	Skjoldkreps	1	(1)
Conchostraca (O)	Muslingbladfotkreps	2	(2)
Ostracoda (Kl)	Muslingkreps	55 (ferskv.+brakkv.)	0
Cladocera (O)	Vannlopper	84	26
Calanoida (O)	Calanoide hoppekreps	14	14
Cyclopoida (O)	Cyclopoide hoppekreps	35	20
Harpacticoida (O)	Harpacticoide hoppekreps	45 (Norden)	0
Amphipoda (O)	Amfipoder	6	(1)
Isopoda (O)	Isopoder	1	0
Mysidacea (O)	Pungreker	2 (4)	1 (3)
Chaoboridae (F)	Svevemygg (larver)	6	3
<b>Totalt ekskl. hjuldyr</b>		<b>254</b>	<b>70-100</b>
<b>Totalt</b>		<b>542</b>	<b>100-130</b>

**Tabell 5.5.2.** Oversikt over funksjonelle grupper av dyreplankton og deres ernæring.

Funksjonell gruppe	Partikkelstørrelse (µm)	Fødepartikler
Mikrofiltratorer	0,5-20	Bakterier, alger, detritus
Makrofiltratorer	5-50	Alger, detritus
Omnivore gripere	20-200	Alger, detritus, ciliater, små hjuldyr, nauplius-larver
Carnivore gripere (Rovformer)	200-1000	Hjuldyr, nauplius-larver, små copepoditter, vannlopper

I figur 5.5.1 er totalt antall planktoniske arter som er registrert innenfor hver 50x50 km rute presentert. Det registrerte arts-mangfoldet innenfor en rute vil være bestemt av det reelle arts-mangfoldet samt innsamlingsinnsatsen. Innenfor enkelte områder (sentrale Østlandet, lavereliggende deler av Sørlandet og området rundt Trondheimsfjorden) er et stort antall innsjøer undersøkt mht. planktoniske krepsdyr mens f.eks. store deler av Finnmarksvidda ikke er undersøkt. Hvor stor andel av variasjonen i registrert artsantall som kan tilskrives variasjon i innsamlingsinnsats er imidlertid ikke kjent.

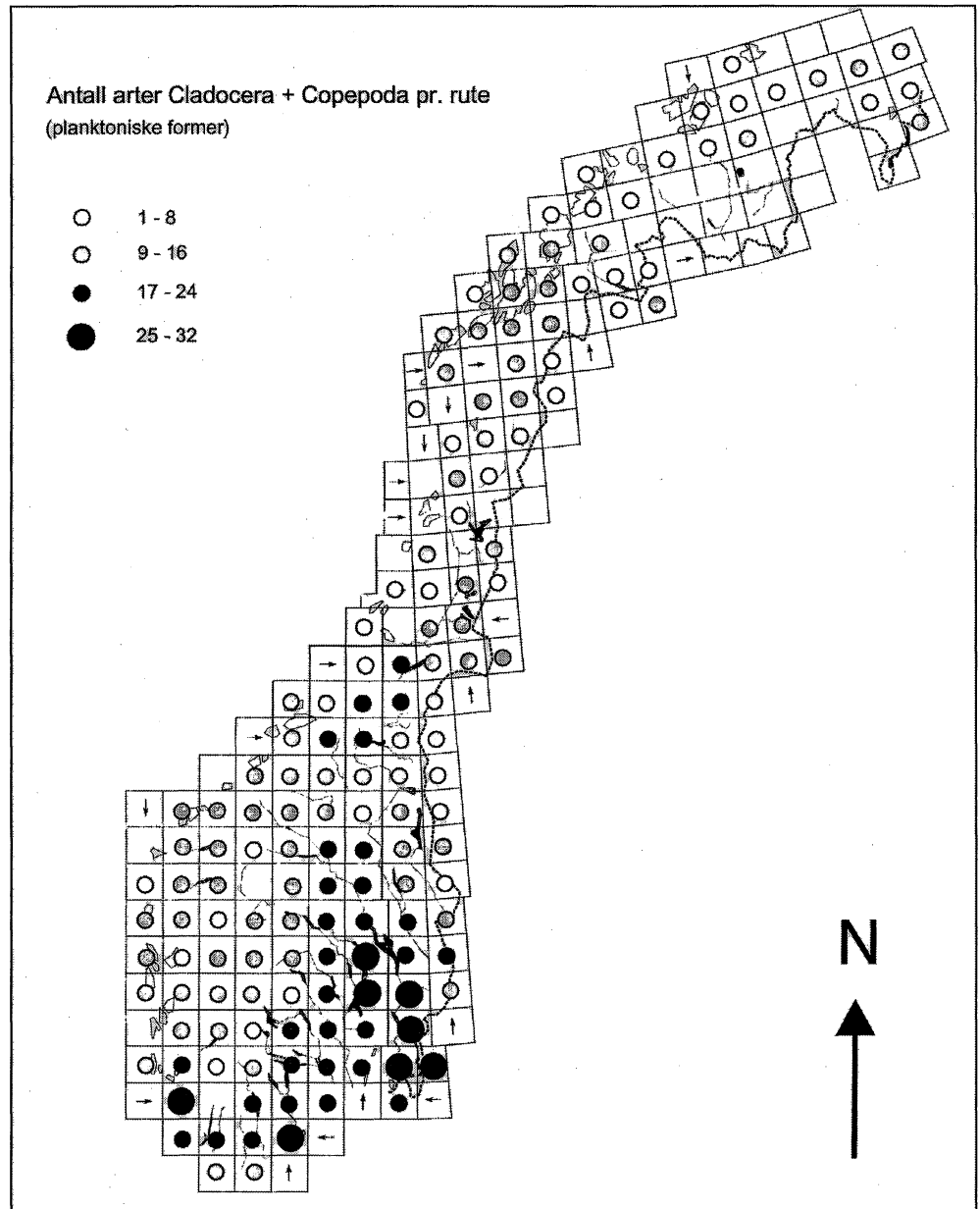
**Sjeldne/truede arter:** Fire arter blant vannloppene (*Daphnia obtusa*, *Moina brachiata*, *M. macrocopa* og *Leydigia quadrangula*) er ikke registrert siden G.O. Sars sine undersøkelser før 1900, mens det for en rekke andre arter av vannlopper og hoppekreps forekommer kun få funn fra den senere tid. Mange arter er sjeldne, men det er foreløpig ikke grunnlag for å angi vernestatus for disse. Arter som er knyttet til sårbare, eller sjeldne biotoper (eks. dammer i kulturlandskap) er spesielt utsatt. Flere av artene tilhørende tusenbeinkreps, skjoldkreps og muslingbladfotter kan være truet bl.a. av fiskeutsettinger i tidligere fiske-tomme vann.

**Genetisk diversitet:** Populasjonsgenetiske studier med biokjemiske og molekylære teknikker har avdekket mange tilfeller av sbling-arter (arter som er morfologisk identiske) og geografisk strukturering av genetisk sammensetning innen arter. Eksempelvis er det vist at pungreken *Mysis relicta* omfatter tre forskjellige arter i Nord-Europa. Alle tre finnes i Norge (Väinölä et al. 1994). Hobæk & Wolf (1991) fant tre forskjellige grupper innen *Daphnia longispina*. Av disse synes to å være undergrupper av *D. longispina*, mens den tredje er en selvstendig art med arktisk-alpin utbredelse. I andre tilfeller kan genetiske analyser avklare kontroversielle taxonomiske avgrensninger, som f. eks. mellom *Megacyclops gigas* og *M. viridis* (Einsle 1988). Et vanlig resultat av genetiske studier er en systematisk revisjon av gruppen (se f. eks. Taylor et al. 1996, Colbourne & Hebert 1996). Det er gode muligheter for at også problematiske grupper (som de planktoniske vannloppene av slektene *Daphnia* og *Bosmina*) etter hvert vil få en tilfredsstillende oppløsning.

For de aller fleste arter har vi enda ingen spesifikk kunnskap om genetisk variasjon. Det er god grunn til å anta at Norges fauna omfatter mange populasjoner som representerer mer eller mindre isolerte 'utposter' av en europeisk fauna, og som avviker i sin

**Figur 5.5.1**

Antall registrerte arter av planktoniske krepser (Cladocera+Copepoda) pr. 50x50 km rute. Merk: alle arter innen slektene Megacyclops, Acanthocyclops og Diacyclops er inkludert selv om enkelte av disse vanligvis kun finnes litoralt (Walseng & Faafeng, unpubl.).



genetiske sammensetning fra den i det sentrale utbredelsesområdet. I tillegg må vi anta at det finnes en del kryptiske arter, som ikke er beskrevet. Mange interessante aspekter knyttet til variasjon i livshistorie (f.eks. har hoppekrepseren *Cyclops scutifer* livssyklus fra 1-3 år), morfologisk plastisitet (f.eks. sykloromorfose og pigmentering), reproduksjonsstrategi og variasjon i responser på predasjon og infokjemikalier (Larsson & Dodson 1993, DeMeester et al. 1995) kan trolig også knyttes til genetisk variasjon, men det gjenstår mye før dette er avklart.

Variasjoner i diversiteten av dyreplankton og litorale krepser er beskrevet mht. geografisk utbredelse og de viktigste økologiske gradientene. Videre er det gitt en oversikt over effekter av de viktigste forurensningstypene på diversiteten. I denne sammenfatningen er det lagt vekt på endringer i artsantall og samfunnsstruktur mens effekter på enkelt-arter er presentert i Schartau et al. (1997).

## 5.5.1 Variasjon i biodiversitet langs økologiske hovedgrader

### Spredningsveier og spredningsmekanismer

En arts geografiske utbredelse er bestemt av spredningsveier og geografiske spredningshindre samt artens spredningsmekanismer. I tillegg kommer artens miljøkrav (temperatur, substrat, næringsorganismer) og andre økologiske forhold (konkurranse, predasjon) som er bestemmende for om en art etablerer seg i en lokalitet.

De fleste arter av ferskvannsinvertebrater har innvandret til vår fauna etter siste istid med innvandring fra øst. De såkalte istidsimmigrantene (bl.a. *Limnocalanus macrurus* og *Mysis relicta*) kom til Norge under isavsmeltingen og spredde seg via israndsjøene. Utbredelsen til *Cyclops lacustris* (i Norge kun registrert i

Mjøsa og Tyrifjorden) kan tyde på at også denne arten har sin opprinnelse i den Baltiske issjø eller Ancylussjøen, og at arten ikke har klart å spre seg i særlig grad etter isavsmeltingen. Slike eksempler indikerer at dagens utbredelse for flere arter av krepsdyr er bestemt av innvandringsveier og spredningshindre, og at regionale diversitetsforskjeller delvis er styrt av dette. Den viktigste innvandringsveien er fra sørøst og mange av våre krepsdyrarter har sitt hovedutbredelsesområde i Øst- og Sentral-Europa med nordlig grense for utbredelse i Norge. Innvandring fra sørvest via Nordsjøplatået må også betraktes som en mulig innvandringsvei.

Innenfor begrensede områder er sannsynligvis utbredelsen av en bestemt art regulert av artens økologiske krav, herunder klimakrav. I likhet med andre ferskvannsorganismer er størst artsantall funnet i sørøstre deler av Norge og det er flere eksempler på arter som kun er funnet i de sørlige deler av Østlandet, f.eks. *Thermocyclops oithonoides*. Arter med en sørlig utbredelse (eks. *Heterocope saliens*) er arter som har vandret inn fra sørøst og som pga. klimatiske forhold har en begrenset utbredelse nordover. En østlig utbredelse med registreringer på Østlandet samt i Øst-Finnmark og manglende eller kun et fåtall registreringer i midnorske områder er funnet bl.a. for *Eudiaptomus graciloides* og *Heterocope appendiculata*. En slik utbredelse kan tyde på at arten har vært avhengig av langsomtflytende vannforbindelser mellom det baltiske området og Norge, og at de relativt store høydeforskjellene i midnorske områder har fungert som en spredningsbarriere for innvandring fra øst. Arktiske arter har en utbredelse som er begrenset til nordlige områder og calanoiden *Heterocope borealis* er et eksempel på en slik nordlig art. Slike kaldtvannsarter vil i tillegg kunne finnes i fjellområdene i Sør-Norge (eks. *Acanthodiptomus tibetanus*). Mange arter av litorale (eks. *Chydorus sphaericus*, *Eucyclops serrulatus*) og planktoniske (eks. *Bosmina longispina*, *Cyclops scutifer*) krepsdyr har imidlertid en utbredelse som dekker hele Norge. *B. longispina* er funnet i ca. 90% av de 2500 undersøkte lokalitetene i Norge og er registrert i alle 50x50 km rutene. Det finnes også arter som har en landsdekkende, men spredt utbredelse (eks. *Streblocerus serricaudatus*). Dette gjelder arter som kun har klart å etablere seg i et begrenset antall lokaliteter, pga. spesielle forhold knyttet til artens biologi eller miljøkrav, og det gjelder kryptiske arter som underestimeres pga. manglende registreringer/funn ved standard prøvetaking eller pga. feilbestemmelser.

Vannloppen *Limnospida frontosa* er vurdert som en art som kan være under ekspansjon i Norge. Arten ble registrert i en innsjø mot grensen til Sverige ved århundreskiftet og er nå funnet i et større antall sjøer på Østlandet. En mulig faktor kan også være at lokalitetene er mangelfullt undersøkt tidligere.

For alle artene av vannlopper og hoppekreps som er registrert i norsk fauna er det utarbeidet utbredelseskart (Walseng et al., under utarb.). I Schartau et al. (1997) er det gitt eksempler på de ulike utbredelsesmønstrene.

#### Kunnskapsmangler:

- Svevemygg, pungreker og hjuldyrene er dårlig kjent mht. geografisk utbredelse i Norge.
- Innvandring fra sørvest er en mulig, men ikke vurdert innvandringsvei mht. ferskvannsinvertebrater i Norge.

- Stabilitet mht. utbredelse. Finnes det arter som er under ekspansjon, arter som er i tilbakegang eller arter som flytter tyngdepunktet i sin utbredelse?
- Hvilken betydning har menneskelige aktiviteter mht. spredning av ferskvannsorganismer generelt og dyreplanktonet spesielt?

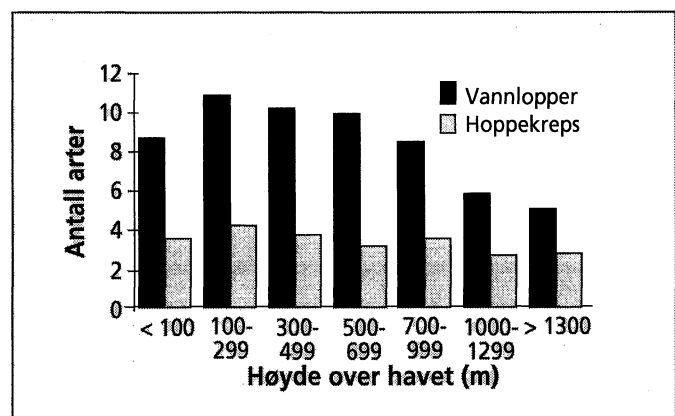
### Klimagradianten

Generelle trekk ved krepsdyrsamfunnene relatert til klimagradianten er:

- Avtagende artsantall med avtagende sommertemperatur og lengde på vekstperioden (h.o.h. og breddegrad).
- Avtagende forhold mellom antall arter av vannlopper og antall arter av hoppekreps da en større andel av vannloppene forsvinner når sommertemperaturen blir lavere og vekstperioden kortere.
- Mindre jevnhet i dyreplanktonsamfunnet (total dominans av en eller noen få arter) er mer vanlig under ekstreme klimaforhold.

Artsmangfoldet er relativt konstant opp til 700 m o.h. for deretter å avta med høyden over havet (figur 5.5.2). Figuren er imidlertid ikke korrelert for endringer i klimagradianten med økende breddegrad. Dette betyr at 700 m o.h. tilsvarer fjellskogen på Østlandet, tregrensa på Vestlandet og fjellet i Nord-Norge. Lokalitetens beliggenhet i forhold til høyden over havet og breddegrad er viktig da mange arter, og spesielt hoppekrepsene, er avhengig av et visst antall døgngreder for at livssyklus skal kunne gjennomføres. Et unntak er imidlertid hoppekrepsen *Cyclops scutifer* som finnes over hele landet og langs hele klimagradianten. Denne er et eksempel på en svært plastisk art med en livssyklus på 1-3 år og ulike kombinasjoner av dette.

Vannloppene har kort livssyklus og kan under gode forhold gjennomføre en rekke generasjoner i løpet av en sesong. Selv under ganske ekstreme klimaforhold i Norge (kort isfri periode, lav sommertemperatur) kan mange vannlopper gjennomføre en eller flere generasjoner. Avtagende artsantall blant vannloppene må antas å være bestemt av både næringsmangel, temperatur



Figur 5.5.2

Gjennomsnittlig artsantall av vannlopper (*Cladocera*) og hoppekreps (*Copepoda*) (planktoniske + litorale arter) i forhold til høyden over havet (fra Walseng et al. 1995).



og lavt ioneinnhold. I tillegg til kort vekstsesong i de høystliggende lokalitetene er disse ofte næringsfattige med lavt ioneinnhold. De fleste litorale arter stiller dessuten spesifikke krav til substrat og vegetasjon.

### Kunnskapsmangler:

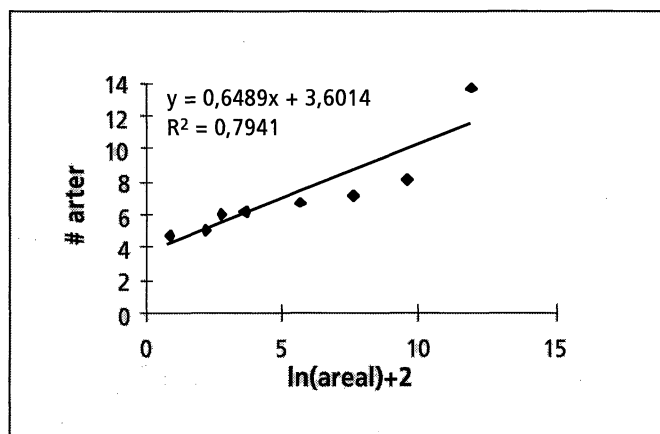
- Forholdet mellom artsantallet og faktorer som viser negativ korrelasjon med lokalitetens høyde over havet (temperatur, næringstilgang og kalsiumkonsentrasjon) er i liten grad kjent, men kan belyses ved testing mot eksisterende data på planktoniske og litorale krepsdyr.

### Innsjøens areal, dyp og gjennomstrømnings hastighet

Generelt vil diversiteten være korrelert med innsjøens areal, dyp og oppholdstid ved at:

- Artsmangfoldet av planktoniske arter er større i dype innsjøer med velutviklet hypolimnion enn i grunne innsjøer.
- Artsmangfoldet av planktoniske og litorale arter øker med økende innsjøareal da dette har betydning for antall habitater.
- For de litorale artene vil i tillegg litoralsoneens utbredelse og vegetasjonsutforming være avgjørende mht. artsmangfoldet.
- Lokalteter med stor gjennomstrømningshastighet har ved stor vannføring dårlig utviklet plankton- og litoralsamfunn.

En sammenstilling av planktonsamfunnet (krepsdyr) fra 1100 innsjøer i Norge viser at det er en positiv og lineær sammenheng mellom antall arter og logaritmen til innsjøarealet (figur 5.5.3). Det er vanligvis en positiv samvariasjon mellom innsjøens areal og dyp og begge forhold kan ha betydning for artsmangfoldet. I dype sjøer med en velutviklet hypolimnion vil refugier og nisjesegregering gi grunnlag for sameksistens av arter som ellers kun unntaksvis finnes i samme lokalitet. Slike innsjøer har derfor vanligvis et høyere artsmangfold av planktoniske arter enn grunne innsjøer.



**Figur 5.5.3**

Gjennomsnittlig artsantall av planktoniske krepsdyr (*Cladocera+Copepoda*) i forhold til innsjøens areal. For hvert intervall (ha: <1, <10, <100, <1 000, <10 000, >10 000) er gjennomsnittlig størrelse (logaritmen av arealet+2) av innsjøene plottet inn (Walseng & Sandlund, upubl.).

Lokaliteter med velutviklet litoralsone og stor plantediversitet (mange nisjer) vil vanligvis ha en stor diversitet av litorale former sammenlignet med innsjøer med liten og eksponert litoralsone (Halvorsen et al. 1996). Mindre, grunne innsjøer kan derfor ha et høyt artsmangfold sammenlignet med større, dype innsjøer med dårlig utviklet litoralsone. Imidlertid er det også for de litorale krepsdyrene en positiv sammenheng mellom antall arter og innsjøens areal (Schartau et al. 1997).

Enkelte arter er begrenset til de største innsjøene i Norge. På bakgrunn av tidligere nevnte forhold mellom innsjøens areal og innsjøens dyp kan dypet være den begrensende faktor, dette vil f.eks. gjelde enkelte kaldtvannsformer (eks. *Daphnia longiremis*, *Limnocalanus macrurus*).

Innsjøenes morfometri og vannets gjennomstrømningshastighet ser også ut til å påvirke diversiteten i dyreplanktonsamfunnet. Lokalteter med stor gjennomstrømning, som f.eks. innsjødeltaer og grunne elvebasseng, har ved stor vannføring (flom) dårlig utviklet plankton- og litoralsamfunn (Halvorsen et al. 1996). I perioder med lav vannføring om sommeren kan de derimot ha både en artsrik og individrik fauna. Artsmangfoldet er ofte stort i slike lokaliteter da ytre miljøstress hindrer at enkeltarter oppnår stor dominans samtidig som næringstilbudet er relativt godt. Både planktoniske og litorale arter overlever perioder med stor vannføring i bakevjer, inne blant vegetasjon og gjemt nede i substratet. I tillegg vil også arter tilføres fra ovenforliggende lokaliteter (jfr. driv i rennende vann). Arter med rask vekst og reproduksjon (r-strateger) vil være favorisert under slike forhold.

### Kunnskapsmangler:

- Sammenhengen mellom antall arter og dybdeforhold er ikke fullt ut kjent, men kan testes ved ytterligere statistisk analyse av foreliggende data fra norske vassdrag. Data fra Landsomfattende trofiundersøkelse kan eventuelt brukes etter en supplerings med artsbestemmelser av hoppekrepsene for å få en godt anslag over artsdiversiteten i planktonet.
- Betydningen av vannets gjennomstrømningshastighet for artsdiversiteten av planktoniske versus litorale arter er i liten grad kjent.

### Løste salter og vannets surhetsgrad

Generelt vil diversiteten være korrelert med konsentrasjonen av løste salter ved at:

- Innsjøer med svært lav ionekonsentrasjon (<10  $\mu\text{S/cm}$ ) og innsjøer med svært høy ionekonsentrasjon (brakkvannslokaliteter) har lavt antall av limniske arter.
- Enkelte arter forsvinner ved høye kalsiumkonsentrasjoner men under de forhold vi vanligvis finner i Norge vil antall arter øke med økende innhold av kalsium.
- Artsdiversiteten er størst ved  $\text{pH}>6,0$  (6,5).

Naturlig overflatevann i Norge har vanligvis pH fra 4,5 til 8. Overflatevannets pH er bestemt av geologien, tilførsler av forsurende forbindelser via nedbør og tørravsetninger, samt kjemiske og biologiske prosesser i nedbørfeltet. Norske vassdrag er generelt svært ionefattige sammenliknet med vassdrag i andre deler av Europa. Årsaken er harde bergarter (gneis og granitt) som er

lite utsatt for kjemisk oppløsning og sparsomt dekke med løsmasser. Innsjøer i slike områder er vanligvis kalkfattige med lav bufferevne. Ionekonsentrasjonen i norske vassdrag kan i ekstreme tilfeller være så mye lavere enn ionekonsentrasjonen i dyrenes kroppsvæsker at en kan anta at dyrene kan ha betydelige problemer med å opprettholde saltbalansen. Dette kan være årsaken til at artsmangfoldet avtar ved lavt ioneinnhold, dvs. når ledningsevnen er mindre enn 10  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Schartau et al. 1997).

Innenfor den naturlige pH-gradienten kjenner en ikke til lokaliteter som er for alkaliske til at arter kan etablere seg.

Størst artsrikdom av planktoniske og litorale krepsdyr er dokumentert i lavlandet på Østlandet, dvs. i områder under marin grense (Walseng pers med.). Enkelte av artene er kun registrert her. Hvorvidt innholdet av salter *per se* er av betydning for tilstedeværelsen av disse artene, eller om andre faktorer som samvarierer med ionekonsentrasjonen (trofigrad, Ca-konsentrasjonen, klima, innvandrings- og spredningsveier) er avgjørende for artsmangfoldet, er lite kjent.

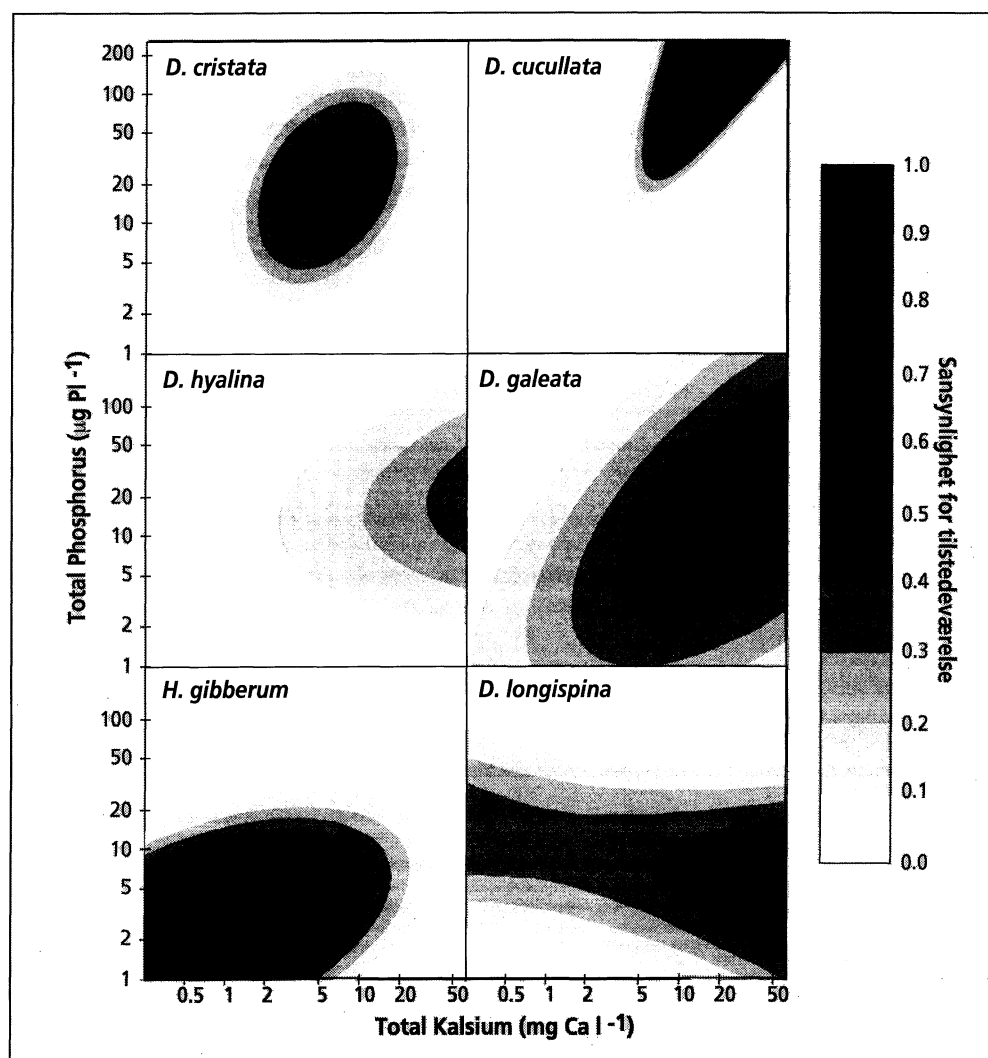
En type av naturlige ferskvannssystemer med høyt elektrolyttinnhold er tidligere kystfjorder som har blitt eller er i ferd med å isoleres fra sjøen. Lakselvatn på Nordlandskysten er et slikt eksempel, der et ferskvannslag av varierende tykkelse, ligger på toppen at et lag med høy konsentrasjon av sjøsalter og med et brakk-

vannslag mellom (Jensen et al. 1985). I ferskvannslaget finnes typiske ferskvannarter av dyreplankton og tilsvarende marine arter er registrert i dypvannet. Vannloppen *Bosmina longispina* ser ut til å være relativt tolerant mht. saliniteten og finnes ved lave tettheter i alle vannlag. En hoppekreps, *Eurytemora affinis*, som betraktes å tilhøre den marine fauna, ble tilsvarende funnet i relativt store tettheter i alle vannlag.

For enkelte invertebrater (eksempelvis daphniene) kan pH og kalsiuminnholdet av naturlige årsaker være for lavt til at bestander kan etableres. Hessen et al. (1995a) viste at forekomst av arter av slekten *Daphnia* avtok med avtakende kalsium-konsentrasjon, mens *Holopedium gibberum* viste motsatt tendens (figur 5.5.4). Dette ble forklart med at *Daphnia* behøver en viss kalsiumkonsentrasjon i vannet for å bygge opp sitt kalsiumholdige kitinskall, slik en kjenner det for ferskvannskreps (*Astacus astacus*), mens *Holopedium* er beskyttet av et tykt gelélag bestående av mukopolysakkarider.

#### Kunnskapsmangler:

- Sammenhengen mellom forekomst av ulike arter og lav ionekonsentrasjon er lite kjent, men kan testes ved ytterligere statistisk analyse av foreliggende data fra norske vassdrag.
- Arters toleranse for lave ionekonsentrasjoner generelt, og kalsiumkonsentrasjoner spesielt, bør testes eksperimentelt.



**Figur 5.5.4**

Sammenheng mellom forekomst av *Daphnia* spp. og *Holopedium gibberum* og en todimensjonal gradient av total fosfor og kalsium. Heltrukne linjer er beregnet ved univariat logistisk regresjon basert på data fra 346 innsjøer (fra Hessen et al. 1995a).

## Humus

Generelle trekk ved dyreplanktonet i humusrike innsjøer:

- Humusvann er oftest sure og artssammensetningen av dyreplanktonet viser til dels store likheter med forsurede innsjøer. Artsmangfoldet kan imidlertid være større i humusvann.
- Biomassen og produksjon av dyreplankton er større enn i klarvannssjøer med tilsvarende konsentrasjoner av næringsalter.

Et stort antall norske vann er preget av humus og særlig gjelder dette myrtjernene, men det finnes også større humøse innsjøer (dystrofe innsjøer). Humus er tungt nedbrytbare organiske forbindelser i løsning eller i kolloidal form og farger vannet brunt. Det består hovedsakelig av dødt organisk materiale med komplisert kjemisk sammensetning, og inngår kompleksbindinger med metaller og en rekke andre kjemiske forbindelser. Humusstoffene består blant annet av svake syrer, som fungerer som svake buffere. Vann i *Sphagnum*-myrer har ofte pH 3,3-4,5 og innsjøer med mye *Sphagnum*-moser langs bredden og i nedbørfeltet (myrtjern) får ofte pH ned mot 4,5 og lavere. Større tjern og innsjøer påvirket av humus har vanligvis pH rundt 4,5-6,5. Humus virker imidlertid dempende på surstress og artsmangfoldet er ofte høyere i sure myrvann sammenlignet med klarvannssjøer med tilsvarende pH (se figur 5.5.8). Dyreplanktonet er likevel sammensatt av arter som er typiske for sure innsjøer.

I humusvann representerer humusstoffene en viktig næringsressurs for mange arter, hovedsakelig indirekte gjennom assosierte bakterier. Stor dyreplanktonbiomasse og produksjon i humusvann skyldes at dette alloktone organiske materialet utnyttes som næring.

## Partikkelinnhold

Innsjøer med høyt innhold av uorganiske partikler har generelt:

- Lavt artsmangfold av dyreplankton og spesielt få arter av vannlopper.
- Lav produksjon og biomasse av dyreplankton.

Uorganiske partikler i brepåvirkede og erosjonsutsatte vassdrag er et velkjent fenomen i Norge. Mange av disse vassdragene har lav produksjon av fisk og invertebrater. Økt innslag av uorganiske partikler vil redusere lysgjennomgangen og dermed påvirke produksjonsforholdene. Undersøkelser foretatt i oligotrofe-ultraoligotrofe vatn på Saltfjellet (Koksvik 1979) viste et artsantall på 1-2 arter av dyreplankton i brepåvirkede vann, mens ikke-brepåvirkede lokaliteter hadde 4-6 arter.

Effekter av høyt partikkelinnhold er behandlet mer i detalj under avsnitt om partikkelforurensning i kap. 5.5.2.

## Produktivitet/Trofigrad

Generelle trekk ved økende trofigrad er:

- Økende antall planktoniske arter innenfor intervallet ultraoligotrofe-oligotrofe-mesotrofe lokaliteter.
- Økende artsantall av litorale arter da egnet substrat og antall habitater ofte er positivt korrelert med trofigraden.

Den naturgitte produktiviteten i norske innsjøer er generelt svært lav. Median-verdien for totalfosfor i et tilfeldig utvalg av norske innsjøer er 3 µg/l (Skjelkvåle et al. 1997), som tilsvarer ultraoligotrofe forhold. Dette skyldes næringsfattig berggrunn og løsmasser kombinert med beskjeden landbruksaktivitet og lav befolkningstetthet. I lavereliggende strøk under marine grense, og i områder med mer kalkholdige bergarter kan den naturlige produktiviteten være atskillig høyere. Generelt vil små, grunne innsjøer være mer produktive fra naturens side enn store, dype innsjøer. De aller fleste "naturlig næringsrike" innsjøer i Norge motar i tillegg antropogene tilførsler av fosfor og nitrogen.

Karakterisering av det biologiske mangfoldet i naturlig næringsrike ferskvannslokalteter synes ikke mulig å skille fra tilsvarende i antropogent eutrofierte innsjøer. Effekten av økende trofigrad på diversiteten av ulike grupper av dyreplankton samt litorale krepsdyr er derfor behandlet samlet under avsnitt om eutrofiering i kap. 5.5.2.

## Predasjon

Generelt:

- Artsdiversiteten av planktoniske og litorale krepsdyr øker med økende predasjonstrykk.
- Små arter (hjuldyr samt små arter av vannlopper og hoppekreps) og små individer ("dvergformer") dominerer i vann med høy tetthet av planktivor fisk, spesielt når det er stor tetthet av sik, lagesild, krøkle, stingsild, mort eller laue.
- Tetthet og sammensetning av fiskebestanden er avgjørende for strukturen i dyreplanktonsamfunnet. Ved fravær av planktivor fisk vil enkelte rovformer av invertebrater kunne ta over dens rolle i næringskjeden.
- Predasjon fra invertebrater vil ofte begrenses oppad av byttedyrets størrelse og resultatet kan være en dominans av større arter og individer av dyreplankton.

## Predasjon fra fisk

Det er først og fremst de store, planktoniske artene som er sensitive for predasjon fra fisk. Viktige faktorer i predasjonen er synlighet og bevegelse til byttedyret (dyreplankton) og evnen/muligheten fisken har til å lokalisere byttet. Enkelte arter unngår fiskepredasjon ved å foreta vertikale vandring ned i det mørke og kalde dypvannet om dagen, mens de vandrer opp mot overflaten for å skaffe seg føde om natten. Langeland & Nøst (1995) har vist at minimum lengde av vannlopper spist av fisk er sterkt korrelert med minste lengde av eggbærende hunner hos vannloppene. I den landsomfattende trofiundersøkelsen av norske innsjøer, som gjennomføres av NIVA, er det analysert forekomst av arter av dyreplankton langs en gradient av fiskepredasjon. Denne undersøkelsen viser at gjennomsnittlig kroppslengde hos *Daphnia* avtar med økende predasjonsklasse (Faafeng et al. 1990a).

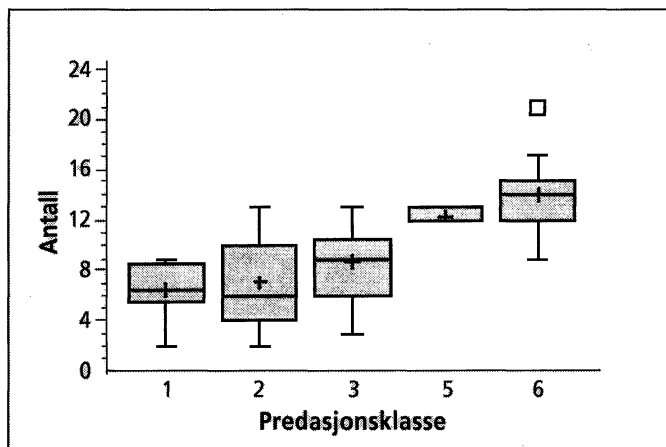
## Artsmangfold

For et utvalg av innsjøer der det foreligger grundige undersøkelser av planktoniske og litorale krepsdyr (framkommet ved sammenslåing av data fra NIVAs Landsomfattende trofiundersøkelse og NINAs Krepsdyrdatabase) er variasjon i artsantall studert i forhold til predasjonsregime. Predasjonstrykket er klassifisert i 6 klasser, fra lite (klasse 1) til intens (klasse 6) fiskepredasjon. Lokalteter med lav predasjon omfatter innsjøer med bare én fiskeart, primært ørret. Lokalteter med høy fiskepredasjon omfatter lokaliteter med dominans av sik, lagesild, stingsild og/eller karpfisk.

Materialet viser at artsrikdommen øker klart med økende fiskepredasjon (figur 5.5.5). En multipel regresjonsanalyse der faktorene h.o.h., innsjøareal, og næringssalter (fosfor) ble inkludert i tillegg til fiskepredasjon, peker også klart på den siste faktoren som den viktigste. I dette datasettet forklarte de utvalgte faktorene tilsammen 51% av variasjonen i artsantallet. I en tilsvarende analyse av alle småkrepsarter (planktoniske og litorale) i de samme innsjøene var forklaringsgraden enda større, og også i dette tilfellet var fiskepredasjon den faktoren som alene hadde størst effekt på artsrikdommen (Schartau et al. 1997). Disse resultatene indikerer at fiskepredasjon har stor betydning for samfunnet av invertebrater i strandsonen så vel som i pelagialen selv om andre korrelerte faktorer som klima og trofigrad kan være medvirkende årsaker.

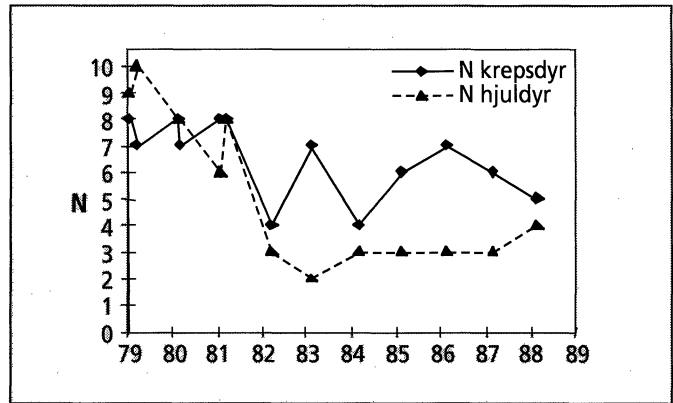
Som et eksempel på hva som kan skje med dyreplanktonet i en innsjø hvor det er manipulert med fiskebestanden har vi valgt å se nærmere på data fra Gjersjøen. I 1981 ble det satt ut gjørs i innsjøen, etterfulgt av en drastisk reduksjon av mortebestanden og mortens bruk av pelagialen.

Figur 5.5.6 viser hvordan artsantallet av planktoniske krepsdyr og hjuldyr avtok etter reduksjon i mortebestanden. I perioden 1979-81 lå artstallet for krepsdyr mellom 7 og 10, og for hjuldyr mellom 6 og 10, sammenlignet med 4-7 arter krepsdyr og 2-4 arter hjuldyr i perioden 1982-88. Artssammensetningen i endret seg imidlertid mot større arter av planktoniske krepsdyr.



**Figur 5.5.5**

Box-and-Whiskers plott av artsantall planktonkrepsdyr i 66 norske innsjøer, plottet mot fiskepredasjon (klasse 1-6). Antall innsjøer i klasse 1 - 6 var hhv. 8, 18, 20, 0, 3 og 17. Boksen omfatter 50% av observasjonene innen hver klasse. Horisontal linje angir medianverdien, pluss-tegn angir middelverdien og vertikale linjer angir spredning i observasjonene. «Utligger» er angitt med åpen firkant. (Faafeng & Walseng, upubl.).



**Figur 5.5.6**

Utvikling i antall arter av krepsdyr og hjuldyr registrert i Gjersjøen i perioden 1979-88. Gjørs ble satt ut i 1981 (data fra Faafeng 1994).

## Endringer i artssammensetning ved fiskepredasjon

Høy fiskepredasjon kan føre til et tap av nøkkelarter i stoffomsetningen, som f.eks. store *Daphnia*-arter, noe som kan forsterke algeoppblomstringer i eutrofe innsjøer med høy fiskepredasjon (Lyche 1995, Andersen 1997). Arter som tolererer et visst predasjonstrykk er arter som har utviklet tilpasninger mht. morfologi (pigmentering, variasjon mht. størrelse og form, utvikling av pigger, gelékapselen til *Holopedium gibberum* osv.), adferd (vertikal migrasjon, bevegelsesmønster) og livssyklus (diapause). I Schartau et al. (1997) er det gitt en oversikt over arter som anses som spesielt sensitive, henholdsvis tolerante mht. fiskepredasjon.

Tusenbeinkrepsene er dårlige svømmere og kan bare overleve i vann som er fisketomme. Vanlig forekomst er i grunne dammer og pytter, men Koksvik & Dalen (1980) fant korthalet tusenbeinkreps (*Polyartemia forcipata*) i en større fisketom innsjø i Helleloområdet, Tysfjord kommune. Også skjoldkrepsen er utsatt for sterk predasjon fra fisk.

Fordi det ofte er samvariasjon mellom trofigrad og tetthet av planktivor fisk har vi laget en foreløpig oversikt over arter som er typiske for de ulike lokalitetene langs samtidige gradienter av trofinivå (oligotrofe - mesotrof - eutrofe) og fiskepredasjon (lav predasjon - høy predasjon) (se figur 5.5.8).

## Predasjon fra invertebrater

Planktoniske invertebrate predatorer finnes blant hjuldyr, hoppekreps, vannlopper, pungreker og insekter (Schartau et al. 1997). Felles for de invertebrate predatorer er at de velger byttedyr i den nedre enden av størrelsesspekteret, i motsetning til fisk som velger de største byttedyrene. Seleksjonstrykket blir dermed det motsatt av fiskepredasjon, og favoriserer store arter og individer.

De invertebrate predatorer evne til å strukturere sammensetning og dermed diversitet i planktonsamfunnet er dokumentert etter en rekke med tilfeldige spredninger og utsettinger av slike arter. I de store nord-amerikanske sjøene er flere europeiske arter etablert gjennom spredning med ballastvann, deriblant *Bythotrephes*. De økologiske effektene av predasjon fra

*Bythotrephes* har vært overraskende dramatiske, med store endringer i artsdominans og suksessjon, spesielt blant vannloppene (Lehman 1991, Lehman & Caceres 1993). Lignende effekter har man fått av å sette ut pungreken *Mysis relicta* i en rekke norske og svenske innsjøer (Garnås 1986, Langeland 1981, 1988).

Dersom invertebrater rår grunnen alene kan planktonsamfunnene bli ganske spesielle. I en rekke mindre innsjøer i Bergen fant Hobæk (1996) et planktonsamfunn dominert av svevemygg og store *Daphnia pulex* og *D. longispina*. *Bosmina* var fåtallig eller manglet, og det samme gjaldt slekten *Cyclops*. Artsdiversiteten var svært lav for både krepsdyr og hjuldyr i planktonet. En tilsvarende arts-/størrelsesfordeling av dyreplankton vil en forvente å finne i fisketomme lokaliteter generelt.

### Kunnskapsmangler:

- Indirekte vs. direkte effekter av økt predasjonstrykk.
- Det er vanskelig å skille mellom effekten av endringer i predasjonsregime og effekten av endringer i trofegrad (se også avsnitt om eutrofiering i kap. 5.5.2).
- Effekten av invertebrate predatorer på det øvrige dyreplanktonet er dårlig kjent, spesielt i forhold til variasjoner mht. trofegrad.

## 5.5.2 Effekter av ulike påvirkningstyper

### Eutrofiering

Generelt:

- Artsantallet er lavest i oligotrofe innsjøer, stiger noe i mesotrofe til eutrofe innsjøer og avtar i de mest eutrofe lokalitetene.
- En endring i artssammensetningen fra dominans av store krepsdyr i oligotrofe innsjøer med lav-moderat fiskepredasjon til dominans av små krepsdyr og hjuldyr, ciliater og heterotrofe flagellater i eutrofe innsjøer med høy fiskepredasjon.
- I eutrofe lokaliteter kan også noen litorale artene bli mer pelagiske.

Fosforkonsentrasjonen i naturlig næringsrike innsjøer overstiger sjelden 15 µg tot-P/l (vanligvis <10 µg P/l), og markerte virkninger av fosforforurensning, f.eks. i form av algeoppblomstringer og dominans av blågrønnalger, vil først begynne å vise seg ved dette nivået. En kraftigere eutrofiering vil gjerne påvirke dyreplanktonet på forskjellige måter. Det finnes ingen indikasjoner på at dyreplanktonet reagerer negativt på selve innholdet av fosfor, i det minste ikke ved de konsentrasjoner som er registrert i norske lokaliteter. Eutrofiering vil generelt gi større totalt tilbud av fødepartikler til dyreplanktonet (biomasse av alger og bakterier), noe som kan gi økt total biomasse av dyreplankton, men også en annen størrelsesfordeling av fødepartiklene som betyr endrede konkurranseforhold mellom ulike arter og grupper (Langeland & Reinertsen 1982, Lyche 1984, Rognerud & Kjellberg 1984). Som eksempel vil forekomst av større fødepartikler (lange, trådformede blågrønnalger og koloniformer av grønnalger og kiselalger o.l.) kunne hemme fødeoptaket hos *Daphnia*, mens mikrofiltratorer og store gripere kan profitere på slike situasjoner.

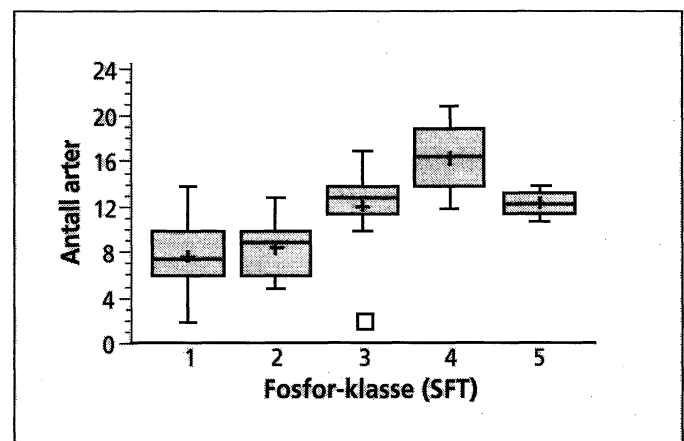
Ofte vil endringene i artssammensetning og dominansforhold av dyreplankton langs trofiskalaen være et resultat både av slike di-

rette virkninger og av indirekte effekter pga. endrede konkurranseforhold, oksygensvinn i dypvannet, endringer i utbredelse og sammensetning av undervannsvegetasjonen o.l. I tillegg kommer endringer i sammensetning av fiskesamfunnet etter eutrofiering som ofte gir økt predasjonspress på store former av dyreplankton. Det er også en systematisk sammenheng mellom områder i Norge med utbredt eutrofiering og forekomst av fiskearter som spesielt effektivt spiser dyreplankton. Dette gjelder i første rekke tett befolkede områder og landbruksområder i Sørøst-Norge med karpefisk og tilsvarende områder langs kysten med stingsild.

Det er ikke umiddelbart tydelig at eutrofiering har negative følger for diversitet hos dyreplankton, verken mht. artsantall eller jevnhet i abundans. Mye tyder på at diversiteten snarere øker enn minker ved moderat eutrofiering. En langt viktigere faktor er hvordan fiskebestandene reagerer på økt næringstilgang. Det er imidlertid nokså klart at oksygensvinn kan gjøre hypolimnion utilgjengelig for arter som ellers finner et refugium her (pga. gunstig temperatur eller redusert predasjon), slik at noen arter (som *Cyclops scutifer* og store *Daphnia*-arter) kan dø ut som følge av eutrofiering. Store *Daphnia*-arter er nøkkelarter i stoff- og energiomsetningen i næringskjeden, og tap av slike arter kan derfor ha store økologiske konsekvenser, bl.a. forsterke og forlenge skadelige algeoppblomstringer (Lyche 1995, Andersen 1997).

### Artsmangfold

I en sammenlignende studie av 21 innsjøer langs en trofigradient i Oslo og Akershus (Lyche 1984, 1990) ble diversiteten i dyreplanktonsamfunnet sammenlignet mht. arts mangfold og jevnhet. Artsantallet var lavest i oligotrofe innsjøer (11-16 arter av krepsdyr og hjuldyr). I mesotrofe innsjøer økte artsantallet til 14-19 pelagiske arter, og gikk deretter noe ned igjen i eutrofe innsjøer (12-19 arter). For krepsdyrene var det flest arter i mesotrofe innsjøer, men endringene i midlere artsantall var små. For hjuldyrene var det en noe tydeligere tendens til flere arter i mesotrofe og eutrofe innsjøer enn i oligotrofe. I et større materiale (figur 5.5.7), der kun krepsdyrarter er inkludert, fant vi en lignende tendens (Schartau et al. 1997).



**Figur 5.5.7**

Box-and-Whiskers plott av artsantall planktonkrepsdyr i 68 innsjøer i Norge, plottet mot innsjøenes tilstandsklasse for fosfor (SFT). Datasettet er det samme som i figur 5.5.5. Antall innsjøer i fosforklasse 1 - 5 var hhv. 36, 12, 12, 4 og 4. For videre figurforklaring se figur 5.5.5 (Walseng & Faafeng, upubl.).

De fleste undersøkte grytehullsjøer på Romerike/Gardermoen, som antas å ha liten antropogen næringstilførsel, hadde fosforkonsentrasjoner under 30 µg/l og ble klassifisert som oligotrofe til mesotrofe (Brettum 1994). Undersøkelser av planktoniske og litorale krepsdyr i noen av disse lokalitetene viser at artsantallet var størst i de mest produktive lokalitetene. Den mest næringsrike gruppen av sjøer hadde et gjennomsnitt på totalt 30 arter av krepsdyr, med mer enn 35 arter i enkelte av disse lokalitetene, mens næringsfattige lokaliteter i det samme området hadde gjennomsnittlig 16 arter (Halvorsen et al. 1994). Den største endringen i artsantallet kan tilskrives en forskjell i antall litorale arter. For planktoniske krepsdyr var det en ikke signifikant økning i gjennomsnittlig artsantall fra 7,2 til 7,6. For lokalitetene på Gardermoen er det en positiv korrelasjon mellom trofigrad og Ca-konsentrasjon (Brettum 1994). Diversiteten av kalk-krevende vannplanter øker med økende Ca-innhold, noe som kan være en forklaring på økt diversitet av litorale krepsdyr i de mest produktive innsjøene.

### Endring av artssammensetning ved eutrofiering

Artssammensetningen endrer seg ved eutrofiering fra dominans av store vannlopper og hoppekreps som f.eks. *Daphnia longispina/galeata*, *Holopedium gibberum*, *Cyclops scutifer* og *Heterocope appendiculata*, til dominans av hjuldyr og små vannlopper som f.eks. *Daphnia cucullata* og *Bosmina longirostris* og hoppekreps som *Thermocyclops oithonoides* (Lyche 1984, 1990, Hessen et al. 1995b). En oversikt over endringer i artssammensetningen med endringer i trofigrad er gitt både for planktoniske og litorale krepsdyr samt planktoniske hjuldyr i Schartau et al. (1997).

I våre data er det stor samvariasjon mellom trofigrad og fiskepredasjon, og det er derfor vanskelig å skille mellom årsakene til forskjeller i artsrikdom.

### Endringer i funksjonell biodiversitet

Effekten av eutrofiering på den funksjonelle biodiversiteten ble analysert i en undersøkelse av 20 innsjøer i Oslo og Akershus (Lyche 1984). Resultatene fra denne undersøkelsen var at eutrofiering medfører en økende andel av mikrofiltratorer og små makrofiltratorer i dyreplanktonbiomassen, mens andelen store makrofiltratorer, gripere og rovformer avtar. Dette var særlig tydelig i sterkt eutrofe innsjøer med høy fiskepredasjon. Disse resultatene indikerer redusert funksjonell diversitet i dyreplanktonet ved kraftig eutrofiering. Dominans av mikrofiltratorer kan gi en mindre effektiv næringskjede, der en stor del av primærproduksjonen går tapt ved sedimentasjon og/eller ved respirasjon i det mikrobielle næringsnett. Det er imidlertid vanskelig å skille effekten av eutrofiering fra effekten av endringer i predasjonsregime. Fiskepredasjon synes imidlertid å ha en klar effekt mht. størrelsesfordelingen i dyreplanktonet.

### Kunnskapsmangler:

- Det er ikke kjent om eutrofiering har noen systematisk effekt på jevnheten i dyreplanktonsamfunnet. Her trengs flere analyser på et større materiale.
- Tendensen til lavere artsantall i sterkt eutrofe innsjøer er basert på et spinkelt datagrunnlag. Flere data er nødvendig fra eutrofe innsjøer.
- Kunnskapen om effekter av eutrofiering på funksjonelle grup-

per av dyreplankton bør styrkes med et større datagrunnlag.

- For å kunne skille mellom effekten av trofigrad og effekten av fiskepredasjon på dyreplanktonets diversitet er det ønskelig med flere data fra næringsrike innsjøer med lav fiskepredasjon, såvel som fra næringsfattige innsjøer med høy fiskepredasjon.
- For å kunne skille mellom effekten av trofigrad og effekten av Ca-konsentrasjon på dyreplanktonets diversitet er det ønskelig med flere data fra næringsrike innsjøer med lav Ca-konsentrasjon, såvel som fra næringsfattige innsjøer med høy Ca-konsentrasjon.
- Forholdet mellom diversitet av litorale arter og litoral vegetasjon (tetthet, diversitet) er lite kjent.

### Partikkelforensning

Generelle trekk ved diversiteten av dyreplankton i partikkelbelastede lokaliteter:

- Redusert artsmangfold.
- Vannlopper er mer sensitive enn hoppekreps.
- Store filtratorer som f.eks. *Daphnia* er mest sensitive.
- Partikkelens konsentrasjon, størrelse og morfologi avgjørende for omfanget av effektene på artsdiversiteten av dyreplankton.
- Redusert sikt endrer predasjonsforholdene for fisk som kan føre til forandringer i artssammensetningen i dyreplanktonet.
- Redusert lysgjennomtrengelighet vil senke primærproduksjonen og endre artssammensetningen av dyreplanktonet.

I de senere år er partikkelforensning som følge av ulike typer anleggsvirksomhet (knuseverk, veifyllinger, tunnellsprengning, kraftutbygging) og arealbruk (høstpløying, drenering, fjerning av kantvegetasjon) blitt et økende problemområde med økende kunnskapsbehov. Imidlertid er det gjort lite systematisk arbeid på dette området, og effekter av viktige variable som partikkelmorfologi, kornfordeling, temperatur og eksponeringstid er svært lite kjent. Det samme kan sies om effekter på ulike stadier og arter innen dyreplanktonet.

Tellenesvatn i Sokndal (Rogaland) tilføres store mengder finpartikulært uorganisk materiale som stammer fra gruvedriften til Titanias A/S. Dette fører til stor sedimentasjon og høy turbiditet (Halvorsen & Pedersen 1988). Bunnnyrfaunaen er meget dårlig utviklet med ekstremt lave tettheter. Tettheten av planktoniske og litorale krepsdyr er også ekstremt lav. Vannloppen *Chydorus sphaericus* synes imidlertid å være relativt tolerant ovenfor stort partikkelinnhold.

Borgstrøm (1973) viste klart negative effekter av regulering med påfølgende tilslamming av Mårvatn. Den dramatiske reduksjonen i ørretfangsten ble for en stor grad forklart med nedslamming av bunnområder og reduksjon av næringsdyr, spesielt skjoldkreps. Borgstrøm et al. (1986) viste også at vannloppen *Holopedium gibberum* omtrent forsvant etter tilslamming av Ringedalsmagasinet.

Kirk & Gilbert (1990) fant at fire testede arter av vannlopper (*Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia ambigua* og *D. pulex*), alle ble sterkt negativt påvirket av suspenderte leirpartikler ved konsentrasjoner over 50 mg/l, mens fire arter av hjuldyr ikke viste noen negativ respons. Det ble videre funnet at fødebe-

hovet for å opprettholde populasjonsvekst hos *Daphnia* ble mer enn doblet ved en partikkelkonsentrasjon på 50 mg/l. Scholtz et al. (1988) viste også at konkurranse mellom ulike arter av *Daphnia* ble påvirket av uorganiske partikler i vannet, og at dette i stor grad kunne tilskrives endret predasjonsforhold hos fisk ved redusert sikt i vannet.

De fleste planktoniske vannlopper filtrerer uselektivt alle partikler over et visst størrelsesspekter og ved inntak av slampartikler kan man forvente en økt egenvekt og eventuelle mekaniske skader på selve filterapparatet. Økt egenvekt vil gi større energikostnad ved svømming, noe som vil gi lavere populasjonsvekst og redusert konkurranseevne. Økt egenvekt er demonstrert eksperimentelt hos *Daphnia magna* men selv høye konsentrasjoner av relativt kantete partikler synes imidlertid ikke å gi noen direkte skader på filteringsapparatet (Hessen 1992). De fleste arter av hoppekreps velger mer selektivt de gunstigste fødeemnene og vil i stor grad unngå næringsfattige eller skadelige partikler.

### Kunnskapsmangler:

- Betydningen av ulike partikkeltyper på artsdiversiteten.
- Arters toleranse for ulike partikkelkonsentrasjoner er lite kjent og bør testes eksperimentelt.

### Saltforurensning

Generelt finnes det lite kunnskap om betydningen av økte salttilførsler på diversiteten av dyreplankton og litorale krepsdyr, likevel:

- Det antas at forekomsten av kaldstenoterme arter og typiske bløtvannsarter vil reduseres.

I byer og tettstedsnære områder kan den økende saltholdigheten i overflateavrenningen p.g.a. stadig økende bruk av veisalt, forventes å gi økt saltkonsentrasjon i innsjøer. Effekten vil være størst i små lokaliteter.

Effekten av saltforurensning, i denne sammenheng i forbindelse med veisaltning, på biodiversiteten i dyreplanktonsamfunnet er ikke systematisk studert. Det er likevel grunn til å anta at denne snarere vil øke enn avta ved svak saltforurensning. Dette er sannsynlig fordi de fleste norske innsjøer er svært ionefattige fra naturens side, og at en svak økning i ionestyrken vil derfor være til fordel for de fleste dyreplanktonartene. Et unntak kan være typiske bløtvannsarter som *Holopedium gibberum*, som kan tenkes å bli lettere utkonkurrert av andre vannlopper ved økt salttilførsel.

Små og relativt dype innsjøer som ligger i kalkrike områder under marine grense kan imidlertid tenkes å få redusert biodiversitet ved saltforurensning, særlig dersom saltholdig vann legger seg i de dype vannlagene og dermed gir økt sannsynlighet for stagnasjon av bunnvannet (meromiksis). I Padderudvann i Asker som ligger nær E-18 har vannmassene blitt stadig saltere i de senere år, og dette har forsterket innsjøens meromiktiske situasjon (Bækken & Jørgensen 1994). Bunnvannet i slike innsjøer er anoksisk, og alle arter som overvintrer som hvileegg i sedimentene vil etterhvert kunne forsvinne, eller få vesentlig redusert forekomst. Dyreplanktondata fra denne innsjøen viser at artsantallet var la-

vere i 1992 (8 arter) enn i 1979 (12 arter), og at kaldstenoterme arter som f.eks. *Cyclops scutifer* og *Keratella hiemalis* har fått en vesentlig redusert forekomst (Lyche 1984, Bækken & Jørgensen 1994). Dette er arter som ofte befinner seg under termoklinen om sommeren, og som derfor får innskrenket sitt habitat når en stadig økende del av dypvannet blir anoksisk.

Innsjøer og tjern i nærheten av byer og tettsteder rundt Oslofjorden (Østfold, Vestfold og Akershus) og muligens Trondheimsfjorden kan tenkes å være i faresonen her.

### Kunnskapsmangler:

- Hvilke innsjøer kan være i faresonen for uheldige effekter av saltforurensning?
- Hva er tålegrensen for saltholdighet for ulike dyreplanktonarter i ferskvann?
- Kan salttilførsler motvirke forsuring på samme måte som kalking?

### Forsuring

Generelle trekk ved forsuring:

- Redusert artsdiversitet ved lav pH (<5,5).
- Sensitiviteten mht. forsuring er svært varierende mellom arter av dyreplankton. Daphniene er de mest sensitive fulgt av andre vannlopper og cyclopoide hoppekreps. Arter av calanoide hoppekreps og hjuldyr er antatt å være mest tolerante mht. forsuring, men også euryøke arter (*Bosmina longispina*, *Diacyclops nanus*) innenfor de øvrige gruppene synes å være forsuringstolerante.
- Humus vil kunne modifisere effekten av forsuring.

Dyreplanktonsamfunnet kan gjennomgå store strukturelle endringer ved forsuring. Totalt antall arter reduseres (Confer et al. 1983, Havens 1991), samfunnets kompleksitet reduseres (Havens 1991, Havens 1993), graden av omnivori og kannibalisme øker (Havens 1991) og det er store endringer i dominansforholdene (Confer et al. 1983, Tessier & Horwitz 1990). Det sterkeste og mest generelle mønsteret er at daphnier er minst forsuringstolerante etterfulgt av andre vannlopper, cyclopoide hoppekreps og hjuldyr (Hobæk & Raddum 1980, Brett 1989, Keller et al. 1990). Av predatorartene er *Mysis relicta* regnet for å være minst forsuringstolerant med store tetthetsendringer når pH<5,6 (Schindler et al. 1985) mens larver av svevemygg (*Chaoborus* sp.) er registrert ned mot pH 4,5 (f.eks. Sprules 1975, Sierszen & Frost 1993). Antall arter av krepsdyr, hjuldyr og den relative betydningen av daphnier reduseres. Svakere mønster inkluderer redusert dyreplanktonbiomasse (Morling og Pejler 1990, Siegfried & Sutherland 1992), redusert betydning av cyclopoide hoppekreps, økt andel av hjuldyr og små krepsdyrarter (Sprules 1975, Yan & Geiling 1985, Arvola et al. 1986) og redusert effektivitet mht. energiomsetning (Havens 1992) i forsurrede lokaliteter.

Artsantallet av vannlopper og andre grupper av dyreplankton avtar i sterkt sure innsjøer. Humus har imidlertid en positiv effekt på artsantallet i sure innsjøer. En undersøkelse av 21 innsjøer i Sør-Norge (Hobæk & Raddum 1980) viste at klare, sure innsjøer med pH under 5,0 hadde gjennomsnittlig lavere artsantall av alle tre grupper av dyreplankton (vannlopper, hoppekreps og hjuldyr)

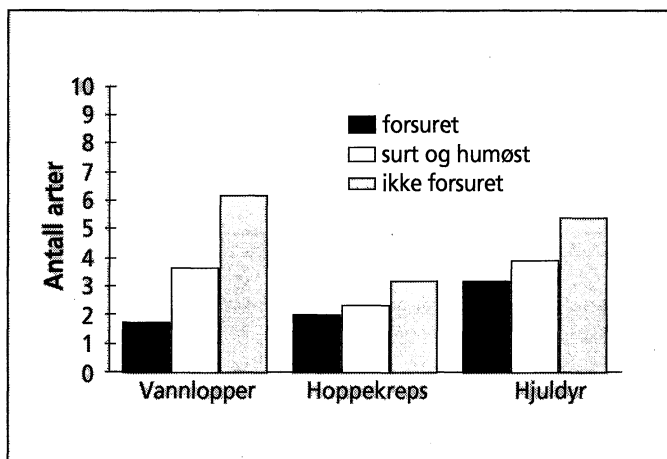
sammenlignet med tilsvarende sure innsjøer påvirket av humus (figur 5.5.8). For de forsuringfølsomme artene synes det som om humus virker dempende på surstress. Humuspartiklene kan også være viktig kilde til næring for dyreplanktonet (se avsnitt om humus under kap. 5.5.1). Høyest artsantall hadde imidlertid de mindre sure innsjøene (pH>5,5).

Krepsdyrsamfunnene i forsurede lokaliteter består av forsuringstolerante arter (Schartau et al. 1997). Mange av disse har en vid toleranse for de fleste miljøfaktorene og er vanligvis til stede i alle typer biotoper (eks. *Bosmina longispina*, *Cyclops scutifer*, *Chydorus sphaericus*). Det finnes også noen konkurransesvake arter (pionerarter) som øker i dominans i forsurede innsjøer pga. redusert predasjon fra fisk eller redusert konkurranse fra andre krepsdyrarter. Med mulige unntak av vannloppene *Holopedium gibberum* (Hamilton 1958, Hessen et al. 1995a) og *Acantholeberis curvirostris* (Walseng, pers. medd.) kjenner vi ikke til noen acidofile (syreelskende) arter av krepsdyr i norsk fauna.

Paleolimnologi, som omfatter studier av sedimentkjerner, er et godt hjelpemiddel for å rekonstruere tidligere fauna. Studier av kjerneprøver har bl.a. vist at en forsuringfølsom gruppe som daphnier avtok i antall allerede fra tidlig på 1900-tallet (Nilssen 1984).

#### Kunnskapsmangler:

- Hvilken rolle aluminium spiller mht. forsuringsskader på invertebrater.
- Den relative betydning av direkte forsuringseffekter vs. indirekte effekter pga. endringer i samfunnets artssammensetning, funksjon og struktur.
- Effekter av forsuring på forholdet mellom de ulike funksjonelle gruppene av dyreplankton og litorale krepsdyr.



**Figur 5.5.8**

Gjennomsnittlig artsantall av planktoniske vannlopper (*Cladocera*), hoppekreps (*Copepoda*) og hjuldyr (*Rotatoria*) i 21 innsjøer i Sør-Norge. Innsjøene er klassifisert som sure klarvannssjøer, sure humøse sjøer, og ikke forsurede klarvannssjøer (modifisert etter Hobæk & Raddum 1980).

## Kalking

Generelle trekk ved diversiteten av dyreplankton og litorale krepsdyr i kalkete lokaliteter:

- Høyt artsantall sammenlignet med forsurede innsjøer.
- Artssammensetningen vil nærme seg forholdene i ukalkete referanselokaliteter med god vannkvalitet men vil ofte avvike noe fra denne.
- Totalt artsantall av dyreplankton og hvilke arter som etablerer seg vil være avhengig av både direkte effekter av kalking (økt pH og kalsium, reduserte mengder aluminium) og indirekte effekter, bl.a. av predasjon fra fisk. Hvor raskt fiskepopulasjonene etablerer seg etter kalking vil være avgjørende for sammensetningen i planktonsamfunnet.

Effekter av kalking på invertebrater er grundig behandlet i egen utredning fra Direktoratet for naturforvaltning (1995) og i Aagaard & Framstad (1997). Vi vil derfor ikke gå nærmere inn på denne problemstillingen, men kun nevne at kalkingsvirksomheten i Norge etter hvert har nådd et omfang som kan få store konsekvenser for det biologiske mangfoldet i ferskvann, også i by- og tettstedsnære områder.

#### Kunnskapsmangler:

- I hvilke grad dagens kalkingsomfang og nivåer av kalktilførsler medfører endringer i det biologiske mangfoldet (artsinventar, artssammensetning) som avviker fra forventet naturtilstand.
- Påstanden om at kalkede innsjøer har en fauna som er mer lik hverandre enn tilsvarende ikke kalkede lokaliteter gjenstår å testes.

## Metallforurensning

Generelle trekk ved diversiteten av dyreplankton og litorale krepsdyr i metallbelastede lokaliteter:

- Redusert artsdiversitet.
- Redusert kompleksitet, dvs. enklere næringsnett.
- De største vannloppene er mest sensitive og forsvinner først.
- En forskyvning i artssammensetningen mot en dominans av euryøke krepsdyrarter (*Bosmina* spp. og calanoide hoppekreps) og hjuldyr.
- I laboratoriet vil selv lave metallkonsentrasjoner kunne gi negative effekter mht. vekst, overlevelse og reproduksjon. Effekter på populasjons- og samfunnsnivå under ellers naturlige forhold er sterkt avhengig av sekundære effekter som skyldes interaksjoner mellom arter.
- Humus vil kunne modifisere effekten av metallbelastninger. Tilsvarende effekt vil kunne forventes med økende trofegrad og økende Ca-konsentrasjon/ionestyrke mens kombinasjonen av flere metaller vil kunne virke både antagonistisk og synergetisk.

De fleste studier av negative effekter på dyreplankton og andre akvatiske organismer er basert på kortvarige laboratorietester med en art og ett metall, under forhold som ofte er svært forskjellig fra det man finner i naturen. Det finnes imidlertid noen få felteksperimenter der effekter av metaller på struktur og funksjon av dyreplanktonsamfunn er undersøkt (Urech 1979, Marshall & Mellinger 1980, Marshall et al. 1981, Havens 1994,



Schartau 1994, Schartau 1996). Det generelle mønsteret er: redusert total biomasse, redusert andel av vannløpper, økt andel av hjuldyr og hoppekreps, redusert kompleksitet/diversitet og redusert effektivitet mht. karbon- og energiomsetning.

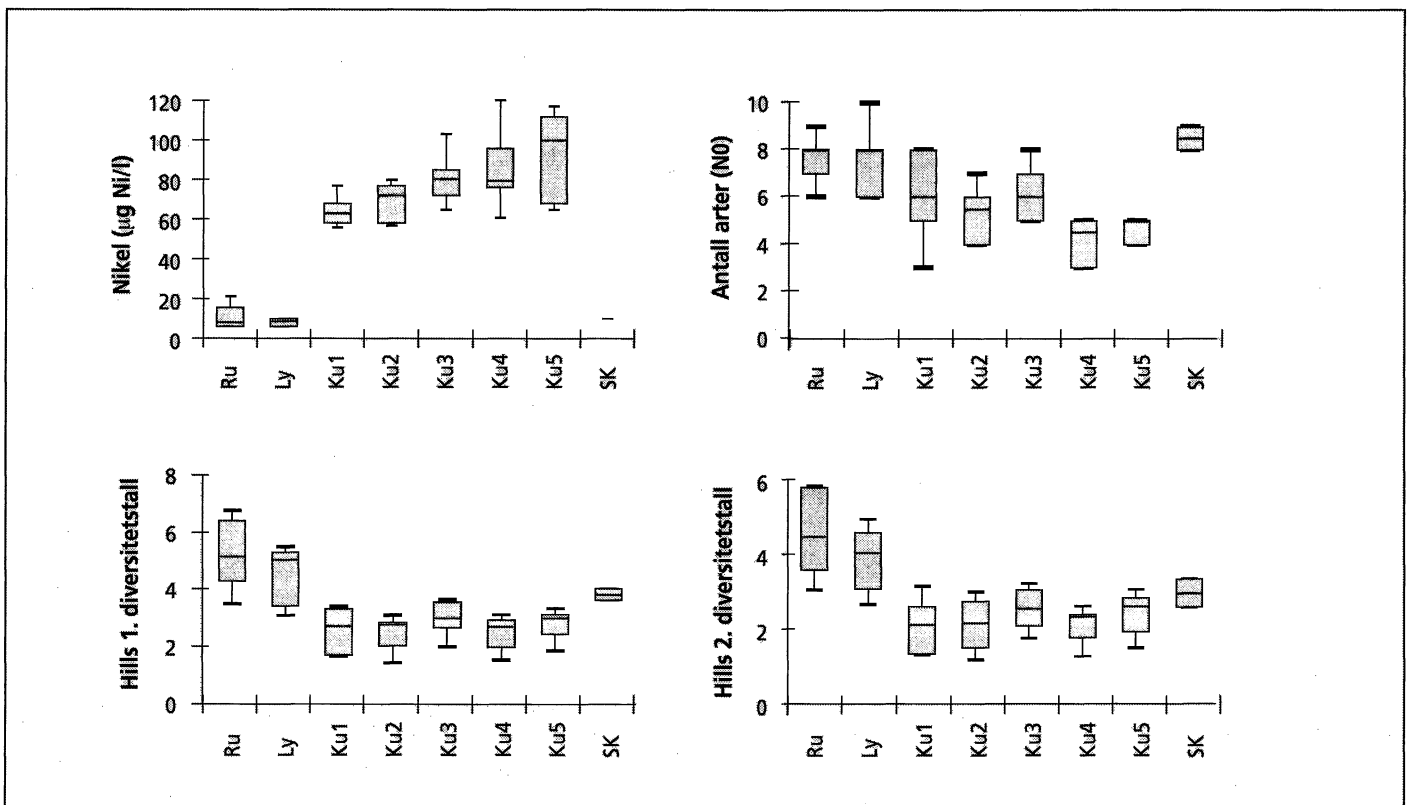
Sensitiviteten for spormetaller er artsavhengig og vil dessuten variere med alder, størrelse, utviklingstrinn, kjønn og fysiologisk status. Vannloppene er antatt å være mer sensitive for metallbelastninger enn hoppekrepsene og blant vannloppene er daphniene regnet som mest følsomme. Det er imidlertid vist at det kan være store forskjeller mellom arter av *Daphnia* (Moore & Winner 1989, Havens 1994). De mest benyttede testorganismene i standard giftighetstester, *D. magna* og *D. pulex*, er f.eks. mindre sensitive for kobberbelastning enn vanlige innsjøformer som *D. galeata*, *Chydorus sphaericus* og *B. longirostris* (Koivisto et al. 1992).

I forbindelse med metallforurensninger (Cu, Zn, Cd) fra Storwartz gruver (Røros) er det gjennomført undersøkelser av plante- og dyreplankton, bunndyr og fisk i Hittervassdraget (Grande et al. 1996). Dyreplanktonet i de nedenforliggende innsjøene Djupsjøen, Stikkilen og Hittersjøen hadde klart færre arter enn i referansesjøen Store Hittersjøen. I Djupsjøen manglet både *Holopedium gibberum* og *Daphnia* spp. og disse ble kun registrert ved lave tettheter i Stikkilen og Hittersjøen. Hoppekrepsene *Arctodiaptomus laticeps* og *Cyclops scutifer*, vannloppen *Bosmina longispina* samt flere av hjuldyrene så derimot ut til å klare seg bra. Konsentrasjonene av kobber (29 µg/l) og sink (123 µg/l) i Djupsjøen er såvidt høye at det er rimelig å anta at dette

kan være årsak til lavere artsantall og fravær av bl.a. daphnier i denne innsjøen.

I forbindelse med kartlegging av forurensningsbelastningen fra Pechenga nikkellindustrien på Øst-Kola er det gjennomført ferskvannsbioologiske undersøkelser i Pasvikvassdraget samt totalt 45 mindre innsjøer i grenseområdet Norge-Russland i perioden 1990-96 (Nøst et al. 1991, Langeland 1993, Nøst et al. 1997). I de mest belastede lokalitetene (nikkel: 72-336 µg/l i tillegg til høye konsentrasjoner av andre metaller som kobber, sink og delvis mangan) ble kun en (*Eudiaptomus graciloides*) eller to (*E. graciloides* og *Bosmina longispina*) arter av planktoniske krepsdyr registrert. Også blant de litorale artene var det et redusert artsmangfold sammenlignet med referanselokalitetene (Nøst et al. 1997). Resultatene fra Pasvikvassdraget (8 lokaliteter) viser at metallbelastninger kan føre til redusert diversitet, både mht. artsantall og jevnhet, av krepsdyrplankton (figur 5.5.9). Utvalget av innsjøer inneholder imidlertid gradienter mht. trofigrad, fiskepredasjon, forsuring og metallforurensninger og resultatene kan derfor være vanskelig å tolke.

Bruk av ordinasjonsmetodikk og multivariate analyser viser at det finnes variasjoner i materialet som kan tilskrives en forurensningsgradient, altså at denne gradienten kan separeres fra naturlige gradienter som fiskepredasjon. Figur 5.5.10 viser hvordan ledningsevnen er korrelert med hovedaksen (akse 1) mens restvariasjonen i noen grad er forklart med variasjon i pH og predasjon. Variasjonen i ledningsevnen er i stor grad forklart av varia-



**Figur 5.5.9**

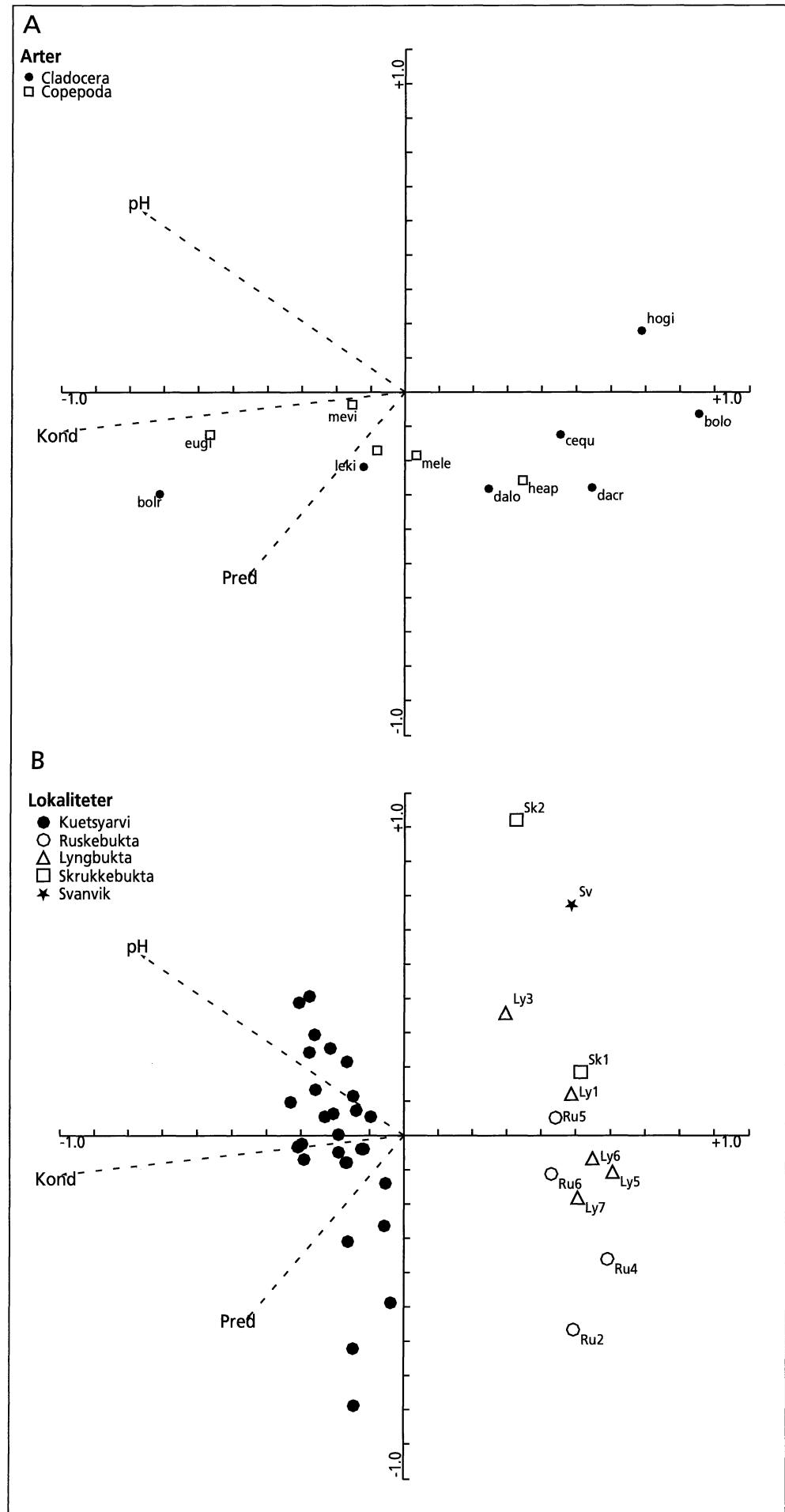
Box-plott (median, 25-persentilen, 75-persentilen, minimum og maksimum) for nikkellkonsentrasjonen (µg Ni/l), artsantall og fordeling av planktoniske krepsdyr fra åtte stasjoner i Pasvikvassdraget basert på data fra 1990-92. Panel B-D viser henholdsvis totalt antall arter, antall vanlige arter og antall svært vanlige arter av krepsdyr (Hills diversitetstall, N0-N2). Merk: deteksjonsgrensen for Ni er 20 µg/l og verdier mindre enn denne er angitt som 10 µg/l. Ru: Ruskebukta, Ly: Lyngbukta, Ku: Kuetsyarvi, Sk: Skrukkebukta. (Schartau & Nøst. upub.).

**Figur 5.5.10**

RDA-biplot (Redunancy Analysis) basert på artssammensetning (biomasseverdier) av krepsdyrplankton fra Pasvikvassdraget i perioden 1990-1992 og tre utvalgte miljøvariable.

**A.** Artsplot der artenes tyngdepunkt er markert med en bokstavkode (de to første bokstavene i slektsnavnet + de to første bokstavene i artsnavnet).

**B.** Prøveplot der de ulike lokalitetene er angitt med symbol. Ru: Ruskebukta, Ly: Lyngbukta, Sv: Svanvik, Sk: Skrukkebukta. Prøver fra Kuetsyarvi er kun angitt med symbol. Miljøvariablene; ledningsevne (Kond), pH og predasjonstrykk (Pred); er lagt inn med vektorer som angir retning og lengde (omtrentlig relativ korrelasjon mellom artsvariasjon og miljøvariablene). Schartau et al. (1997) gir en nærmere beskrivelse av metodikk knyttet til ordinasjonen (Schartau & Nøst, unpubl.)



sjon i Ni-konsentrasjonen, eller andre variable som er sterkt korrelert med denne.

### **Kunnskapsmangler:**

- Effekter av lavdose, kroniske belastninger på naturlige populasjoner og samfunn under forhold som er typiske for Norge, dvs. lavt ioneinnhold og lave temperaturer.
- Effekter av metallforurensning på forholdet mellom de ulike funksjonelle gruppene av dyreplankton og litorale krepsdyr.
- Samvariasjon mellom ulike metaller og andre miljøbelastninger, f.eks. forsurening og eutrofiering.

### **Organiske miljøgifter**

Generelle trekk ved diversiteten av dyreplankton og litorale krepsdyr relatert til miljøgiftbelastning:

- Indirekte effekter kan være viktigere enn direkte effekter.
- Toleransegrensene med hensyn til giftighet kan være svært forskjellige for ulike arter/taxa og for ulike utviklingsstadier og dessuten variere med forskjellige organiske forbindelser.
- Arter/dyregrupper som representerer (er beslektet med) målgruppen vil være mest utsatt ved bruk av insektmidler.

Vi har ikke kjennskap til eksempler fra "naturlige" norske innsjøsystemer der det er registrert skader på arter eller endret artsdiversitet innen dyreplanktonet som følge av eksponering for persistente organiske miljøgifter. For tiden pågår en større landsomfattende undersøkelse for å kartlegge forurensningsgraden av bl.a. PCB, HCB, lindan, DDT (med metabolitter) og PAH i norske innsjøsedimenter i regi av SFT (Rognerud & Fjeld 1997). Undersøkelsen vil kunne gi indikasjoner på om det finnes lokaliteter med så høye konsentrasjoner at det kan gi mistanke om skader på ferskvannsorganismer. Det synes rimelig å anta at eventuelle skader vil kunne dreie seg om både direkte effekter på dyreplanktonet og (kanskje like sannsynlig) mer indirekte effekter som følge av endret predasjonspress fra fisk dersom fiskebestander skades.

Det er velkjent at en lett nedbrytbar og mye anvendt gift som rotenon (brukes for å utrydde/reducere uønskede fiskebestander) også virker akutt toksisk på hjuldyr og krepsdyr i normale doser (se f.eks. Anderson 1970). Sjusjøen i Hedmark ble behandlet med rotenon i slutten av mai 1990 for å redusere den tette abborbestanden. Etter ca. 4 uker ble det bare funnet 5 hjuldyrarter i dyreplanktonet (hvorav 3 med svært få individer), mens det på denne årstida i tillegg vanligvis registreres 3 hoppekrepsarter og 5-7 vannloppearter (Rognerud et al. 1990, Løvik et al. 1993). Flere vannloppearter etablerte betydelige bestander i løpet av sommeren og høsten samme år p.g.a. klekking av hvileegg som overlevde behandlingen. Hoppekreps ble imidlertid ikke registrert i planktonet dette året. To år etter rotenon-behandlingen hadde Sjusjøen igjen et dyreplankton-samfunn som bestod av de opprinnelige artene, men hvor storvokste arter og individer utgjorde en større andel enn før behandlingen. Årsaken var antagelig et lavere predasjonspress fra fisk.

Hessen et al. (1994) gjorde akutt toksisitetstester i laboratorium med *Daphnia magna* og *Daphnia pulex* samt omfattende innhengningsforsøk med "naturlige" dyreplanktonsamfunn for å

undersøke effekter av fire vanlig brukte plantevernmidler i Norge. De konkluderte bl.a. med at de testede herbicidene (klorsulfuron, glyfosat og propiconazole) neppe representerte noe stort problem for dyreplankton med de konsentrasjonene som er rapportert fra overflatevann her i landet. Insektmidlet dimetoat var derimot langt mer toksisk overfor krepsdyr, og da spesielt vannloppene, enn de nevnte herbicidene. Det ble f.eks. registrert 100% dødelighet av *Daphnia longispina* i innhengningene ved en konsentrasjon på 10 mg/l. Forsøkene viste betydelige forskjeller i følsomhet hos forskjellige arter. Krepsdyrene var mest sensitive overfor insektmidlet, mens hjuldyrene viste motsatt effekt. Hjuldyrene gav ingen negativ respons på dimetoat, men viste negativ respons (reduert individantall i forhold til kontroll) i innhengninger med klorsulfuron og glyfosat. Disse forskjellene var ikke overraskende ettersom krepsdyrene i likhet med insektene tilhører dyreklassen Arthropoda (Leddyrene) og dermed representerer målorganismer for dimetoat. Hjuldyrene står derimot systematisk fjernt fra krepsdyrene og er langt mindre sensitive overfor denne giften.

### **Kunnskapsmangler:**

- Konsentrasjoner av organiske miljøgifter i norske innsjøer er lite kjent både når det gjelder vannfasen, sediment og biota. Pågående landsomfattende sedimentundersøkelse i regi av SFT vil gi indikasjoner på nivåer av en del utvalgte organiske miljøgifter. Lokaliteter med høye belastninger bør undersøkes mht. evt. effekter f.eks. på dyreplankton, bunndyr og fisk.
- Effekter av stoffer som kan virke skadelig på hormonsystemet og reproduksjonen.
- Forskjellige arters/livsstadiers toleransegrens for ulike organiske miljøgifter i "norske" vannsystemer.
- Effekter av ulike organiske miljøgifter på forholdet mellom de ulike funksjonelle gruppene av dyreplankton og litorale krepsdyr.
- Interaksjoner mellom organiske miljøgifter og andre forurensningstyper.

### **Fysiske inngrep**

Generelt:

- Fysiske inngrep vil for enkelte organismegrupper være den største trusselen mot biologisk mangfold.
- Litorale arter som er begrenset til næringsrike dammer samt arter (planktoniske og litorale) som kun finnes i fisketomme lokaliteter (vanligvis dammer og mindre vannansamlinger) kan være særlig sårbare overfor denne type inngrep.

Tap av biologisk mangfold som følge av menneskeskapt aktivitet kan skyldes ulike typer forurensninger, men også fysiske inngrep er antatt å være en viktig påvirkningsfaktor. Vassdragsreguleringer med følgende oppdemning av kunstige innsjøer, nedregulering av eksisterende samt endring i vannføringsregime i elveavsnitt er blant de større fysiske inngrepene i ferskvann. Effektene av tradisjonelle vassdragsreguleringer på akvatiske organismer er oppsummert i Haugli et al. (1993). Fysiske inngrep omfatter også mindre arealinngrep som bekkelukking, gjenfylling, drenering osv. Slike inngrep har vært/er svært vanlig i byer og tettstednære områder og har ofte størst negativ effekt i forhold til mindre vannansamlinger som bekker og dammer.

Bynære dammer og dammer i kulturlandskapet (gårdsdammer, isdammer) er identifisert som biotoper med høy trusselgrad i forhold til biologisk mangfold (Daverdin et al. 1995) og er en gruppe lokaliteter som har vært lite undersøkt gjennom tidene. Denne type lokaliteter har blitt sjeldne, særlig pga. ulike typer arealinngrep men også pga. forurensninger, og samtidig er det kjent at artsmangfoldet er stort. Som et eksempel er de fleste av de dammer som G.O. Sars undersøkte i Oslo-området (Sars 1992) i dag borte pga. ulike inngrep. Mange av de litorale krepsdyrene er nettopp beskrevet for første gang gjennom disse undersøkelsene. Nyetablerte dammer koloniseres raskt og det viser seg at de også inneholder mange av de artene som vi tidligere har karakterisert som sjeldne (Walseng, upubl.).

## Introduksjon av arter

Generelt:

- Introduksjon av fremmede organismer vil føre til at naturen verden over homogeniseres, variasjonen blir mindre og tilpasningsmulighetene reduseres.
- Omfanget av introduksjoner har nær sammenheng med befolkningens tetthet og menneskelig aktivitet.
- Introduksjoner til innsjøer med særegen flora og fauna og/eller få arter, kan medføre dramatiske endringer i opprinnelig artsmangfold.
- Introduksjon av planktonspisende fisk er generelt antatt å være en av de viktigste årsakene til store endringer i planktonsamfunnet, men også introduksjon av invertebrate predatorer og konkurrenter (eks. *Mysis relicta*) kan gi endringer av tilsvarende omfang.

Introduksjoner av arter er en viktig årsak til tap av biologisk mangfold. I noen tilfeller kan introduserte organismer medføre en total forandring av hele økosystemer (jfr. Drake et al. 1989). Spesielt har mange introduksjoner til øyer og innsjøer med særegen flora og fauna og/eller få arter, medført dramatiske påvirkninger. Fremmede organismer påvirker lokale arter og systemer bl.a. gjennom å være parasitt- og sykdomsprekere, konkurrenter eller predatorer.

På gen- og populasjonsnivå kan introduksjoner av fremmede populasjoner av en art, redusere det biologiske mangfoldet ved at populasjonsblandinger medfører reduksjon av lokale tilpasninger. For dyreplanktonet og de øvrige krepsdyrene sin del har vi liten kunnskap om genetisk variasjon mellom populasjoner og lokal tilpasning.

Generelt vil introduksjon av fremmede organismer føre til at naturen verden over homogeniseres, variasjonen blir mindre og tilpasningsmulighetene reduseres (Lodge 1993).

Det er en naturlig prosess at arter spres og etablerer seg i nye områder, dør ut i enkelte områder og senere invaderer på nytt og reetablerer seg. Det kan derfor være problematisk å fastslå hvilke arter som er introdusert av menneske og hvilke arter som har spredt seg naturlig i Norge i nyere tid, dvs. i de siste par hundre år. Videre er det mangelfulle kunnskaper om virkninger på samfunn og økosystemer selv om en kjenner noen effekter på enkelte arter. Problemstillingen med menneskeskapt habitat

som har muliggjort etablering gjennom "naturlig spredning" er også et lite kjent felt.

Menneskelig aktivitet som kilde til spredning av dyreplankton og andre invertebrater i ferskvann er berørt i Schartau et al. (1997). Omfanget og eventuelle effekter mht. biologisk mangfold har vi imidlertid svært liten eller ingen kunnskap om.

Da tilstedeværelse/manglende tilstedeværelse av predatorer er svært viktig for mangfoldet av planktoniske og litorale krepsdyr kan effekten av introduksjon av enkelte ferskvannsfisk og invertebrate predatorer være dramatisk. Mort (*Rutilus rutilus*) er en karpfisk som finnes naturlig i Norge. Den er en østlig innvandrer med sitt hovedutbredelsesområde i sør-østre deler av landet. Gjennom menneskelig aktivitet (dyrefôr, agnfiske) har morten blitt spredd seg til en rekke nye lokaliteter innenfor sitt naturlige utbredelsesområde men er også spredd til Trøndelag. Ved moderate populasjonstettheter kan den bidra til økt artsdiversitet i dyreplanktonet ved at den reduserer konkurransen mellom planktonartene (jfr. avsnitt om predasjon fra fisk under kap. 5.5.1). Introduksjon av mort kan imidlertid føre til at de største vannloppene, spesielt *Daphnia* spp., forsvinner (Nøst & Langeland 1995, Langeland et al. 1997).

Andre arter som har blitt spredd ut over sitt opprinnelige utbredelsesområde (gjedde, lagesild og røye samt pungreken *Mysis relicta*) eller som er nye i norsk fauna (karpfiskene karpe, karuss og gullfisk) kan også tenkes å påvirke sammensetningen i dyreplanktonsamfunnet direkte eller indirekte.

### Kunnskapsmangler:

- Virkninger på samfunn av dyreplankton og litorale krepsdyr er dårlig kjent selv om en kjenner noen effekter på enkelte arter.
- Omfanget av spredning av dyreplankton og andre invertebrater i ferskvann som et resultat av menneskelig aktivitet er lite kjent.
- Problemstillingen med menneskeskapt habitat som har muliggjort etablering gjennom "naturlig spredning" er et lite kjent felt.

## 5.5.3 Sammendrag

Det har vært gjennomført få undersøkelser innenfor by- og tettstedsnære områder med tanke på å avdekke effekter av menneskelige aktiviteter på diversiteten innen gruppene dyreplankton og litorale krepsdyr. Kunnskapen om denne problemstillingen må derfor betraktes som svært mangelfull. Det finnes imidlertid en rekke undersøkelser der målet har vært å studere effekten av et bestemt inngrep eller en kjent forurensningskilde. I kapitlet om dyreplankton og litorale krepsdyr har vi gitt en oversikt over kunnskapsstatus mht. disse dyregruppene geografiske utbredelse, deres miljøkrav, variasjoner i diversitet over økologiske hovedgradienter og effekter av ulike forurensningstyper/inngrep på diversiteten.

Krepsdyrene er relativt godt kjent mht. geografisk utbredelse og krav til miljø. Denne kunnskapen er basert på informasjon om krepsdyr (vannlopper og calanoide/cyclopoide hoppekreps) fra ca. 2500 ferskvannslokalteter i Norge der planktoniske og/eller

litorale former er registrert. Krepssdyrmaterialet, som omfatter mer enn 130 arter, er registrert i et variert utvalg av lokalitetstyper fra hele landet og en fylkesvis oversikt er presentert i bl.a. *Limnofauna norvegica* (Aagaard & Dolmen 1996). Kunnskapen om hjuldyrene er mer begrenset og artenes geografiske utbredelse gjenspeiler hvor det er gjennomført systematiske innsamlinger. Tilsvarende gjelder også for mindre grupper som svevemygg, pungreker, tusenbeinkreps, skjoldkreps, muslingbladføtter og muslingkreps. Når det gjelder ciliater og heterotrofe flagellater er artskunnskapen svært mangelfull.

I Norge har en stor del av ferskvannslokalitetene så lave verdier av kalsium at dette betraktes som en begrensende faktor for utbredelsen av en rekke dyr og planter. Da kalsium-konsentrasjonen ofte samvarierer med andre kjemiske (næringssalter) og biotiske (fiskesamfunn, makrovegetasjon) faktorer er det ikke enkelt å vurdere hvilke betydning innholdet av kalsium har mht. dyreplanktonets utbredelse. Våre kunnskaper er derfor mangelfulle på dette området.

Forsuring er regnet som den største trusselen mot biologisk mangfold i ferskvann i Norge, og forsuring er vist å ha signifikante effekter på både artsmangfoldet og sammensetningen i planktoniske og litorale samfunn. Kalking er et viktig tiltak i forhold til forsuring, men vil i seg selv kunne føre til store endringer i det biologiske mangfoldet dersom ikke kalkingen gjennomføres med varsomhet.

For mange forurensningstyper finner vi at artsmangfoldet av planktoniske og litorale krepssdyr går tilbake ved økende grad av forurensning. Dette gjelder imidlertid ikke ved tilførsler av næringssalter og organisk stoff. Artsantallet øker ofte langs gradienten ultraoligotrofe-oligotrofe-mesotrofe innsjøer, men forventes å avta i de mest eutrofierte innsjøene. Undersøkelser viser store endringer i artsinventar ved eutrofiering, ved at store krepssdyrarter, som har en nøkkelrolle i stoffomsetningen, blir erstattet av hjuldyr og små krepssdyrarter.

Metallforurensninger og organiske miljøgifter er vesentlig et lokalt problem knyttet til punktutslipp fra industrien og evt. til avrenning fra veier og asfalterte flater. Kunnskapen om effekter av lave konsentrasjoner og blandinger av ulike miljøgifter fra diffuse kilder er lite kjent. Andre forurensningstyper som er antatt å være av mindre betydning, men hvor effektene mht. biologisk mangfold er lite kjent, er bl.a. partikkelforurensning og økte salttilførsler.

Fysiske inngrep er en trusselfaktor av signifikant betydning for en del av de ferskvannsbiotopene som særlig er knyttet til by- og tettstedsnære områder. Dammer i kulturlandskapet (parkdammer, gårdsdammer, isdammer) er identifisert som biotoper med høy trusselgrad i forhold til biologisk mangfold. Denne type lokaliteter har blitt sjeldne, særlig pga. ulike typer arealinngrep, og samtidig er det kjent at artsmangfoldet er stort. Blant de litorale krepssdyrene finnes en rekke arter som kun er beskrevet fra dammer og mindre vannansamlinger.

Introduksjon av fremmede arter er nært knyttet opp til menneskelig aktivitet og etablering av befolkningssentra. Antropogen spredning av fiskearter har skjedd både aktivt og bevisst eller ved

ubetenksomhet, og er en av de største truslene mht. endringer i diversiteten av planktoniske og litorale invertebrater.

For de fleste artene har vi lite kunnskap om hvilke vannkjemiske forhold som er mest skadelig og artenes tålegrenser for disse. Hos mange organismer er toleransen mht. ulike typer av miljøstress også avhengig av andre forhold, både abiotiske (fysiske og kjemiske faktorer) og biotiske (næringstilgang, konkurranse og predasjon). Det er også betydelige kunnskapshull mht. effekter av ulike forurensningstyper som virker sammen (antagonistiske og synergistiske effekter). Laboratorieforsøk har gitt en del kunnskap om de planktoniske krepssdyrenes fysiologiske tålegrenser, spesielt mht. forsuring (aluminiumkonsentrasjon og pH) samt uorganiske og organiske miljøgifter. Slike forsøk er imidlertid ofte gjennomført med en-arts samfunn, under fysiske og kjemiske forhold som ikke er representativt for norske ferskvannslokaliteter. For de fleste miljøpåvirkninger er de målbare effektene et resultat av primære/direkte effekter som skyldes fysiske/kjemiske endringer kombinert med sekundære/indirekte effekter som skyldes endringer i biotiske faktorer.

En meget viktig faktor for sammensetning av dyreplankton og bunndyr er tettheten av fisk og sammensetningen av fiskesamfunnet. Gjennom predasjon på ulike byttedyr er fiskebestanden ofte den viktigste enkeltfaktor som bestemmer sammensetning og tetthet av invertebrater. Dette er spesielt godt dokumentert for forholdet dyreplankton og fisk. Når nøkkelarter som f.eks. ørret eller røye faller ut pga. forsuring, skjer det en forenkling av samfunnene av byttedyr, trolig fordi konkurransen mellom disse da blir hardere. Foreløpige analyser viser en positiv sammenheng mellom artsantall i dyreplanktonet og intensiteten av fiskepredasjonen. Innsjøer med dominans av karpefisk har flest arter av dyreplankton. Det samme forholdet gjelder også for litorale krepssdyr. Høy fiskepredasjon kan likevel føre til et tap av nøkkelarter som kan ha store negative økologiske konsekvenser (forsterkning av skadelige algeoppblomstringer)

Blant de planktoniske krepssdyrene synes store vannlopper generelt og daphniene spesielt å være mest sensitive mht. alle typer forurensninger. Disse gruppene vil også være mest utsatt for predasjon fra planktonspisende fiskearter, enten årsaken er introduksjon av nye arter eller endringer i fiskesamfunnet som en effekt av f.eks. eutrofiering. Mest tolerante er euryøke arter med vid utbredelse. Eutrofiering vil endre artsinventaret i hjuldyrsamfunnet, som et resultat av endrede konkurranseforhold når beitettrykket på de større krepssdyrene øker. Når det gjelder andre typer forurensninger har vi liten eller ingen kunnskap.

Effekter av ulike forurensningstyper og miljøpåvirkninger er forsøkt målt gjennom bruk av ulike diversitetsmål/-indekser. De tradisjonelle diversitetsindeksene viser enorm spredning benyttet på prøver av dyreplankton. Dette er naturlig i slike dynamiske samfunn. En enkelt prøve kan ikke karakterisere diversiteten i en innsjø særlig godt, og tidsserier er helt nødvendige for å få et bilde av biodiversiteten. Ingen av de endimensjonale diversitetsmålene som er benyttet i dette studiet (Shannon-Wiener, Simpson, Berger-Parker, Hill's evenness), og som har vært de mest vanlig benyttede innen forurensningsøkologien, synes å bidra til økt forståelse av årsakssammenhenger ved de endringer som finner sted i dyreplanktonsamfunnet. Bruk av funksjoner som beskriver

abundansfordeling (antall arter og antall individer eller biomasse av hver art) og ordinasjonsmetodikk (antall arter, abundansfordeling og artsinventar) synes derimot å være lovende metoder for videre bearbeiding av den informasjon som ligger i samfunnes sammensetning og struktur.

Minimumskrav til prøvetakingsfrekvens og bearbeidelse bør utarbeides for vurdering av diversitet.

Dyreplankton og litorale krepsdyr er egnet for overvåking av miljøtilstanden i limniske systemer (for litorale krepsdyr også rennende vann): i) Til disse gruppene hører relativt mange arter med ulike miljøkrav og mange av artene er sensitive mht. forurensninger og fysiske inngrep. ii) Med stor evne til rekolonisering vil en forvente en rask respons ved bedring i vannkvaliteten. iii) Innsamling av prøver er relativt lite ressurskrevende, både mht. arbeidsinnsats og prøvetakingsutstyr.

**Tabell 5.5.3.** Forsøk på å kvantifisere betydningen (x: liten, xx: moderat, xxx: betydelig) av de ulike trusselfaktorene mhp. endringer og tap av biologisk mangfold når det gjelder dyreplankton og litorale krepsdyr i Norge. Merk: De endringer som finner sted ved eutrofiering er antatt i stor grad å være forårsaket av endringer i fiskesamfunnet.

Trusselfaktor	Grad av endring	Fare for nasjonalt tap	Fare for lokalt tap	Sårbare arter/artsgrupper	Kunnskap
Eutrofiering	xx	x	x(x)	Daphnia longispina/galeata, Holopedium	moderat/god
Forsuring	xx	x	xx	Daphnia spp.	god
Metaller	xx	x	x(x)	Daphnia spp.	moderat
Org. Mikroforuren.	x	x	x(x)	Daphnia spp.	dårlig
Partikkelforuren.	x	x	x(x)	Vannlopper	dårlig
Saltforuren.	x	x	x	Kaldstenoterme arter	dårlig
Fysiske inngrep	xx	xx	xxx	Mange litoral. arter	moderat
Intro. fremmede arter	xxx	xx	xx	Store plankt. arter (intro. fisk)	moderat

## 5.6 Fisk

Ivar P. Muniz, NINA, Odd Terje Sandlund, NINA, Leif Lien, NIVA



Ål (*Anguilla anguilla*). Foto: Arild Hagen.

### **Innledning**

*Det urbane miljø er en mosaikk av menneskeskapt, semi-naturlige og naturlige habitater. De menneskeskaptene forholdene i nedbørfeltet påvirker direkte eller indirekte de økologiske betingelsene for planter og dyr i vann og vassdrag. Arealfaktorer og tilrenningens kvalitet og kvantitet virker bestemmende på dyre- og plantelivets mangfold. Menneskeskaptene endringer i interaksjonene mellom miljøet på land og i vann, f eks tilførselen av stoffer i suspensjon (kloakk, erosjonsprodukter*

*m.m.), endret hydrologi pga. vannbruk samt tilførsler av en rad forurensende stoffer (metaller, klorerte forbindelser osv.) og næringsstoffer som N og P, påvirker vannmiljøet. I beste fall gir det gjødslingseffekter (eutrofiering), i verste fall store miljødeleggelser og dermed tap av biologisk mangfold. Resultatet blir ofte en generelt utarmet fauna og flora. Blant fiskene er det ofte kun tilbake særlig tolerante arter (Fausch et al. 1990).*

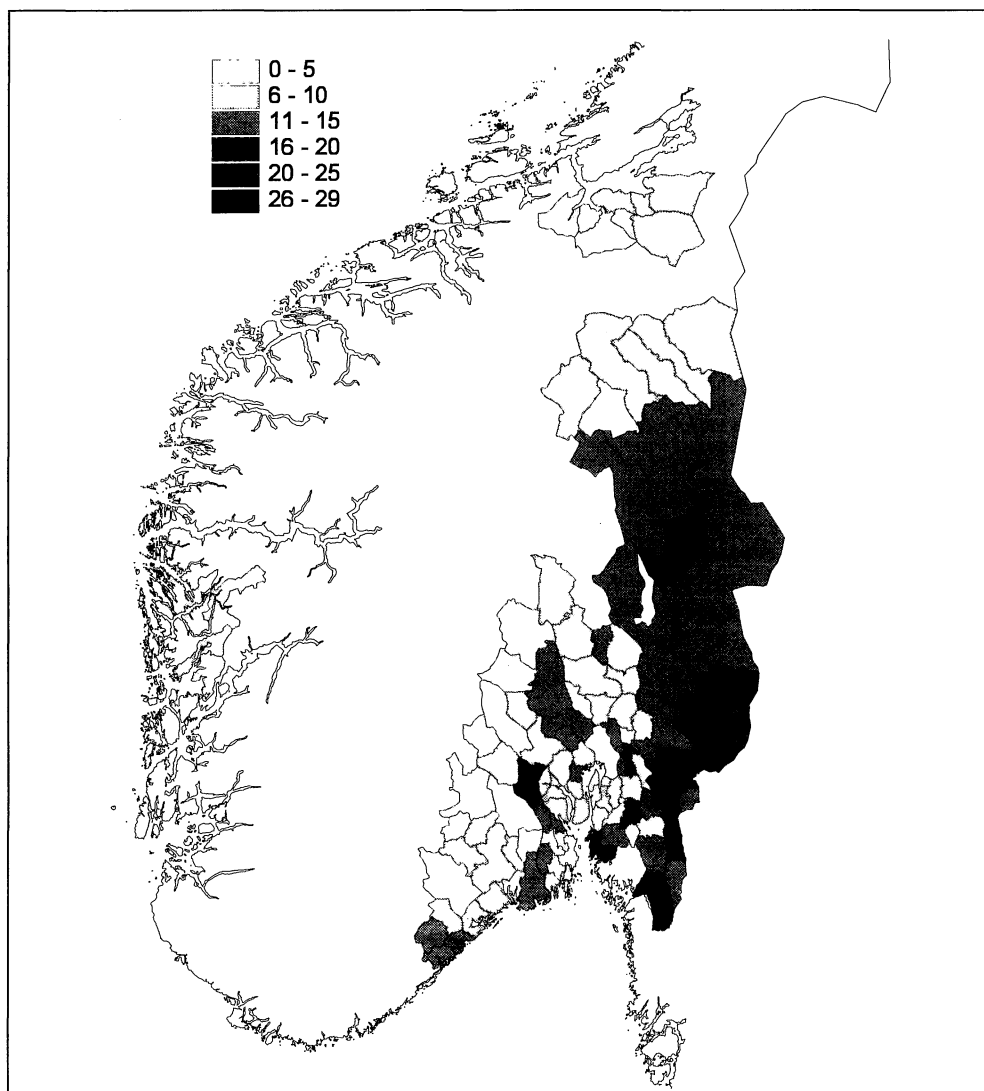
## 5.6.1 Artsmangfold og miljø

### Geografisk mønster i artsrikhet

Nesten 40% av alle fiskearter som er kjent finnes i ferskvann, selv om ferskvannarealene kun utgjør ca. 0.01% av jordens samlede vannareal. Antall arter avtar fra ekvator mot polene, men det er store forskjeller kontinentene i mellom. Vest-Europa er et relativt artsfattig område, med ca. 120 arter ferskvannsfisk. Artsantallet avtar med høyde over havet, og store ferskvannsforkomster (floder og store sjøer) har flere arter enn mindre lokaliteter. Dette reflekterer klimaforhold, antall habitater som er tilgjengelige og historiske prosesser (Wootton 1990). I Skandinavia er det spesielt få fiskearter, noe som særlig skyldes innvandringshistorien etter siste istid.

I norske vassdrag er det registrert 42 fiskearter hvorav 40 gyter i ferskvann og to gyter i havet. Av ferskvannsartene er ni innførte eller innvandret fra naboland i nyere tid. Denne artsfattige fiskefaunaen er også preget av store regionale forskjeller i antallet arter (Hesthagen & Sandlund 1996). Dette reflekterer innvandringshistorien og miljøforholdene i de områder som ble kolonisert. Med unntak av de anadrome og katadrome artene (f eks

laks, ørret, røye, stingsild, ål) som kan tåle havvann, vandret de aller fleste artene inn i landet sør- og østfra. De måtte altså krysse Østersjøbekkenet eller Skagerrak, som hadde varierende salt-holdighet i postglasial tid. Artene som kom fra øst måtte vandre gjennom Østersjøen og opp svenske vassdrag. Mulighetene til å komme inn i norske vassdrag denne veien var derved avhengige av salinitetsforholdene i Østersjøen og topografi og landheving. Resultatet er at det er flest naturlig forekommende fiskearter i det sørøstlige Norge, noen færre i de nordligste fylkene, og færrest arter langs vestkysten og i Midt-Norge. Generelt er det to eller tre arter laksefisk som er mest vanlige (Huitfeldt-Kaas 1918, Hesthagen & Sandlund 1996). Utsettinger av fremmede arter eller overflytninger av innenlandske arter har endret artenes utbredelse i forhold til den naturlige i størsteparten av landet (Hesthagen & Sandlund 1995, 1997; Hokstad & Skurdal 1995). En kartlegging av antall fiskearter i vassdragene i de urbaniserte områdene rundt de store byene Oslo, Bergen og Trondheim viser at det bare er rundt Oslo at antall arter når opp i over 20 (Figur 5.6.1). I området omkring Oslo er det bare de store elvene og innsjøene som har mer enn 20 arter mens artsantallet i mindre bekker og vann sjelden overstiger ti. På tross av ganske stort innslag av introduserte arter både rundt Bergen og Trondheim når artsantallet i disse regionene ikke over ti.



**Figur 5.6.1**

Antall fiskearter kommunevis rundt de tre største byene i Norge. Data fra NINAs database (T. Hesthagen, pers. medd.).



Selv om vi har få fiskearter, er vår fiskefauna preget av stor variasjon innen artene, både genetisk og økologisk. Dette er best undersøkt hos laksefisk som ørret, røye og sik (f eks Jonsson 1989, Hindar & Jonsson 1993, Sandlund 1991, Næsje et al. 1992).

### Dominansforhold i fiskesamfunn

Vi har altså relativt få fiskearter i norske vassdrag, særlig av innvandlingshistoriske årsaker. Innen det artsutvalget som finnes i et vassdrag, vil imidlertid forekomsten av artene og mengdeforholdet mellom dem avhenge av miljøforholdene i lokaliteten. Produksjonsnivået i økosystemet er en viktig faktor. Tilførselen av næringsalter er en bestemmende faktor for produksjonsnivået, men biotiske interaksjoner innen økosystemet er svært viktige for hvordan næringsaltene omsettes. Fiskesamfunnets utforming bestemmes delvis av produksjonsnivået, samtidig som fisken også påvirker produksjonsnivået bl a ved at fiskebestanden kan være en felle for fosfor (Bartell & Kitchell 1978) og en kilde til næringsstoffer når de dør etter gyting (Northcote 1978).

Fisk befinner seg på ulike trofiske nivåer. De fleste av våre fiskearter er generalister, de kan utnytte et utvalg av habitater, og mange forskjellige næringsemner. Mange arter endrer sin økologiske nisje gjennom livsløpet (ontogenetiske nisjeskift), og fisken kan også flytte seg mellom habitater og skifte næringsemner gjennom året (Sandlund 1991). Denne fleksibiliteten gir en utjevne effekt når mengdeforholdet mellom to arter forskyves, f eks på grunn av selektiv beskatning eller endrete miljøforhold. Enkelte arter kan ta over deler av konkurrentens næringsnisje og øke sin biomasse slik at den samlede biomassen opprettholdes (Persson 1986). Det ser også ut til at biomassen øker lite når en ny art kommer inn i systemer og etablerer sameksistens (Tonn 1985). Fiskebiomassen er altså relatert til den tilgjengelige energien i økosystemet, men kunnskap om energiregimet eller biomassen kan ikke brukes til å avlede artsdiversiteten i et gitt system. Det er ingen enkel relasjon mellom artsdiversitet og produksjon.

Interspesifikk konkurranse, dvs mellom arter som utnytter de samme begrensede ressursene (ernæring og habitat), er ofte ansett som viktig organiserende faktor i fiskesamfunn. Andre hevder at forhold som f eks predasjon og abiotiske miljøendringer er viktigere for fiskenes overleving, rekruttering og vekst. I så fall blir sjelden tettheten så stor at interspesifikk konkurranse er en dominerende faktor i utformingen av samfunnene (Wootton 1990). Empiriske data viser at mange fiskearter har en utstrakt deling av ressursene i sameksistens (interaktiv segregering; Nilsson 1967). Sameksistens av flere fiskearter er dermed relatert til sammensatte habitatstrukturer og jevnlig tilgang på ulike næringstyper (Svärdson 1976).

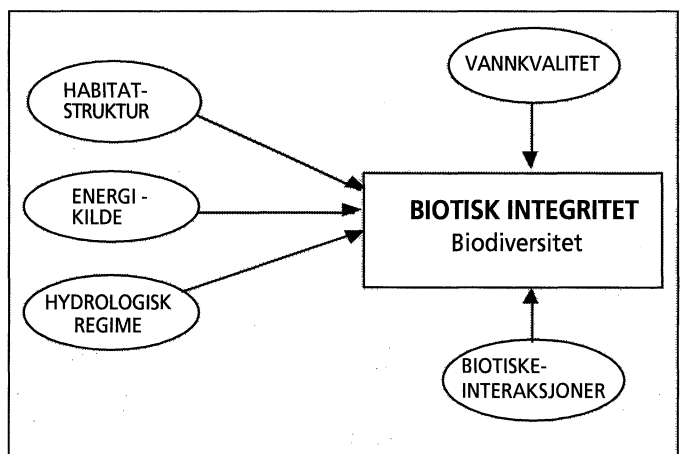
### Elvegradienten

I elvesystemer er det noen miljøforhold som ofte varierer på en systematisk måte. Vannhastigheten avtar nedover i vassdraget mens elvestrengens bredde og dybde, vanntemperaturen, mengden oppløste stoffer og produksjonen i elva og langs elvekanten øker. Langt ned i vassdraget er habitatkompleksiteten større og næringstilgangen bedre og mer sammensatt. Dette gir

muligheter for mer komplekse samfunn med flere fiskearter (Burton & Odum 1945). Ofte kan arter vi finner i de øvre deler (som gjerne er generalister), forsvinne lenger ned i vassdraget der vi har mer artsrike samfunn med flere spesialister. I en studie i et amerikansk vassdrag økte antallet fiskearter fra én art øverst i vassdraget til åtte arter i midtdelen og 13 arter nederst (Lagler et al. 1977). I de norske vassdragene med relativt stort artsutvalg, dvs særlig på Østlandet, finnes det en tilsvarende karakteristisk gradient i artssammensetning (se f eks Hesthagen & Sandlund 1996). Øverst finnes ofte bare aure, lenger ned kommer f eks harr og lake i tillegg, deretter sik og nederst i vassdraget abbor, gjedde og mange karpfisker, mens auren forsvinner. På den enkelte lokalitet fører redusert habitatvariasjon til at artsmangfoldet avtar. Elveforbygninger, utretting av elveløp og oppmudring gjør habitatet mer homogent. Færre gjemmesteder, jevnere strøm og lignende fører til færre arter og mindre fiskeproduksjon (O'Hara 1986). Dette er strukturelle inngrep som bl a er typisk i vassdrag i urbane strøk.

### Indekser for mangfold

For å kvantifisere artsdiversitet har man brukt mer eller mindre meningsfulle mål i form av diversitetsindekser. Indeksene beregnes ut fra artsantall og tar eventuelt også hensyn til mengdeforholdet uttrykt som antall individer av hver art i prøven. Det er vist at slike indekser er relativt utilfredsstillende mål for mangfoldet selv i samfunn med mange arter (Fleming & Aagaard 1993). I artsrike samfunn kan de i forurensningssammenheng i noen grad indikere endringer i menneskeskapte gradienter, men ikke avdekke årsakene som krever spesifikke undersøkelser (Cornell et al. 1976). For samfunn med svært få arter, slik som våre fiskesamfunn, blir diversitetsindeksene enda mindre anvendelige. Her må en eventuelt benytte andre mål på biologisk mangfold enn slike indekser. Karr et al. (1986) og Karr (1994) har forsøkt å løse dette problemet ved å vektlegge mange påvirkningsvariabler og slå sammen data om alle de undersøkte samfunnenes sammensetning i en indikator 'biotisk integritet' hvor også biodiversiteten er en viktig komponent (Figur 5.6.2).



**Figur 5.6.2**

Prinsippfigur som viser de fem primære sett av variabler som påvirker den biologiske integriteten av vannressurser. Modifisert etter (Karr 1994).

Noss (1990) har foreslått å betrakte det biologiske mangfoldet som et fenomen som opptrer på ulike organisasjonsnivåer (hierarkisk) i biologiske systemer og der egenskaper som **sammensetning, struktur** og **funksjon** er sentrale. **Sammensetning** omfatter f eks artslistene, artsdiversitet og genetisk mangfold. **Struktur** omfatter alt fra den fysiske organiseringen av systemet til de mønstre som opptrer, f eks habitatkompleksitet og habitatenes romlige fordeling. Med **funksjon** menes alle de økologiske og evolusjonsmessige prosessene og omfatter f eks genstrøm, forstyrrelser og næringsomsetning. Dette hierarkiske konseptet er basert på at prosesser på ulike skalaer og nivåer er viktigere enn å betrakte enkeltarter eller enkelte påvirkninger. Høyere organisasjonsnivåer påvirker de underliggende nivåene men påvirkes også av disse. Dette samspillet og dets virkninger avspeiles og blir uttrykt i systemet på ulike nivåer, måter og skalaer i rom og tid. Hvilke nivåer som velges er avhengig av det aktuelle miljøproblemet en vil studere. Noss sin (1990) strukturering av begrepet biologisk mangfold bedrer forståelsen, men er vanskelig å anvende i praktisk arbeid. Behovet for enkle mål på kompliserte fenomener fører til en stadig tilbakevendende faglig konflikt.

Ingen enkel indikatorart eller numerisk mål for biodiversitet bærer i seg særlig mye informasjon om de høyere nivåene i det økosystemet den eller de er en del av. På samme vis er er nå bruk av toksitetstester på én-artsnivå til å predikere responser på slike nivåer forkastet (Cairns 1983). En har f eks erfaring for at inngrep isolert sett kan øke det totale artsantall samtidig som inngrepet fører til at en rekke systemprosesser blir påvirket slik at det samlede mangfoldet blir redusert (Franklin 1988). Indikatorartkonseptet er også mye kritisert fordi én art sier svært lite om trender i miljøtilstanden. Det anbefales nå å benytte indikatorarter sammen med indikatorer på sammensetning, struktur og funksjon på ulike organisasjonsnivåer (Landres et al. 1988).

Tabell 5.6.1 viser noen indikatorvariabler som kan benyttes til å inventere, overvåke og vurdere biodiversitet hos fisk i urbane miljøer på fire organisasjonsnivåer og for komponentene sammensetning, struktur og funksjon. Det laveste organisasjonsnivået, det genetiske, er ikke vurdert i denne sammenhengen selv om tap av individer og nye seleksjonsbetingelser har effekter, spesielt når bestandene er små (Heywood & Watson 1995). Hvilke

**Tabell 1.** Endel indikatorvariabler som kan benyttes til å inventere, overvåke og vurdere biodiversitet hos fisk i urbane miljøer på fire organisasjonsnivåer og for komponentene sammensetning, struktur og funksjon (etter Noss 1990).

ORGANISASJONSnivÅ	INDIKATORVARIABLER FOR VURDERING AV BIODIVERSITET		
	Sammensetning	Struktur	Funksjon
<b>Regionalt</b>	Overordnede mønstre i fordeling, rikhet og habitat-typer på stor skala	Heterogenitet, konektivitet, romlige koblinger, fragmenteringer og andre strukturelle forhold	Inngrepsprosesser (arealer og grad) nærings- og energisykler, erosjon & geo- og hydrologiske prosesser og menneskelig areal og habitatbruk/ inngrep
<b>Samfunn</b>	Samfunnsøkologiske forhold	Substratvariabler, abundans,	Biomasse og resursens produktivitet,
<b>Økosystem</b>	knyttet til artsrikhet og diversitet, dominans-tetthets relasjoner, fordeling av ulike livsformer (trofiske)	tetthet og fordeling av viktige fysiske variabler, tilgjengelighet av vann m.v.	samfunnsøkologi (parasittisme, predasjonsrater, koloniserings- og utryddelsesrater m.v.), inngrep på liten skala og rater og intensitet av menneskelige inngrep
Populasjon	Absolutt eller relativ	Makro og mikrodistribusjon,	Demografiske prosesser
Art	abundans, frekvenser, biomasse og andre tetthetsvariabler	populasjonssammensetning, habitatvariabler (se over), individuell morfologisk variasjon	(fekunditet, rekruttering, overlevning, dødelighet) metapopulasjonsdynamikk, populasjonsgenetikk (se under), bestandsvariasjoner, fysiologi, livshistorie, fenologi, individuelle vekstrater, akklimering og adaptering
Genetikk	Allell-diversitet og sjeldenhet, skadelige ressesiver eller varianter	Census og effektiv pop.størrelse, heterozygositet, "fenotypisk polymorfisme;" generasjons overlapping, arvbarhet	"Innavlsdepresjon;" rater for 'outbreeding' "og genetisk drift;" genstrøm, mutasjonsrate og seleksjonstrykk

indikatorer som velges er avhengig av (1) hva som skal vurderes og årsaken til dette, (2) de spesifikke spørsmålene en ønsker besvart utfra hensikten (f eks miljøforvaltning), (3) indikatorene velges utfra valgt organisasjonsnivå, men der en kan inkludere indikatorer på både høyere eller lavere nivå, og (4) i og med indikatorene er generelle og appliserbare på ulike typer økosystemer må en velge de som er relevante i forhold de prosessene som påvirkes.

I sammenheng med fisk i urbane miljøer vil en f eks være interessert i effektene av habitatendringer på de ulike organisasjonsnivåene (individ, populasjon, art, samfunn og økosystemnivå). Habitatendringer påvirker som nevnt bl a næringstilgang og skjulesteder, og gir effekter på fiskens metabolisme (vekst), reproduksjon (fekunditet), adferd og dødelighet. Dette vil vanligvis endre bestandens størrelses- og aldersstruktur. Når det gjelder giftutslipp vil individene bli direkte påvirket via vann og fødeopptak og indirekte via effekter på næringsorganismer og andre deler av biota. Giftvirkningene på individnivå er et resultat av opptak, utskillelse og biomagnifikasjon av miljøgifter. Dette gir konsekvenser på metabolisme, reproduksjon og dødelighet. Differensiell dødelighet gir endret seleksjon innen artene og endret konkurranse mellom artene.

### Fiskens rolle i biosamfunnet

Fisk er et strukturerende element i ferskvannsøkosystemer ved at den påvirker underliggende trofiske nivåer. Planktonspisende fiskearter kan gjennom selektiv predasjon sterkt påvirke produksjon og artsammensetning på lavere trofiske nivåer (topp-bunn effekt) (Brooks & Dodson 1965, Langeland et al. 1997, se også kapittel 5.5). Effekten av fiskepredasjon er sterkest på zooplanktonnivået, og blir mer diffus på lavere nivåer. Næringskonsentrasjon, lys og temperatur bestemmer i stor grad biomasse og arts mangfold på primærprodusentnivået, som igjen bestemmer næringstilgangen for zooplankton og fisk (bunn-topp effekt). Tilsvarende antas å gjelde for bunndyrspisende fisker, selv om datagrunnlaget til å vise dette er langt svakere enn for zooplankton. Det er ingen enkel interaksjon eller prosess som er bestemmende for artsdiversiteten og mengdeforholdet mellom arter som varierer over tid. Dette er et resultatet av en dynamisk likevektssituasjon som trolig blir opprettholdt bl a gjennom konkurranse og predasjon.

### Oppsummering: fisk og biodiversitet

Artsdiversiteten i norske fiskesamfunn er generelt liten. Derimot er ofte den genetiske og økologiske diversiteten innen artene stor. Mange av våre best undersøkte arter, som f eks laks, aure, røye og sik viser slik innenartsvariasjon. Alle disse artene har ontogenetiske nisjeskift. Vanlig er også økologisk polymorfisme, dvs at individer fra samme aldersgruppe i en lokalitet kan få ulike økologiske roller eller ulike typer livshistorie (Jonsson 1989, Hindar & Jonsson 1993, Sandlund et al. 1995). Eksempler er elvestasjonære kontra vandrende individer hos laks og aure, og dverg- og normalform hos røye. Dette fører også til kompliserte aldersstrukturer i bestandene.

Fiskebestandens sammensetning er som nevnt viktig for artssammensetning og struktur i samfunnet av næringsdyr. Observerte endringer i invertebratsamfunnet i sammenheng med miljøendringer kan derfor ikke tolkes med sikkerhet uten at man også har kunnskap om eventuelle endringer i fiskebestandens struktur.

## 5.6.2 Effekt av tettsteder på vassdragene

Viktige miljøfaktorer som påvirker fisken i vassdrag i urbane områder er knyttet til endringer av to hovedtyper: (1) habitatendringer og (2) økotoksikologiske påvirkninger.

Habitatendringene kan f eks bestå i:

- (a) Fysiske inngrep som påvirker vannstrengen direkte, slik som utfyllinger og gravinger, utbygging av broer, veier og plastring av elvebredder.
- (b) Endringer i nedslagsfeltet slik som nedbygging av arealer og fjerning av den opprinnelige vegetasjon som bl a fører til økt erosjon, økt massetransport i vassdragene og mindre tilførsler av alloktont materiale.
- (c) Tilførsel av næringsstoffer og organisk stoff (eutrofiering) som kan gjøre deler av habitatet uevelig for fisk.

Tekniske inngrep, f eks kanalisering av elveløp, kan ødelegge habitatet fullstendig for fisk, eller det kan skape habitater som favoriserer enkelte arter framfor andre. Her vil bl a fiskeartenes vandringmønster bestemme hvilken konkret effekt inngrepet har på de ulike artene. Aktiviteter i nedbørfeltet gir ofte mest tydelig effekt i rennende vann. Nedbygging av arealer og fjerning av vegetasjon fører til økt overflateavrenning og mindre grunnvannstilsig. Det øker også sjansene for episodisk transport av forurensninger til vassdragene, erosjon og tilslamming av gyteplasser og oppfylling av høler. Høgst langs elvebredden endrer lysklimaet, det kan gi høyere vanntemperaturer og det reduserer tilførselen av alloktont materiale, som er en viktig faktor for produksjon av næringsdyr. Tilførsel av næringsstoffer fra urbane områder består vanligvis av husholdningskloakk og avrenning av gjødselsstoffer fra hager og andre grøntarealer. Disse påvirker produksjonsforholdene og kan gi oksygenvinn i lokalitetene. En effekt av oksygenvinn i tjern eller vatn om vinteren kan være at en fiskeart som er dominerende i oksygenrike lokaliteter kan bli holdt nede i antall. Derved får tynne bestander av flere arter mulighet til å overleve fordi mellomartskonkurransen blir redusert (Wootton 1990). Generelt fører imidlertid sterk eutrofiering til at arter som krever oksygenrikt vann og rene gyte- og oppvekstområder (laks, aure, røye) blir erstattet av mer tolerante arter, særlig karpefisker (Jeffries & Mills 1990).

De økotoksikologiske virkningene skyldes tilførsler av miljøgifter til vassdragene som følge av aktiviteter knyttet til urbanisering og nedslagsfeltet. Miljøgiftene kan virke på ulike måter:

- (a) De kan være akutt giftige for fisk og føre til fiskedød. Slike utslipp forekommer ofte tilfeldig og med ujevne mellomrom; de gir økt miljøvariabilitet. Når fiskeartene vandrer mellom ulike deler av vassdraget vil slike punktutslipp ofte kunne slå ut bare enkelte aldersgrupper eller livsstadier av den aktuelle fiskearten.

(b) De kan ha subletale virkninger, dvs de påvirker livsfunksjonene hos fisk negativt. For eksempel kan det føre til redusert metaboliserate og fekunditet. Flere miljøgifter vil anrikes i individene (biomagnifikasjon) og på sikt føre til økt dødelighet (Levin et al. 1989). Slik diffus forurensning i subletale doser kan være vanskelig å påvise.

Tilfeldige utslipp og andre faktorer som øker variabiliteten i miljøet kan føre til økt variasjon i reproduksjonssuksess. Hos arter med langt livsløp vil sporadisk rekruttering kunne opprettholde arten i samfunnet selv om det går år mellom hver gang det rekrutteres og nye individer kommer inn i bestanden (Wootton 1990). Størst effekt har utslipp som rammer egg og yngel, da disse stadiene generelt er mer følsomme for miljøendringer enn voksen fisk (Levin et al. 1989). Det er typisk at utslipp fra urbane områder kan inneholde en lang rekke forurensende stoffer (Levin et al. 1989, Muniz & Aagaard 1990), slik at undersøkelse av effekter og overvåking blir særlig komplisert.

De ulike habitatendringene og forurensningene vil virke sammen, og konsekvensene for fiskesamfunnene er sammensatte. Ut fra primærvirkningen på individnivå vil de påvirke populasjoner og arter, dominansforholdet mellom dem og i siste instans samfunn og økosystem. For artsrike fiskesamfunn har Fausch et al. (1990) satt opp en generell oversikt over effektene av menneskelige inngrep.

- Antallet lokale arter og antall arter i utvalgte fiskefamilier eller funksjonelle grupper avtar med økende påvirkningsgrad.
- Antallet følsomme eller ikke-tolerante arter avtar med økende påvirkningsgrad samtidig som andelen tolerante arter øker.
- Antallet nærings-spesialister, f.eks. insekter og topp-predatorer avtar mens nærings-generalistene øker med økende påvirkningsgrad.
- Den samlede fisketetthet (abundans) avtar samtidig som tettheten av grupper som krever rene, ikke tilslammede gyteområder, avtar.
- Forekomsten av hybrider, sykdommer som kan observeres direkte, parasittisme og morfologiske anomalier (f.eks. skjelett-skader og deformerte finner) blir mer vanlig.
- Andelen av fremmede arter fra utsettinger øker.

Dette systemet er imidlertid bare delvis interessant for våre artsfattige fiskesamfunn. Det skulle imidlertid være mulig å utvikle et lignende system som baserer seg på bestandsstruktur (alder, størrelse), genetisk struktur og andre parametre for mangfold innen artene.

### 5.6.3 Aktuelle problemstillinger

I tilknytning til temaet biodiversitet i vassdrag i by- og tettstedsnære områder framgår det av dette at fisken som direkte element i artsmangfoldet er av relativt liten vekt. Imidlertid er det helt nødvendig å kjenne fiskens innvirkning på de andre delene av systemet for å kunne tolke observasjonene, f.eks. av zooplankton og bunndyr. I systemer med fisk er det derfor nødvendig med et gjennomtenkt program for registrering av fiskens innvirkning på resten av biota.

Innenartsmangfoldet hos fiskebestandene (f.eks. størrelses- og aldersstruktur og økologisk diversitet) er et selvstendig og viktig element i mangfoldet i vassdraget, og har dessuten betydning for fiskebestandens effekt på resten av biota. I denne sammenheng er det viktig å undersøke hvilke mekanismer som virker på individnivå vedrørende relevant forurensning og habitatendringer i urbane områder og hvilke effekter dette har på fiskens metabolisme, adferd, reproduksjonsrate og dødelighet. Disse forholdene vil variere mellom arter og innen ulike livsstadier, og de vil derfor kunne ha konsekvenser på biosamfunns- og økosystemnivå.

Eksperimentelle studier på individnivå vil være viktige for forståelsen av effekter på høyere nivåer (populasjon, art, samfunn, økosystem) og vil danne grunnlaget for modellstudier og forutsigelser vedrørende virkninger på fiskesamfunnets sammensetning, struktur og funksjon. Disse eksperimentelle resultatene bør deretter testes på naturlige systemer for å forstå hvor godt de virker i mer kompliserte situasjoner.

## 6 BEHOV FOR VIDERE FORSKNING

Den foreliggende kunnskapssammenstillingen har vist at vi for mange organismegrupper har et omfattende datamateriale på våre oppdragsforskningsinstitusjoner når det gjelder biologisk mangfold i ferskvann. Videre har det vært mulig å koble sammen endel av dette biologiske datatilfanget med data om naturlige miljøparametre og forurensningsparametre, og bl.a. gjennom statistiske metoder kunne plukke ut de viktigste miljøfaktorene og forurensningskategoriene som påvirker mangfoldet. Imidlertid er fortsatt denne koblingen for dårlig, og det er et behov for å styrke datatilfanget av fysisk-kjemiske parametre på lokaliteter der det foreligger gode, biologiske data (inkl. artsbestemmelser, ev. kvantitative data) og vice versa. Det er videre et behov for en større grad av standardisering og et økt omfang m.h.p. biologiske registreringer i forbindelse med FoU-undersøkelser og overvåking, samt en standardisering når det gjelder de viktigste fysisk-kjemiske parameterene m.h.p. påvirkning av det biologiske mangfoldet.

Det foreligger endel data om effekter på biodiversitet av de ulike typer av forurensning som forsurening, eutrofiering og tungmetaller der disse opptrer mer eller mindre hver for seg. Imidlertid foreligger det lite relevante biodiversitetsdata fra bynære områder der mange av de ulike forurensningskategoriene opptrer sammen, som en "forurensningscocktail". Ofte foreligger det også nokså begrensede data vedrørende de mange forurensningskomponentene som kan tenkes å bidra i denne "cocktailen". Her er det et betydelig forskningsbehov.

De biologiske dataene er særlig sparsomme når det gjelder *bynære innsjøer og dammer*. Sterkt bypåvirkede innsjøer er nesten manglende i Norge, og bynære dammer har i liten grad vært undersøkt både med hensyn på biologi og fysisk-kjemiske parametre. Bynære dammer (og mindre innsjøer) peker seg ut som et aktuelt forskningsobjekt, fordi de (i) har en sjelden flora og fauna som er sårbar overfor forurensning og arealinngrep, og (ii) har en stor og økende betydning som rekreasjons- og undervisningsobjekt, og det biologiske mangfoldet blir derfor særlig viktig å ta vare på i slike forekomster. NINA og NIVA har på denne bakgrunn valgt i det videre arbeid innenfor det foreliggende instituttprogrammet å prioritere en undersøkelse av bynære dammer/små innsjøer i Oslo- og Bergens-området, deres biologiske mangfold og variasjons langs naturgitte- og forurensningsbetingete miljøgradienter.

Når det gjelder *bynære bekker og elver* foreligger det noe mere data om biologisk mangfold. Men det er gjennomgående vanskelig å vurdere *tap av mangfold og avvik fra naturtilstanden*, da disse korte, bynære elveavsnittene som regel ligger helt nederst i elva og skiller seg oftest betydelig fra "referanseavsnittene" oppstrøms byen. "Nedstrømsdelen" kan være preget av brakkvann, eller renne gjennom et leirbakke eller kalkstein/skifer-landskap som skiller seg sterkt fra de gneis/granitt områdene som normalt finnes oppstrøms. Generelt har det vist seg i denne kunnskapssammenstillingen at det i stor grad mangler en typeinndeling og *typebeskrivelse* av de ulike biosamfunn, deres sammensetningen og diversiteten under ulike, naturgitte miljøforhold. Det er derfor ofte vanskelig å anslå en forventet naturtilstand og grad av avvik fra dette på en gitt lokalitet. NINA og NIVA vil derfor innenfor instituttprogrammet om biologisk mangfold prioritere et prosjekt

for karakterisering av naturtilstand og avvik fra naturtilstand under gitte fysisk-kjemiske parametre. Prosjektet vil basere seg på erfaringer fra det tilsvarende engelske RIVPAC-systemet, og vil også i stor grad gjøre bruk av eksisterende GIS-verktøy ved instituttene. Prosjektet vil i første omgang prøves ut m.h.p. bunndyr og fastsittende alger i rennende vann.

Kunnskapssammenstillingen har også avdekket mangel på kunnskap om effekter av ulike organiske miljøgifter på biologisk mangfold. Her er det et stort forskningsbehov både når det gjelder dokumentasjon av konsentrasjoner i vann og i plante- og dyrevev, mulige (sub)letale effekter på enkelt-arter, og mulige effekter på samfunnsnivå. Det er et nærmest uttømmelig FoU-behov for kunnskap om effekter av de mange ulike og stadig nye stoffer og stoffgrupper som f.eks. såkalte hormonhermere og pesticider. Det er derfor sannsynligvis nødvendig å konsentrere seg om effekter av et fåtalls antatt meget giftige og/eller hyppig forekommende stoffer.

Likeledes er det avdekket forskningsbehov innenfor de forurensningstypene som synes å ha størst negative effekter på mangfoldet; forsurening og (sterk) eutrofiering.

Innenfor forsurening er det bl.a. behov for mer eksakt kunnskap m.h.p. forsureningsfølsomme arter, deres grenseverdier og utvikling av forsureningsindekser innenfor også andre grupper av organismer enn bunndyr. Videre er det et behov for å undersøke betydningen av den relativt sett økende forurensningsbidraget fra nitrogen. Det er også en kunnskapsmangel når det gjelder sammenhengen mellom forsurening og eutrofiering i tettstedsnære områder. Her bør det undersøkes i hvilken grad det forekommer rest-populasjoner av forsureningsfølsomme arter i eutrofierte dammer og bekker i ellers kronisk forsurete vassdrag, og i hvilken grad disse kan fungere som spredningssentra. Dessuten er det viktig å sette fokus på den sannsynligvis begynnende re-etableringen av forsureningsfølsomme arter i vassdrag med en nå redusert forsureningsbelastning, og bl.a. vurdere denne i forhold til kalkingsbehov.

Når det gjelder eutrofiering er det bl.a. behov for både forskning og overvåking m.h.p. tap av mangfold fra sjeldne og sårbare typer av vannforekomster, f.eks. kalksjøer, dammer og små innsjøer i kulturlandskapet og på elvesletter. Videre er det i ennå større grad enn for forsurening et kunnskapsbehov m.h.p. forurensningsfølsomme organismer og tap av arter, samt utvikling av forurensningsindekser. Generelt er det behov for flere data fra (hyper)eutrofe innsjøer for å kunne vurdere tap og grenseverdier, og det er dessuten et behov for nøyaktige tidsserier gjennom perioder med økt/misket belastning.

Det er også framkommet, uavhengig av forurensningstype et behov for studier mhp. interaksjoner mellom plante- og dyregrupper, f.eks. effekter av økt vekst/tilgroing på ulike, sårbare bunndyrgrupper, og ulike bottom-up og top-down effekter innenfor de pelagiske samfunn.

Videre er det et behov for å utvikle vannkvalitetskriterier m.h.p. biologisk mangfold, enten dette knyttes til tålegrenser for de mest følsomme arter/biosamfunn, indikatorarter eller artsgrupper, eller til forurensningsindekser.

## 7 LITTERATUR

- Andersen, M.M., Jørgensen, H.S. & Rigét, F.F. 1982. Nyt biologisk forurensningsindeks til danske vandløp. - Stats- og havneingenjøren 1: 12-16.
- Andersen, M.M., Rigét, F.F. & Sparholt, H. 1984. A modification of the Trent Index for use in Denmark. - Wat. Res. 18: 145-151.
- Andersen, T. 1997. - Pelagic nutrient cycles. Herbivores as sources and sinks. - Ecol. Stud. 129. Springer: 280 s.
- Anderson, R.S. 1970. Effects of rotenone on zooplankton communities and study of their recovery patterns in two mountain lakes in Alberta. - J. Fish. Res. Bd. Canada 27: 1335-1356.
- Arvola, L., Salonen, K., Bergström, I., Heinänen, A. & Ojala, A. 1986. Effects of experimental acidification on phyto-, bacterio- and zooplankton in enclosures of a highly humic lake. - Int. Revue ges. Hydrobiol. 71: 737-758.
- Azam, F., Fenchel, T., Field, J.G., Gray, J.S., Meyer-Reil, R.A. & Thingstad, F. 1983. The ecological role of water column microbes in the sea. - Mar.Ecol.Prog.Ser. 10: 257-63.
- B.M.W.P. 1978: Final report of the biological monitoring working party. Assessment and presentation of the biological quality of rivers in Great Britain. - Unpublished report, Dep. of the Environment. Water Data Unit.
- Baird, D.J., Barber, I. & Calow, P. 1990. Clonal variation in general responses of *Daphnia magna* Straus to toxic stress. I. Chronic life-history effects. - Funct. Ecol. 4: 399-407.
- Barnhisel, D.R. & Harvey, H.A. 1995. Size-specific fish avoidance of the spined crustacean *Bythotrephes*: Field support for laboratory predictions. - Can J. Fish. Aquat. Res. 52: 768-775.
- Bartell, S. M. & J. F. Kitchell (1978). Seasonal impact of planctivory on phosphorus release by Lake Wingra zooplankton. - Verh. Int. Verein. Theor. angew. Limnol 20: 466-474.
- Beaver, J.R. & Crisman, T.L. 1989. The role of ciliated protozoans in pelagic freshwater ecosystems. - Microbiol.Ecol., 17: 111-36.
- Berge, D., Lindstrøm, E-A, Kjellberg, G. & Bækken, T. 1994: Resipientundersøkelse av Begna, Storelva og Nordfjorden ved Norske Skogindustrier A/S, Follum Fabrikker. - NIVA-Rapport 3051.
- Berger, W.H. & Parker, F.L. 1970. Diversity of planctonic Foraminifera in deep sea sediments. - Science, 168: 1345-47.
- Bernes, C. (ed.) 1994. Biological diversity in Sweden. A Country Study. - Swedish Environmental Protection Agency, Monitor 14. Solna.
- Blindow, I. 1992. Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. Freshwater Biology 28: 9-14.
- Borgstrøm, R. 1973. The effect of increased water level fluctuation upon the brown trout population of Mårvatn, a Norwegian reservoir. - Norw. J. Zool. 21: 101-112.
- Borgstrøm, R., Brabrand, Å. & Solheim, J.T. 1986. Tilslamming og redusert siktedyp i Ringedalsmagasinet: Virkning på habitatbruk, næringsopptak og kondisjon hos pelagisk aure. - Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo 90: 1-36.
- Brandrud, T.E. 1990. Makrovegetasjonen i Langenvassdraget, Ski kommune. - En vurdering av tilgroing. NIVA-rapp. 2489. Oslo.
- Brandrud, T.E. 1995a. Vannvegetasjonen i verneverdige grytehullsjøer på Romerike. Status, verneverdi og trusselsfaktorer. - NIVA-rapp. 3182 (O-94231). Oslo.
- Brandrud, T.E. 1995b. Vannvegetasjonen i verneverdige grytehullsjøer på Romerike. Supplerende undersøkelser 1995, samt en vurdering av vasspestutviklingen i Nordbytnjærn. - NIVA-rapp. 3368 (O-94231). Oslo.
- Brandrud, T.E. 1996. Vegetasjonsproblemer i ferskvann etter kalking. [i:] Halvorsen, G. (red.) Konsekvenser av kalking i skog og vatn. Bø i Telemark 14.-15. november 1995. - Seminar-rapport. Norsk Limnologiforening, rapp.: 96-105. Oslo.
- Brandrud, T.E., Halvorsen, G., Halvorsen, G.A., Raddum, G.R., Schnell, Ø.A., Brettum, P. og Lindstrøm, E.-A. 1997. Effekter av kalking på biologisk mangfold. Basisundersøkelser i Tovdalsvassdraget 1995. (under utarbeidelse)
- Brandrud, T.E. & Mjelde, M. 1992. Undersøkelse av makrovegetasjonen i nedre del av Leira og i kroksjøer og dammer på Leiras elveslette. - Vannbruksplanutvalget for Romerike, rapp. nr. 12. Lillestrøm.
- Brandrud, T.E. & Mjelde, M. 1993. Tålegrenser for overflatevann. Makrovegetasjon. Naturens Tålegrenser rapp. 29. (NIVA-rapp. 2936). Oslo.
- Brandrud, T.E.; Mjelde, M.; Bendiksen, E. 1996. Vegetasjonsundersøkelser i Lågen i forbindelse med utvidelse av Nedre Vinstra kraftverk. NIVA-rapp. 3471. Oslo.
- Brandrud, T.E., Mjelde, M. & Lindstrøm, E.A. 1992. Tilgroing med vannvegetasjon i terskelbasseng i Eksingedalselva, Hallingdalselva og Skjoma. Omfang, årsaker og tiltak. NIVA-rapp. 2826. Oslo.
- Brandrud, T.E., Mjelde, M. & Rørslett, B. 1989. Vegetasjonsundersøkelser i Nitelva, Akershus, 1988. - NIVA-rapp. 2300. Oslo.
- Brandrud, T.E., Mjelde, M. & Rørslett, B. 1994. Vannvegetasjonen i Dokkadeltaet, Randsfjorden. Status og vurdering av konsekvenser av Dokkareguleringen. - NIVA-rapp. 3126 (O-87171). Oslo.
- Bratli, J.L. 1997. Resultatkontroll i jordbruk 1997. Næringssalttilførsler, vannkvalitetstilstand og -utvikling. - NIVA-rapp. 3619-97. Oslo.
- Bratli, J.L., Holtan, H. og Rosland, D.S. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning. (under utarbeidelse)
- Bremnes, T. & Storeid, S.E. 1994. Fåbørstemark i ferskvann. Utbredelse i Sør-Norge. - NINA Utredning 56: 1-42
- Brett, M.T. 1989. Zooplankton communities and acidification processes (a review). - Water, Air and Soil Pollut. 44: 387-414.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton. - NIVA-rapport nr. 2344. Statens forurensningstilsyn (SFT). 111 s.
- Brettum, P. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Planteplankton. - Fagrapport nr.28. NIVA-rapport nr.2800. Naturens tålegrenser. Miljøverndepartementet. 29 s.
- Brettum, P. 1994. Referanseundersøkelser av grytehullsjøene i Gardermoen-området 1993. - NIVA-rapport 3015. 116 s.
- Brettum, P. 1996. Changes in the volume and composition of phytoplankton after experimental acidification of a humic lake. - Environ.Int. Vol.22 no.5: 619-628.
- Brettum, P., Faafeng B. og Oredalen T.J. 1997. Virkninger av forurensninger på biologisk mangfold i ferskvann. Delrapport: Planteplankton.(in prep.)
- Brinck, P. 1949. Studies on Swedish stoneflies. - Opuscula entomologica Suppl. XI; 1-250
- Brooks, J.L. & S.I. Dodson (1965). Predation, body size and composition of plankton. - Science 150: 23-35.

- Burton, G. W. & E. P. Odum (1945). The distribution of stream fish in the vicinity of Mountain Lake, Virginia. - *Ecology* 26: 182-194.
- Bækken, T., Brandrud, T.E., Brettum, P., Hessen, D. & Jørgensen, T., 1994. Forurensning fra motorveg. Langtidseffekter på vannbiologien i Padderudvannet. - Vegdirektoratet rapport. Oslo.
- Bækken, T. & Jørgensen, T. 1994. Vannforurensning fra veg - langtidseffekter. - Publikasjon nr. 73, Vegdirektoratet. 57 s.
- Bækken, T. & Aanes, K.J. 1990. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Nr.2. Forsuring. - NIVA-Rapport 2491.
- Cairns, J. (1983). Are single species toxicity tests alone adequate for estimating environmental hazard? - *Hydrobiologia* 100: 47-57.
- Cohn, F. 1870. Über den Brunnenfaden (*Crenothrix polyspora*) mit Bemerkungen über die mikroskopische Analyse des Brunnenwasser. - *Cohn's Beitr. Biol. Pflanzen* 3: 1-108.
- Colbourne, J.K. & Hebert, P.D.N. 1996. The systematics of North American *Daphnia* (Crustacea: Anomopoda): a molecular phylogenetic approach. - *Phil. Trans. R. Soc. Lond. Ser. B.* 351: 349-360.
- Confer, J.L., Kaaret, T., & Likens, G.E. 1983. Zooplankton diversity and biomass in recently acidified lakes. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 36-42.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. - *Science* 199: 1304-1310.
- Cornell, H., L. E. Hurd & V.A. Lotrich (1976). A measure of response to perturbation used to assess structural changes in some polluted and unpolluted stream fish communities. - *Oecologia* 23: 335-342.
- Daverdin, R.H., Aagaard, K., Sandlund, O.T. & Tømmerås, B.Å. (red.) 1995. Rapport fra NINA/DN seminar - Indikatorer for overvåking av biologisk mangfold. - NINA Oppdragsmelding 329: 1-63.
- DeMeester, L., Weider, L.J. & Tollrian, R. 1995. Alternative antipredator defences and genetic polymorphism in a pelagic predator-prey system. - *Nature* 378: 483-485.
- Direktoratet for naturforvaltning 1995. Kalking i Norge. Invertebrater. - DN-utredning 1995-6. 65s.
- DN, Direktoratet for naturforvaltning 1992. Truete arter i Norge. - DN-Rapp. 1992, 6: 1-89.
- DN 1997. Kalking i vann- og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1996. DN-notat 1997-1. Trondheim.
- Dolmen, D. 1995. Habitatvalg og forandringer av øyenstikkerfaunaen i et sørlandsområde, som følge av sur nedbør, landbruk og kalking. - Vitenskapsmuseet Rapport zoologisk serie: 1995-1: 1-86
- van Donk, E., de Deckere, E., Klein Breteler, J.G.P., Meulemans, J.T. (1994): Herbivory by waterfowl and fish in a biomanipulated lake: effects on long-term recovery. - *Verhandlung Internationale der Vereinigung Theoretische und Angewandte Limnologie* 25: 2139-2143.
- van Donk, E., Gulati, R.D. 1995. Return of a shallow eutrophic lake to turbid state six years after biomanipulation: mechanisms and pathways. - *Water Science and Technology* 32(4): 197-206.
- Drake, J.A., Mooney, H.A. & di Castri, F. 1989. Biological invasions: A global perspective. - *SCOPE* 37. Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Einsle, U. 1988. Taxonomy of the genus *Megacyclops* (Crustacea: Copepoda): Morphometry and the use of enzyme electrophoresis. - *Hydrobiologia* 167-168: 387-391.
- Eloranta, P. 1993. Diversity and succession of the phytoplankton in a small lake over a two-year period. - *Hydrobiologia*, 249: 25-32.
- Engblom, E. & Lingdell, P.E. 1983. Bottenfaunaens användbarhet som pH-indikator. -SNV-rap. 1741.
- Engen, S. 1978. Stochastic abundance models.- Chapman & Hall. 126 ss.
- Erikstad, L. & Halvorsen, G. 1992. Områder med nasjonal og internasjonal naturverdi ved Hauertertrinnen, Akershus fylke. - NINA oppdragsmeldning 136. Oslo.
- Erlandsen, A., Mjelde, M. & Tærud, J.K. 1984. Rutineovervåking i Nitelva, Leira, Vormo og Glomma i Akershus, samt en undersøkelse av makrovegetasjonen i Nitelva og Svetlet. - NIVA-rapp. O-8000204-IV/SFT rapp. 164/84. Oslo.
- Fausch, K. D., J. Lyons, J.R. Karr & P.L. Angermeier (1990). Fish communities as indicators of environmental degradation. - *Am. Fish. Soc. Symp.* 8: 123-144.
- Fleming, I. & K. Aagaard (1993). Documentation and measurement of biodiversity. - NINA Utredning 050: 1-23.
- Forsberg, C. 1965. Environmental conditions of Swedish charophytes. - *Symb. Bot. Ups.* XVIII, 4:1-67.
- Franklin, J. F. (1988). Structural and functional diversity in temperate forests. - S. 166-175 i: E.O.Wilson (red.) *Biodiversity*. National Academy Press, Washington D.C.
- Faafeng, B. 1994. Gjersjøens utvikling 1972-93 og resultater fra sesongen 1993. - NIVA-rapport 3111. 56 s.
- Faafeng, B. 1995. Østensjøvannet. Pryd eller pest? - NIVA rapp. 3348. Oslo.
- Faafeng, B.A. & Brabrand, Å. 1990. Biomanipulation of a small, urban lake - removal of fish exclude bluegreen blooms. - *Verh.Internat.Verein.Limnol.* 24: 597-602.
- Faafeng, B., Brettum, P. & Hessen, D. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofitestanden i 355 innsjøer i Norge. - NIVA rapp 2355 (overvåkingsrapp. 389/90). Oslo.
- Faafeng, B., Brettum, P. & Hessen, D.O. 1990a. Landsomfattende undersøkelse av trofitestanden i 365 innsjøer i Norge. - Statlig program for forurensningsovervåking. SFT-rapport nr. 389/90. - NIVA-rapport 87124. 57 s.
- Faafeng, B.A., Brettum, P. & Oug, E. (in prep.). Multivariate analysis of phytoplankton diversity along environmental gradients. - Presentert som foredrag under SIL-konferansen i Sao Paulo i august 1996.
- Faafeng, B.A. & Oredalen, T.J. 1996. Gjersjøens utvikling 1972-95 og resultater fra sesongen 1995. - NIVA-rapport nr.3571-96. 65 s.
- Garnås, E. 1986. Changes in the diet of charr *Salvelinus alpinus* L. after introduction of *Mysis relicta* Lovén in two subalpine reservoirs in Norway. - *Fauna Norveg. Ser. A* 5: 17-22.
- Grande, M., Andersen, S., Brettum, P., Hylland, K. & Løvik, J.E. 1996. Stortvart-prosjektet. Dokumentasjon av gruedriftens påvirkning av miljøet. Del II. Biologiske undersøkelser i Hittervassdraget. - NIVA-rapport 3473. 73 s.
- Halvorsen, G. & Pedersen, O. 1988. Botaniske og ferskvannsbiologiske undersøkelser i Lundetjønn-området, Sokndal kommune, Rogaland. - Økoforsk utredning 1988, 19. 31 s.
- Halvorsen, G., Sloreid, S.-E., Sporheim, P. & Walseng, B. 1994. Ferskvannsbiologiske undersøkelser av grytehullsjøene i Gerdermo-området. - NINA Forskningsrapport 57: 1-42.
- Halvorsen, G., Sloreid, S.-E., Walseng, B. 1996. Dokka-deltaet - ferskvannsbiologiske konsekvenser av kraftutbyggingen i Dokkavassdraget. - NINA Oppdragsmelding 437. 101 s.

- Halvorsen, K. 1977. Makrofyttvegetasjonen i endel vann på Agder. - SNSF-rapp. TN 36/77, Ås.
- Hamilton, J.D. 1958. On the biology of *Holopedium gibberum* Zaddach (Crustacea: Cladocera). - Verh. Int. Ver. Limnol. 13:785-788.
- Hanski, I. & Gilpin, M. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. - Biol. J. Linn. Soc. 42: 3-16.
- Haugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. 1993. Inngrep i vassdrag; konsekvenser og tiltak - en kunnskapsoppsummering. - NVE Publikasjon 13: 1-638.
- Havens, K.E. 1991. Crustacean zooplankton food web structure in lakes of varying acidity. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 1846-1852.
- Havens, K.E. 1992. Acidification effects on the algal-zooplankton interface. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 2507-2514.
- Havens, K.E. 1993. Pelagic food web structure in Adirondack Mountain, USA, lakes of varying acidity. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 149-155.
- Havens, K.E. 1994. Structural and functional responses of a freshwater plankton community to acute copper stress. - Environ. Pollut. 86: 259-266.
- Hellawell, J.M. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management.- Elsevier Applied Science, London. 546 s.
- Hessen, D.O. 1992. Uorganiske partikler i vann; effekter på fisk og dyreplankton. - NIVA-rapport 2787. 42 s.
- Hessen, D.O., Bjercknes, V., Bækken, T. & Aanes, K.J. 1989. Økt salmføring i Vetlefjordselva som følge av anleggsarbeid. Effekter på fisk og bunndyr.- NIVA-Rapport 2226.
- Hessen, D.O., Faafeng, B.A. & Andersen, T. 1995a. Competition or niche segregation between *Holopedium* and *Daphnia*; empirical light on abiotic key parameters. - Hydrobiologia 307: 253-261.
- Hessen, D.O., Faafeng, B.A. & Andersen, T. 1995b. Replacement of herbivore zooplankton species along gradients of ecosystem productivity and fish predation pressure. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52: 733-742.
- Hessen, D.O., Källqvist, T., Abdel-Hamid, M.I. & Berge, D. 1994. Effects of pesticides on different zooplankton taxa in mesocosm experiments. - Norwegian Journal of Agricultural Sciences. Supplement No. 13: 153-161.
- Hessen, D.O., Lindstrøm, E-A. og Mjelde, M. 1993. Vassdragsovervåking i forbindelse med Stor-Glomfjordreguleringen. Undersøkelser av vannkjemi og vegetasjon. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90123: 77pp.
- Hesthagen, T. & O.T. Sandlund (1995). Current status and distribution of Arctic char *Salvelinus alpinus* (L.) in Norway: The effects of acidification and introductions. - Nordic J. Freshw. Res. 71: 275-295.
- Hesthagen, T. & O.T. Sandlund (1996). Osteichthyes & Agnatha. Beinfisk og kjeveløse fisk. - S. 282-292 i: K. Aagaard & D. Dolmen (red.) Limnofauna Norvegica. Tapir forlag, Trondheim.
- Hesthagen, T. & O.T. Sandlund (1997). Endringer i utbredelse av ørekyt i Norge: Årsaker og effekter. - NINA Fagrapport 013: 1-16.
- Heywood, V. H. & R. T. Watson (eds.) (1995). Global Biodiversity Assessment. - United Nations Environment Program (UNEP), Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Hill, M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. - Ecology, 54: 427-431.
- Hindar, K. & B. Jonsson (1993). Ecological polymorphism in Arctic charr. - Biol. J. Linn. Soc. 48: 63-74.
- Hobæk, A. 1996. Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune 1995. Grimseid-, Fjøsanger- og Gaupåsvassdragene. - NIVA-rapport 3506-96. 112 s.
- Hobæk, A. & Raddum, G.G. 1980. Zooplankton communities in acidified lakes in South Norway. - Rapport IR 75/80, SNSF-prosjektet. 132 s.
- Hobæk, A. & Wolf, H.G. 1991. Ecological genetics of Norwegian *Daphnia*. II. Distribution of *Daphnia longispina* genotypes in relation to short-wave radiation and water colour. - Hydrobiologia 225: 229-243
- Hokstad, O. & J. Skurdal (red.) (1995). Spredning av ferskvannsorganismer. Seminarreferat. - DN-notat 1995-4, 231 s.
- Holtan, H. & Rosland, D. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. - SFT-veiledning (Statens forurensningstilsyn) nr.92:06. Kortversjon. 30 s.
- Huitfeldt-Kaas, H. (1918). Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge, med et tillæg om kræbsen. - Nationaltrykkeriet, Kristiania.
- Hulten, E. 1971. Atlas över väksternas utbredning i Norden, 2.utg. - Generalstabens litografiska anstalts förlag. Stockholm. 531s.
- Hutchinson, G. E. 1975. A Treatise on Limnology. Vol III - Limnological Botany. John Wiles & Sons. New York. London. Sydney. Toronto.
- Hvoslef, S. & Rørslett, B. 1986. Makrovegetasjon i norske innsjøer. i. Avgrensning av vannvegetasjon og regional forekomst. - K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser. 2: 60-75.
- Jeffries, M. & D. Mills (eds.) (1990). Freshwater ecology: principles and applications. - Belhaven Press, London and N.Y.
- Jensen, J.W., Nøst, T. & Stokland, Ø. 1985. The invertebrate fauna of a small fjord subject to wide ranges of salinity and oxygen content. - Sarsia 70: 33-43.
- Johansen, S.W. 1993. Krypsiv i Mandalsvassdraget. Status for utbredelse, vurdering av tilgroing og årsaker, samt forslag til tiltak. - Norsk institutt for vannforskning, rapp. 2954 (O-93091), Oslo.
- Johansson, C. 1982. The ecological characteristics of 314 algal taxa found in Jämtland streams, Sweden. - Meddelande från Växtbiologiska institusjonen 1982(2), Uppsala: 170pp.
- Jonsson, B. (1989). Life history and habitat use of Norwegian brown trout (*Salmo trutta*). - Freshwat. Biol. 21: 71-86.
- Kann, E. 1978. Systematik und Ökologie der Algen österreichischer Bergbäche. - Arch. Hydrobiol. Suppl. 53 (4):405-643
- Karr, J. R. (1994). Biological monitoring of aquatic systems. - S. 357-373 i: S. L. Loeb and A. Spacie (red.) Biological Monitoring: Challenges for the Future. - Lewis Publishers, London and Tokyo.
- Karr, J.R., K.D. Fausch, P.L. Angermeier, P.R. Vant & I.J. Schlosser (1986). Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. - Special Publications 5: 1-28. Illinois Natural History Survey, Champaign, Ill. USA.
- Kaste, Ø., Brandrud, T.E., Lindstrøm, E-A. og Aanes, K.J. 1996. Otra 1992-1995. Tiltaksorientert overvåking og konsekvensundersøkelse av industriutslipp. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-800208: 51pp.
- Keller, W., Yan, N.D. Holtze, K.E. & Pitblado, J.R. 1990. Inferred effects of lake acidification on *Daphnia galeata mendotae*. - Environ. Sci. Technol. 24: 1259-1260.



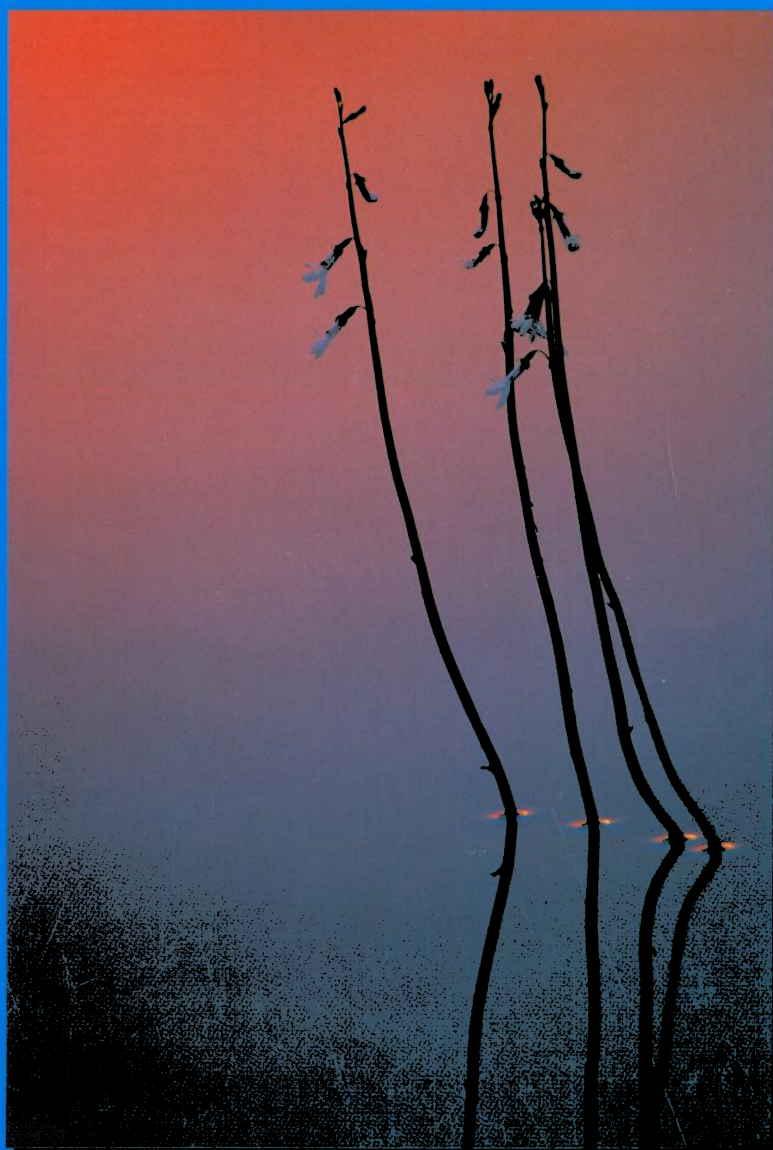
- Kirk, K.L. & Gilbert, J.J. 1990. Suspended clay and the population dynamics of planctonic rotifers and cladocerans. - *Ecology* 71: 1741-1755.
- Kjellberg, G. & Brettum, P. (in prep.) Planteplanktonet i Mjøsa.
- Kjellberg, G., Hvoslef, S., Lindstrøm, E.-A., Mjelde, M. & Aanes, K.J. 1988. Tiltaksorientert overvåking i Gudbrandsdalslågen og Otta i perioden 1985-87. Basert på biologiske undersøkelser (Overvåkingsrapport 319/88). NIVA-rapport OR-2214. Oslo.
- 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-2876:29 pp.
- Klerks, P.L. 1987. Genetic adaptation of heavy metals in aquatic organism: a review. - *Environ. Pollut.* 45: 173-205.
- Koivisto, S., Ketola, M. & Walls, M. 1992. Comparison of five cladoceran species in short- and long-term copper exposure. - *Hydrobiologia* 248: 125-136.
- Koksvik, J.I. 1979. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartismrådet. Del VI. Oppsummering og vurderinger. - K.norske Vitensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1979-4. 79 s.
- Koksvik, J.I. & Dalen, T. 1980. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Hellemoområdet, Tysfjord kommune. - K.norske Vitensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1980-10. 57 s.
- Kolkwitz, R. & Marsson, M. 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wasser nach seiner Flora und Fauna. - Mitt. Prüfungsanst. Wasserversorg. Abwasserreinig. 1: 33-72.
- Kolkwitz, R. & Marsson, M. 1908: Ökologie der pflanzlichen Saprobien. - Ber. dt. Bot. Ges. 26A: 505-519.
- Kolkwitz, R. & Marsson, M. 1909: Ökologie der tierischen Saprobien. - Internat. Rev. Hydrobiol. 2: 126-152.
- 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: 39 pp. (in Russian)
- Kroglund, F., Hesthagen, T., Hindar, A., Raddum, G.R., Gausen, D. & Sandøy, S. 1994. Sur nedbør i Norge. Status, utviklingstendenser og tiltak. DN utredning 1994-10. Trondheim.
- Källqvist, T., Abdel-Hamid, M.I. & Berge, D. 1994. Effects of agricultural pesticides on freshwater plankton communities in enclosures. - *Norw.J.Agricult.Sci.,Suppl.* No.13: 133-152.
- Källqvist, T. & Romstad, R. 1994. Effects of agricultural pesticides on planktonic algae and cyanobacteria - examples of interspecies sensitivity variations. - *Norw.J.Agricult.Sci.,Suppl.* disturbance relationship in phytoplankton. - *Hydrobiologia*, 249: 1-7.
- Lagler, K. F., J. E. Bardach, R.R. Miller & D.R. May Passiono (eds.) (1977). *Ichthyology*. - John Wiley & Sons, N.Y.
- Landres, P. B., J. Verner & J.W.Thomas (1988). Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. - *Conserv. Biol.* 2: 316-328.
- Langangen, A. 1974. Ecology and distribution of Norwegian charophytes. - *Norwegian Journal of Botany* 21: 31-52.
- Langangen, A. 1992. Holetjern i Vestre Toten, kransalgen som ble borte. - *Blyttia* 50: 53-57.
- Langangen, A. 1996. Sjeldne og truede kransalger i Norge. - *Blyttia* 54: 23-30.
- Langangen, A. & Blindow, I. 1995. Kransalgen *Tolypella canadensis* Sawa i Skandinavia. - *Polarflokken* 19(2): 131-137.
- Langeland, A. 1981. Decreased zooplankton density in two norwegian lakes caused by predation of recently introduced *Mysis relicta*. - *Verh. Int. Verein. Limnol.* 21: 926-937.
- Langeland, A. 1988. Decreased zooplankton density in a mountain lake resulting from predation by recently introduced *Mysis relicta*. - *Verh. Int. Verein. Limnol.* 23: 419-429.
- Langeland, A. (red.) 1993. Pollution impact on freshwater communities in the border region between Russia and Norway. II. Baseline study 1990-92. - NINA forskningsrapport 44. 53 s.
- Langeland, A. & Nøst, T. 1995. Gill raker structure and selective predation on zooplankton by particulate feeding fish. - *Journal of Fish Biology* 47: 719-732.
- Langeland, A. & Reinertsen, H. 1982. Interactions between phytoplankton and zooplankton in a fertilized lake. - *Holarct. Ecol.* 5: 253-274.
- Langeland, A., Schartau, A.K.L. & Nøst, T. 1997. Biomanipulation experiments in three temperate lakes. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26 (I trykk).
- Langeland, A., A.K.L. Schartau, T. Nøst & R. Saksgård (1997). Biomanipulering. - S. 21-24 i: A. Langeland & B. Jonsson (red.) NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95. Innsjøers produktivitet. Sluttrapport. NINA Temahefte 6.
- Larsson, P. & Dodson, S. 1993. Invited review - Chemical communication in planktonic animals. - *Arch. Hydrobiol.* 129: 129-155.
- Laybourn-Parry, J. 1992. Protozoan plankton ecology.- Chapman and Hall, London, U.K.
- LeBlanc, G.A. 1982. Laboratory investigation into the development of resistance of *Daphnia magna* to environmental pollutants. - *Environ. Pollut. A* 27: 309-322.
- Lehman, J.T. 1991. Causes and consequences of cladoceran dynamics in Lake Michigan: Implications of species invasion by *Bythotrephes*. - *J. Great Lakes Res.* 17: 437-445.
- Lehman, J.T. & Caceres, C.E. 1993. Food web responses to species invasion by a predatory invertebrate: *Bythotrephes* in Lake Michigan. - *Limnol. Oceanogr.* 38: 879-891.
- Levin, A., M. A. Harwell et al. (eds.) (1989). *Ecotoxicology: Problems and Approaches*. - Springer Advanced Texts in Life Sciences. Springer Verlag, Berlin and N.Y.
- Lid, J. & Lid, D.T. 1994. Norsk flora. 6. utg. - Det norske samlaget. Oslo.
- Lien, L., Raddum, G. & Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann - evertebrater og fisk. - *Naturens Tålegrenser, fagrapport nr. 19 (NIVA-rapp 2658)*. Oslo.
- Lillehammer, A. 1974. Norwegian stoneflies. II. Distribution and relationship to the environment. - *Norsk ent. Tidsskr.* 21: 195-250
- Lillehammer, A. 1985. Zoogeographical studies on Fennoscandian stoneflies (Plecoptera). - *Journal of Biogeography* 12: 209-221.
- Lillehammer, A. 1988. Stoneflies (Plecoptera) of Fennoscandia and Denmark. - *Fauna Entomologica Scandinavia* 21:1-165.
- Lindstrøm, E.-A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. - Fagrapport nr. 27. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440:49 pp.
- Lindstrøm, E.-A. 1994. Overvåking av små og mellomstore landbruksforurensede vassdrag i Møre og Romsdal. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-94117: 106pp.
- Lindstrøm, E.-A. 1997. Fastsittende alger i rennende vann - en kunnskapsstatus om biologisk mangfold langs naturgitte og menneskeskapte gradienter.(in prep.)
- Lindstrøm, E.-A. & Johansen, S.W. 1997. Forskref-vassdraget Atna. Begreingsobservasjoner i perioden 1986-95. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA), 90144/91406: 63 pp.

- Lodge, D.M. 1933. Biological invasions: Lessons for ecology. - TREE 8,4: 133-137.
- Ludwig, J.A. & Reynolds, J.F. 1988. Statistical Ecology: a primer on methods and computing. - John Wiley & Sons, New York.
- Lyche, A. 1984. Plankton i innsjøer langs en trofigradient. En regional undersøkelse av samfunnsstrukturen i fytoplankton og zooplankton i Oslo-området. - Cand. real. oppgave i limnologi (upubl.). Univ. i Oslo. 259 s.
- Lyche, A. 1990. Cluster analysis of plankton community structure in 21 lakes along a gradient of trophy. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 586-591.
- Lyche, A. 1995. Impact of pelagic food web structure on carbon and phosphorus turnover in lakes. - Dr.philos thesis. Division of Limnology, Dep. of Biology, University of Oslo.
- Løvik, J.E., Rognerud, S. & Kjellberg, G. 1993. Tiltaksorientert overvåkning av Mesna-vassdraget 1992-94. Årsrapport for 1992. - NIVA-rapport 2878. 37 s.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological Diversity and Its Measurement. 1. Ecological communities. Diversity. Mathematical models. - Croom Helm, Sydney, Australia. 175 p.
- Marshall, J.S. & Mellinger, D.L. 1980. Dynamics of cadmium-stressed plankton communities. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 403-414.
- Marshall, J.S., Parker, J.I., Mellinger, D.L. & Lawrence, S.G. 1981. An *in situ* study of cadmium and mercury stress in the plankton community of Lake 382, Experimental Lakes Area, north-western Ontario. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 1209-1214.
- Mjelde, M. 1986. Tilgroing med høyere vegetasjon i Børselva, Ballangen kommune 1986. - NIVA-rapport OR-1930. Oslo.
- Mjelde, M. 1994. Nitrogen fra fjell til fjord. Makrovegetasjon i Bergsvatn i Vassås, Eikenesvatn, Grennevatn, Haugestadvatn og Vikevatn i Eikerenvassdraget. - NIVA-rapport OR-3054. Oslo.
- Mjelde, M. 1997. Status for vasspest (*Elodea canadensis*) i Norge. Spredningsomfang og eksempler på effekter. - NIVA-rapport OR-3607. Oslo.
- Mjelde, M. 1997. Mangfold av vannvegetasjon langs en trofigradient. (in prep.)
- Mjelde, M. 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: vann- og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Kunnskapsstatus. Vannvegetasjon i innsjøer - effekter av eutrofiering. (under trykking).
- Mjelde, M. & Brandrud, T.E. 1990. Tårstadvassdraget. Botaniske undersøkelser i Tennvatn, Sommarvatn, Kjerkhaugvatn, Nautåvatn og Langvatn 1990. - NIVA-rapp. 2481. Oslo.
- Mjelde, M. & Brandrud, T.E. 1994. Vannvegetasjonen i Hafsløvatn. Undersøkelser 1994. - NIVA-rapp.3167 (O-94133). Oslo.
- Mjelde, M., Brandrud, T.E. & Lindstrøm, E.A. 1992. Vannvegetasjonen i Hafsløvatnet, Luster kommune. Vurdering av tilgroingssituasjonen. - NIVA-rapp. 2817. Oslo.
- Mjelde, M. & Hvoslef, S. 1985. Undersøkelser i Drammenselva 1982-1984. Fagrapport: Høyere vegetasjon. - NIVA-rapp. 1766 (O-8000226)/SFT-rapp 196/85. Oslo.
- Mjelde, M. og Edvardsen, H. 1996. Nye funn av kransalgen *Tolypella canadensis* i Nord-Norge. - Blyttia 54: 133-138.
- Mjelde, M. og Faafeng, B.A. 1997. *Ceratophyllum demersum* hampers phytoplankton development in some small Norwegian lakes over a wide range of phosphorus level and geographic latitudes. - Freshwater Biology 37: 355-365.
- Moiseenko, T., Mjelde, M., Brandrud, T.E., Brettum, P., Dauvalter, V. Kagan, L., Kashulin, N., Kudriavtseva, L., Lukin, A., Sandimirov, S., Traaen, T.S., Vandysh, O. & Yakovlev, V. 1994. Pasvik river watercourse, Barents region: Pollution impacts and ecological responses. Investigations in 1993. - INEP-NIVA rep. 3118 (O-93144). Oslo.
- Moore, M.V. & Winner, R.W. 1989. Relative sensitivities of *Ceriodaphnia dubia* laboratory test and pond communities of zooplankton and benthos to chronic copper stress. - Aquat. Toxicol. 15: 311-330.
- Morling, G. & Pejler, B. 1990. Acidification and zooplankton development in some West-Swedish lakes 1966-1983. - Limnologica 20: 307-318.
- Moustaka-Gouni, M. 1993. Phytoplankton succession and diversity in a warm monomictic, relatively shallow lake: Lake Volvi, Macedonia, Greece. - Hydrobiologia, 249: 33-42.
- Muniz, I. P. & K. Aagaard (1990). Effekter av langtransport forurensning på ferskvannsdry i Norge -virkninger av endel sporelementer og aluminium. - NINA Utredning 13:1-64.
- Nilssen, J.P. 1984. An ecological jig-saw puzzle: reconstructing aquatic biogeography and pH in acidified regions. - Rep. Inst. Freshwat. Res., Drottningholm 61: 138-147.
- Nilsson, N.-A. (1967). Interactive segregation between fish species. - S. 295-313 i: S.D. Gerking (ed.) Biological basis of freshwater fish production. - Blackwell Sci. Publ., Oxford. No.13: 117-131.
- Northcote, T. G. (1978). Migratory strategies and production in freshwater fishes. - S. 326-359 i: S.D. Gerking (ed.) Ecology of freshwater fish production. - Blackwell Sci. Publ., Oxford.
- Noss, R. F. (1990). Indicators for Monitoring Biodiversity: a Hierarchical Approach. - Conserv. Biol. 4: 355-364.
- Næsje, T.F., O.T. Sandlund & R. Saksgård (1992). Siken i Femund: effekter og anbefalinger etter ti års næringsfiske. - NINA-Oppdragsmelding 145: 1-24.
- Næss, I.G. 1983. Økologiske studier av mosevegetasjonen i rennende vann i Gjerstad- og Tovdalsvassdraget, Aust-Agder fylke. - Hovedfagsoppg., Univ. Oslo (upubl.), 148 s.
- Nøst, T., Kashulin, N., Schartau, A.K.L., Lukin, A., Berger, H.M. & Sharov, A. 1997. Impacts of pollution on freshwater communities in the border region between Russia and Norway. III. Monitoring lakes 1990-96. - NINA fagrapport 29: 1-37.
- Nøst, T. & Langeland, A. 1995. Introduction of roach (*Rutilus rutilus*) in an oligohumic lake: 2. Selective predation impacts on the zooplankton. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 2118-2122.
- Nøst, T., Yakolev, V., Berger, H.M., Kashulin, N., Langeland, A. & Lukin, A. 1991. Impacts of pollution on freshwater communities in the border region between Russia and Norway. I. Preliminary study in 1990. - NINA forskningsrapport 26. 41 s.
- O'Hara, K. (1986). Fish behaviour and the mangement of freshwater fisheries. - S. 496-521 i: T.J.Pitcher (ed.) The behaviour of teleost fishes. Chapman & Hall, London and N.Y.
- Olrik, K. & Nauwerck, A. 1993. Stress and disturbance in the phytoplankton community of a shallow, hypertrophic lake. - Hydrobiologia, 249: 15-24.
- 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. 1973. Use of algae, especially diatoms, in the assessment of water quality. - American Society for Testing and Materials, Special Technical Publication 528:: 76-95
- Peet, R.K. 1974. The measurement of species diversity. - Ann.Rev.Ecol.System.,5: 285-307.

- Persson, L. (1986). Effects of reduced interspecific competition on resource utilization in perch (*Perca fluviatilis*). - Ecology 67: 355-364.
- Pielou, E.C. 1975. Ecological diversity. - John Wiley and Sons, New York. 165 p.
- Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in Western Norway. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1973-1980.
- Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1994. Invertebrate community changes caused by reduced acidification. - I: Steinberg, C.E.W. & Wright, R.F. (red). Acidification of freshwater ecosystems: Implications for the future, John Wiley & Sons Ltd., Chichester. s. 345-354.
- Rauser, J. 1971. A contribution to the question of the distribution and evolution of plecopterological communities in Europe. - Acta Faunistica Entomologica Musei Nationalis Pragae 14(158): 33-63.
- 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.: 551 pp.
- Rognerud, S. & Fjeld, E. 1997. Regional undersøkelse av organiske mikroforurensninger i innsjøsedimenter. - NIVA-rapport 3699 (under utarbeid.).
- Rognerud, S. & Kjellberg, G. 1984. Relationships between phytoplankton and zooplankton biomass in large lakes. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 666-671.
- Rognerud, S., Kjellberg, G. & Brettum, P. 1990. Sjusjøen i Hedmark. En undersøkelse av vannkvaliteten. - NIVA-rapport 2512. 21 s.
- Rosseland, B.O., Brandrud, T.E. and Raddum, G.G. 1992. Effects of aluminium in acidified aquatic ecosystems. - (UN-ECE, Technical Paper, - NIVA O-91097). Oslo.
- Rørslett, B. 1972. Resipientundersøkelser i Romeriksvassdragene Nitelva, Leira og Rømua. Rapportdel II: Botaniske undersøkelser. NIVA-rapp. O-55/68. Oslo.
- Rørslett, B. 1985. Vannvegetasjon og vassdragsregulering. K.norske Vidensk. Selsk. Mus.Rapp. Bot. Ser. 1985, s. 109-124.
- Rørslett, B. 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. - Aquatic Botany 39: 173-193.
- Rørslett, B. 1994. Langtidsendringer i makrovegetasjon i innsjøer i Sør-Norge. Eksempler fra Sørlandet og Maridalsvatn ved Oslo. - Norsk institutt for vannforskning rapp.3179 (O-87033), Oslo.
- Rørslett, B. & Brandrud, T.E. 1989. Hellesjøvatn i Akershus. Vegetasjonsendringer og tiltak. - NIVA-rapp. 2244. Oslo.
- Rørslett, B. Brandrud, T.E., Bækken, T., Hessen, D., Lindstrøm, E.-L., Mjelde, M. & Johansen, S.W. 1996. Etterundersøkelser i Glåma og noen sidevassdrag i Hedmark. - NIVA-rapp. 3395. Oslo.
- Rørslett, B., Brandrud, T.E. & Johansen, S.W. 1990. Tilgroing i terskelbaseng i Otra ved Valle. Problemanalyse og forslag om tiltak. - NIVA-rapp. 2442. Oslo.
- Rørslett, B. Lindstrøm, E.-A., Traaen, T. & Aanes, K.-J., 1982. Glåma i Hedmark. Delrapport. Biologiske undersøkelser i Glåma med bielver 1978-80. - NIVA-rapp. 1441 (O-78045). Oslo.
- Sandlund, O.T. (1991). The dynamics of habitat use in the salmonid genera *Salvelinus* and *Coregonus*: ontogenetic niche shifts and polymorphism. - Dr. philos. avhandling, Univ. i Trondheim.
- Sandlund, O.T., T.F. Næsje & R. Saksgård (1995). Ecological diversity in whitefish *Coregonus lavaretus*: ontogenetic niche shifts and polymorphism. - In: M. Luczynski et al. (eds.), Biology and Management of Coregonid Fishes. Arch. Hydrobiol. Spec Issues Advanc. Limnol. 46: 49-59.
- Sandlund, O.T. & Viken, Å. (eds.) 1997. Workshop on Freshwater Biodiversity, Selbu, Norway, 5-7 June, 1997. - The Trondheim Conferences on Biodiversity, rep. Trondheim.
- Sars, G.O. 1992. On the freshwater crustaceans occurring in the vicinity of Christiania. - John Grieg Produksjon A/S, Bergen.
- Schartau, A.K.L. (red.) 1994. Effekter av lavdose kadmiumbelastning på litorale ferskvannspopulasjoner og -samfunn. Feltforsøk utført i innhegninger. - NINA Forskningsrapport 55. 67 s.
- Schartau, A.K.L. 1996. Effekter av forurensning og kadmium-forurensning på populasjoner og -samfunn av limnisk zooplankton. - I Fløisand, I. & Løbersli, E. red., Lufttransporterte forurensninger - Tilførsler, virkninger og tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte på Klækken Hotell, Hønefoss, 22.-24. januar 1996. Miljøverndepartementet Fagrapport 77, s. 119-123.
- Schartau, A.K.L., Hobæk, A., Halvorsen, G., Faafeng, B., Løvik, J.E., Nøst, T., Solheim, A.L. & Walseng, B. 1997. Diversitet av dyreplankton og litorale krepsdyr - naturlige gradienter og effekter av forurensninger. - NINA Fagrapport (under utarb.).
- Scheffer, M., van der Berg, M., Breukelaar, A., Breukees, C. Coops, H., Dock, R., Meijer, M.-L., (1994). Vegetated areas with clear water in turbid shallow lakes. Aquatic Botany 49: 193-196.
- Schindler, D.W. 1990. Experimental perturbations of whole lakes as tests of hypotheses concerning ecosystem structure and function. - Oikos, 57:25-41.
- Schindler, D.W., Mills, K.H., Malley, D.F., Findlay, D.L., Shearer, J.A., Davies, I.J., Turner, M.A., Linsey, G.A. & Cruikshank, D.R. 1985. Long-term ecosystem stress. The effects of years of experimental acidification on a small lake. - Science 228: 1395-1401.
- Scholtz, S., Seaman, M.T. & Pieterse, A.J.H. 1988. Effects of turbidity on the life history parameters of two species of *Daphnia*. - Freshwater Biology 20: 177-184.
- Selvig, E. (red.) 1992. Verdien av norsk vassdragsnatur i internasjonal sammenheng. Univ. Oslo, - SUM rapp. ser. A nr. 1/92.
- Shannon, C.E. & Weaver, W. 1963. The mathematical theory of communication. - University of Illinois Press, Urbana. 117 p.
- 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.
- Siegfried, C.A. & Sutherland, J.W. 1992. Zooplankton communities of Adirondack lakes - changes in community structure associated with acidification. - J. Freshw. Ecol. 7: 97-112.
- Sierszen, M.E. & Frost, T.E., 1993. Response of predatory zooplankton populations to the experimental acidification of Little Rock Lake, Wisconsin. - J. Plank. Res. 15: 553-562.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. - Nature. 163: 688.
- Skjelkvåle, B.L. (red.) 1996. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 1995. Statlig program for forurensningsovervåking, rapp 671/96. Oslo.
- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A. & Faafeng, B. 1997. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkemisk undersøkelse av 1500 inn-

- sjøer. - Statlig program for forurensningsovervåking. SFT-rapport 677/96. 71 s.
- Skjeltvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T., Lien, L., Lydersen, E. & Buan, A.K. 1997. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. - Statlig program for forurensningsovervåking, rapp 677/96. Oslo.
- Slatkin, M. 1987. Gene flow and the geographic structure of natural populations. - *Sciences* 236:787-792.
- Solem, J. 1987. Metoder - i: Aagaard, K., Solem, J.O., Lillehammer, A., Hanssen, O., Nøst, T. & Dalen, T. 1989. Forsknings- og referansevassdrag Atna. Utbredelse, sonering og årsvariasjoner hos bunndyr i Atna og Atnasjøen. - MVU-Rapp. B57.
- Sommer, U., Padiak, J., Reynolds, C.S. & Juhasz-Nagy, P. 1993. Hutchinson's heritage: the diversity-
- Sprules, W.G. 1975. Midsummer crustacean zooplankton communities in acid-stressed lakes. - *J. Fish. Res. Board. Can.* 32: 389-395.
- Statens Forurensningstilsyn, 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Kortversjon. - SFT-rapport TA-905/1992. 31s.
- Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. & Lowe, R.L. (eds.) *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, San Diego, California, USA: 753 pp.
- Størkersen, Ø.R. (red.) 1992. Truete arter i Norge. DN-rapp. 1992 - 6. Trondheim.
- Svärdson, G. (1976). Interspecific dominance in fish communities of Scandinavian lakes. - *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm* 56: 144-171.
- Sæther, O.A. 1979. Chironomid communities as water quality indicators. - *Holarct. Ecol.* 2: 65-74.
- Taylor, D. J., Hebert, P.D.N. & Colbourne, J.K. 1996. Phylogenetics and evolution of the *Daphnia longispina* group (Crustacea) based on 12S rDNA sequence and allozyme variation. - *Mol. Phylogen. Evol.* 5: 495-510.
- Taylor, L.R. 1978. Bates, Williams, Hutchinson - a variety of diversities. In *Diversity of Insects Faunas: 9<sup>th</sup> Symposium of the Royal Entomological Society*. (eds L.A. Mound and N. Warloff). - Blackwell, Oxford: 1-18
- Ter Braak, C.J.F. 1986. Canonical Correspondence Analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. - *Ecology* 67(59):1167-1179.
- Tessier, A.J. & Horwitz, R.J. 1990. Influence of water chemistry on size structure of zooplankton assemblages. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 1937-1943.
- Tonn, W. M. (1985). Density compensation in Umbra-Perch Fish Assemblages of Northern Wisconsin Lakes. - *Ecology* 66: 126-133.
- Traaen, T.S., Arnekleiv, J.V., Iversen, E.R. og Lindstrøm E-A. 1995. Overvåking av Gaula, Sør-Trøndelag. Vannkjemiske og biologiske undersøkelser. Årsrapport for 1994. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90051: 48pp.
- Traaen, T.S., Lindstrøm, E-A. og Huru, H. 1990. Overvåking av Tanavassdraget. Fremdriftsrapport for 1988-1989. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-88192/89152: 57pp.
- Traaen, T., 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. og Aagaard, K., 1983: Basisundersøkelser i Alta-Kautokeino-vassdraget 1980-81. - NIVA O-80002-16, 2: 117 pp.
- Urech, J. 1979. MELIMEX, an experimental heavy metal pollution study: Effects of increased heavy metal load on crustacean plankton. - *Schweiz. Z. Hydrol.* 41/2: 247-260.
- Vis, M.L., Sheath, R.G. & Entwistle, T.J. 1995. Morphometric analysis og *Batrachospermum* section *Batrachospermum* (Batrachospermales, Rhodophyta) type specimens. - *Eur. J. Phycol.*, 30:35-55.
- Vainölä, R., Riddoch, B.J., Ward, R-D. & Jones, R.I. 1994. Genetic zoogeography of the *Mysis relicta* species group (Crustacea: Mysidacea) in northern Europe and North America. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 1490-1505.
- Walday, M., Berge, J.A. & Følsvik, N, 1997. Imposex og nivåer av organotinn hos populasjoner av purpursnegl (*Nucella lapillus*) i Norge. - NIVA-rapp. 3665-97 (overvåkingsrapp. nr. 694/1997). Oslo.
- Walseng, B., Raddum, G.G. & Kroglund, F. 1995. Kalking i Norge. Invertebrater. - DN-utredning 1995-6. Trondheim.
- Weider, L.J. 1984. Spatial heterogeneity of *Daphnia* genotypes: vertical migration and habitat partitioning. - *Limnol.oceanogr.* 29: 225-235.
- Wesenberg, J., 1995. Østensjøvannet. En temakartserie over botaniske verneverdier. - Universitetet i Oslo, rapport (upubl.).
- Wium-Andersen, S., Anthoni, U., Christophersen, C., Houen, G. (1982). Allelopathic effects on phytoplankton by substances isolated from aquatic macrophytes (Charales). - *Oikos* 39: 187-190.
- Wium-Andersen, S., Anthoni, U., Houen, G. (1983). Elemental sulphur, a possible allelopathic compound from *Ceratophyllum demersum*. - *Phytochemistry* 22 (11): 2613.
- Woodiwiss, F. 1960. Trent biotic index of pollution. "nd Quinquennial Abstract of Statistics relating of the Trent watershed. Trent River Authority.
- Wootton, R. J. (1990). *Ecology of Teleost Fishes*. - Chapman & Hall Ltd., London-New York.
- Yan, N.D. & Geiling, W. 1985. Elevated planktonic rotifer biomass in acidified metal-contaminated lakes near Sudbury, Ontario. - *Hydrobiologia* 120: 199-205.
- Zaret, T. M. 1980. - *Predation and freshwater communities*. - Yale Univ. press. 180 s.
- Økland, J. 1990. - *Lakes and snails. Environment and Gastropoda in 1,500 Norwegian lakes, ponds and rivers*. - Universal Book Services/Dr. W.Backhuys, Oegstgeest. 516 s.
- Økland, K.A. & Kuiper, J.G.J. 1982. Distribution of small mussels (Sphaeriidae) in Norway, with notes on their ecology. - *Malacologia* 22: 469-477
- Aagaard, K. 1986. The chironomid fauna of North Norwegian lakes, with a discussion on methods of community classification. - *Holarct. Ecol.* 9: 1-12.
- Aagaard, K. & Dolmen, D. (red) 1996. - *Limnofauna norvegica. Katalog over norsk ferskvannsf fauna*. - Tapir forlag, Trondheim. 310 s.
- Aagaard, K. & Engen, S. 1980. Species diversity of chironomid communities. - *Acta Univers. Carol.-Biol.* s. 5-12.
- Aagaard, K. & Framstad, E. 1997. Kalking og effekter på akvatiske invertebrater. Referat fra consensus-møte i Selbu 7.-8. januar 1997 (under utarb.).
- Aagaard, K. & Sivertsen, B. 1980. The benthos of lake Huddingsvatn, Norway, after five years of mining activity. - I: Murray, D. A., red. *Chironomidae. Ecology, systematics, cytology and physiology*. Pergamon Press, Oxford. s. 247-254.

- Aagaard, K., Solem, J.O., Lillehammer, A., Hanssen, O., Nøst, T. & Dalen, T. 1989. Forsknings- og referansevassdrag Atna. Utbredelse, sonering og årsvariasjoner hos bunndyr i Atna og Atnasjøen. - MVU-Rapp. B57.
- Aanes, K.J. & Bækken, T. 1989: Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Nr 1 Generell del. - NIVA-Rapport 2278.



ISBN 82-426-0851-2  
ISSN 0804-421X