

Vannvegetasjon i norske vassdrag

Kritiske grenseverdier for forsurening

Effekter av kalking



Cyanobakterien *Merismopedia tenuissima*
Vanlig planteplankton i sure næringfattige innsjøer
Foto: Hege Hansen



Karplanten *Utricularia vulgaris* (storblærerot)
Svakt surhetsfølsom vannplante i norske innsjøer
Foto: Bjørn Faafeng



Rødalgen *Batrachospermum keratophyllum* (perlebåndsalge)
Vanlig begroingsalge i sure, svakt humøse elver og innsjøer
Foto: Stein W. Johansen



Levermosen *Nardia compressa* (elvetrappmose)
Danner ofte masseforekomst i strykpartier i sure elver
Foto: Stein W. Johansen

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

Akvaplan-niva

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

Tittel Vannvegetasjon i norske vassdrag. Kritiske grenseverdier for forsurening Effekter av kalking	Løpenr. (for bestilling) 4821-2004	Dato 24. august 2004
	Prosjektnr. Undernr. O-21252	Sider Pris 133
Forfatter(e) Eli-Anne Lindstrøm Pål Brettum Stein W. Johansen Marit Mjelde	Fagområde Vassdrag	Distribusjons
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Direktoratet for naturforvaltning: Naturens tålegenser - Effekter av kalking	Oppdragsreferanse 02040037/ 02040664
--	---

Sammendrag Hovedmålsettingen med arbeidet har vært å utrede kritiske grenseverdier for vannvegetasjon (planteplankton, fastsittende alger, makrofytter og moser) i forhold til forsurening. En annen målsetting har vært å sammenstille data om virkninger av kalking. For alle typer vannvegetasjon er det tilstandsform, tilgjengelighet og konsentrasjon av karbon som forårsaker de viktigste endringer i artsinventar når en vannforekomst forsures. På grunnlag av fordeling langs pH-gradienten er det angitt surhetstoleranse /-følsomhet for totalt 389 taksa av vannvegetasjon. Vegetasjonen er inndelt i fire kategorier av surhetsfølsomhet: tolerant, svakt, moderat og svært følsom. Med utgangspunkt i artenes surhetsfølsomhet er det utarbeidet en indeks som viser tilstand mht. surhet for de mest artsrike vegetasjonstypene: planteplankton og fastsittende alger. Basert på avtak i mangfold og indeks for surhetsfølsomhet anslås kritisk grenseverdi for ikke forsuringsskadd vannvegetasjon å være pH 6,3 (< 5 % sannsynlighet for forsuringsskader v. pH > 6,3). Denne grenseverdien kan variere noe med vegetasjonstype og øvrige forhold. I området pH 6,3 til 5,6 reduseres innslag av forsuringfølsom vannvegetasjon raskt. Ved pH 5,6 er det 95 % sannsynlighet for forsuringsskader på vannvegetasjonen. Avtar pH ytterligere og nærmer seg 5,0 har alle surhetsfølsomme elementer falt ut og tilbake er stort sett bare de tolerante. Derved får man ensartede forsuringstypiske samfunn med stor innbyrdes likhet og det regionale mangfoldet reduseres. Mangfold pr. lokalitet reduseres ikke nødvendigvis like mye. Generelt sett øker både innhold av følsomme arter og mangfold ved kalking. Det er imidlertid ikke gitt at et opprinnelig surhetsfølsomt samfunn re-etableres, selv etter lengre tids kalking. Prosessene går langsomt og klart langsommere i flerårige samfunn enn i ettårige. Mange forhold påvirker etableringen av surhetsfølsomme arter og utviklingen av mangfoldet. Viktigste er: forsuringens omfang og varighet, drift og avstand til kalkdoserer, varighet av kalking, modifierende faktorer som marin leire og næringssalter, refugier med podemateriale, organismenes generasjonstid og habitatstrategi.	
Fire norske emneord 1. Vannvegetasjon 2. Kritiske grenseverdier 3. Forsuring 4. Effekter av kalking	Fire engelske emneord 1. Freshwater vegetation 2. Critical limits 3. Acidification 4. Effects of liming

Eli-Anne Lindstrøm

Eli-Anne Lindstrøm
Prosjektleder

Anne Lyche Solheim

Anne Lyche Solheim
Forskningsleder

Nils Roar Sæthun

Nils Roar Sæthun
Forskningsdirektør

Naturens Tålegrenser

Fagrapport nr. 118

Vannvegetasjon i norske vassdrag

Kritiske grenseverdier for forsuring

Effekter av kalking

Forord

Denne rapporten gir kunnskap om pH-optimum for vanlige arter og kritiske grenseverdier for vannvegetasjon i surt vann. Den sammenstiller også kunnskap om effekter av kalking. Rapporten er en oppdatering av tidligere rapporter om vannvegetasjon i surt vann.

Rapporten omhandler fire typer vannvegetasjon: planteplankton i innsjøer, makrofyter i innsjøer, fastsittende alger i elver og makrofyter og moser i elver. Pål Brettum har utarbeidet kapittelet om planteplankton, Marit Mjelde har skrevet om makrofyter i innsjøer og Stein W. Johansen om makrofyter i elver. Undertegnede har vært saksbehandler for prosjektet og skrevet om fastsittende alger.

Et stort datamateriale er sammenstilt og tilrettelagt i forbindelse med denne rapporten. Det er gjort en betydelig oppgradering av NIVAs vannbotaniske databaser. Det gjelder også kjemidata fra kalkingsovervåkingen som nå er tilrettelagt for sammenstilling med vannbotaniske data. Terje Hopen har nedlagt et stort arbeid i den forbindelse. Liv Bente Schanke har sammenstilt de fleste kjemidata fra kalkingsovervåkingen. Ann Kristin Schartau, NINA, har oversent kjemidata fra kalkingsovervåkingen i vassdragene Audna og Vosso. Det rettes en takk til alle som har bidratt.

Rapporten er dels finansiert av programmet Naturens tålegenser og dels direkte av Direktoratet for naturforvaltning. Else Løbersli ved DN har vært kontaktperson for Tålegrenseprogrammet og Steinar Sandøy for den andre DN finansierte delen. NIVA har bidratt med egne midler gjennom grunnbevilgningen.

Oslo, august 2004

Eli-Anne Lindstrøm

Innhold

Sammendrag	6
Summary	11
1. Innledning	12
2. Planteplankton i innsjøer	13
2.1 Innledning	13
2.2 Datagrunnlag og metoder	14
2.3 Resultater	14
2.3.1 Endringer i mangfold ved forsuring	14
2.3.2 Surhetsfølsomhet for ulike arter	17
2.3.3 Kalkingens effekt på kumulativ utvikling av antall taksa	22
2.3.4 Nitrogen	25
2.3.5 Konklusjoner	27
3. Makrofytter i innsjøer	28
3.1 Innledning	28
3.2 Datagrunnlag og metoder	28
3.3 Resultater	29
3.3.1 Kategorier i forhold til surhet	29
3.3.2 Vurdering av de ulike kategoriene	31
3.3.3 Endret artsdiversitet - bortfall av arter ved forsuring	39
3.3.4 Forsuring av humøse innsjøer	41
3.3.5 Vannvegetasjon i elver og innsjøer - forskjellige tålegrenser?	41
3.3.6 Krypsiv (<i>Juncus bulbosus</i>)	42
3.3.7 Nitrogen	44
3.3.8 Effekter av kalking	45
3.4 Konklusjoner	46
4. Fastsittende alger i elver	47
4.1 Innledning	47
4.2 Datagrunnlag og metoder	48
4.3 Resultater	50
4.3.1 Kategorier av surhetsfølsomhet	50
4.3.2 Tålegrenser målt ved indeks for surhetsfølsomhet - ISF	54
4.3.3 Endringer i mangfold ved forsuring og kalking	56
4.3.4 ISF og mangfold i noen kalkede og ukalkede vassdrag.	60
4.3.5 Nitrogen	74
4.4 Konklusjoner	75
5. Makrofytter og moser i elver	77
5.1 Innledning	77
5.2 Datagrunnlag og metoder	77
5.3 Resultater	78

5.3.1 Artsmangfold	78
5.3.2 Tålegrense i forhold til pH	78
5.3.3 Mengdemessig forekomst av vanlige arter	85
5.3.4 Effekter av nitrogen	86
5.3.5 Effekter av kalking	87
5.4 Konklusjoner	93
6. Videre arbeid	95
7. Litteratur	98
Vedlegg A. Planteplankton	106
Vedlegg B. Makrofytter i innsjøer	120
Vedlegg C. Fastsittende alger i elver.	122

Sammendrag

Hovedmålsettingen med dette arbeidet har vært å utrede kritiske grenseverdier for vannvegetasjon (planteplankton, fastsittende alger, makrofyter (vannplanter) og moser) i forhold til surhet. En annen målsetting har vært å sammenstille data om virkninger av kalking på vannvegetasjon.

I nøytralt vann foreligger karbon vesentlig som bikarbonat (HCO_3^-), mens en stadig større andel foreligger som CO_2 ved økende surhet (avtakende pH). Ettersom karbon er viktigste byggestoff for alle primærprodusenter får det store konsekvenser for vannvegetasjonen når en vannforekomst forsures. Det skjer bl.a. omfattende endringer i artsinnholdet fordi noen planter bruker bikarbonat og andre CO_2 .

Surhetstoleranse

På grunnlag av fordeling (treffprosent) langs pH-gradienten er det angitt surhetstoleranse for til sammen 389 arter / taksa innen fire typer vannvegetasjon. Vurderingene er basert på fravær- / forekomstdata. NIVAs omfattende database for vannvegetasjon ligger til grunn for vurderingene; 979 planteplanktonprøver i innsjøer, 768 prøver av fastsittende alger i elver, makrofyter i 300 innsjøer og makrofyter og moser i 285 elvelokaliteter (596 prøver).

Vannvegetasjonen foreslås inndelt i fire kategorier ut fra surhetstoleranse: tolerante - svakt følsomme - moderat følsomme (denne kategorien er delt i 2 for fastsittende alger) – og svært følsomme. Grensen mellom den tolerante og svakt følsomme kategorien er satt ved pH 5,0 for alle vegetasjonstyper. Grensen mellom de øvrige kategorier er litt forskjellig for de ulike vegetasjonstyper, maks. 0,5 pH-enheter. Antall arter / taksa innen de ulike kategorier av følsomhet er vist nedenfor.

Planteplankton i innsjøer	Tolerant pH <5	Svakt følsomt pH >5-5,5	Moderat følsomt pH >5,5-6	Svært følsomt pH >6	
Ant. taksa	41	20	49	71	
Makrofyter i innsjøer	Tolerant pH <5	Svakt følsomt pH >5-5,5	Moderat følsomt pH >5,5-6,5	Svært følsomt pH >6,5	
Ant. taksa	12	9	28	29	
Fastsittende alger i elver	Tolerant pH <5	Svakt følsomt pH >5-5,5	Noe følsomt pH >5,5-6	Moderat følsomt pH >6-6,5	Svært følsomt pH >6,5
Ant. taksa	34	8	14	22	49
Moser i elver	Tolerant pH <5	Svakt følsomt pH >5-5,5	Moderat følsomt pH >5,5-6,5	Svært følsomt pH >6,5	
Ant. taksa	5	3	3	Ikke vurdert	

Grupper av arter / vegetasjonstyper som hører til samme kategori mht. surhetstoleranse omtales som et "samfunn". Flere vegetasjonstyper kan høre inn under samme samfunn.

Det surhetstolerante samfunn (tolererer pH <5) er vel definert for alle vegetasjonstyper. Det er former som primært bruker CO_2 som karbonkilde. Det omfatter overraskende mange taksa og de fleste har stor frekvens i de laveste intervaller av pH-gradienten, der er de nærmest enerådende. I svært sure vannforekomster dominerer dette samfunnet og det vil ventelig fortsette å dominere i vannforekomster med naturlig surt vann (pH <5,0-5,5). Surhetstolerante / forsureningstypiske samfunn i norske vassdrag er lokalt sett meget vanlige, men i internasjonal sammenheng er de meget spesielle.

Det svakt surhetsfølsomme samfunn (pH >5) inneholder overraskende nok færre arter enn det tolerante og det er ikke like tydelig mht. fordeling langs pH-gradienten. Hvilke strategier som benyttes for å

skaffe karbon er trolig litt forskjellig for de ulike vegetasjonstyper. I tidlig fase av kalking / restituering etter forsuring er det først og fremst arter innen dette samfunnet som etableres.

Både det moderat (pH >5,5-6,0) og *det svært* (pH >6,0-6,5) *surhetsfølsomme samfunn* omfatter flere arter enn det svakt følsomme. Dette er først og fremst bikarbonatbrukere. Det er trolig vesentlig *det moderat surhetsfølsomme* samfunnet som gikk tapt under forsuringen og som vil reetableres ved stabil langvarig kalking eller naturlig forbedring av vannkvaliteten. *Det svært surhetsfølsomme samfunn* vil i liten grad etableres i elektrolyttfattige forsuringsutsatte vannforekomster. I Norge er makrovegetasjonen den eneste gruppen av vannvegetasjon som er vurdert mht. rødlistearter og det er først og fremst innen det svært surhetsfølsomme samfunn vi finner rødlistede arter.

Indeks for surhetsfølsomhet

Det er beregnet en indeks for surhetsfølsomhet for de mest artsrike vegetasjonstypene, planteplankton og fastsittende alger. Målsettingen er å få et tallmessig uttrykk for vannvegetasjonens status mht. surhet på grunnlag av innslag av surhetsfølsomme arter. Videre skal indeksen konkretisere hvilke effekter den sure nedbøren og senere kalking har hatt / har på disse samfunnene. På sikt håper man at indeksen også vil gi informasjon om den naturlige reetablering av surhetsfølsomme arter som trolig vil finne sted i en del vassdrag. Ved beregning av indeksen vektlegges de ulike kategorier av surhetsfølsomhet forskjellig: de svakt surhetsfølsomme arter vektet lavere enn de moderat følsomme, som igjen vektet lavere enn de svært følsomme.

For fastsittende alger har vi konkretisert hvilken verdi indeksen har i ulike nivåer av pH. I ukalket vann med pH <5,6 er indeksen alltid lavere enn 1, mens den alltid er over 4 når pH er >6,3. I løpet av 0,7 pH-enheter skjer det altså en dramatisk endring i innslag av surhetsfølsomme arter. Endringen skjer uavhengig av andre miljøforhold og pH er den primært styrende faktor. I kalket vann viser indeksen ikke like godt samsvar med pH som i ukalket vann. Dette skyldes flere forhold, se: *Effekter av kalking*.

Mangfold

Forsuringen fører til en reduksjon i artsmangfoldet for alle plantegrupper, reduksjonen er størst fra pH 6,5 til 5,5. I innsjøer ser makrovegetasjonen ut til å ha størst reduksjon ved noe høyere pH enn planteplankton, ca. 6,5 mot ca. 6,0. I elver skjer også mangfoldreduksjonen i pH-området 6,5 til 5,5. Det skjer en ytterligere reduksjon for alle grupper når pH synker til omkring 5,0. Bare planteplankton har data fra pH-området <4,5, og her ser det ut til at mangfoldet reduseres ytterligere. For fastsittende alger og makrovegetasjon er total reduksjon i artsmangfold ca. 50 % fra pH 6,5 til 5,0. For planteplankton er reduksjonen i samme pH-område enda større, nærmere 70 %. Avtakende mangfold skyldes at de surhetsfølsomme artene faller ut etter hvert som pH avtar. Derved oppstår forsuringstypiske samfunn med stor innbyrdes likhet, og det totale / regionale mangfoldet blir kraftig redusert. Mangfold pr. lokalitet reduseres ikke nødvendigvis like mye.

Kritiske grenseverdier for surhet

Kritiske grenseverdier for forsuringsskader på de ulike vegetasjonstyper avhenger bl.a. av habitat, generasjonstid og strategier typisk for den gitte vegetasjonstype. For fastsittende alger kan dette presiseres: Indeks for surhetsfølsomhet viser at pH må være stabilt 6,3 eller høyere for at algevegetasjonen ikke skal være forsuringsskadd, mens den med stor sannsynlighet er skadd dersom pH er 5,6 eller lavere. Dette stemmer med utviklingen av mangfoldet for de øvrige vegetasjonstypene, det er nettopp i pH-området 6,5-5,5 at reduksjonen i mangfoldet er størst. Dette tilsier at kritiske grenseverdier for forsuring ligger i pH-intervallet 6,5-5,5 for de fleste vegetasjonstyper. Ettersom alle vegetasjonstyper er fullstendig dominert av surhetstolerante arter ved pH 5,0, betyr det at tålegrensen da er overskredet for så og si all forsuringfølsom vannvegetasjon.

Vi har ikke tatt hensyn til modifierende faktorer, så som vannets innhold av humus og næringsalter. Sann sett er dette en grov tilnærming til tålegrenser. På den annen side, det er etablert generelle

grenseverdier for vannvegetasjon som kan relateres til én sentral kjemisk variabel, nemlig pH. Fordi det er god statistisk sammenheng mellom pH og ANC vil det også være sammenheng mellom ANC og vegetasjon, men den modellen er ikke utviklet enda.

At grenseverdiene går ved pH 6,5-5,5 stemmer godt med de endringer i vannets innhold av CO_2 / HCO_3^- som skjer i dette pH-området. Vegetasjon og fisk endrer dessuten økologisk status innenfor samme pH-område. De kritiske grenseverdiene som i dag brukes i arbeidet med kartlegging av tålegrenser for forsuring, baseres på fisk som indikator og defineres ved verdier for vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC) på 20 og 30 for henholdsvis aure og laks. Dette tilsvarer; for aure pH 5,5-6,0 (ANC > 20) og for laks pH 6,0-6,5 (ANC > 30). Dette betyr at vannvegetasjonen kan brukes til å si noe om bestandsstatus hos laks og aure. Viser vegetasjonen høy økologisk status er det liten sannsynlighet for skade på fisken, mens det er tilsvarende sannsynlig at også fisken viser dårlig økologisk status dersom vegetasjonen viser forsuringsskader.

Mengdemessige forhold

Mengdemessige forhold er ikke vurdert her. Masseforekomst av trådformede grønnalger er ett velkjent eksempel på overskridelse av tålegrensen i forbindelse med forsuring. Massive forekomster i strykparter av mosen *Nardia compressa* og av karplanten *Juncus bulbosus* (krypsiv) i sakteflytende og stillestående områder er andre eksempler.

Effekter av kalking

Basert på det store materiale fra kalkede vassdrag som er sammenfattet i denne rapporten, har en fått mye kunnskap om kalkingens effekter på vannvegetasjonen. Innslag av surhetsfølsomme arter og mangfold er benyttet som mål på effekter av kalking. Mengdemessige forhold er vesentlig trukket inn i diskusjonen om makrovegetasjon i elver. For å illustrere effektene av kalking på planteplankton og fastsittende alger er det dessuten beregnet indeks for surhetsfølsomhet (se ovenfor).

Generelt sett øker både innhold av følsomme arter og mangfold etter kalking. Det er imidlertid ikke gitt at et opprinnelig surhetsfølsomt samfunn reetableres, selv etter lengre tids kalking. Prosessen går langsomt, og klart langsommere i flerårige samfunn enn i ettårige. Det er mange forhold som påvirker etableringen av surhetsfølsomme arter og utviklingen av mangfoldet etter kalking:

- *Innsjøer - varighet og type av kalking.* De fleste innsjøer må kalkes på nytt med jevne mellomrom over mange år, for å opprettholde god vannkvalitet. Kalkingsstrategi ser også ut til å ha betydning, eks. kalking direkte i vannet, på isen eller i tilløpsbekker.
- *Elver - avstand til kalkdoserer.* Lokaliteter beliggende i kort avstand nedstrøms kalkdosereren påvirkes vanligvis negativt ved kalking, de får bl.a. lavere mangfold. Dette kan skyldes flere forhold bl.a. periodisk nedslamming av kalkpartikler, turbide vannmasser og periodisk svært høye pH-verdier.
- *Elver - drift av doserer.* En ustabil doserer med periodisk overkalking og periodisk stans er ikke gunstig. Kraftig overkalking i startfasen har etter alt å dømme gitt utslag i noen vassdrag i form av bortfall av en eller flere moser og i noen tilfeller stor forekomst av annen vegetasjon. Etter hvert som driften av kalkdosererne har blitt mer stabil, har denne faktoren fått mindre betydning.
- *Forsuringens omfang og varighet.* Langvarig og kraftig forsuredde vassdrag ser ut til å ha svært få restpopulasjoner av surhetsfølsomme arter og det vil ta tilsvarende lang tid før slike reetableres.
- *Modifiserende faktorer.* Effektene av kalking er avhengig av vanntypen. Det ser ut til at både marin leire og små innslag av næringssalter og organisk materiale virker modifiserende på vannkvaliteten og bidrar til å øke kalkingens positive effekter.
- *Podemateriale / refugier.* Tilgang på podemateriale er viktig. Derfor vil nærliggende godt bufrede refugier og ovenforliggende mer kalkrike deler innen vassdraget gir økte muligheter for restituering etter kalking. Områder med marin leire kan også inneholde surhetsfølsomt podemateriale.
- *Tid.* Det sier seg selv at tid er viktig når man er avhengig av tilgang på surhetsfølsomme arter (podemateriale). Disse må dessuten være til stede på en tid av året som egner seg for nyetablering.

- *Generasjonstid (R-strategi kontra K-strategi)*. Deler av vannvegetasjonen er ettårig, dette gjelder særlig planteplankton. Andre er flerårige og noen kan bli svært gamle, mange tiår, gjelder særlig karplanter og moser. De fastsittende algene innehar en mellomstilling. Generasjonstiden er viktig fordi endringer skjer fortere i samfunn med kort enn med lang generasjonstid. Dessuten, vegetasjon som skal nyetableres må vinne tilgang på egnet habitat i kampen mot eksisterende vegetasjon. De ettårige formene (gamle og nye) stiller mer eller mindre på lik linje og vil trolig ha nokså lik mulighet for å lykkes. De flerårige kan på den annen side, okkupere et habitat i årevis og hindre etablering av mer følsomme arter. Dette har bl.a. gyldighet for mosevegetasjonen i elver.
- *Habitattype / strategi*. Planteplankton lever i de frie vannmasser og har mindre mulighet for å finne beskyttelse enn f.eks. rotfestede former, som kan hente næring og karbonkilde fra substratet og på den måten overleve i surt vann. Restpopulasjoner av flerårige surhetsfølsomme arter i lokalt gunstig mikrohabitat kan gi et forvirrende bilde av forureningstilstanden ved å "holde stand" lenge etter at en vannforekomst er forsuret. Det motsatte skjer ved kalking, da kan surhetstolerante arter tilsynelatende vokse ved høyere pH enn de normalt etableres / trives ved. Dette gjelder bl.a. *Juncus bulbosus* (krypsiv).

Ved kalking får vi vanligvis flere arter og dessuten nye karbonkilder. Det burde gi rom for nye strategier mht. utnyttelse av næringskildene (salter, organisk materiale o.l.), med økt primærproduksjon som mulig resultat. Det er imidlertid observert svært liten endring i det totale planteplanktonvolumet etter kalking. Det tilsier at det ikke blir store endringer i tilgjengelighet av det / de næringssaltene som er primært begrensende (vanligvis fosfor) etter kalking.

Det ser ikke ut til å være stort frafall av forureningstolerante taksa, og vi ser en generell økning av mangfoldet etter kalking. Noen få alger og moser får redusert forekomst. Viktig i den sammenheng er elvetrappmose (*Nardia compressa*) og rødalgen *Batrachospermum keratophyllum*. I noen vassdrag har disse fått sterkt redusert forekomst etter kalking. Også et par andre moser ser ut til å ha avtatt i mengde etter kraftig kalking. De utpregede masseforekomster av grønnalger som opptrer i noen forsurede vassdrag, ser også ut til å reduseres, i alle fall i kort avstand fra doserer.

Effekter av økt nitrogen

Som en innledning til det videre arbeidet med kritiske grenseverdier for vannvegetasjon, har en gjort en tilsvarende analyse som for pH av hele / deler av artsinnholdet i ulike intervaller av totalfosfor, totalnitrogen og nitrat. Hensikten er å se om en kan knytte endringer i samfunnet til økt nitrogen-tilførsel.

- Økt N-tilførsel endrer N/P-forholdet i vannet. Dette gir særlig stort utslag i sure næringsfattige vannforekomster, fordi P-innholdet i utgangspunktet er meget lavt. De senere år har N/P-forholdet mange steder kommet opp i 100-200, mot tidligere 20-40. Dette kan få konsekvenser for vannvegetasjonen, bl.a. kan artsinnholdet endres. Vi kan vise til flere arter som forekommer i vann med slike høye N/P-forhold og som kan tenkes å få (muligens har fått) økt forekomst. For planktonalgene gjelder dette foruten cynaobakterien *Merismopedia tenuissima* bl.a. også chysophyceene *Kephyrion boreale*, *Pseudokepyrion alaskanum* og *P. taeniatum*. For begroingsalgene gjelder det flere cyanobakterier bl.a. *Capsosira brebisonii* og den i forureningssammenheng meget vanlige grønnalgen *Zygonium sp3*. For moser gjelder det bl.a. slekten *Sphagnum* (torvmose) og for karplanter er *Juncus bulbosus* (krypsiv) av særlig interesse.
- For en del makrofyter ser dessuten endringer i forholdet mellom nitrat og ammonium ut til å være viktig. Noen surhetstolerante arter, bl.a. *Lobelia dortmanna* og *Littorella uniflora*, benytter nitrat som viktigste nitrogenkilde, mens andre, så som *Juncus bulbosus*, benytter ammonium. Økt ammonium i forhold til nitrat vil kunne endre mengdeforholdet mellom disse artene.
- I tidligere nitrogenbegrensede vannforekomster vil en økning av nitrogeninnholdet endre produksjonspotensialet. I og med at fosforinnholdet vanligvis også er svært lavt i disse vannfore-

komstene, vil dette sannsynligvis få størst effekt for effektive P-utnytttere, en gruppe som allerede er godt representert i de sure næringsfattige vannforekomstene vi har fokusert på.

Videre arbeid

I denne rapporten har vi brukt en vesentlig del av ressursene på å systematisere og sammenstille data. Før materialet anses som tilfredsstillende bearbeidet gjenstår mange spørsmål som bør besvares. Her nevnes noen:

- For de fire vegetasjonstypene er det foreslått litt forskjellige pH-intervaller for de ulike kategorier av surhetstoleranse.
 - Skyldes dette materialets beskaffenhet (utvalg / størrelse) eller spesielle egenskaper hos den gitte vegetasjonstype?
 - Er det mulig å harmonisere dette slik at alle vegetasjonstyper har samme inndeling?
 - Hvordan bør inndelingen være med tanke på de 5 klasser for økologisk status som forutsettes brukt i Vanndirektivet?
 - Hva skyldes det at vi for alle fire vegetasjonstyper finner få arter i den svakt surhetsfølsomme kategorien (pH >5-5,5)?
- Det må kartlegges hvilken innvirkning modifierende faktorer så som TOC, næringssalter og kalsium har på surhetstoleransen. For rotfestet makrovegetasjon må også betydningen av ulike typer sediment kartlegges.
- Det bør utvikles indekser for surhetsfølsomhet for alle fire vegetasjonstyper.
 - Det bør utredes mer spesifikke grenseverdier i forhold til surhetstoleranse for alle vegetasjonstyper (ikke bare fastsittende alger) enn hva som framkommer i denne rapporten.
 - Man bør også se på muligheten for å utvikle andre typer indekser, det bør bl.a. utvikles indelser som viser forholdet til ANC, ikke bare pH.
- For kalking er langtidseffektene viktige å følge.
 - Vil en vesentlig del av de moderat følsomme artene etableres etter kalking og hvor lang tid vil dette i så fall ta?
 - Hva skjer med de heldekkende moseteppene som dominerte mange sure vassdrag før kalking? Hvilken betydning har det for økosystemet hvis disse forsvinner?

Når det gjelder betydningen av *nitrogen og økt nitrogeninnhold* i vannet, gir den nåværende kunnskap grunnlag for å stille interessante spørsmål:

- Hvilke typer vannforekomster (sett i forhold til den typologi som anvendes i Vanndirektivet) er nitrogenbegrenset i deler av vekstsesongen og hvor utbredt er disse?
- Hvilken betydning har det økte nitrogeninnholdet for mengdemessig langtidsutvikling av ulike vegetasjonstyper?
- Hvilken betydning har det uvanlig høye N/P-forholdet som opptrer i mange næringsfattige vassdrag?
- Hvilken betydning har det økte ammoniuminnholdet for vannvegetasjonen i disse vassdragene?

Summary

Title: **Freshwater vegetation in Norway. Critical limits to acidification – effects of liming.**

Year: 2004.

Author: Eli-Anne Lindstrøm, Pål Brettum, Stein W. Johansen & Marit Mjelde

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 82-577-4501-4

The main objective of this study was to establish critical limits to acidification for freshwater vegetation (phytoplankton, benthic algae, macrophytes and mosses). A second objective was to collate data on the effects of liming on these communities.

Carbon is essential to all types of vegetation to build up organic material. The state in which it occurs (carbon dioxide, bicarbonate, organic carbon) is the main cause for changes in species composition and diversity when a water-body becomes acidified. In this context, this is referred to as changes in species composition along the pH-gradient. According to this, the critical limit to acidification for a given species of freshwater vegetation is defined as; the pH-value when frequency and biomass for that species decreases markedly.

Tolerance and sensitivity to acidification for 389 taxa of freshwater vegetation have been calculated, based on frequency of these species along the pH-gradient. Large datasets are processed for this purpose (979 samples of phytoplankton, 768 samples of benthic algae, macrophytes in 300 lakes and macrophytes and mosses in 258 river localities). The vegetation is divided in four categories: not sensitive, weakly sensitive, moderately and strongly sensitive. An index of acid sensitivity, based on the content of acid-sensitive species within a sample, has been developed for phytoplankton and benthic algae.

Data on biodiversity and index of acid sensitivity have been used to estimate critical limits towards acidification for freshwater vegetation. Biodiversity decreases rapidly in all vegetation categories from pH 6,5 to 5,0 and most acid-sensitive species fall out within this interval. In addition, the index of acid sensitivity shows more than 95% probability that attached algae in running water are not affected by acidification if pH is steadily >6,3. On the other hand, it is less than 5% probability that they are not affected if pH is <5,6. Accordingly, the closest estimate for freshwater vegetation to be unaffected / affected by acidification is the pH-interval 6,3 to 5,6. If pH is reduced further and approaches 5,0, all acid-sensitive species fall out and the tolerant species are the only remaining. Uniform communities with high mutual similarity and low regional diversity are the result.

Content of acid-sensitive species and diversity increase after liming, the original acid-sensitive community is however difficult to re-establish, in spite of several years of steady liming. The recovery process goes slowly and markedly slower in perennial than in annual communities. Several circumstances affect the recovery of acid-sensitive species after liming. Long term surveillance of the liming activity in Norway has demonstrated that local conditions such as local refugees, remaining acid-sensitive populations, time and extent of liming, local nutrient-supply affect the recovery process.

1. Innledning

Dette prosjektets målsetting har vært å oppdatere data om vannvegetasjonens tålegrenser for surhet, samt sammenstille data og erfaringer om effekter av kalking. Rapporten omhandler fire typer vannvegetasjon i ferskvann: planteplankton og makrofytter i innsjøer, fastsittende alger i elver, og makrofytter og moser i elver. Materialet fra de fire vegetasjonstypene er litt forskjellig i innhold og omfang. Det er også analysert på litt forskjellig måte. Det er ikke gjort vesentlige grep for å harmonisere analysen av de fire vegetasjonstyper så lenge prosjektets hovedintensjon er oppfylt.

En fullstendig analyse av hva som skjer med ulike typer vannvegetasjon ved forsuring og senere kalking har ikke vært mulig innenfor rammen av dette prosjektet. Vi har derfor konsentrert oss om å oppdatere tidligere data om tålegrenser, samt etablere kritiske grenseverdier for forsuring (Lindstrøm 1992, Brandrud og Mjelde 1993, Brettum 1993).

Karbon er grunnleggende viktig for alle typer primærprodusenter. Det er det element (nærings salt) som plantene trenger mest av ved oppbygging av organisk materiale. For alger i ferskvann er forholdet mellom karbon, nitrogen og fosfor (regnet på vektbasis) lik 41,1:7,1:1 i henhold til Reynolds (1984). Det betyr at algene trenger omtrent 41 ganger så mye karbon som fosfor for å bygge opp organisk materiale. Betydningen av tilstandsform og konsentrasjon av karbon for vannvegetasjonen er påpekt i en rekke undersøkelser (Roelofs 1983, Wher 1985, Keeley 1998, Shapiro 1990, Turner et al. 1995c, Vinebrooke & Graham 1997, Madsen et al 2002, Brouwer et al. 2002 o.a.). De fleste av disse undersøkelsene benytter pH som et mål på tilstandsform og tilgjengelighet av karbon. Vi har så langt betydelig mer kunnskap om preferanser mht. karbonkilder for makrovegetasjon, især karplantene, enn for de fleste algegrupper.

Vi har utviklet en indeks som gir et tallmessig uttrykk for vegetasjonens innhold av surhetsfølsomme taksa. Data fra artsrike samfunn ser ut til å være best egnet til slike beregninger og vi har i første omgang utviklet en indeks til bruk på planteplanktondata og fastsittende alger.

Vi har også konsentrert arbeidet om å sammenstille det omfattende materialet som er innsamlet i forbindelse med kalkingsovervåkingen (DN 1997, 1998, 1999, 2000, 2001, 2002). Dette danner et solid utgangspunkt for å si noe om effekter av kalking. For tre vegetasjonstyper (planteplankton, fastsittende alger og makrovegetasjon i elver) har vi ikke tidligere gjort generelle vurderinger av kalkingens effekter. For makrovegetasjon i innsjøer er det allerede utarbeidet en kunnskapsstatus (Brandrud 2000). Dette er derfor ikke vektlagt her.

Oppdragsgiver har ytret ønske om å få mer kunnskap om effekter av økt nitrogendeposisjon på vannvegetasjonen. Dette er en omfattende oppgave som vil gå langt utenfor rammen av dette prosjektet. Det er heller ikke gitt at det materialet som pr. i dag er tilgjengelig er tilstrekkelig til å gi relevant informasjon om temaet. Vi har imidlertid gjort noen få analyser som forhåpentligvis kan gi en indikasjon om hvordan dette arbeidet bør videreføres.

2. Planteplankton i innsjøer

2.1 Innledning

Planteplankton er en viktig del av økosystemet i alle innsjøer. To innsjøer med tilnærmet samme fysisk-kjemiske forhold vil i stor grad ha det samme artsinventar og samme artssuksesjon i planktonet gjennom veksts sesongen. På grunn av den raske celledelingen hos de fleste formene vil endringer i miljøet raskt gjenspeile seg som endringer i mengde og sammensetning.

Forsuring av innsjøer fører til en reduksjon av antallet planteplanktonarter (Almer et al. 1974, Brettum 1992). Forsuringen fører til størst artsreduksjon i klarvannsinnsjøene, mens reduksjonen i de humøse innsjøene er mindre. En rekke kommentarer til og registreringer av planteplanktonsamfunnet og enkeltarter i forhold til forsuring av vannmassene, og effekten av kalking, finner en hos Grahn et al. (1974), Hörnström (1979, 1999), Hörnström et al. (1984, 1993), Findlay & Kasian (1986, 1991), Raddum et al. (1986), Stokes (1986), Ilmavirta & Huttunen (1989), Molot et al. (1990), Morling & Willén (1990), Blomqvist et al. (1994), Brettum (1994, 1996), Blomqvist (1996), Findlay et al. (1999). Mens mangfoldet har vist seg å reduseres ved forsuring, ser det ut til å øke igjen når det kalkes over en periode, først og fremst ved at mer surhetsfølsomme arter dukker opp i tillegg til de allerede etablerte artene.

Mulige årsaker til påvirkning av planteplanktonsamfunnet ved forsuring

For en planteplanktonart vil kritisk grenseverdi i forhold til surhet ulik i innsjøer med samme pH-verdier, dersom humusinnholdet er svært forskjellig. Høyt humusinnhold synes å gi større toleranse mot forsuring enn klare, humusfattige innsjøer (Provasoli & Cartucci 1974). Sure innsjøer med høyt og lavt innhold av aluminium får også forskjellige planteplanktonsamfunn (Hörnström et al. 1984). Forsuringen fører til sterkt økende innhold av aluminium i vannmassene. Høyt innhold av humus synes å binde aluminium slik at konsentrasjonene av løst aluminium i de frie vannmasser reduseres og virkningen på planktonet endres med det (Hörnström et al. 1995).

Ilmavirta (1980) har også påpekt at økosystemet i humøse innsjøer i de fleste tilfeller er forskjellig fra klarvannsinnsjøene og at dette påvirker planteplanktonet. Flere undersøkelser, bl.a. Almer et al. (1974), Kwiatkowski & Roff (1976), Yan (1983) og Schindler (1986), har vist at det ved forsuring skjer en oppklaring av vannmassene ved at humusstoffer felles ut. Dette fører blant annet til økt eufotisk sone med økt lysgjennomtrengelighet i vannmassene, og økt lysintensitet. Dette virker hemmende på noen arter, og gunstig på andre, og medvirker til endringer i planteplanktonsamfunnet (O'Grady & Brown 1989).

Forsuring endrer karbonkilden, ved at alt løst karbon foreligger som CO₂ ved pH <5 (Wehr et al. 1985). Arter som bruker bikarbonat som karbonkilde vil da få problemer. Dette er sannsynligvis den viktigste årsak til at artsmangfoldet synker drastisk når pH synker til dette nivået. Blant annet gjelder dette de fleste arter av planktoniske cyanobakterier (blågrønnalger) (Shapiro 1990).

Det er også antydnet at forsuring fører til lavere silisiuminnhold i de frie vannmasser (Stokes 1986). Det kan være en årsak til at det er færre planktoniske kiselalger (diatoméer) i planteplanktonet i innsjøer med meget lav pH. Det silisiumet som felles ut vil imidlertid legge seg på bunnen, slik at det blir tilgjengelig for bentiske diatoméer.

Selv om det skjer til dels store endringer i planteplanktonsamfunnet ved forsuring, skjer det relativt liten endring i primærproduksjonen, i det minste i tidlige stadier av forsuringprosessen. Yan & Lafrance (1984), Lydén & Grahn (1985), Schindler et al. (1985), Havens & DeCosta (1986) og Shearer & DeBruyn (1986), viser til at det er næringssaltnivået og ikke pH som er viktigste kontrollfaktor ved primærproduksjonen i sure lokaliteter. Som konklusjon til sine undersøkelser uttrykte Yan & Stokes (1978) at antall arter og sammensetningen av planteplanktonet er en mer sensitiv indikator på forsuring enn biomassen. Blouin (1989) poengterte at forsuring av vannmasser påvirker planteplanktondiversiteten mer enn mengde, noe som også Brettum (1992) viste. Planteplanktonbiomassen kan være uendret i forsurete innsjøer, selv om artsantallet reduseres (Hörnström 1979, Rosén 1981).

Stokes (1986) og Geelen & Leuven (1986) har gode oversikter og sammenstillinger over hva som er registrert generelt om planteplankton og forsuring.

2.2 Datagrunnlag og metoder

Materialet som ligger til grunn for denne analysen av tålegrenser for ulike planteplanktonarter, omfatter data fra 979 prøver, vesentlig fra innsjølokaliteter i sørlige og sørvestlige deler av Norge. Mange innsjøer i denne delen av landet har vært kraftig forsuret og er senere kalket.

Så å si alle prøvene er tatt som blandprøver eller integrerte prøver over et større vannsjikt (maksimum 0-10 m) for å få med så mye som mulig av planteplanktoninventaret i vannmassene på prøvetakingstidspunktet. Prøvene er bearbeidet etter Utermöhl (1958) og Olrik et al. (1998).

I denne sammenhengen har vi sett på tilstedeværelse eller fravær av de enkelte artene, og beregnet forekomst som frekvens (prosentandel) innenfor de ulike pH-intervallene.

Å finne kritisk grenseverdi for en art i forhold til forsuring vil i praksis si å finne ut ved hvor lav pH arten forekommer og hvor på pH-skalaen frekvensen synker drastisk. Dette området vil være artens grenseverdi med hensyn til vannmassenes surhet. Skal en ha rimelig sikkerhet for at resultatene gjenspeiler det korrekte toleransenivået, forutsetter det et stort antall prøver i alle relevante pH-intervaller. Vårt materiale er så omfattende at det anses å oppfylle dette kravet.

I oversikten over planktonalgenes tålegrenser, **Vedlegg A**, er det bare tatt med "rene" arter, det vil si de som er bestemt binominalt, og kun de som er funnet i minst 5 av prøvene. Som grunnlag for beregningene til figurene har en i tillegg tatt med former som ikke er identifisert til art, men som representerer ett og samme takson gjennom alle analysene. Det er vesentlig å ha disse med for å få et mest mulig korrekt mål på arts-/taksa-antall.

2.3 Resultater

2.3.1 Endringer i mangfold ved forsuring

pH-toleransen for en rekke planteplanktonarter er vist i **Vedlegg A1**. Tallene viser artenes frekvens, gitt som % av antall prøver pr. pH-intervall. I vedlegget er som nevnt bare tatt med arter som en med rimelig sikkerhet har kunnet bestemme til art. Oversikten omfatter 181 arter med til dels svært varierende forekomst.

I **Figur 1** har en tatt med alle taksa, også usikre former, som tilhører en hovedgruppe, i alt 472 taksa. Både totalt antall taksa og mangfold innen de fleste algeklassene viser til dels kraftig nedgang ved pH <5.5. Totalt antall taksa viser en reduksjon allerede ved pH <6.0. Det vil si at artsmangfoldet, i forhold til høyere pH, er markert redusert allerede ved pH <5,5-6.0. Ved pH <5.5 skjer det ytterligere en kraftig reduksjon i antall taksa og ved pH <4.5, det vil si blant de kraftigst forsurede innsjøene, ble det totalt bare registrert 60-70 taksa. Dette er omkring 25-30 % av mangfoldet i forhold til innsjøer med pH >6.0.

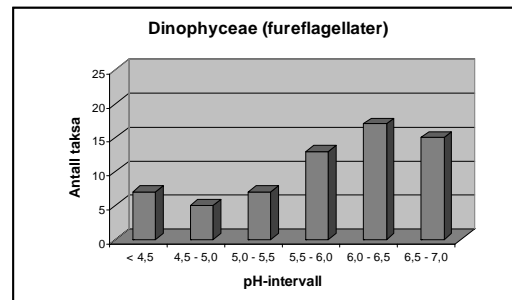
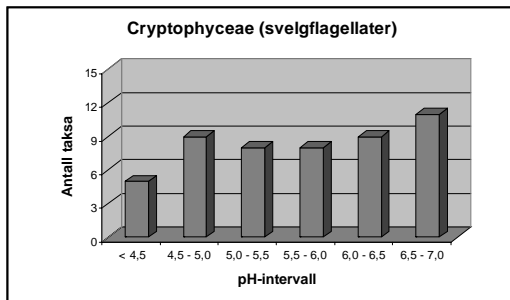
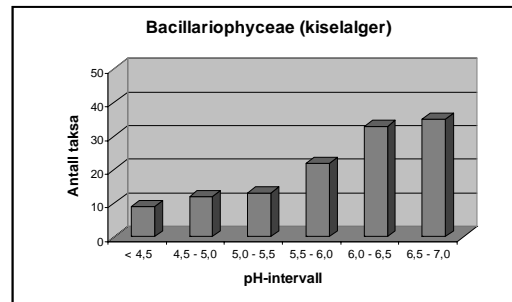
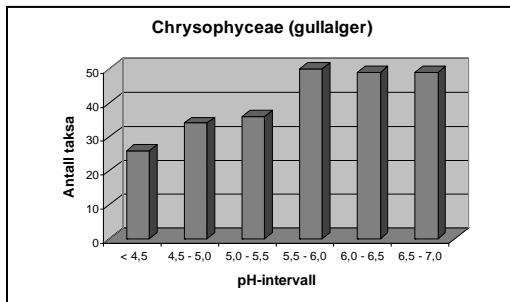
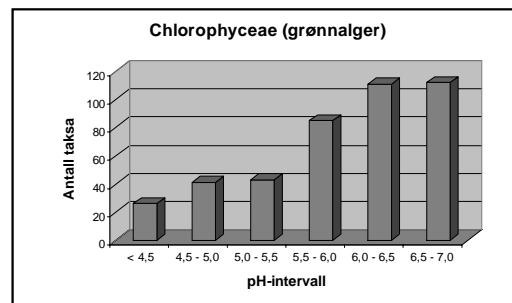
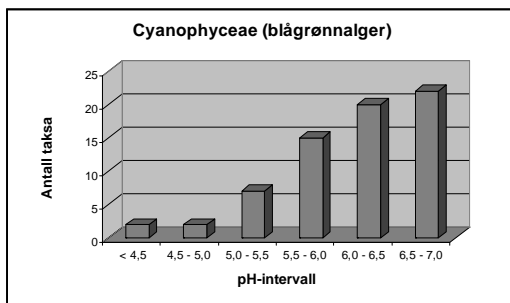
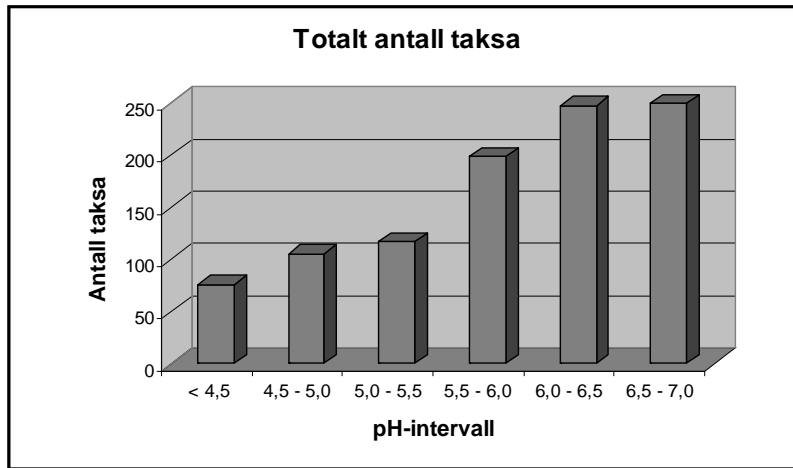
Blant de ulike algeklassene er det først og fremst blågrønnalgene eller cyanobakteriene (Cyanophyceae) som har stor reduksjon i de sureste innsjøene (pH <5) i forhold til innsjøer med pH >6-7. Også blant grønnalgene (Chlorophyceae) er reduksjonen i antall taksa kraftig i innsjøer med pH <5.5. Minst relativ reduksjon i mangfoldet finner en blant gullalgene (Chrysophyceae) med omkring 25 % reduksjon ved pH-intervall 5.0-5.5, og omkring 50% ved pH <4.5. Svært mange chrysophycé-arter er da også godt tilpasset sure og næringsfattige vannmasser og flere ser ut til å være forsurningsbegunstigete.

Heller ikke blant svelgflagellatene (Cryptophyceae) er det markert nedgang i antall taksa før pH er <4.5. Innen denne gruppen er det imidlertid to ellers svært vanlige arter, *Katablepharis ovalis* og *Rhodomonas lacustris*, som normalt ikke finnes i innsjøer med så sure vannmasser (Brettum 1989, Brettum & Andersen 2003). Også kiselalger (Bacillariophyceae) viser markert nedgang i antall taksa ved pH 5,5-6,0, og en kraftig reduksjon til bare omkring en tredel ved pH <5,5 (i forhold til innsjøer med pH >6). Dette gjelder også for fureflagellatene (Dinophyceae), selv om en del av disse synes å være begünstiget ved pH <4.5. Generelt ser det ut til at reduksjoner i antall taksa innen alle grupper starter ved pH <6,0. Unntaket er gullalgene (Chrysophyceae), de reduseres ikke vesentlig før pH er <5,5.

At antall taksa går betydelig ned ved forsuring er vist av flere forfattere (Almer m. fl. 1974, Raddum et al. 1980, Rosén 1981, Bradt et al. 1986). Almer et al. (1974) fant størst nedgang i antall taksa ved pH mellom 5 og 6. Det stemmer godt overens med våre resultater. Geelen & Leuven (1986) konkluderte med at forsuring forandrer strukturen i planteplanktonsamfunnet, både artsrikdom og dominans av enkeltarter endres. Han påpekte at dette er avhengig av humusinnholdet. Færrest arter registreres i klare, sure innsjøer (pH <5), mens humøse sure innsjøer med samme pH har et artsinventar mer som næringsfattige, men mindre sure innsjøer (Raddum et al. 1980).

Særlig én art innen klassen Dinophyceae; *Peridinium umbonatum* (*P. inconspicuum*) er vanlig i de svært sure lokalitetene. **Vedlegg A1** viser at denne arten ble registrert i hele 88% av alle prøvene fra lokaliteter med pH <4.5. Dette er i overensstemmelse med Heinonen (1980), Rosén (1981), Havens & DeCosta (1985), Eloranta (1986) og Leipstö (1999).

I eksperimentelle forsøk med forsuring viste Gensemer & Kilham (1984) at av fem undersøkte arter; to diatoméer: *Asterionella formosa* og *Stephanodiscus hantzschii*, en grønnalge: *Scenedesmus* sp., en blågrønnalge: *Anabaena flos-aquae* og en cryptomonade: *Cryptomonas* sp., tålte cryptomonaden godt pH ned mot 5,0, mens de andre artene forsvant eller fikk svært redusert vekst ved pH <6-6,5. Dette er i god overensstemmelse med resultatene referert til i denne rapporten.



Figur 1. Registrerte taksa totalt og innen hovedgruppene av planteplankton innenfor ulike pH-intervaller

2.3.2 Surhetsfølsomhet for ulike arter

De ulike artene har høyst varierende frekvens innen de ulike pH-intervaller (**Vedlegg A1**). Noen har størst frekvens i de sureste lokalitetene, noen synes å være like vanlig innenfor de fleste intervallene, mens andre bare har liten forekomst i de sure lokalitetene, eller overhodet ikke er registrert i innsjøer med pH <6. Dette kan en referere til som henholdsvis surhetsbegunstigete arter (har størst frekvens i sure lokaliteter), indifferente (forekommer over hele pH-skalaen) og surhetsfølsomme (registreres ikke eller bare unntaksvis i innsjøer med pH <5-5,5).

Det er de surhetsfølsomme artene som er mest interessante som en dokumentasjon på naturlig restituering etter forsuring eller som dokumentasjon på at kalking har hatt en effekt. Vi har derfor valgt å konsentrere oss om de surhetsfølsomme artene. Vi har delt disse i tre kategorier av surhetsfølsomhet:

- SF-1 Svært surhetsfølsomme arter. Artene blir ikke registrert i prøver fra innsjøer med pH <6,0.
- SF-2 Moderat surhetsfølsomme arter. Artene blir ikke, eller bare helt unntaksvis, registrert i prøver fra innsjøer med pH <5,5 og viser markert nedgang i frekvens ved pH mellom 6,0 og 5,5.
- SF-3 Svakt surhetsfølsomme arter. Artene blir vanligvis ikke registrert i prøver med pH <5,0 og viser en markert nedgang i frekvens ved pH mellom 5,5 og 5,0.

I **Vedlegg A1** er markert om de aktuelle artene tilhører kategori SF-1 svært surhetsfølsomme, kategori SF-2 surhetsfølsomme eller kategori SF-3 mindre følsomme arter.

Indeks for surhetsfølsomhet; SF-indeks

Vi har utarbeidet en indeks for surhetsfølsomhet der vi anvender disse tre kategoriene. Ved beregning av indeksen er det rimelig at kategoriene ikke vektlegges likt. Arter innen kategori SF-1 (svært surhetsfølsomme) bør vektlegges mer enn arter innen de to andre kategoriene. Ved beregning av surhetsfølsomhetsindeksen har vi derfor latt alle registrerte arter innen kategori SF-1 multipliseres med faktor 1, mens arter innen kategori SF-2 multipliseres med faktor 0,5 og innen kategori SF-3 med faktor 0,25. Økt innslag av følsomme arter etter kalking skulle resultere i at summen av alle arter innen kategoriene SF-1, SF-2 og SF-3, multiplisert med tilhørende faktorer, øker. Som et matematisk uttrykk for dette i form av en indeks foreslår en følgende:

$$SF - indeks = \frac{(1 \cdot n_1 + 0,5 \cdot n_2 + 0,25 \cdot n_3) \cdot 100}{N}$$

der n_1 = antall arter av kategori SF-1, n_2 = antall arter av kategori SF-2 og n_3 er antall arter av kategori SF-3, mens N er totalt antall registrerte arter/taksa.

”SF-indeks” er egentlig et tallmessig uttrykk for % surhetsfølsomme taksa etter at disse er vektet i henhold til sin spesifikke følsomhet. Det er utarbeidet to liknende indekser for fastsittende alger, se **pkt. 4.2**. Disse har samme faglige grunnlag, innslag i samfunnet av surhetsfølsomme taksa, men utformingen av selve indeksen er litt forskjellig. Det er ikke vurdert hvilken indeks som gir best uttrykk for tilstanden mht. forsuring, planteplankton-indeksen eller den av de to som til slutt ble valgt for fastsittende alger, se for øvrig **pkt. 6**. Videre arbeid.

SF-indeks - i noen næringfattige, sure og kalkede innsjøer

Indeksen for surhetsfølsomhet, SF-indeks, er testet på et utvalg innsjøer der en har analyseresultater over flere år. Noen er kalket, andre har fungert som referanselokaliteter ved kalking og én er en elektrolyttfattig ikke forsuret referanseinnsjø.

Atnsjøen

Fra den elektrolyttfattige ikke forsurede referanseinnsjøen (Atnsjøen) har det gjennom en årrekke vært samlet inn 5 planteplanktonprøver fordelt over vekstsesongen. Forholdene har vært relativt stabile. Dette skulle gjøre at SF-indeks er relativt stabil. Innsjøen ble imidlertid påvirket av kraftig flom i 1995 (100-års flom), noe som til en viss grad innvirket på planteplanktonsamfunnet over en periode (Brettum 2004). Surhetsfølsomhetsindeksen som i 1994 var ganske høy, gikk ned i 1995 og varierte noe de nærmeste årene før den stabiliserte seg på samme nivå som i begynnelsen av undersøkelsene (**Figur 2**). Antall taksa registrert i løpet av vekstsesongen var relativt stabilt, det varierte mellom 36 og 51.

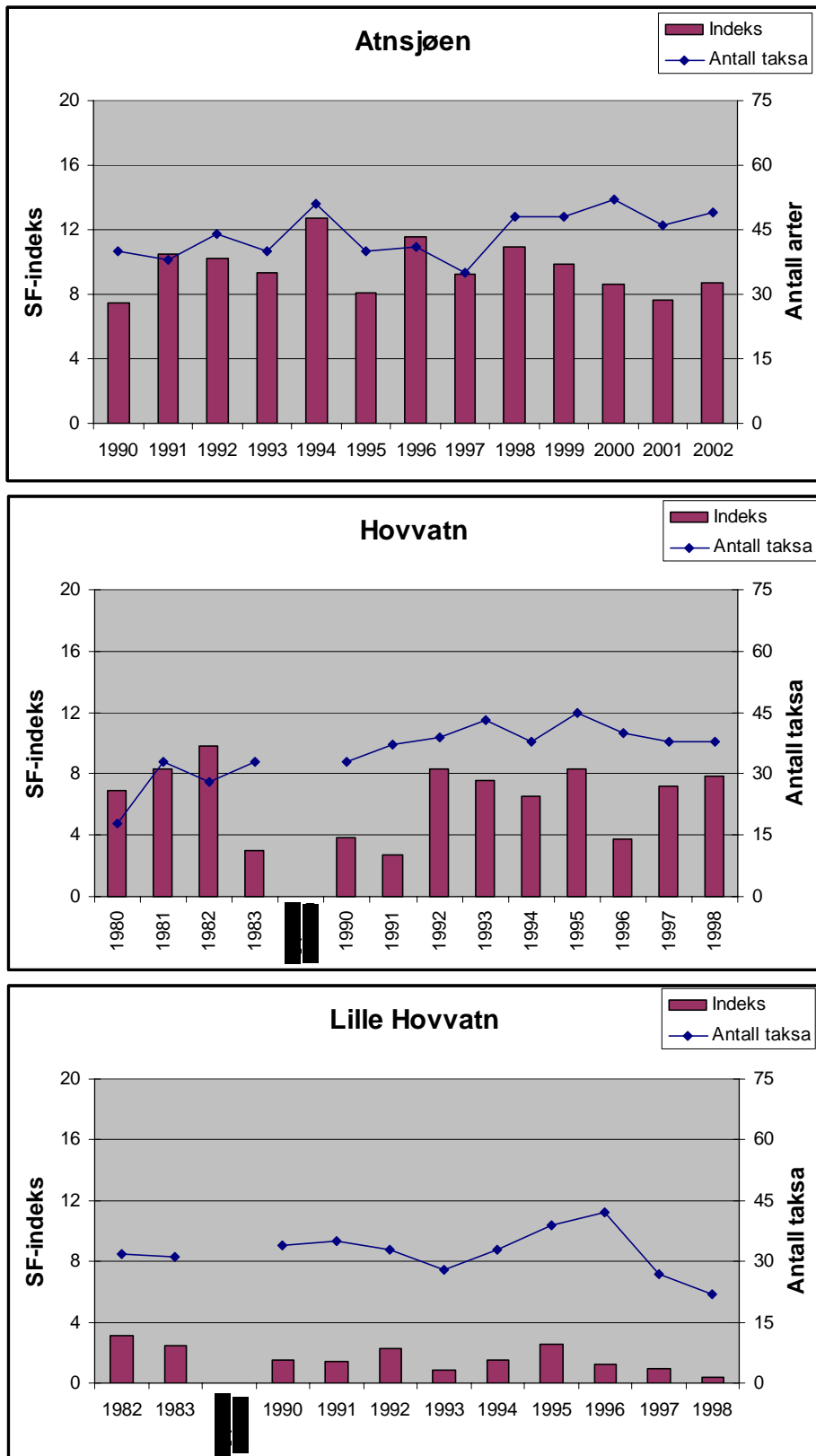
Hovvatn

Denne innsjøen ble kalket første gang i 1981 og har deretter vært kalket med ulik frekvens, vesentlig siden 1987. Planteplanktonprøver ble samlet inn i 1980, 81, 82 og 83. Deretter var det et opphold til prøvetakingen startet igjen i 1990. Siden har den vært prøvetatt hvert år, men med høyst ujevn frekvens hva angår antall prøver per år, fra 3 til 6. Dette påvirker resultatene, da flere prøvetakinger gjennom vekstsesongen øker sannsynligheten for å registrere flere arter totalt og for å finne flere følsomme arter.

Figur 2 viser nedgang i surhetsfølsomhetsindeks i 1983, etter at kalking opphørte i 1982. I 1987 ble innsjøen igjen kalket. Dette fortsatte med ujevne intervaller og intensitet undersøkelsesperioden ut. Planktonobservasjonene startet igjen i 1990, 3 år etter gjenstart av kalking. Innholdet av surhetsfølsomme arter økte i 1992 og har, med unntak av 1996, holdt seg relativt høyt i perioden 1992-1998. Antall taksa totalt har vært mellom 30-45 pr. sesong, mens det i 1980, før kalking, bare ble registrert 18 taksa. Varierende prøvetakingsfrekvens er en viktig årsak til variasjoner i antall taksa fra år til år. Kalkingsstrategien har også vært varierende. Kalking i terrenget, strandsonen eller direkte til vannmassene har vært brukt. Dette kan også gi årsak til variasjoner i mangfold og SF-indeks.

Lille Hovvatn

Denne innsjøen har ikke vært kalket, og skulle fungere som referanse til Hovvatn for å se på effektene av kalkingen der. Innsjøen er betydelig mindre enn Hovvatn, og har vel derfor ikke fungert helt etter intensjonene. Også i Lille Hovvatn har prøvetakingsfrekvensen variert fra år til år, fra 8-9 prøveserier de første årene til kun 2 de siste årene. Sammenlignet med Hovvatn er antall taksa relativt høyt med mellom 28-42 taksa registrert per år (unntatt 1997 og 1998). Surhetsfølsomhetsindeksen derimot er betydelig lavere i Lille Hovvatn. Den var mellom 1 og vel 3 i hele perioden, mens den for det meste var mellom vel 3 og 10 i Hovvatn. Dette viser at surhetsfølsomhetsindeksen, til tross for til dels store variasjoner, gir uttrykk for økt antall surhetsfølsomme taksa, og økt artsmangfold i Hovvatn sammenlignet med Lille Hovvatn.



Figur 2. Variasjoner i antall taksa og surhetsfølsomhetsindeks (SF-indeks) over tid for den ikke forsurete Atnsjøen, det forsurete og kalkete Hovvatn og det forsurete og ukalkete Lille Hovvatn.

Bjerkreimsvassdraget

Maudalsvatn

Denne innsjøen er ikke kalket og skulle fungere som referanse for de to andre innsjøene i Bjerkreimsvassdraget, Austrumdalsvatn og Ørsdalsvatn, som begge er kalket. Maudalsvatn er ikke veldig forsuret, med pH-verdier rundt 5,5. Antall taksa var relativt høyt i hele undersøkelsesperioden selv om det varierte mye, fra 22 til 44, med en tendens til økning i siste del av perioden (**Figur 3**). Surhetsfølsomhetsindeksen viste samme tendens, selv om den for hele perioden var lav, 4 eller mindre. Tendenser til økt mangfold og økt SF-indeks kan tyde på en begynnende naturlig restituering av Maudalsvatn.

Ørsdalsvatn

Denne innsjøen som opprinnelig hadde meget sure vannmasser (pH <4,5 i perioder), ble dessverre kalket før planktonundersøkelsene kom i gang. Etter kalking har surhetsfølsomhetsindeks stabilisert seg mellom 3 og 5 og antall taksa rundt 30-34 (**Figur 3**). Det tyder på at det har vært en nivåheving både med hensyn til artsantall og innhold av surhetsfølsomme arter i denne innsjøen, som på grunn av lav pH antas å ha hatt et svært lavt artsmangfold og svært lite innslag av surhetsfølsomme taksa før kalking. Sammenliknet med mindre innsjøer er effektene av kalking antagelig mindre i en så dyp og stor innsjø som Ørsdalsvatn, med lav pH over lang tid. Rekolonisering av arter tar lengre tid i slike innsjøer (Eriksson et al. 1983). Tendens til avtakende SF-indeks kan tyde på en viss reforsuring av Ørsdalsvatn i 2001 og 2002.

Austrumdalsvatn

Austrumdalsvatn ble kalket i 1998. **Figur 3** viser at surhetsfølsomhetsindeksen etter dette steg jevnt fra omkring 4 i ukalket tilstand til omkring 7 ved slutten av undersøkelsesperioden. Det viser at kalkingen har ført til større andel surhetsfølsomme arter. Noe av økningen skyldes at det i de to siste årene ble registrert noe færre taksa enn f.eks. i 1999 og 2000. Det totale artsantallet påvirker til en viss grad indeksens størrelse.

Tovdalsvassdraget

Finnslandsvatn

Denne innsjøen i Tovdalsvassdraget er ikke kalket og skulle fungere som en referanse blant annet for Mårvatn, som ble kalket i 1998 (**Figur 3**). Finnslandsvatn ble imidlertid lokalt forurenset og tilført noe organisk materiale i 1996/1997 (Raddum et al. 2004). Økning av organisk materiale binder opp skadelige metallioner, bl.a. aluminium (Hörnström et al. 1995), noe som kan gi rom for flere arter til å greie seg. Dette kan være årsaken til den kraftige økningen av antall taksa i 1996 og 1997 og tilsvarende kraftig økning av surhetsfølsomhetsindeksen, figur 3. Dette igjen kan ha ført til store variasjoner i artsmangfold og innhold av følsomme taksa de påfølgende år. Store variasjoner i mangfold og følsomhetsindeks i undersøkelsesperioden, gjør denne innsjøen mindre egnet som referanselokalitet.

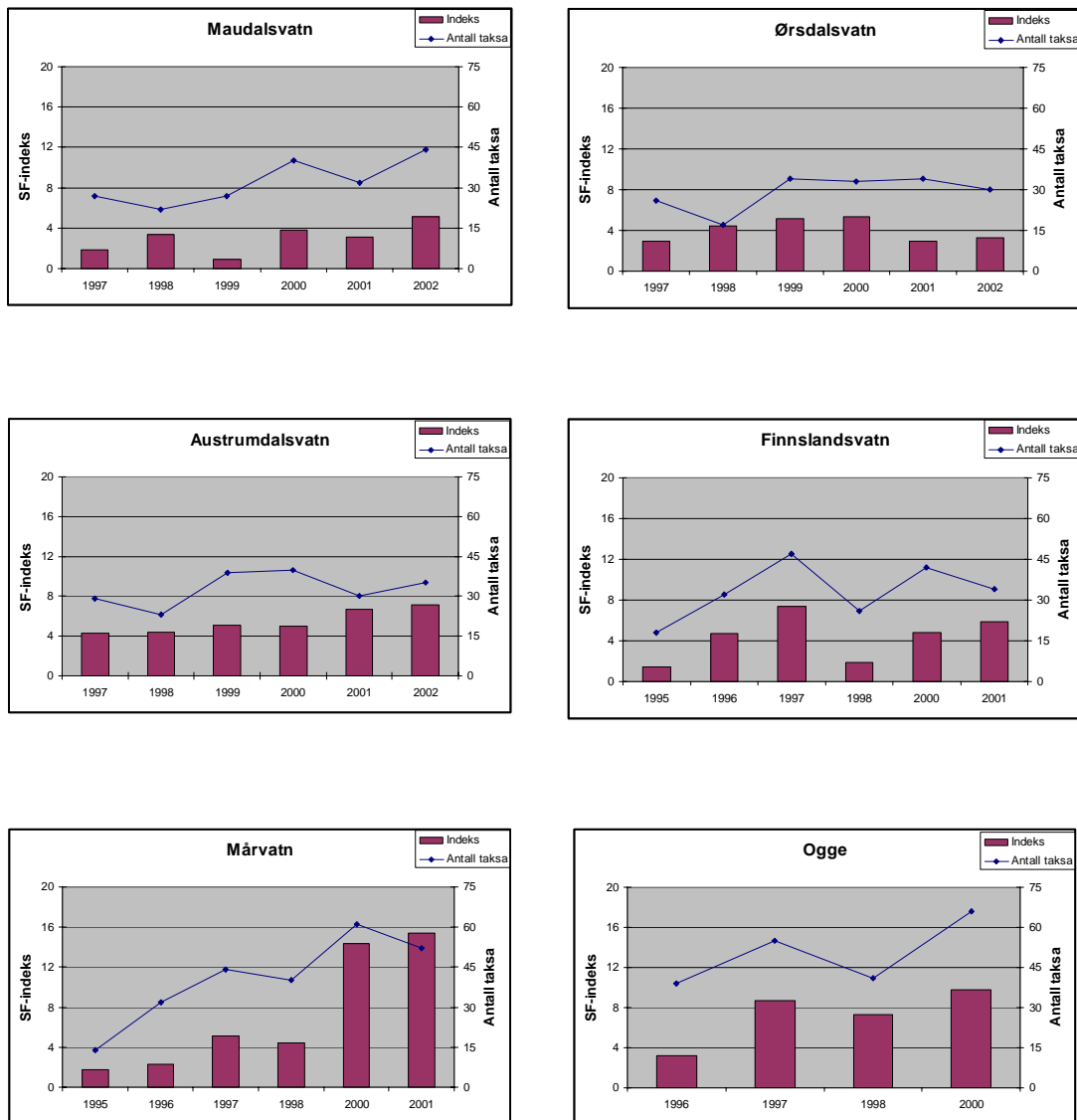
Mårvatn

Denne innsjøen, som ble kalket i 1998, viser en utvikling både med hensyn til antall taksa og surhetsfølsomme arter som gir den foreslåtte surhetsfølsomhetsindeksen en utvikling i tråd med intensjonene. Frem til kalkingstidspunktet viste indeksen lave verdier mellom 2 og 4 (**Figur 3**), mens

den etter kalkingen økte kraftig til 14 og 15 i 2000 og 2001. Antall registrerte taksa økte også markert fra 32 i 1996 til 61 i 2000. Det var riktignok noe nedgang igjen i 2001. Lavt mangfold i 1995 skyldes i hovedsak at data er basert på kun én prøve.

Ogge

Denne innsjøen ble kalket og til dels overkalket sommeren 1996. Den viste markert økning både i antall taksa og surhetsfølsomhetsindeks i løpet av undersøkelsesperioden. Indeksen steg fra 3 før kalkingen i 1996 til 10 i 2000, og antall taksa fra 41 i 1996 til 66 i 2000 (**Figur 3**). Antall taksa var relativt høyt i Ogge også før kalking, men kalkingen førte likevel til en betydelig økning i artsantallet.



Figur 3. Variasjoner i antall taksa og surhetsfølsomhetsindeks (SF-indeks) over tid for de kalkete innsjøene Austrumdalsvatn, Ørsdalsvatn, Mårvatn og Ogge, og de ukalkete innsjøene Maudalsvatn og Finnslandsvatn.

2.3.3 Kalkingens effekt på kumulativ utvikling av antall taksa

For å registrere eventuelle effekter av kalkingen på artsmangfoldet over tid, presenteres figurer som viser den kumulative utvikling av antall registrerte arter / taksa. Dette er gjort for de samme innsjøene som det er beregnet SF-indeks for.

Atnsjøen

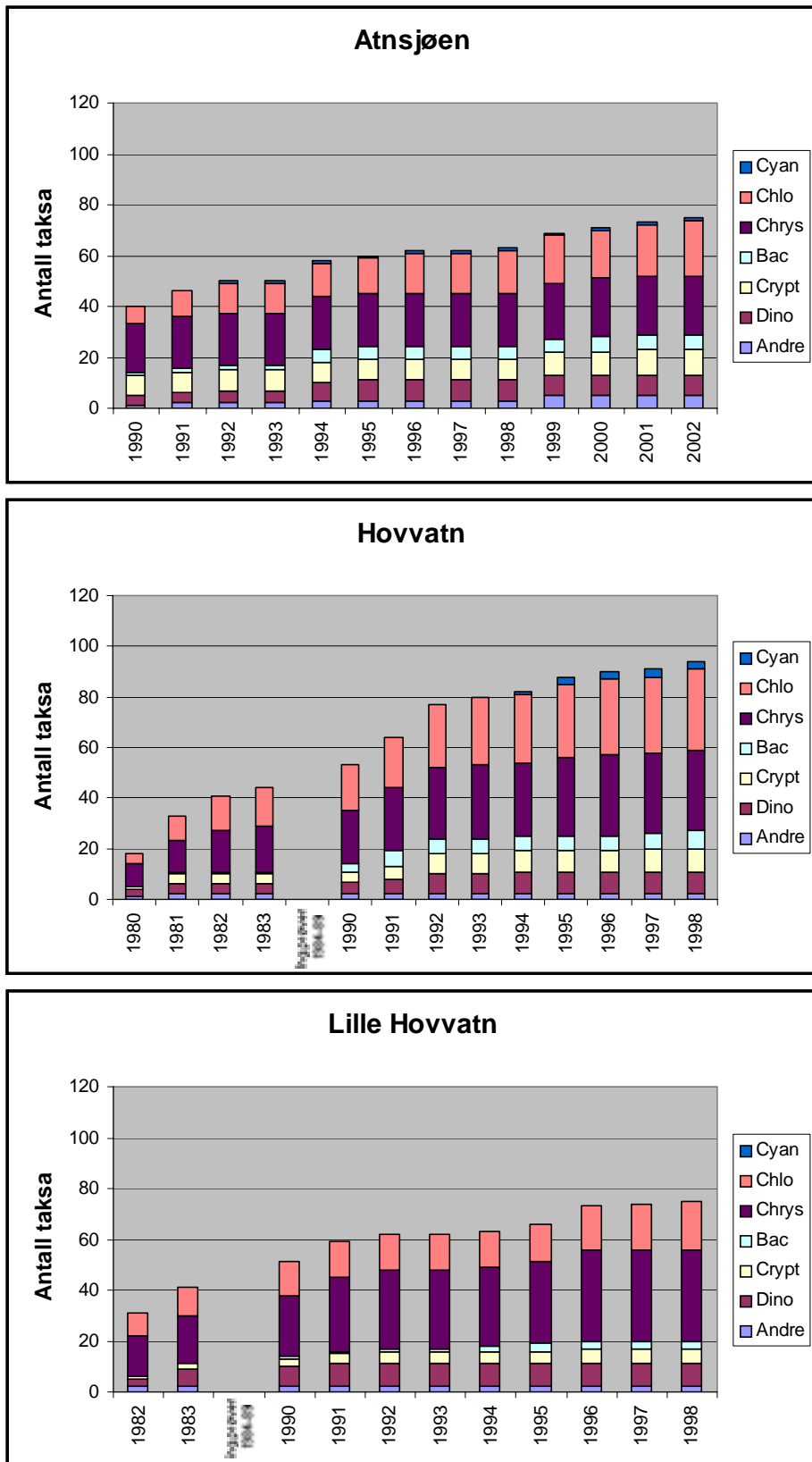
Denne næringsfattige innsjøen er ikke kalket og viser stabile forhold i hele undersøkelsesperioden, og særlig i årene etter flommen i 1994 (**Figur 4**). Prosentvis andel av antall taksa innen de ulike hovedgruppene av planteplankton er dessuten stabil i de senere undersøkelsesårene. Basert på vanlig analyseteknikk (Utermöhl 1958, Olrik et al. 1998) ser det ut til at kumulativt artsantall flater ut omkring 80, og at det må legges mye ekstra energi i analysearbeidet for at antallet skal øke nevneverdig. I Atnsjøen er gruppene Chlorophyceae (grønnalger) og Chrysophyceae (gullalger) de mest arts-/taksa-rike.

Hovvatn

Som nevnt har denne innsjøen vært kalket med ujevne intervaller og ulike strategier over lengre tid. Det ble kalket første gang i 1981. Regelmessig kalking startet først i 1987. Det kumulative mangfoldet økte i prøvene etter at planktonundersøkelsen startet igjen i 1990, sammenlignet med antallet fra tidligere. Her, som i Atnsjøen, var det først og fremst antall taksa innen gruppene Chlorophyceae (grønnalger) og Chrysophyceae (gullalger) som økte mest nominelt (**Figur 4**). Antall taksa økte også innen de andre algegruppene. Planteplanktonsamfunnet får dermed større diversitet både med hensyn til totalt antall taksa, og antall innen de ulike hovedgruppene. Sammensetningen blir mer lik den uberørte og ikke forsurete Atnsjøen. Kalkingen fører imidlertid til, som figuren viser, at den kumulative utviklingen for totalt antall taksa flater ut på et høyere nivå enn i Atnsjøen, antagelig omkring 100. Det skyldes vesentlig at det kumulative artsmangfoldet i Hovvatn også omfatter taksa som bare finnes i svært forsuringspreget vann.

Lille Hovvatn

Denne ukalkete og sure innsjøen viser også en stabilisering i løpet av prøveperioden. Den kumulative utviklingen av antall taksa ser ut til å flate ut mellom 70-80 (**Figur 4**). I denne innsjøtypen er gruppen Chrysophyceae (gullalger) dominerende med hensyn til antall taksa og utgjør omkring 50% av totalt antall. Artsinventaret er meget stabilt fra år til år.



Figur 4. Kumulativ utvikling av antall registrerte taksa i Atnsjøen, det kalkete Hovvatn og det ukalkete Lille Hovvatn.

Tovdalsvassdraget

Finnslandsvatn

Denne innsjøen har ikke vært kalket, og var i utgangspunktet ikke ekstremt sur. Artsinventaret er relativt jevnt fordelt mellom hovedgruppene, men totalt antall registrerte taksa er ganske lite og den kumulative utviklingen synes å flate ut ved omkring 70-75 taksa (**Figur 5**). Dette er omtrent samme nivå som i Lille Hovvatn. Periodisk forurensning *kan* ha påvirket mangfoldet.

Mårvatn

Innsjøen ble kalket i 1998. Det har vært en kraftig økning i kumulativt artsantall i hele undersøkelsesperioden, og en har så langt ikke registrert en utflating (**Figur 5**). Fram til 2001 var hele 102 taksa registrert, mange av er disse surhetfølsomme. Økningen i antall taksa var størst blant grønnalgene (Chlorophyceae), men utviklingen av artsinventaret viser samtidig et meget diversert planteplanktonsamfunn. Det fastsittende algesamfunnet viser også meget høyt mangfold i denne innsjøen (Raddum et al. 2004).

Ogge

Denne innsjøen ble kalket i 1996. Det kumulative mangfoldet viste også her en jevn økning, og en har foreløpig ikke registrert en utflating (**Figur 5**). Siste undersøkelsesåret (2000) var kumulativt artsantall nærmere 90 taksa, og grønnalgene (Chlorophyceae) og gullalgene (Chrysophyceae) var best representert. Slik utviklingen har vært er det rimelig å tro at en del flere taksa vil registreres i fremtiden før den kumulative utviklingen flater ut.

Bjerkreimsvassdraget

Maudalsvatn

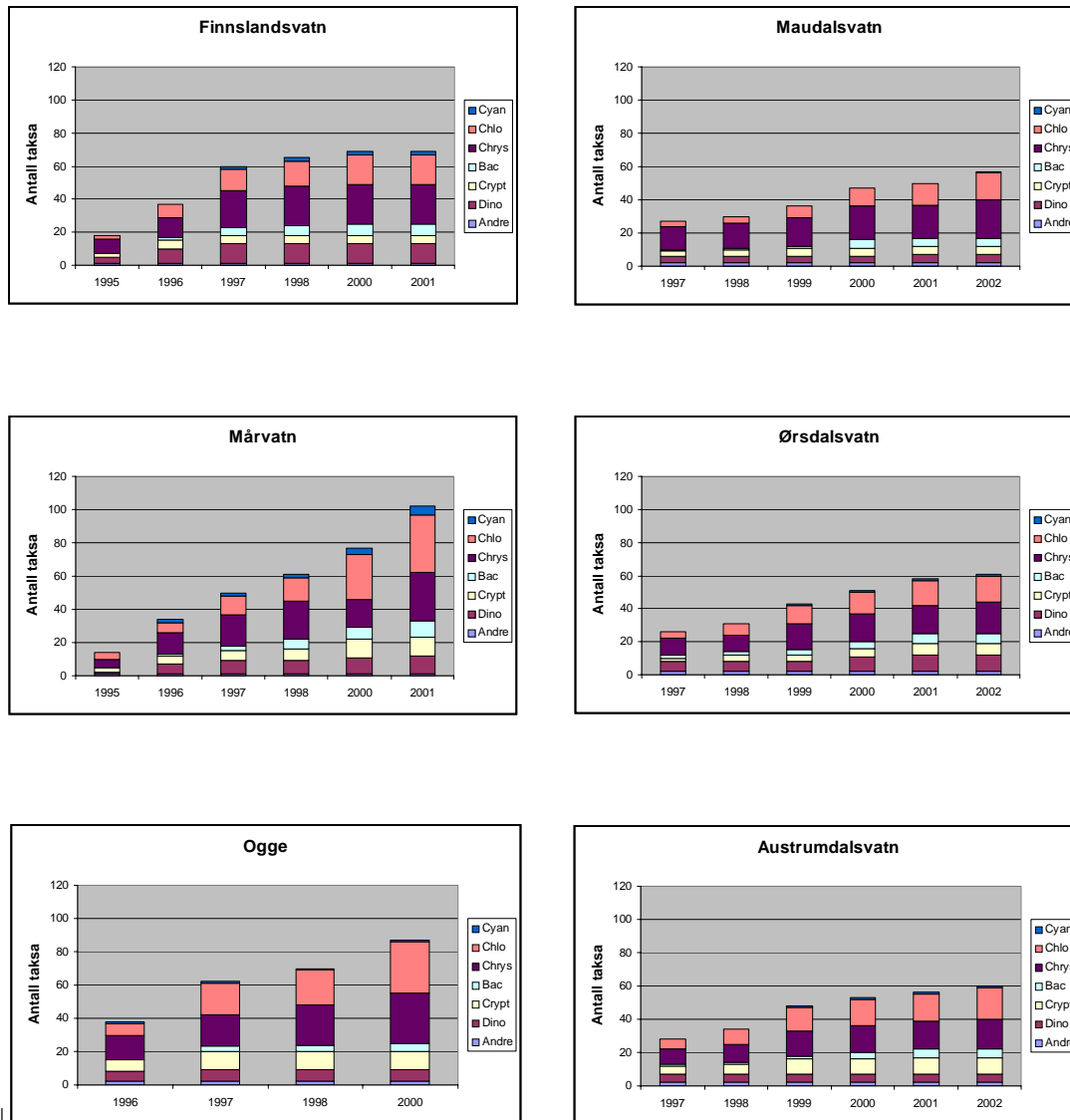
I Bjerkreimsvassdraget har denne innsjøen fungert som ukalket referanseinnsjø. **Figur 5** viser at den kumulative utviklingen har vært forholdsvis liten med en mulig utflating i underkant av 60 registrerte taksa, de fleste av disse er gullalger (Chrysophyceae).

Ørsdalsvatn

Denne innsjøen ble kalket før planteplanktonundersøkelsen tok til. Den kumulative utviklingen synes mye lik utviklingen i det ukalkete Maudalsvatn (**Figur 5**). Det er mulig at en så stor og dyp innsjø som denne må kalkes mer intenst over en lengre periode for at det skal gi store utslag på planteplankton-sammensetningen. Også her synes utviklingen å ha flatet ut ved litt over 60 registrerte taksa.

Austrumdalsvatn

Her synes også den kumulative utviklingen å være mye lik den i Maudalsvatn, og Ørsdalsvatn. En kan derfor argumentere på samme måte som for Ørsdalsvatn med hensyn til manglende økning av det kumulative mangfoldet i forhold til Maudalsvatn. Det ble imidlertid registrert en økning i antall taksa blant svelgflagellatene (Cryptophyceae).



Figur 5. Kumulativ utvikling av antall registrerte taksa i de ukalkete innsjøene Finnslandsvatn (Tovdalsvassdraget) og Maudalsvatn (Bjerkreimsvassdraget), og de kalkete innsjøene Mårvatn og Ogge (Tovdalsvassdraget) og Ørsdalsvatn og Austrumdalsvatn (Bjerkreimsvassdraget).

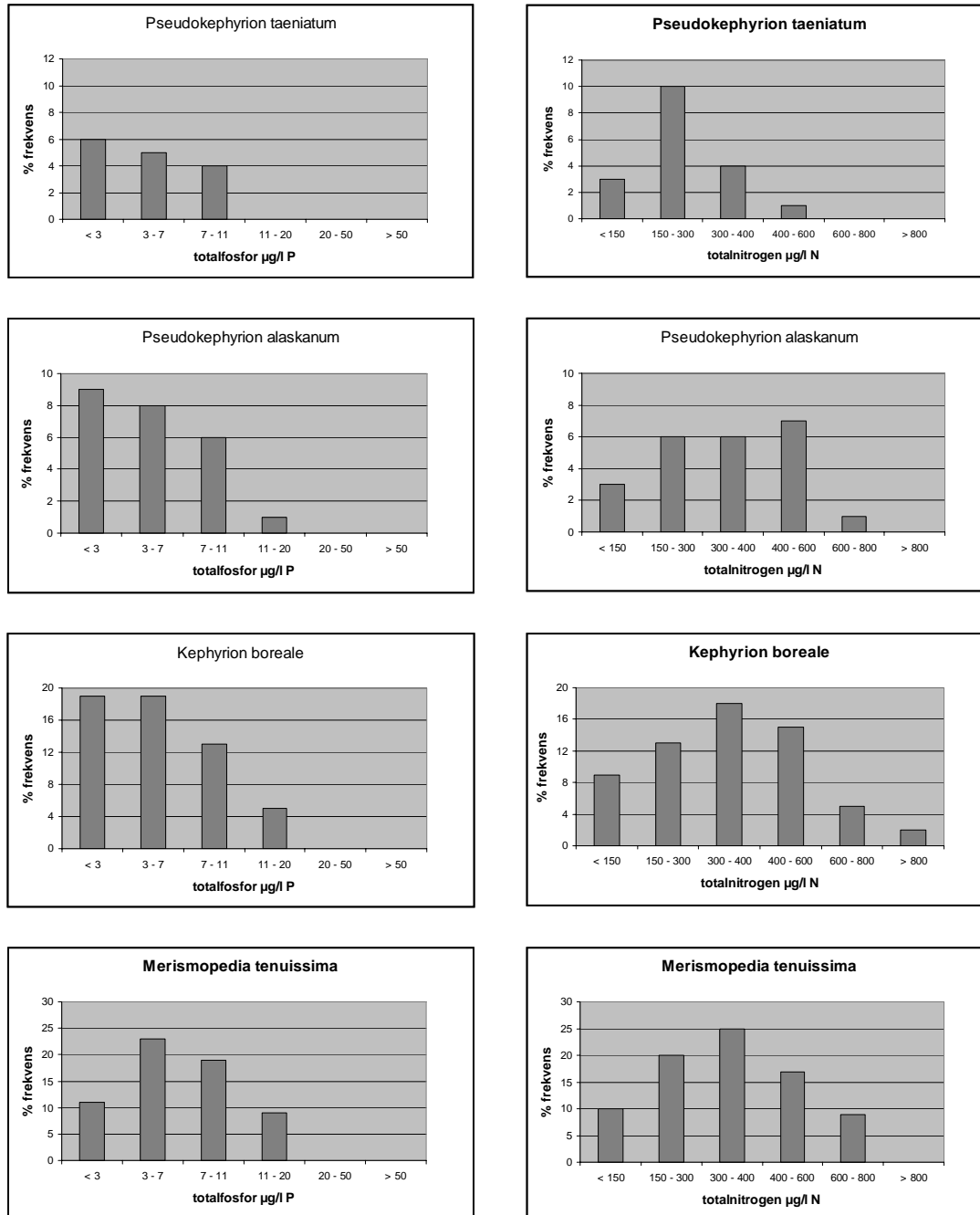
2.3.4 Nitrogen

Nitrogeninnholdet i vannmassene har økt som en følge av forsurening og økt deposisjon av NO_x fra diverse kilder (Henriksen et al. 1988). Undersøkelser tyder på at dette kan ha innvirkning på artssammensetningen av planteplankton (Findlay et al. 1999).

Som et første skritt for å få en oversikt over dette blant planteplanktonartene, har en sortert alle tilgjengelige planteplanktonanalyser der en har samsvarende data for totalnitrogen og totalfosfor. Deretter har en sett på frekvens, treffprosent, innenfor ulike konsentrasjonsintervaller for de to parametrene. Resultatene er gitt i **Vedlegg A2** og **Vedlegg A3** bak i rapporten.

Skulle en registrere en effekt av økt nitrogen måtte det være blant arter som har størst forekomst ved lave fosforkonsentrasjoner, og samtidig viser størst forekomst ved midlere og relativt høye konsentrasjoner av nitrogen. Av **Vedlegg A2** og **A3** fremgår at enkelte arter viser et slikt bilde. Disse finner en i hovedsak blant gullalgene (Chrysophyceae), men også blågrønnalgen (Cyanophyceae) *Merismopedia tenuissima* hører blant disse. Resultatene for fire arter er fremstilt i **Figur 6**.

En videre studie av denne problematikken bør trolig omfatte studier av tidsutvikling for denne type arter i forhold til arter som har størst forekomst i innsjøer med lavere N/P-forhold.



Figur 6. Frekvens forekomst av fire plantep planktonarter i ulike intervaller av totalfosfor og totalnitrogen.

2.3.5 Konklusjoner

Et omfattende materiale (979 prøver) danner basis for denne utredningen om planteplanktonets tålegrenser for surhet. Resultatene viser at det skjer til dels store endringer i planteplanktonets artssammensetning ved forsuring av innsjøer. Først og fremst skjer det en reduksjon i totalt antall arter / taksa, planteplanktonsamfunnet får mindre mangfold. I tillegg skjer det en endring i artssammensetning, fordi ulike taksa innen de ulike taksonomiske hovedgrupper har høyst ulik toleranse for surhet. Den største endringen både kvalitativt og med hensyn til mangfold finner sted når vannmassene går fra pH 6,0 til 5,0. Det skjer en ytterligere reduksjon og endring når pH blir mindre enn 4,5.

Forsuringen har størst reduserende effekt på mangfold av cyanobakterier eller blågrønnalger (Cyanophyceae), grønnalger (Chlorophyceae) og kiselalger eller diatoméer (Bacillariophyceae). Minst effekt av forsuring registreres blant gullalgene (Chrysophyceae) og svelgflagellatene (Cryptophyceae).

Basert på artsantall og innslag av arter innen tre kategorier av surhetsfølsomhet (SF1, SF2, SF3) er det beregnet en indeks for surhetsfølsomhet, SF-indeks. Denne er egnet til å skille forsurede og mindre sure innsjøer fra hverandre. Den synes også egnet til å følge utviklingen over tid og utvikling etter kalking. Som et verktøy for å følge en mulig naturlig restituering av forsurede innsjøer burde indeksen også være egnet. Slik indeksen nå er konstruert er det tallmessige uttrykk en kommer fram til muligens for avhengig av prøvens totale mangfold. En revisjon som gjør indeksen mindre avhengig av prøvens mangfold kan være aktuelt.

Kalking av forsurede innsjøer viser noe varierende effekter på planteplanktonet og synes først og fremst avhengig av hvor kraftig forsuringen har vært, altså utgangspunktet før kalkingen finner sted. Hvor lang periode kalkingen har skjedd er også viktig. I kraftig forsurete vannmasser vil enkeltepisoder med kalking ha liten synlig effekt på planteplanktonets artsinnhold og mangfold, mens dette kan være tilstrekkelig til å øke diversiteten betydelig i mindre forsurete innsjøer. Resultatene viser at ved gjentatt kalking over lengre tid øker artsmangfoldet betydelig i alle forsurete innsjøer. Dette registreres ved at mer eller mindre surhetsfølsomme arter dukker opp i planteplanktonsamfunnet igjen, samtidig med at svært få av de artene en registrerte i de kraftig forsurete vannmassene forsvinner. Totalt antall arter / taksa øker dermed betydelig.

Planktonet viser rask reaksjon på kalking. Ett år med kalking er i noen tilfeller tilstrekkelig til å se klare endringer i samfunnet. Det resulterer i raske endringer av artsinnhold og mangfold og samfunnet kan av den grunn fortone seg som ustabil. Bortsett fra en tendens til ustabilitet har vi så langt ikke registrert klare negative effekter av innsjøkalking på planteplanktonsamfunnet.

Planteplanktonets biomasse har ikke vært gjenstand for analyser i denne rapporten. Resultater fra kalkingsovervåkingen (DN flere år) og fra biomangfold undersøkelsene i Tovdal (Raddum m. fl. 2004), viser i tråd med andre undersøkelser (Schindler et al. 1985, Blouin et al. 1989, Brettum 1993) at biomassen ikke endres nevneverdig ved forsuring.

3. Makrofytter i innsjøer

3.1 Innledning

Makrofytter er pr. definisjon planter som har sitt normale habitat i vann, nedenfor normalvannstands nivået. Makrofyttene kan videre deles inn i semi-akvatiske og akvatiske arter. Semi-akvatiske arter er arter med hoveddelen av fotosyntetiserende organer over vannflata det meste av tida og et velutviklet rotsystem, såkalte helofytter, f.eks. takrør, elvesnelle, dunkjevle. I dette prosjektet har vi konsentrert oss om de akvatiske artene (vannplantene), dvs. de plantene som vokser helt neddykket eller med blader flytende på vannoverflata. De akvatiske plantene kan deles inn i 4 grupper etter hvordan de lever og ser ut (livsformgrupper): *isoetider* (kortsukksplanter), *elodeider* (langsukksplanter), *nymphaeider* (flytebladsplanter) og *lemnider* (frittflytende planter). I tillegg har vi inkludert kransalgene, en relativt homogen gruppe store grønnsalger som finnes i ferskvann og brakkvann. Vannmoser er utelatt i denne sammenheng da datamaterialet fra innsjøer var for sparsomt.

Navnsettingen følger Lid og Lid (1994), og Langangen (1992).

3.2 Datagrunnlag og metoder

Det botaniske datamaterialet er basert på data fra ca. 300 innsjøer samlet inn av NIVA i forbindelse med ulike prosjekter i perioden ca. 1960-2002. Det foreligger forekomstdata for totalt 80 arter. Dette er 63% av alle vannplanter (karplanter og kransalger) som er registrert i Norge (Mjelde m.fl. 2000).

Hver innsjø er besøkt én gang i sommersesongen. Registreringene er foretatt ved hjelp av vannkikkert og kasterive som regel fra båt, men et mindre antall innsjøer ved vading langs land. I de fleste innsjøene er artsregistreringer og kvantifisering av vannvegetasjonen gjort etter en semi-kvantitativ skala, hvor 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende. Det finnes imidlertid flere innsjøer der det bare foreligger forekomst-fravær data. De botaniske dataene er presentert som frekvensprosent i forhold til ulike parametre.

Innsjøene er fordelt over hele landet og dekker vide gradienter f.eks. i forhold til størrelse, trofigrad, surhet og kalsiuminnhold (**Tabell 1**).

Tabell 1. Karakteristikk av datamaterialet. Middell, min og max for utvalgte kjemiske og morfologiske parametre

Parameter	middel	minimum	maximum	n
høyde over havet (m)	143	1	897	238
Innsjøareal (km ²)	3.65	0.0002	136.7	229
max. dyp (m)	25.3	0.7	376	184
middeldyp (m)	8.8	0.4	156	185
konduktivitet (mS/m)	15.8	0.8	866.5	156
alkalinitet (mekv/l)	0.633	0.0095	3.655	270
pH	6.6	4.4	8.4	166
kalsium (mg Ca/l)	12.6	0.2	73.1	272
total nitrogen (µg N/l)	619	86	3088	210
nitrat (µg N/l)	206	1	2489	129
total-fosfor (µg P/l)	39	2	961	244

3.3 Resultater

3.3.1 Kategorier i forhold til surhet

En sammenstilling av artenes frekvens i forhold til pH er vist i **Vedlegg B**. Nedenfor er artene fordelt på grupper i forhold til surhetstoleranse og -følsomhet; surhetstolerant samfunn, svakt surhetsfølsomt samfunn, moderat surhetsfølsomt samfunn og svært surhetsfølsomt samfunn. Vi har beholdt omtrent den samme inndelingen som tidligere (Brandrud & Mjelde 1993) da den virker dekkende for forandringer i forhold til forsuring i norske vassdrag (SFT 2002). Betegnelsene på de ulike kategoriene er noe endret. For hver art er nedre registrerte pH-verdi oppgitt. Verdier i parentes representerer svært spredte forekomster utenfor artens antatte pH-intervall.

Surhetstolerant samfunn

Surhetstolerante arter defineres som arter som forekommer ved svært lav pH (<5) og har høyest frekvens ved pH <5.5 eller ikke viser noen signifikant nedgang i frekvens ved reduksjon i pH.

Arter markert med stjerne har høyest frekvens ved lavest pH, og er muligens begunstiget av forsuring.

<u>Isoetider - kortskuddsplanter</u>		nedre pH-grense
<i>Isoetes echinospora</i>	mjukt brasmegras	4.4
<i>Isoetes lacustris</i>	stivt brasmegras	4.4
<i>Lobelia dortmanna</i>	botngras	4.4
<i>Littorella uniflora</i>	tjønngras	4.8
<i>Subularia aquatica</i>	sylblad	4.8
<u>Elodeider - langskuddsplanter</u>		
<i>Juncus bulbosus</i> *	krypsiv	4.4
<i>Utricularia intermedia</i> *	gytjeblererot	4.6
<i>Utricularia ochroleuca</i>	mellomblærerot	4.6
<i>Utricularia minor</i>	småblærerot	4.8
<u>Nymphaeider - flytebladsplanter</u>		
<i>Nuphar lutea</i> *	gul nøkkerose	4.6
<i>Nymphaea alba</i>	hvit nøkkerose	4.6
<i>Sparganium angustifolium</i>	flotgras	4.6

Svakt surhetsfølsomt samfunn

Svakt surhetsfølsomme arter viser fortsatt forholdvis høy frekvens ved lav pH, men de forekommer ikke, eller bare helt unntaksvis, ved pH <5. Forekomstene ved pH <5 må betraktes som restpopulasjoner i ferd med å utgå, eller områder med særlig gunstig mikrohabitat, f.eks. bekkeutløp o.l.

<u>Isoetider - kortskuddsplanter</u>		nedre pH-grense
<i>Eleocharis acicularis</i>	nålesivaks	5.3
<i>Ranunculus reptans</i>	evjesoleie	5.1
<u>Elodeider - langskuddsplanter</u>		
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	tusenblad	5.1
<i>Utricularia vulgaris</i>	storblærerot	5.1
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	kysttjønna	5.2
<i>Callitriche palustris</i>	småvasshår	5.3
<i>Callitriche hamulata</i>	klovashår	5.4
<u>Nymphaeider - flytebladsplanter</u>		
<i>Potamogeton natans</i>	vanlig tjønna	(5.4)5.9
<u>Kransalger</u>		
<i>Nitella opaca</i>	mattglattkrans	(5.4,5.5)5.9

Moderat surhetsfølsomt samfunn

Dette er arter som har klart høyest frekvens i nøytrale-svakt sure innsjøer med forekomst ned mot pH 6. En rekke arter innenfor denne gruppa er ikke registrert ved pH <6.5. Flere av disse artene er sjeldne i Norge og er inkludert i Rødlista (DN 1999) (**uthevet** i tabellen). Noen arter kan påtreffes ned til pH rundt 6, men sporadisk og med lav dekning. Dette er markert med () i tabellen.

<u>Isoetider - kortskuddsplanter</u>		nedre pH-grense
<i>Elatine hexandra</i>	skaftevjebloom	(6.2)7.8
<i>Lythrum portula</i>	vasskryp	(6.2)6.5
<i>Elatine hydropiper</i>	korsevjeblom	(6.3)6.6
<i>Elatine orthosperma</i>	nordlig evjeblom	6.4
<i>Limosella aquatica</i>	evjebrodd	6.5
<i>Elatine triandra</i>	trefelt evjeblom	6.6
<i>Crassula aquatica</i>	firling	6.8
<u>Elodeider - langskuddsplanter</u>		
<i>Hippuris vulgaris</i>	hesterumpe	(5.2,5.9)6.1
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	småtjønnaks	(5.9,6.1)6.5
<i>Ranunculus peltatus</i>	stovassoleie	(6.1)6.6
<i>Elodea canadensis</i>	vasspest	(6.2)6.8
<i>Callitriche stagnalis</i>	dikevasshår	(6.1)6.8
<i>Potamogeton alpinus</i>	rusttjønnaks	(6.3)6.5
<i>Potamogeton gramineus</i>	grastjønnaks	(6.3)6.5
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	hertetjønnaks	(6.3)6.5
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	buttjønnaks	6.6
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	kamtusenblad	6.8
<i>Potamogeton x sparganifolius</i>		6.8
<u>Nymphaeider - flytebladsplanter</u>		
<i>Nuphar pumila</i>	soleinøkkerose	(4.5)6.1
<i>Sparganium hyperboreum</i>	fjellpiggnopp	(5.5)6.0
<i>Sparganium natans</i>	småpiggnopp	6.3
<i>Persicaria amphibia</i>	vass-slirekne	6.5
<i>Sparganium gramineum</i>	sjøpiggnopp	6.5
<u>Lemnider - frittflytende planter</u>		
<i>Lemna minor</i>	andemat	6.5
<i>Ricciocarpus natans</i>	svanemat	6.8
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	stor andemat	6.8
<u>Kransalger</u>		
<i>Chara braunii</i>	barkløs småkrans	6.8
<i>Nitella mucronata</i>	broddglattkrans	6.8

De svakt surhetsfølsomme artene klovasshår (*Callitriche hamulata*), vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*) og mattglattkrans (*Nitella opaca*) og de moderat surhetsfølsomme artene hesterumpe (*Hippuris vulgaris*) og fjellpiggnopp (*Sparganium hyperboreum*) ser ut til å utgjøre en overgangstype mellom disse to kategoriene.

Svært surhetsfølsomt samfunn

Dette er arter som ikke forekommer eller forekommer helt sporadisk i innsjøer med pH <7. De er stort sett knyttet til kalkrike innsjøer eller innsjøer influert av brakkvann. Gruppen består hovedsaklig av langskuddsvegetasjon (elodeider) og kransalger, og er dominert av arter som er inkludert i den norske rødlista (DN 1999) (**uthevet** i tabellen).

<u>Elodeider - langskuddsplanter</u>		nedre pH-grense
<i>Potamogeton pectinatus</i>	busttjønnaks	6.6
<i>Callitriche cophocarpa</i>	sprikevasshår	6.8
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	høstvasshår	6.8
<i>Ceratophyllum demersum</i>	hornblad	6.8
<i>Potamogeton praelongus</i>	nøkketjønnaks	6.8
<i>Potamogeton pusillus</i>	granntjønnaks	6.8
<i>Potamogeton x nitens</i>		6.8
<i>Ranunculus aquatilis</i>	småvassoleie	6.8
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	kranstusenblad	6.9
<i>Potamogeton filiformis</i>	trådtjønnaks	7.1
<i>Potamogeton friesii</i>	broddtjønnaks	7.2
<i>Ranunculus confervoides</i>	dvergassoleie	7.2
<i>Potamogeton compressus</i>	bendeltjønnaks	7.3
<i>Potamogeton crispus</i>	krustjønnaks	7.3
<i>Potamogeton lucens</i>	blanktjønnaks	7.3
<i>Potamogeton x zizii</i>		7.3
<i>Najas marina</i>	stivt havfruegras	7.4
<i>Potamogeton x suecicus</i>		7.5
<i>Myriophyllum spicatum</i>	akstusenblad	7.6
<i>Najas flexilis</i>	mjukt havfruegras	7.8
<i>Potamogeton rutilus</i>	stivtjønnaks	7.8
<u>Lemnider - frittflytende planter</u>		
<i>Lemna trisulca</i>	korsandemat	6.8
<u>Kransalger</u>		
<i>Chara globularis</i>	vanlig kransalge	7.1
<i>Tolypella canadensis</i>	kanadaglattkrans	7.2
<i>Chara delicatula</i>	skjørkrans	7.3
<i>Chara aspera</i>	bustkrans	7.5
<i>Chara contraria</i>	gråkrans	8.1
<i>Chara rudis</i>	taggkrans	8.1
<i>Nitella confervacea</i>	dvergglattkrans	8.4

3.3.2 Vurdering av de ulike kategorieneSurhetstolerant samfunn

Alle artene i denne gruppen benytter CO₂ som karbonkilde, med opptak fra vann (elodeidene), sediment (isoetidene) eller luft (nymphaeidene). I forsuret vann reduseres konsentrasjonen av oppløst CO₂ og vannplantene blir svært avhengige av sedimentet som karbonkilde i og med at diffusjon av CO₂ fra luft inn i stillestående vann er svært liten (Roelofs 1983).

De største og vanligste av våre flerårige kortskuddsplanter, stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*), mjukt brasmegras (*I. echinospora*), tjønngras (*Littorella uniflora*) og botnegras (*Lobelia dortmanna*) regnes alle som vanlige i nøytrale-sure oligotrofe innsjøer. Alle fire artene har CO₂ opptak fra sedimentet via kraftige røtter (Madsen et al. 2002). De fleste isoetidene har dessuten evne til å lagre CO₂ (CAM), se bl.a. Keeley 1998. De to brasmegras-artene har omtrent samme preferanser når det gjelder surhet og er

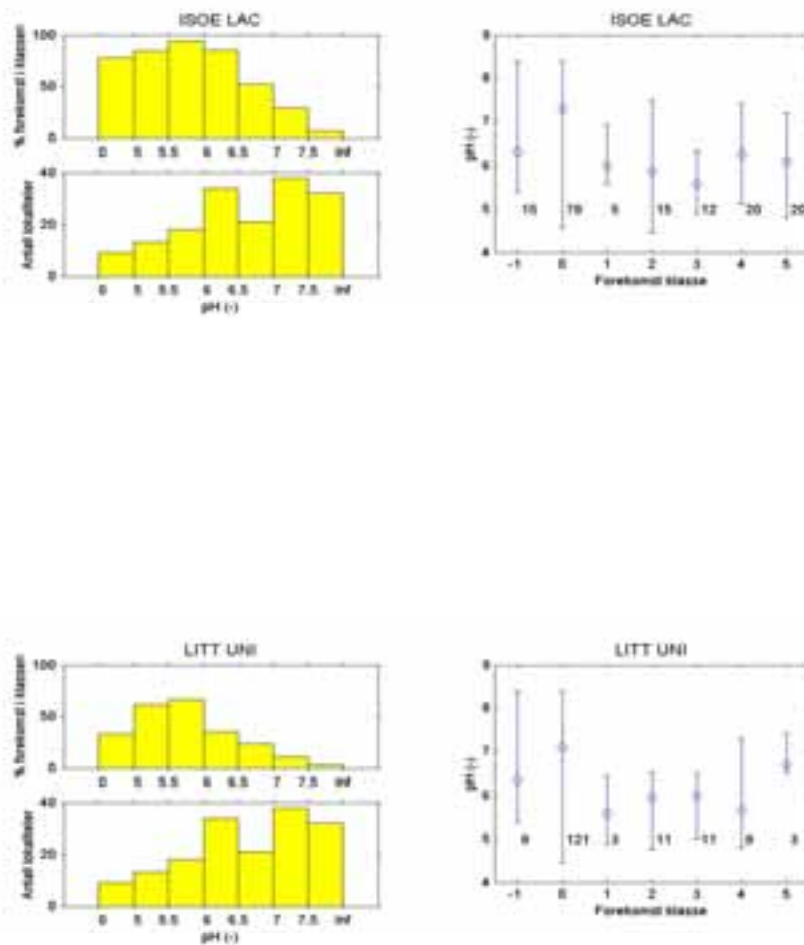
dessuten svært tolerante med hensyn på surhet; stivt brasmegras har muligens noe reduksjon ved pH <5. Store, dominerende bestander av stivt brasmegras (forekomstklasse 5) er imidlertid vanligst i innsjøer med pH >6 (**Figur 7**). Dominerende bestander av mjukt brasmegras er sjeldne. Botngras har særlig høy frekvens ved pH >5.5, mens dominerende bestander helst forekommer i innsjøer med pH >6. I motsetning til de tre andre artene viser tjønngras en klar nedgang i forekomst ved pH <5. Dominerende bestander (forekomstklasse 5) er forholdsvis uvanlige, og er bare registrert i innsjøer med pH >6.5. Også sylblad (*Subularia aquatica*) viser en klar nedgang ved pH <5 og er bare registrert i en innsjø innenfor denne pH-kategorien. Arten er muligens noe mindre tolerant overfor forsuring enn de øvrige artene. Imidlertid har denne ettårige arten forholdsvis store naturlige svigninger.

Krypsiv (*Juncus bulbosus*) er en amfibisk, flerårig, grasaktig plante med sterkt varierende utseende og størrelse. Den vanligste formen er små rosettplanter i strandkanten, men under visse miljøbetingelser kan den danne opp til 3m lange, sammenflettede skuddvaser i vann (Johansen m.fl. 2000). Krypsiv er registrert nord til Nordland, med størst utbredelse langs kysten. Den har sitt utbredelsestygdepunkt på Sør- og Vestlandet, hvor den i både innsjøer og elver danner store bestander som skaper problemer for flere brukergrupper. Planten er avhengig av CO₂ til fotosyntese, og i motsetning til de fleste kortskuddsplantene tar den CO₂ fra vannfasen via bladene. Den begunstiges altså av å vokse i en sur vannfase som har høyt CO₂ innhold, samt på sterkt organisk, dyaktig sediment. Her er tilgangen på løst CO₂ sannsynligvis høyere enn ellers i innsjøen. Våre data (**Figur 8**) viser høy frekvens av krypsiv i innsjøer med pH <6.5, og bestander som dominerer hele eller deler av innsjøen er vanligst i innsjøer med pH <6. Store og dominerende bestander er ikke registrert i innsjøer med pH >6.8. Som en av få vannplanter ser *Juncus* ut til å begunstiges av forsuring, delvis på grunn av lavt konkurransepress fra andre arter.

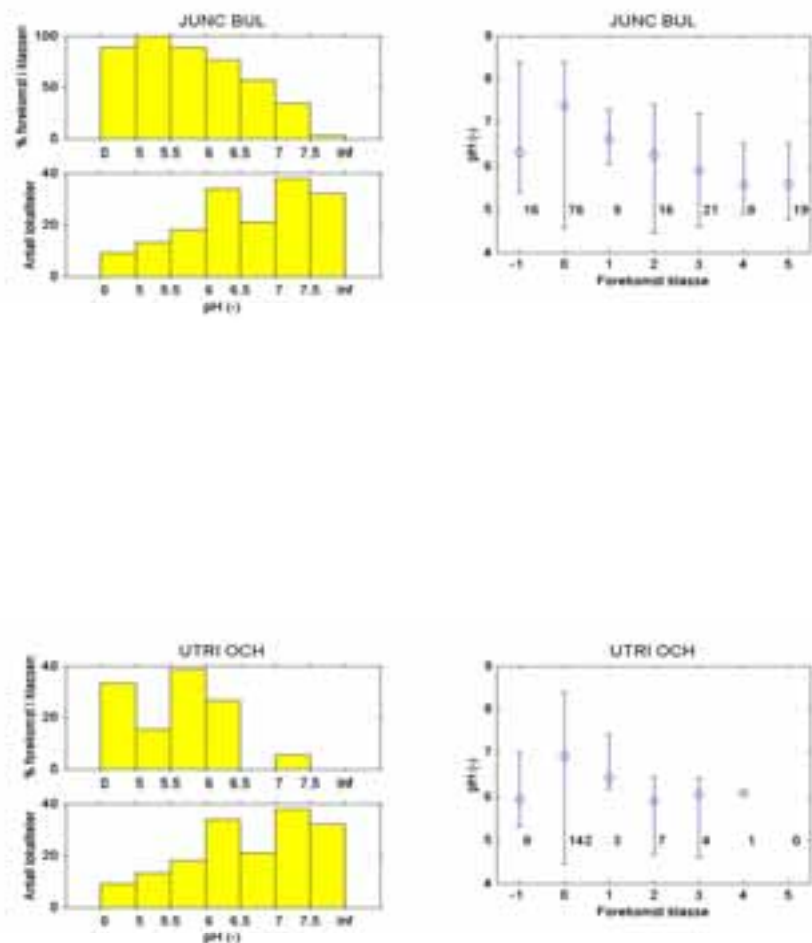
De fleste blærerotartene (*Utricularia*) har svært tynne og findelte blad, som forenkler opptaket av CO₂. I tillegg kan de sannsynligvis benytte karbon fra dyr de fanger i blærene (Richards 2001). Mellomblærerot (*U. ochroleuca*) og gytjeblererot (*U. intermedia*) ser også ut til å være forsuringsbegunstiget (**Figur 8**), men danner sjelden store bestander.

I Nederland er det i forsurede innsjøer registrert en nedgang av tjønngras (*Littorella uniflora*) og andre liknende arter og tilsvarende økning i krypsiv (*Juncus bulbosus*) og torvmoser (*Sphagnum* spp.), bl.a. er krypsiv registrert i vann helt ned til pH 3.8 (Roelofs 1983). Våre data dekker pH gradienten 4.4-8.4. Vi mangler altså de ekstremt sure innsjøene som omtales av Roelofs. Både isoetidene og krypsiv danner store bestander i våre mest forsurete innsjøer.

Gul nøkkerose (*Nuphar lutea*), hvit nøkkerose (*Nymphaea alba*) og flotgras (*Sparganium angustifolium*) er vanlige på mjukt organisk materiale i en rekke innsjøtyper og viser ingen nedgang i sure eller forsurete innsjøer. Flytebladsplantene benytter CO₂ fra luften som karbonkilde og er uavhengige av mengde og form på karbon i vann. Årsakene til variasjon i forekomst av disse artene skyldes nok derfor andre faktorer enn karbonkilde, f.eks. ulike krav til næring. Dominerende bestander av hvit nøkkerose er bare registrert i innsjøer med pH >6.5, mens store bestander av de to andre artene ser ut til å forekomme også i innsjøer med lavere pH, noe som sannsynligvis er et utslag av at hvit nøkkerose er en noe mer næringskrevende art.



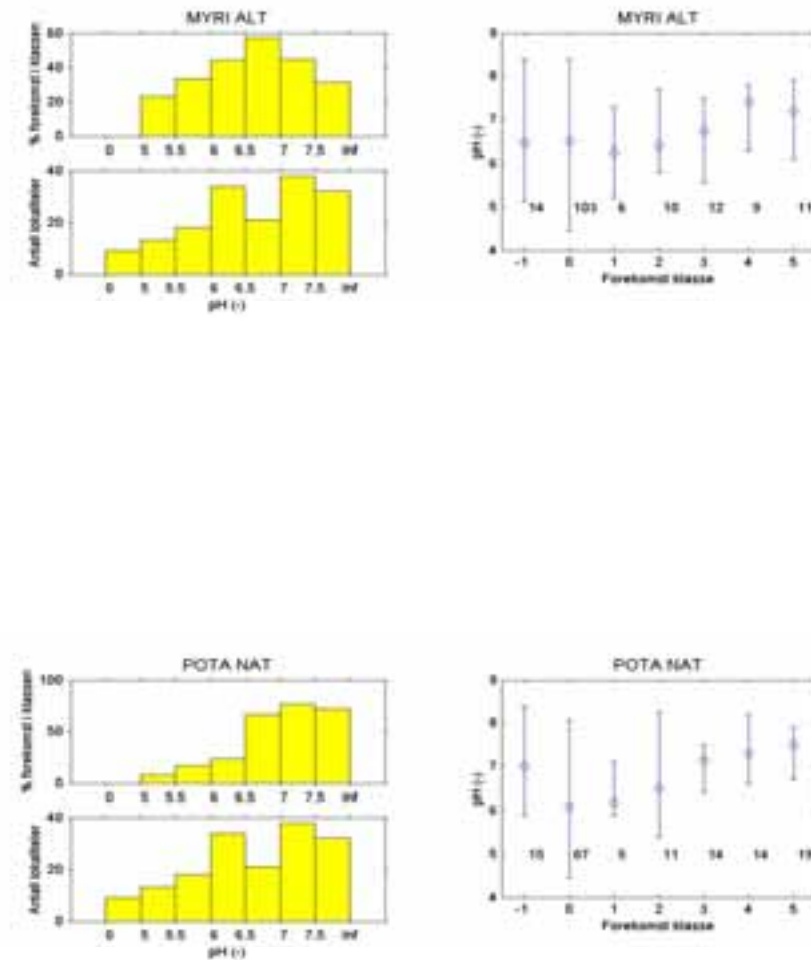
Figur 7. Forekomst og kvantitative endringer av *Isoetes lacustris* - stivt brasmegras (øverst) og *Littorella uniflora* - tjønngras (nederst) langs surhetsgradienten. Venstre øverst: forekomst av arten innefor ulike pH-kategorier. Venstre nederst: totalt antall lokaliteter innenfor hver pH-kategori. Høyre: mengdemessig fordeling langs pH-skalaen, Min, max og medianverdi av pH er oppgitt for de ulike klassene 1-5, hvor 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende. 0 angir variasjonsbredden på de lokaliteter der arten ikke forekommer, mens -1 representerer lokaliteter der arten forekommer, men semi-kvantitative data mangler. Tall ved de ulike mengdeklassene viser antall lokaliteter.



Figur 8. Forekomst og kvantitative endringer av *Juncus bulbosus* - krypsiv (øverst) og *Utricularia ochroleuca* – mellomblærerot (nederst) langs surhetsgradienten. Se **Figur 7** for figurforklaring.

Svakt surhetsfølsomt samfunn

Tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) har størst frekvens i nøytralt vann, men er en av de første elodeidene som opptrer når vannet blir noe mindre forsuret. Artens findelte blad sikrer effektivt opptak av CO₂ (Brouwer et al. 2002). Ved pH lavere enn 5.5 opptrer den bare med noen få, enkeltstående individer. Dominerende bestander av tusenblad er bare registrert i innsjøer med pH >6 (**Figur 9**).



Figur 9. Forekomst og kvantitative endringer av *Myriophyllum alterniflorum* – tusenblad (øverst) og *Potamogeton natans* – vanlig tjønnaks (nederst) langs surhetsgradienten. Se **Figur 7** for figurforklaring.

Småvasshår (*Callitriche palustris*) er en amfibisk art som stort sett påtreffes i vannkanten og som svært sjelden danner store bestander. I vann danner den rosetter med flyteblader og benytter muligens

CO₂ fra lufta. Klovasshår (*Callitriche hamulata*) danner sjelden flyterosetter og kan muligens bare benytte CO₂ fra vannmassene.

Kransalgen mattglattkrans (*Nitella opaca*) er registrert på tre lokaliteter med pH <6; Venneslafjord, Kilefjord og Byglandsfjord, alle i Otra-vassdraget. Otra har høyere pH i ovenforliggende deler og muligens skyldes forekomstene på de sure lokalitetene en jevnlig sporettilførsel fra områdene oppstrøms.

Vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*) er bare registrert med svært små forekomster på tre lokaliteter med pH <6 (**Figur 9**). Dette er sannsynligvis bukter eller bekkeutløp med noe gunstigere pH. Disse observasjonene skiller seg noe fra tidligere resultater (Brandrud & Mjelde 1993) hvor vanlig tjønnaks forekom i henholdsvis 16 og 17% av lokalitetene innenfor pH-intervallene 5-5.5 og 5.5-6. Noen få og svært små forekomster på lokaliteter med pH <5 ble også omtalt i rapporten (Brandrud & Mjelde 1993). De to undersøkelsene baserer seg på to ulike datasett, samt at 1993-undersøkelsen inneholdt både elver og innsjøer. Dette kan være noe av årsaken til de observerte forskjellene. En annen årsak kan være en reell reduksjon av arten i perioden, som kan skyldes at de observerte bestandene før 1993 representerte restpopulasjoner som nå er borte.

Moderat surhetsfølsomt samfunn

Småtjønna (*Potamogeton berchtoldii*) har størst frekvens i nøytralt-basisk vann (pH>6.5), men kan forekomme sporadisk ved lavere pH (**Figur 10**). Forekomstene ved pH <6.5 representerer 2 lokaliteter, Njusttjern i Hedmark og Svelavatn i Rogaland. I Njusttjern er midlere pH beregnet til 5.9, men i sommersesongen ligger pH godt over 6. Innsjøen er dessuten eutrof, med svært høyt fosforinnhold (Nesse 1996). Svelavatn i Rogaland består av to deler, hvor den østre er sterkt preget av surt vann, mens den vestre, hvor småtjønna ble registrert, er preget av næringstilførsler og mindre av forurening.

Selv om de fleste lemnidene, f.eks. andemat (*Lemna minor*), sannsynligvis benytter CO₂ fra lufta, er denne livsformgruppen ikke registrert ved pH <6.5 (**Figur 10**). Dette kan muligens ha sammenheng med at disse artene krever høyt næringsinnhold i vannet. Sure, næringsrike innsjøer er sjeldne i vårt materiale.

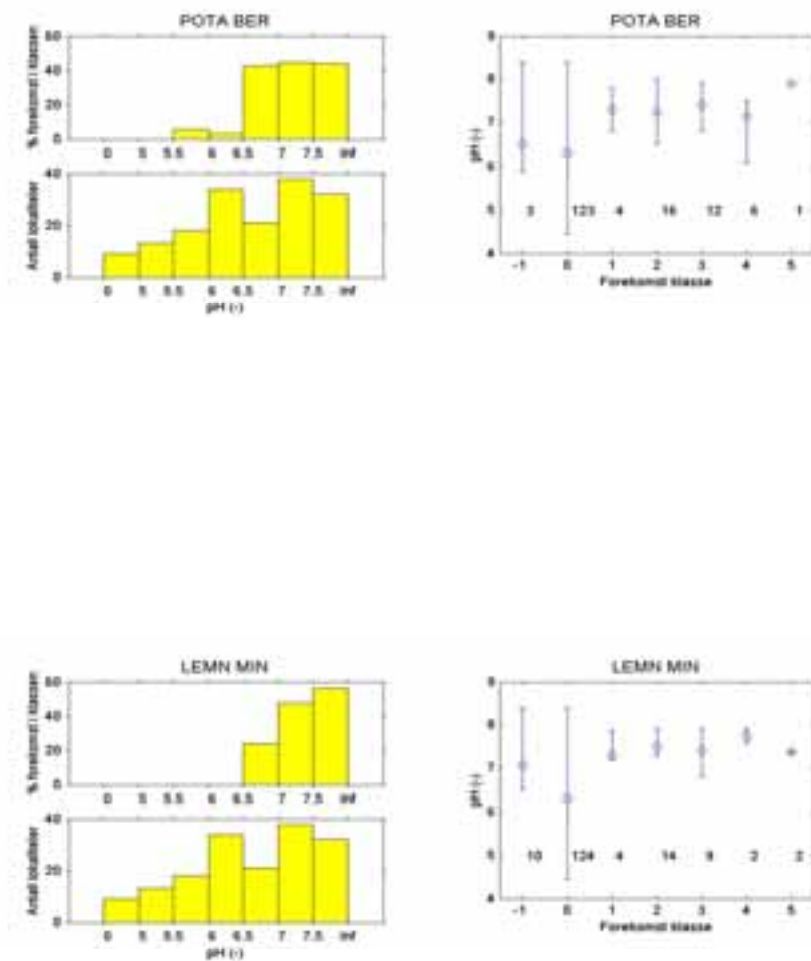
Hesterumpe (*Hippuris vulgaris*) er såvidt registrert på en lokalitet (Selura) med pH <6. Dette er sannsynligvis en lokalitet med gunstige forhold lokalt. Forøvrig kan hesterumpe også forekomme med overvannsskudd (helofytt) og kan da benytte CO₂ opptak fra lufta.

Den eneste lokaliteten for storvasssoleie (*Ranunculus peltatus*) med pH <6.6 er utløpet av Atnasjøen. På grunn av tilførsler fra områder med rikere berggrunn er forholdene her svært spesielle sammenliknet med resten av innsjøen og pH er sannsynligvis en del høyere her enn i de sentrale vannmassene (Borgvang, pers.med.).

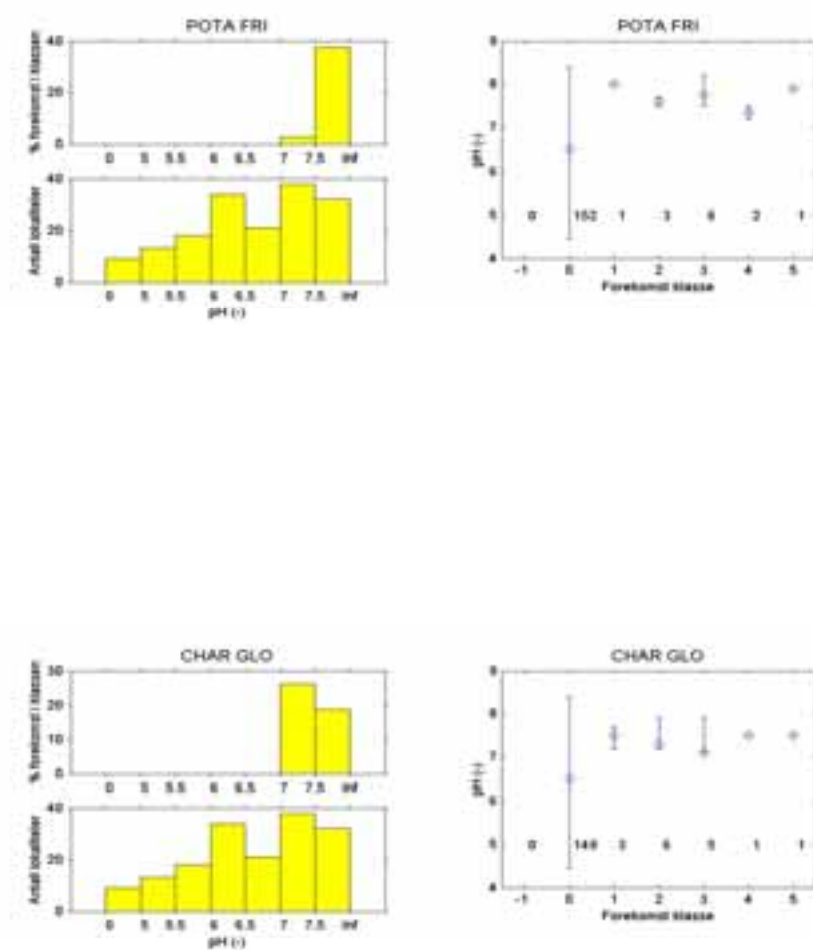
Soleinøkkerose (*Nuphar pumila*) er en art man vanligvis forbinder med mer kalkrike lokaliteter. Alle forekomstene ved lave pH-verdier er fra Sogn og Fjordane og representerer gunstigere lokaliteter i sure innsjøer. Den helt spesielle forekomsten ved pH 4.5 representerer Skjervatjern, et humøst, naturlig surt tjern (Brandrud & Johansen 1994). Forekomsten av soleinøkkerose i denne innsjøen er muligens en restpopulasjon, eventuelt en feilbestemmelse.

Svært surhetsfølsomt samfunn

Dette er arter som stort sett benytter HCO₃ som karbonkilde og som bare forekommer i kalkrike innsjøer eller brakkvann. Flere av artene begunstiges også av økt næringstilførsel (Mjelde 1997). De forekommer ikke i områder utsatt for forurening (**Figur 11**).



Figur 10. Forekomst og kvantitative endringer av *Potamogeton berctoldii* – småtjønnaks (øverst) og *Lemna minor* - andemat (nederst) langs surhetsgradienten. Se **Figur 7** for figurforklaring.



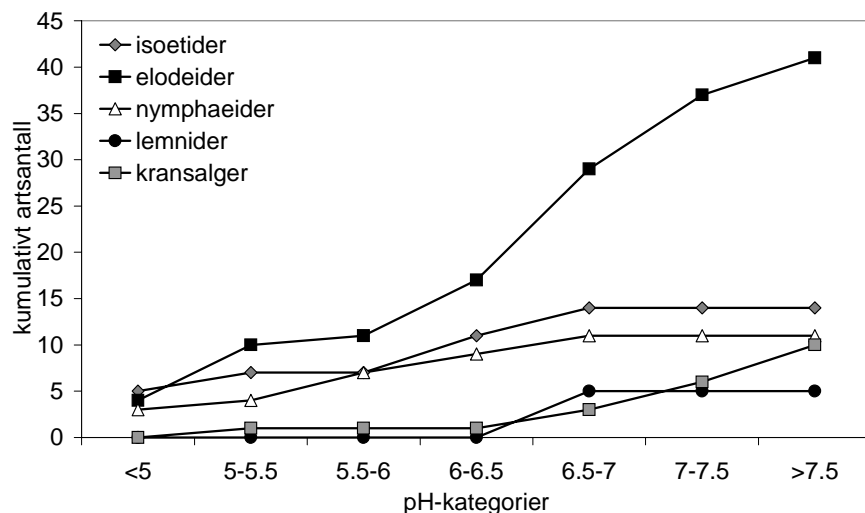
Figur 11. Forekomst og kvantitative endringer av *Potamogeton friesii* - broddtjønnaks (øverst) og *Chara globularis* – vanlig kransalge (nederst) langs surhetsgradienten. Se **Figur 7** for figurforklaring.

3.3.3 Endret artsdiversitet - bortfall av arter ved forsurening

Variasjoner i pH og pH-relaterte faktorer (alkalinitet, kalsium) har vist seg å være de viktigste faktorene for endringer i artsdiversitet (se bl.a. Catling et al. 1985, Jackson & Charles 1987, Rørslett 1991, Mjelde 1997).

Forsuring av vannforekomster fører til endringer i form og mengde av oppløst karbon. Dette er hovedårsaken til endringer i mengde og sammensetning av vannplanter. Artene benytter ulike karbonkilder; vann, luft og sediment, og har ulike opptaksmekanismer og tilpasninger (Madsen & Sand-Jensen 1991, Brouwer et al. 2002). Isoetidene tar opp CO₂ fra sedimentet via røttene, mens nymphaeidene har flyteblad som muliggjør opptak av CO₂ fra luften. Små planter, som pusleplantene, kan benytte vannet like over sedimentoverflaten hvor konsentrasjonen av CO₂ er høyere enn i resten av vannsøylen (Maberly 1985). Elodeidene har ulike karbonkilder og varierende tilpasninger. De fleste elodeidene er HCO₃-brukere. De har svært små eller mangler røtter og er avhengig av karbonopptak fra vannet. Elodeidene er derfor de første plantene som forsvinner ved forsurening. Enkelte elodeider er imidlertid tilpasset CO₂ opptak ved fint oppdelte blad, samt utvikling av flyteblad eller overvannsskudd.

Den største endringen i artsdiversitet ser ut til å gå ved pH omkring 6.5 (**Figur 12**). Når pH overskrider 6.5 observeres en markert økning i artsantallet, særlig av elodeider og kransalger. I tillegg forekommer lemnidene bare ved pH ≥6.5. Dette har sammenheng med forholdet mellom CO₂ og HCO₃ i vannmassen; ved pH >6.5 dominerer HCO₃, og gir bl.a. grunnlag for mer typiske HCO₃-brukerne.



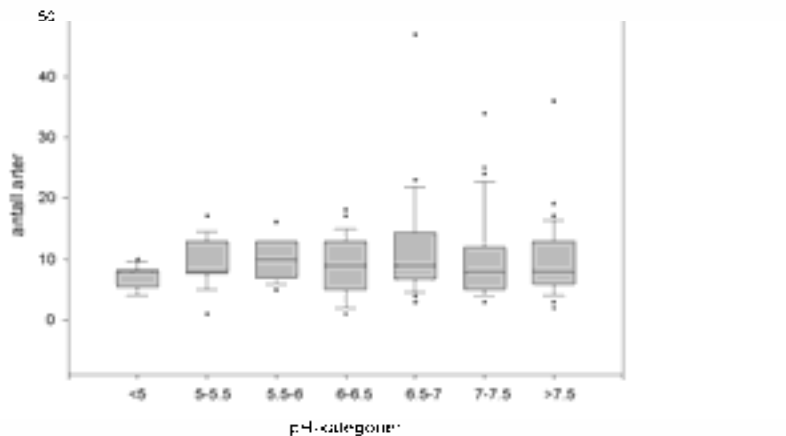
Figur 12. Kumulativt artsantall langs surhetsgradienten. Fordelt på livsformgrupper.

Det ser ut til å være en klar, men forholdsvis liten nedgang i arter ved pH <5. Ved pH <5 foreligger omtrent all CO₂ som fri CO₂ mens mengden av HCO₃ er minimal. Artene som forekommer her har spesielle tilpasninger til CO₂-opptak.

Totalt sett er det registrert 12 arter i innsjøer ved pH <5 mot rundt 25 i "naturlig" surt, oligotroft vann (pH > 5-5.5). Arter som er vanlige i disse naturlige næringsfattige innsjøene og som ikke er registrert i innsjøer med svært lav pH (pH <5) er: *Ranunculus reptans*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Utricularia vulgaris*, *Callitriche palustris*, *Callitriche hamulata*, *Potamogeton polygonifolius*, *Potamogeton berchtoldii*, *Potamogeton natans*, *Sparganium hyperboreum* og *Nitella opaca*. Hit kan muligens også *Hippuris vulgaris*, *Sagittaria sagittifolia* og *Sparganium emersum* regnes, men de har nok noe høyere

krav, både til pH og næring (Mjelde 1997). Kraftig forsuring til pH mindre enn 5 ser altså ut til å gi en total reduksjon i artsantall på opp til 50%. Mindre markert forsuring ser ut til å gi små endringer. Det er imidlertid viktig å være oppmerksom på at materialet (antall innsjøer) for de laveste pH-intervallene er noe mindre enn for de høyeste intervallene.

Som forventet har de sure innsjøene lavest artsantall, mens innsjøene med høyere pH har noe høyere gjennomsnittlig artsantall (**Figur 13**). Generelt sett er imidlertid forskjellen i artsantall mellom sure og basiske innsjøer liten, sett i forhold til forskjellene i det totale artsantallet som finnes (jfr. **Figur 12**). De sure innsjøene er mer homogene, bl.a. fordi de fleste forsurete innsjøer også er oligotrofe, mens variasjonen i f.eks. trofinivå er større i de øvrige innsjøene. Større variasjon i geografisk utbredelse og forekomst av mer eller mindre sjeldne arter bidrar også til økt heterogenitet i nøytrale/basiske innsjøer.



Figur 13. Artsantall pr. innsjø innenfor de ulike pH-kategoriene, gitt som median, 25-75 persentil og 10-90 persentiler. Prikkene representerer outliers, som ikke regnes med i middelverdien.

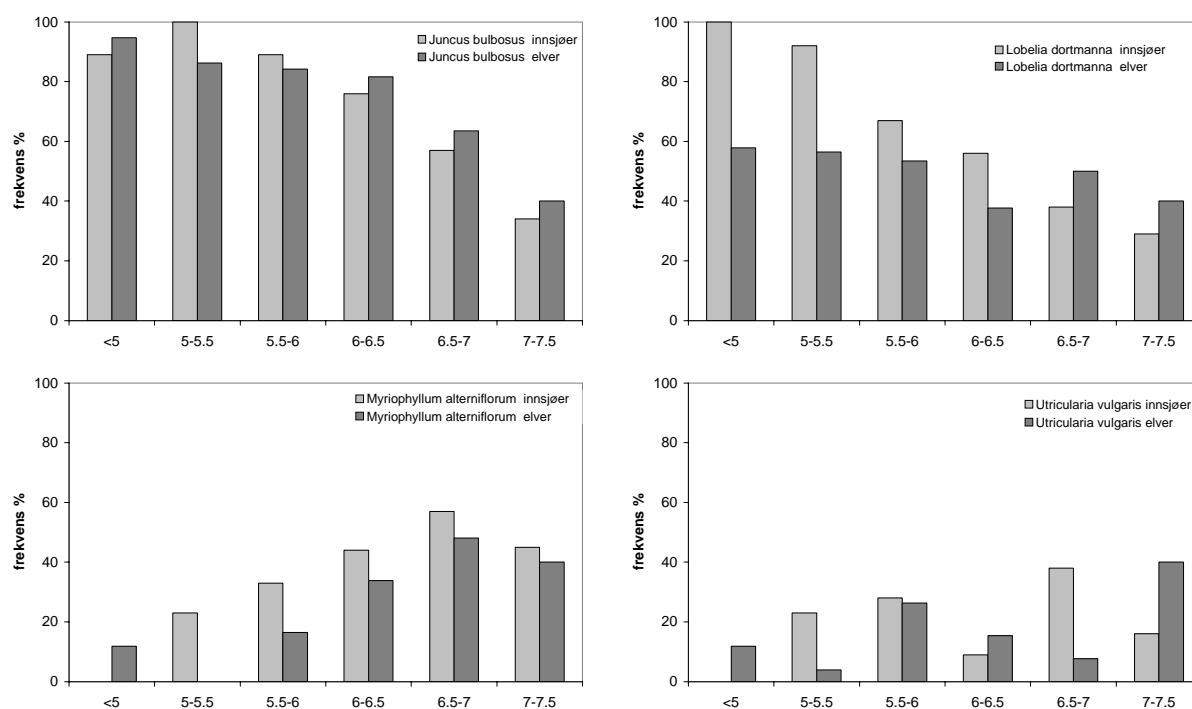
3.3.4 Forsuring av humøse innsjøer

På grunn av ulik tilgjengelighet av CO₂ vil effekten av forsuring være forskjellig i humøse sjøer og klarvannsjøer (Brandrud & Johansen 1994). I klarvannsjøer er konsentrasjonen av løst CO₂ lav og vil før en forsuring være en begrensende vekstfaktor for enkelte planter, f.eks. krypsiv og torvmoser. Forsuring av disse innsjøene vil føre til økt CO₂ konsentrasjon som muliggjør økt vekst av plantene. Humøse innsjøer, derimot, har i utgangspunktet høyere konsentrasjon av CO₂ og forandringer i CO₂ nivået på grunn av forsuring vil derfor sannsynligvis ha liten betydning for planteveksten i disse innsjøene (Arts 2002). Humøse (dystrofe) innsjøer er artsfattige, og vegetasjonen består hovedsaklig av noen få nymphaeider, krypsiv samt enkelte små isoetide-forekomster. Alle disse artene trives i surt miljø og er CO₂-brukere. Forsuring med økt konsentrasjon av CO₂ vil sannsynligvis gi små eller ingen endringer i artssammensetning (Arts 2002).

Økt aluminium konsentrasjon i forsurete innsjøer resulterer i redusert konsentrasjon av organiske syrer i vannmassene noe som igjen fører til økt siktedyp. Økt siktedyp gir vannplantene en mulighet til å vokse dypere (Arts 2002).

3.3.5 Vannvegetasjon i elver og innsjøer - forskjellige tålegrenser?

Tålegrensene for vannplanter ser ut til å være omtrent den samme i elver som i innsjøer (sml. også kap. 5 Makrofytter og moser i elver). Dette kan illustreres med forekomsten av krypsiv (*Juncus bulbosus*), som er en av de dominerende artene i sure og forsurede innsjøer og elver (**Figur 14**). Enkelte isoetider, f.eks. botngras (*Lobelia dortmanna*), har klart lavere frekvens ved lav pH i elver i forhold til i innsjøer (**Figur 14**). Dette skyldes sannsynligvis at de sure elvestrekningene har overvekt av noe mer hurtigstrømmende partier, som er mindre gunstige for isoetidene. Elvematerialet viser forekomst av tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) ved pH <5. Disse forekomstene omfatter bare gamle registreringer i Mandalselva og kan ha sammenheng med lokalt gunstigere forhold, dette er bl.a. et område med marine avsetninger.

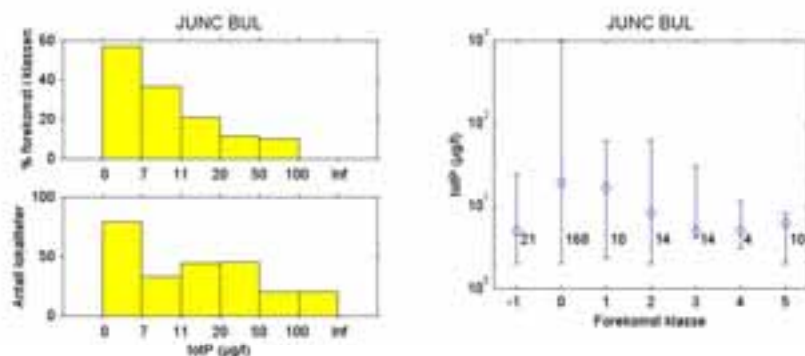


Figur 14. Forekomst av utvalgte arter i ulike pH-kategorier i henholdsvis innsjøer og elver.

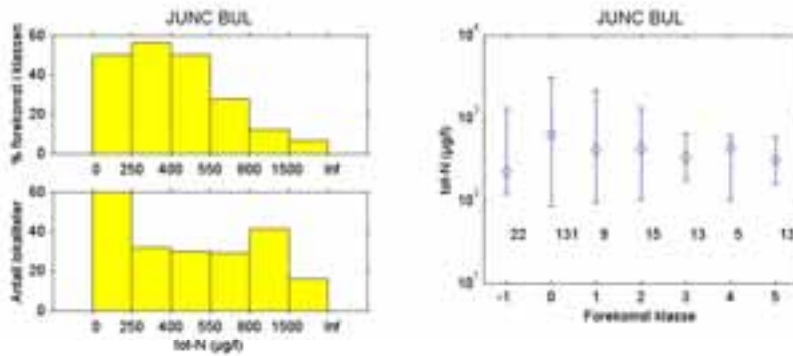
3.3.6 Krypsiv (*Juncus bulbosus*)

Krypsiv (*Juncus bulbosus*) er den vannplanten som har vært mest omtalt i forbindelse med forsurening og kalking. Årsaken til dette er at planten danner problemvekst i både forsurrede og kalkede innsjøer og elver. Forsurede innsjøer på Sørlandet har ofte for lavt innhold av karbonater slik at forsurening ikke fører til økt innhold av CO₂ i sediment og vann (Roelofs et al. 1994). Kalking av forsurrede lokaliteter medfører derimot en økning i CO₂-innholdet, som er gunstigst for krypsiv-veksten (Roelofs et al. 1994, Brandrud & Roelofs 1996, Johansen m.fl. 2000). Problemveksten har vist seg å være særlig stimulert av forhøyede verdier av CO₂ og NH₄ i vannet (Paffen & Roelofs 1991, Roelofs et al. 1994).

Generelt sett har krypsiv lave næringskrav og trives i utpreget næringsfattige vassdrag, hvor N/P-forholdet vanligvis er høyere enn 20. Planten tilhører standard-inventaret i ultraoligotrofe innsjøer og elver (Rørslett 1987, Rørslett m.fl. 1990, Johansen m.fl. 2000). Store bestander eller massebestander (forekomstklasse 5) er bare registrert i oligotrofe innsjøer (total fosfor <10 µg/l) (**Figur 15**), med total nitrogen mellom 150-600 µg/l og med N/P-forhold >30 (**Figur 16**). Krypsiv tar mye av næringen fra vannfasen (Roelofs et al. 1984) og friskt grønne krypsiv-planter kan greie seg i flere år uten kontakt med sedimentet. Innholdet av fosfor er usedvanlig lavt i krypsiv, noe som indikerer at fosfor normalt ikke er vekstbegrensende (Roelofs et al. 1994).



Figur 15. Forekomst og kvantitative endringer av *Juncus bulbosus* - krypsiv i forhold til totalfosfor. Se **Figur 7** for figurforklaring.



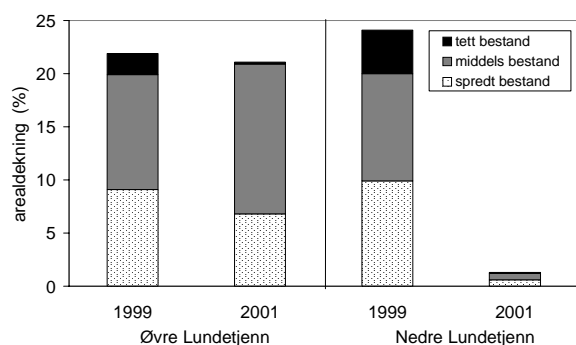
Figur 16. Forekomst og kvantitative endringer av *Juncus bulbosus* - krypsiv i forhold til total nitrogen. Se **Figur 7** for figurforklaring.

Tilsvarende som i vannet har krypsivplanter fra massebestander klart høyere N/P-forhold i forhold til planter fra mer spredte bestander (Rørslett m.fl. 1990, Roelofs et al. 1994, Mjelde, unpubl. data). En kombinasjon av økt tilførsel av nitrogen og liten økning i tilgjengelig fosfor vil derfor kunne resultere i sterk vekst av krypsiv. Tilsvarende ser det ut til at økt fosfor uten tilsvarende økning i nitrogen resulterer i nedsatt vekst og til og med bortfall av krypsivbestander i løpet av få år (Mjelde, unpubl. data), se case-study nedenfor.

Case-study: Utvikling av krypsiv i Øvre og Nedre Lundetjenn

I perioden 1999-2001 ble den forsurete innsjøen Nedre Lundetjenn gjødslet med fosfor. Hensikten med prosjektet var å undersøke muligheten for økt tilbakeholdelse av nitrogen i et akvatisk økosystem gjennom tilsetning av fosfor, som et mulig alternativ til kalking (Kaste og Lyche-Solheim 2004). Øvre Lundetjenn tjente som referanseinnsjø.

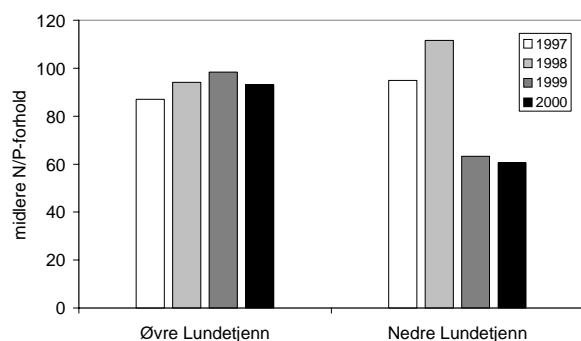
Begge innsjøene er sure, oligotrofe og mesohumøse. Arts sammensetningen av vannplanter er typisk for denne vanntypen; med dominans av krypsiv (*Juncus bulbosus*) og gul nøkkerose (*Nuphar lutea*), samt noen spredte forkomster av botngrass (*Lobelia dortmanna*) (Mjelde, unpubl.). I løpet av gjødslingsperioden (1999-2002) ble veksten av krypsiv kraftig redusert i Nedre Lundetjenn (**Figur 17**), mens veksten i referanseinnsjøen Øvre Lundetjenn viste liten endring.



Figur 17. Utviklingen av krypsiv i Øvre og Nedre Lundetjenn fra 1999 til 2001.

Man kan tenke seg at reduksjon av krypsiv kunne skyldes en nedgang i CO_2 og/eller NH_4 i vannet. En foreløpig bearbeiding av dataene tilsier imidlertid ingen slik nedgang i Nedre Lundetjern. En vannplante som tar opp CO_2 via bladene, som krypsiv, konkurrerer med begroingsalger (Sand-Jensen & Borum 1984). Hvilken betydning masseutviklingen av begroingsalger i nedre Lundetjenn etter P-tilsetning kan ha hatt for nedgangen i krypsiv er ennå uavklart. Flere mekanismer er mulig, f.eks. reduserte muligheter for gass- og næringsutveksling mellom krypsiv og vann.

Hvorvidt, og på hvilken måte, reduksjonen av N/P-forholdet har betydning for vekst og fall hos krypsiv er uavklart (**Figur 18**). Imidlertid ser det ut til å være en sammenheng mellom N/P-forholdet og vekst av krypsiv.



Figur 18. Midlere nitrogen/fosfor-innhold i vann i Øvre og Nedre Lundetjenn.

3.3.7 Nitrogen

I store deler av Sør- og Sørvestlandet er innholdet av nitrat i elver og innsjøer gjennomgående høyt på grunn av forurensning fra atmosfæriske kilder (Skjelkvåle 1996). I enkelte områder synes nedbørfeltene å være mer eller mindre mettet på nitrogen, slik at en forholdsvis stor andel av det tilførte nitrogenet lekker ut i vassdragene som nitrat. Nitrat-lekkasje er sannsynligvis et utbredt fenomen i forsurede områder, og medfører økt forsuring og endret nærings saltbalanse i vann og vassdrag (ekstremt høye N:P-forhold).

Det finnes en del undersøkelser fra andre land som omhandler effekter av nitrogendeposisjon. Disse peker bl.a på det forhold at forsuring til $\text{pH} < 5$ medfører en reduksjon av nitrifikasjonen, mens ammonium og CO_2 øker (Rudd et al. 1988). De fleste vannplantene i oligotrofe, kalkfattige innsjøer, f.eks. *Isoetes* spp., *Lobelia dortmanna*, *Littorella uniflora*, benytter nitrat som viktigste nitrogenkilde (Bobbink & Roelofs 1995). Økt ammonium og redusert nitrat vil hemme veksten av disse plantene (Smolders et al. 2002). Samtidig stimuleres veksten av ammonium-utnyttende, surhetstolerante arter,

f.eks. *Juncus bulbosus*, vannmoser som *Sphagnum* spp og *Drepanocladus* spp. (Roelofs 1983). Fortsatt finnes det imidlertid en rekke kunnskapshull med hensyn på effekter av økt nitrogendeposisjon på bl.a. vannplanter (Bobbink & Roelofs 1995).

I Norge er det ikke foretatt noen studier av hvilke effekter økt nitrogen har på vannvegetasjon i forsurede innsjøer. En foreløpig vurdering av forholdet mellom blant annet nitrogen og forekomst av vannvegetasjon er gjort for elver (Hindar m.fl. 2003). Datagrunnlaget var imidlertid for sparsomt til at nitrogeneffekter kunne spores. Den omfattende økningen av "grønskeveksten" (fastsittende alger og karplanter) i norske vassdrag, særlig i høyereliggende områder med liten aktivitet i det lokale nedbørfelt, antas å ha sammenheng med økt nitrogendeposisjon (Lindstrøm m.fl. 2000).

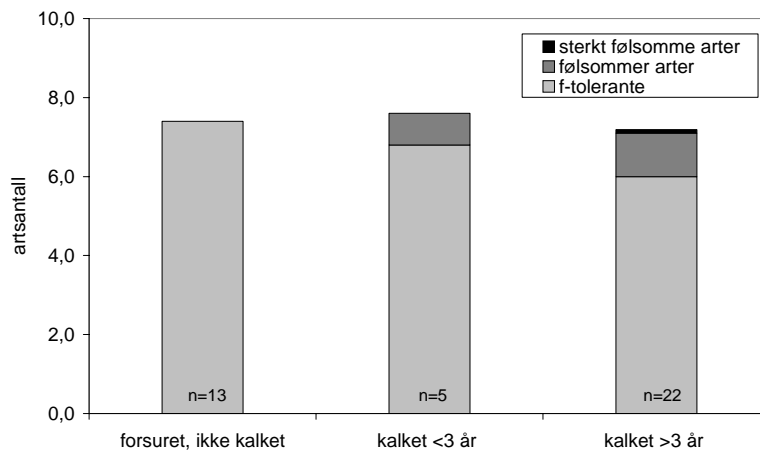
Et av de viktigste forhold med hensyn på effekter av nitrogen på vannplanter ser altså ut til å være endringer i forholdet mellom NO_3 og NH_4 . I tillegg antar vi at en generell økning av nitrogen i forhold til fosfor vil ha betydning for arter som antas å være nitrogenbegrenset. For eksempel viste eksperimenter at kunstig regnvannforsuring uten nitrogen ikke ga masseutvikling av krypsiv. En økning av nitrogenkonsentrasjonen (som ammoniumsulfat) i regnvannet førte derimot til en dramatisk økning av krypsiv og vannmoser (Schuurkes et al. 1987).

3.3.8 Effekter av kalking

Effekter av kalking på vannvegetasjonen er diskutert i andre sammenhenger, se bl.a. Brandrud 2000, 2002, Brouwer et al 2002, og vil ikke bli inngående diskutert her.

Det ser ut til at kalking av innsjøer fører til en svak økning i antall surhetsfølsomme arter (se bl.a. Brandrud 2000). Det samme bildet framkommer i våre data; basert på et datasett på 40 innsjøer med pålitelige opplysninger om forsuring og kalking. Gjennomsnittlig antall surhetsfølsomme arter (svakt surhetsfølsomt samfunn, inkl. overgangsarter) øker til 0.8 og 1.1 arter i innsjøer som har vært kalket henholdsvis < 3 år og > 3 år. Svært følsomme arter (moderat til svært surhetsfølsomt samfunn) forekommer bare i innsjøene som har vært kalket mer enn 3 år (**Figur 19**).

Det er imidlertid viktig å være oppmerksom på at innsjøer som kalkes har svært forskjellig utgangs-pH og dermed også forskjellig pH etter kalking. De svært følsomme artene i denne undersøkelsen forekom bare i innsjøer som etter kalking hadde pH > 6.1 . Hvilke effekter kalkingen har på makrovegetasjonen er altså avhengig av hvilken pH innsjøen får etter kalking, i tillegg til antall år med kalking.



Figur 19. Effekter av kalking på totalt antall arter og antall følsomme arter i forsurede og kalkede innsjøer. Oppgitt som midlere artsantall pr. innsjø.

3.4 Konklusjoner

Tålegrenser for forsuring for makrofyter i innsjøer er basert på data fra ca. 300 innsjøer. Artene er fordelt på grupper i forhold til forsuringstoleranse og -følsomhet; forsuringstolerant, svakt forsuringfølsomt, moderat forsuringfølsomt og svært forsuringfølsomt samfunn. Artene benytter ulike karbonkilder (CO_2 og HCO_3^- i vann, luft og sediment) og har ulike opptaksmekanismer og tilpasninger til forskjellig konsentrasjon og form av karbon. Dette er hovedårsaken til endringer i mengde og sammensetning av vannplanter ved forsuring.

Den største endringen i artsdiversitet ser ut til å gå ved pH 6.5. Ved pH >6.5 observeres en markert økning i artsantallet, særlig av elodeider og kransalger, samt at lemnidene kommer inn. Det er særlig HCO_3^- -brukerne som øker i antall. Det ser dessuten ut til å være en klar, men forholdsvis liten nedgang i antall arter ved pH <5. Artene som forekommer her har spesielle tilpasninger til CO_2 -opptak.

Totalt sett er det registrert 12 arter i innsjøer ved pH <5 mot rundt 25 i "naturlig" surt, oligotroft vann (pH >5.5). Kraftig forsuring til pH mindre enn 5 ser altså ut til å gi en total reduksjon i artsantall på opp til 50 %. Mindre markert forsuring ser ut til å gi små endringer.

Som forventet har de sure innsjøene lavest artsantall pr. innsjø, mens innsjøene med høyere pH har noe høyere gjennomsnittlig artsantall. Generelt sett er imidlertid forskjellen i artsantall mellom sure og basiske innsjøer liten, sett i forhold til forskjellene i det totalte artsantallet i disse to innsjøkategoriene. De sure innsjøene er mer homogene, bl.a. fordi de fleste sure innsjøer også er oligotrofe, mens f.eks. trofinivå varierer mer i de øvrige innsjøene. Større variasjon i geografisk utbredelse og forekomst av mer eller mindre sjeldne arter bidrar også til økt heterogenitet i de mindre sure innsjøene.

Effekter av økt og endret nitrogendeposisjon på vannvegetasjonen i innsjøer har vært vanskelig å vurdere ut fra det foreliggende materialet. Dette skyldes liten overensstemmelse mellom gode vannkjemiske data og gode data på makrofyter. Imidlertid kan det virke som økt utbredelse av bl.a. makrofyter i mer eller mindre næringsfattige områder kan skyldes økt eller endret nitrogendeposisjon. Et av de viktigste forhold med hensyn på effekter av nitrogen på vannplanter ser ut til å være endringer i forholdet mellom NO_3^- og NH_4^+ .

Kalking og effekter på makrofyter i innsjøer er inngående diskutert av Brandrud 2002. Kalking fører til en svak økning i antall surhetsfølsomme taksa, men det tar vanligvis lang tid, mange år.

4. Fastsittende alger i elver

4.1 Innledning

Forrige rapport om virkninger av forsurening på begroingsalger i norske vassdrag ga en oversikt over eksisterende kunnskap (Lindstrøm 1992). Her gis en kort oppdatering.

De fastsittende algenes verdi som indikator i forsureingssammenheng understrekes bl.a. av Stokes (1986), Schindler (1987), Cattaneo (1992), Kinross m. fl. (1993), Turner et al. (1995a) og Vinebrooke & Graham (1997). Endringer i artssammensetning og mengdeforhold av fastsittende alger ser ut til å være en av de tidligste og sikreste biologiske responser på forsurening.

I likhet med annen vannvegetasjonen er begroingsalgene avhengige av tilgang på karbon i riktig tilstandsform og tilstrekkelig mengde for å bygge opp organisk materiale. Det er ikke gjort like omfattende undersøkelser som for makrovegetasjonen, men mange påpeker at karbon, især løst uorganisk, men også organisk bundet, er den viktigste styrende faktor for artssammensetning og vekst av begroingsalger i surt vann (Turner et al. 1995a, 1995b, 1995c, Vinebrooke 1996, Vinebrooke & Graham 1997, Dixit et al. 2001).

De fleste undersøkelser av begroingsalger i surt vann er gjort i innsjøer. Den kraftige og iøynefallende utviklingen av trådformede grønnalger i littoralsonen som ofte skjer når en innsjø forsures, er en viktig grunn til interesse for nettopp innsjøer (Stokes 1986, Lazarek 1986, Turner m. fl. 1987, Jackson et al. 1990, Turner et al. 1995a, 1995b, 1995c, Vinebrooke 1996, Vinebrooke m. fl. 2002). Masseforekomst av grønnalger er også et vanlig fenomen i små sure innsjøer i Norge (Lindstrøm m. fl. 2000) og undersøkelser de senere år har dokumentert at masseforekomst av trådformede grønnalger er minst like vanlig i elver (Herrmann et al. 1993, Lindstrøm & Johansen 2001). Det er vanligvis noen ganske få grønnalger som står for disse masseforekomstene.

Masseforekomst av trådformede grønnalger er ikke tema i denne rapporten, men er omtalt andre steder (Lindstrøm og Johansen 2001, publikasjon in prep). Vi konsentrerer oss om algenes toleranse med hensyn til surhet og effekter av kalking. Det er gjort svært få undersøkelser av forsureningens virkning på fastsittende alger i rennende vann og disse omhandler oftest renneforsøk eller eksperimentell forsurening og ikke forsurening av større vassdrag som følge av langvarig luftforurensning. Denne utredningen gir derfor ny grunnleggende kunnskap om effekter av forsurening og kalking på fastsittende alger i rennende vann.

4.2 .Datagrunnlag og metoder

Metodikk for innsamling og bearbeiding av begroing er utført i henhold til standardisert metode NIVA **XX**). Ved prøvetaking vurderes elveleiets prosentvise dekning av makroskopisk synlige begroings-elementer. De ulike elementer samles inn og bringes til laboratoriet der materialet analyseres for artssammensetning og relativ forekomst av alger.

Surhetsfølsomhet - SF

Begroingsalgene er inndelt i kategorier av surhetsfølsomhet etter deres fordeling langs pH-gradienten (**Vedlegg C**). Inndelingen er myntet på norske forhold og fokuserer på det pH-området som er av størst interesse i forsuringssammenheng. Etter at den sure nedbøren nå er betydelig redusert synes 5,0 å være en vanlig nedre pH-grense i elver og innsjøer (SFT 2002). Videre er det gjort beregninger som tilsier at de fleste forsuringutsatte vassdragene i Norge hadde pH i området 5,7 – 6,5 før forsuring (E. Lydersen og T. Larsen pers. med.).

Med pH-intervallet 5,0 til 6,5 som utgangspunkt er algene inndelt i fem kategorier av surhetsfølsomhet – SF - som vist i **Tabell 2**. De ulike kategoriene er gitt en tallverdi etter grad av følsomhet. Alger som klarer seg ved pH <5,0 er, slik vi har definert det, *ikke* følsomme og har fått SF-verdi null. De *litt* følsomme, som forsvinner når pH kommer under 5,0, har SF-verdi 0,25. De *noe* og *moderat* følsomme algene forsvinner når pH kommer under henholdsvis 5,5 (SF: 0,50) og 6,0 (SF: 0,75). De *svært* følsomme forsvinner ved pH ca 6,5 (SF: 1). Denne kategorien omfatter også alger som forsvinner ved høyere pH, en gruppe som er av liten interesse i forsuringssammenheng.

Det er ikke bare tilstandsform og tilgjengelighet av karbon som bestemmer algenes surhetsfølsomhet. Vannets innhold av salter og løst organisk materiale har bl.a. også betydning (Almer et al. 1978, Vinebrooke & Graham 1997, Dixit et al. 2001, Vinebrooke et al. 2002). I denne sammenheng er modifierende faktorer ikke vurdert. Begrunnelsen for det er ønsket om å utvikle et enkelt vurderings-system som forholder seg til den variabel som i denne sammenheng er mest sentral. Det skulle imidlertid ikke være noe i veien for å revurdere materialet og inkorporere betydningen av TOC eller annet i SF-verdien.

Fastsettelse av begroingsalgens SF-verdi med påfølgende beregning av indeks for surhetsfølsomhet – IFF - er allerede benyttet i kalkingsovervåkingen (DN 2000, 2001, 2002, 2003). Materialet som lå til grunn for disse beregningene er lite sammenliknet med det som nå er bearbeidet. I tillegg er dette materialet mer balansert mht. fordeling langs pH-gradienten, et forhold som har vist seg å være meget viktig (Cameron et al. 1999). For å rekonstruere pH i innsjøsedimenter brukes gjerne kiselalger, dette er basert på kunnskap om kiselalgens pH-optimum (Stevenson et al. 1991, Battarbee 1994, Camerom et al. 1999). Det viser seg at bare datasett som er representative for det aktuelle geografiske område gir et korrekt bilde av pH-utviklingen (Cameron et al. 1999). Brukes datasett fra svært sure områder beregnes algenes pH-optimum noe lavere (Stevenson et al. 1991) enn om det benyttes datasett fra godt buffrede områder (Bigler & Hall 2002).

Det er angitt surhetsfølsomhet for identifiserte arter, samt for noen lett kjennelige, men ikke navngitte arter, og for noen arts-grupper, som alle har lik følsomhet mht. surhet.

Tabell 2. Kategorier av SF (surhetsfølsomhet) - anvendt på begroingsalger.

Følsomhetskategori	Laveste pH-toleranse	SF
Ikke følsom	< 5,0	0
Litt	=> 5,0	0,25
Noe	=> 5,5	0,50
Moderat	=> 6,0	0,75
Klart følsom	=> 6,5	1,0

Indeks for surhetsfølsomhet - ISF

For å illustrere og tallfeste tilstanden mht. surhet er det beregnet en indeks for surhetsfølsomhet, ISF. Ved beregning summeres alle surhetsfølsomme arter / taksa etter at de er vektet i henhold til sin spesifikke følsomhet. Det vil si, alle taksa med SF lik 0,25 multipliseres med 0,25. Tilsvarende gjøres for alle kategorier av SF (0,25 – 0,50 – 0,75 – 1,0). Indeksen er kun basert på surhetsfølsomme alger. De tolerante, som klarer seg ved pH <5, betraktes som ikke følsomme og inngår ikke. Ved beregningen tas ikke hensyn til organismens mengde, bare tilstedeværelse.

Innledningsvis er det beregnet to indekser, ISF-1 og ISF-2. Begge summerer alle surhetsfølsomme taksa i prøven etter at de er vektet i henhold til sin spesifikke følsomhet. For ISF-1 gjøres ingen videre beregninger. I ISF-2 inngår dessuten prøvens andel av forsuingfølsomme taksa i forhold til totalt

antall taska i prøven: $\frac{n_{tot-SF}}{n_{tot}}$

ISF blir etter dette:

$$\text{ISF-1} = n_{0,25} * 0,25 + n_{0,50} * 0,50 + n_{0,75} * 0,75 + n_{1,0} * 1,0$$

$$\text{ISF-2} = \frac{(n_{0,25} * 0,25 + n_{0,50} * 0,50 + n_{0,75} * 0,75 + n_{1,0} * 1,0)}{n_{tot}} * n_{tot-SF}$$

Datagrunnlag

Det viktigste tilskudd av nye data siden forrige rapportering av forsuringens virkning på begroingssamfunnet (Lindstrøm 1992) er samlet i forbindelse med kalkingsovervåkingen (DN 1997, 1998, 1999, 2000, 2001 og 2002). De 768 prøvene som danner grunnlag for fastsettelse av algenes surhetsfølsomhet, SF, er samlet i ukalkede vassdrag over hele Norge, fortrinnsvis i raskt rennende vann, på steder med god lystilgang. Det foreligger kjemidata for alle 768 prøver. Grunnlaget for pH-dataene varierer. Foreligger mange målinger er pH basert på middelverdi av alle målinger fire måneder før prøvetaking. Kiselalger er ikke med i denne analysen.

Det er beregnet ISF (indeks for surhetsfølsomhet) for 561 begroingsprøver (365 fra ukalkede og 196 fra kalkede lokaliteter). I tillegg til forsured og kalkede, er elektrolyttfattige, ikke forsured vassdrag prioritert ved beregning av ISF. For å studere utviklingen etter kalking er vassdrag med tidsserier prioritert. Herunder hører de kalkede vassdragene Tovdal, Mandal og Vikedal. Tidsserier fra ikke forsured, elektrolyttfattige vassdrag er bare tilgjengelig fra Atna. Det er også beregnet ISF for noen vassdrag med enkeltobservasjoner og korte tidsserier.

4.3 Resultater

4.3.1 Kategorier av surhetsfølsomhet

Vedlegg C viser fordelingen av artsinventaret i 768 begroingsprøver langs pH-gradienten. Bare alger registrert minimum 6 ganger (0,8 % av prøvene) er med i **Vedlegg C**. Uspesifiserte gruppebetegnelser o.l. er stort sett utelatt, med mindre gruppen som helhet ser ut til å gi interessant informasjon.

Fra venstre til høyre vises: algenes treffprosent i hele prøven, samt i de syv pH-intervallene. På dette grunnlag er det vurdert ved hvor *lav* pH den enkelte art ser ut til å forekomme / trives, veid middel for pH er også regnet ut, og det er vurdert hvor på pH-skalaen arten ser ut til å ha maksimal forekomst. Stort sett er dette lett å vurdere, men enkelte arter har "slengere" som gjør vurderingen vanskelig. Slike slengere er ikke tillagt stor vekt dersom dataene for øvrig gir et klart bilde av forekomst. Cyanobakterien *Calothrix fusca* og grønnsalgene *Microspora amoena* er eksempler på alger med størst frekvens i høye pH-nivåer (6,5 eller høyere) som har slengere i lave nivåer. Lengst til høyre gis en vurdering av algenes surhetsfølsomhet SF. I tvilstilfeller der **Vedlegg C** ikke gir tilstrekkelige holdepunkter til å anslå SF er det brukt kvalifisert skjønn basert på årelang kjennskap til disse algene. Noen alger er på grunn av uklare/få data ikke vurdert mht. surhetsfølsomhet, de er allikevel tatt med i **Vedlegg C**. Det er i alt angitt surhetsfølsomhet for 127 arter / taksa.

Surhetstolerante alger SF: 0

Noen alger synes ikke bare tolerante, men direkte begunstiget av forsurening og kan ha meget høy frekvens, over 80 %, i de laveste pH-nivåene. Dette er etter all sannsynlighet primært CO₂ brukere som får en konkurransefordel når pH nærmer seg 5,0, og vannets innhold av bikarbonat går mot null. Disse er vurdert som ikke surhetsfølsomme (SF: 0) og inngår ikke ved beregning av ISF. Det er imidlertid fullt mulig å beregne en annen type indeks der også denne kategorien inngår.

Cyanobakterier. En overraskende stor gruppe cyanobakterier tilhører denne kategorien (**Vedlegg C**). Overraskende fordi litteraturen sier at andelen cyanobakterier går ned i surt miljø (Müller 1980, Stevenson et al. 1985, Maurice et al. 1987, Vinebrooke et al. 2002). Det er ikke vårt inntrykk. En ganske stor gruppe ser ut til å klare seg selv om pH går under 5,0. Mange cyanobakterier (både tolerante og begunstigede) danner mørke overtrekk av varierende utforming (kort floss, glatt belegg, små klumper o.l.) fortrinnsvis på stein, men også på annet underlag. Disse er mindre påfallende enn de massive grønnsalgforekomstene som påtreffes i sure vassdrag i perioder. Cyanobakteriene har ofte større arealmessig utbredelse enn grønnsalgene, de er dessuten stort sett til stede hele året. Er man først blitt oppmerksom på denne vekstformen, vil man snart erkjenne hvor vanlig og utbredt den er. Cyanobakteriene er den gruppen som er tilpasset flest ulike miljøforhold (Anagnostidis & Komárek 1985) og det er ingen overraskelse at noen har spesialisert seg på disse sure næringsfattige miljøene.

En annen vekstform av forsureningstypiske cyanobakterier er såkalte *algefiltmatter* med hovedutbredelse på innsjøbunnen, da særlig i sure innsjøer. De kan også danne filtliknende overtrekk / belegg på planter o.l. Denne veksten består vesentlig av to, tre typer tynne trådformede cyanobakterier, som bortsett fra *Hapalosiphon hibernicus* ikke er identifisert. I likhet med foran nevnte gruppe av forsureningstypiske cyanobakterier, er det publisert motstridende informasjon om denne vekstformen (Stevenson et al. 1985, Roberts & Boylen 1988). Lazarek fant slike algefiltmatter i flere svenske innsjøer og han konkluderte med at de muligens er typiske for vassdrag i Fennoskandia (Lazarek 1982).

Grønnalger. Ikke like mange grønnalger ser ut til å være direkte forsurningsbegunstiget (**Vedlegg C**). Fordi dette vesentlig dreier seg om noen få trådformede typer, hvorav mange opptrer med masseforekomst (eks. *Microspora plaustris* med varieteten *minor*, *Zygonium sp3*, *Mougeotia a*), framstår disse som et veldig tydelig element i sure vannforekomster (Turner m. fl. 1995a, 1995b & 1995c, Lindstrøm og Johansen 2001, Vinebrooke & Graham 1997). Det finnes også noen mindre grønnalger, bl.a. coccale former, som har samme miljøkrav / forekomst, men som i våre undersøkelser ikke er tydeliggjort på samme måte som de trådformede. Som funksjonelt element i vassdraget har de trådformede algene klart størst betydning.

Rødalger. Blant rødalgene framstår bare én art som forsurningsbegunstiget, *Batrachospemum keratophytum* (syn: *B. vagum* og *B. tufosum*). Selv om denne vanligvis bare finnes i vassdrag med noe humus (TOC >2-3 mg/l) forekommer den i 52,6 % av prøvene i det laveste pH-nivået (**Vedlegg C**). Den vokser bare i permanent vanddekkede områder, hvor den kan danne store bestander av flaskegrønne dusker med gelépreget konsistens. Det ser ikke ut til å være andre rødalger som trives i surt vann, de minst surhetsfølsomme artene dukker ikke opp før pH er over 5,5.

Andre grupper. I enkelte prøver fra markert surt vann er det observert store forekomster av en liten avlang encellet alge. Den er ikke identifisert, men hører trolig til gulgrønnalgene (Xanthophyceae).

Litt og noe surhetsfølsomme alger SF: 0,25 og 0,5

Disse to kategoriene omfatter ikke hele samfunn som de surhetstolerante, men noen ganske få arter, som ikke synes like godt definert mht. fordeling langs pH-gradienten (**Vedlegg C**). Noen opptrer ved pH <5, men har klart størst forekomst ved høyere pH, det gjelder bl.a. cyanobakterien *Stigonema mamillosum*, grønnalgen *Hormidium rivulare* og grønnalgeslekten *Bulbochaete*. Disse er svært vanlige og ser ut til å etableres raskt når pH øker. Cyanobakterien *Cyanophanon mirabile* opptrer ikke ved pH <5, men etableres også raskt når pH øker. Disse algene er viktige fordi de ofte er første tegn på restituering av et forsurningspreget samfunn. Dette er muligens effektive bikarbonatbrukere som klarer å utnytte selv små konsentrasjoner av bikarbonat. Følsomhetskategoriene 0,25 og 0,5 er ikke svært forskjellige og man kan diskutere berettigelsen av å dele dem i to.

Moderat surhetfølsomme alger SF: 0,75

Denne kategorien fremstår som mer tydelig og kjennes ved tilnærmet totalt fravær i de laveste pH-intervallene (<5 og 5-5,5), med meget liten forekomst i det neste (5,5-6) og med størst frekvens i de resterende nivåer, dvs. pH >6. Dette er den gruppen vi kan vente skal etablere seg ved en eventuell restituering etter forsuringen. Her påtreffes bl.a. flere representanter for cyanobakterieslekten *Chamaesiphon*, en slekt som ser ut til å være svært godt representert i hurtigstrømmende norske elver. *Hydrurus foetidus*, den eneste chrysophyceen som så langt er registrert som vanlig i fastsittende algesamfunn i Norge, hører også til denne kategorien. Den er av interesse fordi den ser ut til å ha en meget skarp nedre tålegrense ved pH 5,7. *Hydrurus* trives best i kaldt vann og kan være svært vanlig i hurtigstrømmende elver tidlig på våren. Vi vet ikke hvilken utbredelse denne hadde på Sør- og Sørvestlandet før forsuringen, men stor tilbakegang i forbindelse med forsuringen er meget mulig. Suldalslågen er av interesse i så måte fordi *Hydrurus* tidligere ble observert i store mengder tidlig på våren. I de senere år har forekomstene vært små og sporadiske.

Svært surhetsfølsomme alger SF: 1,0

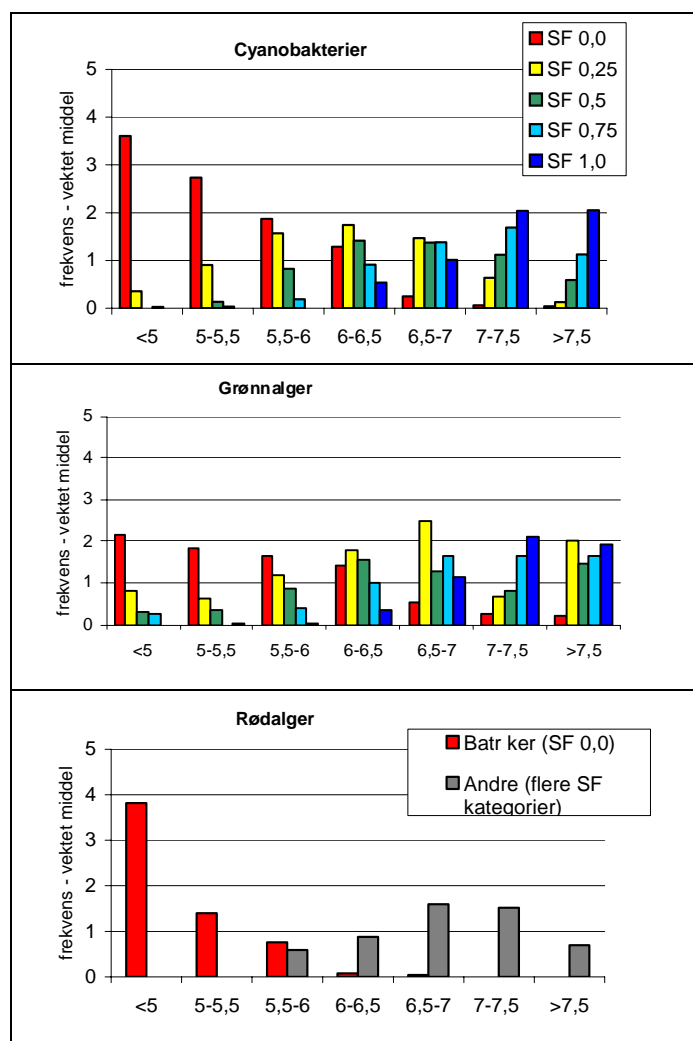
De svært surhetsfølsomme algene fremstår også som en vel definert kategori med tilnærmet totalt fravær i de tre laveste pH-nivåer (<6), liten forekomst i det neste (6-6,5) og god representasjon i de høyeste nivåer (>6,5). Det er ikke gitt at alle arter i denne kategorien hører naturlig hjemme i de kalkfattige vassdragene vi har fokusert på. Flere hører bare hjemme i vassdrag som har pH godt over 7 det meste av året.

Fordeling av de ulike følsomhetskategoriene langs pH-gradienten

Figur 20 viser fordelingen av de ulike SF-kategoriene langs pH-gradienten for tre taksonomiske hovedgrupper: cyanobakterier, grønnalger og rødalger. Alle kategorier av surhetsfølsomhet er vektet i forhold til total frekvens i hele materialet, slik at alle kategorier framstår med totalt like stor frekvens. Det gir et tydeligere bilde av kategoriernes fordeling langs pH-gradienten.

For cyanobakteriene er det praktisk talt bare representert én kategori av surhetsfølsomhet i det laveste pH-intervallet (<5), de tolerante (SF: 0). Også i neste intervall er innslag av følsomme taksa svært lite. Først ved pH 5,5-6,0 får vi markerte innslag av litt og noe følsomme taksa (SF: 0,25 og 0,50). Moderat og markert følsomme taksa (SF: 0,75 og 1,0) opptrer først når pH er 6 eller høyere. I de øvre intervaller av pH forsvinner de tolerante cyanobakteriene nesten helt og de litt følsomme (SF: 0,25) reduseres også sterkt. Vi har en liknende fordeling innen grønnalgene, men endringen langs pH-gradienten fra total dominans av tolerante til dominans av følsomme taksa er ikke like utpreget. Blant rødalgene opptrer bare én art i de to laveste pH-nivåene, *Batrachospermum keratophyllum*. Denne ser ut til å forsvinne når pH kommer over 6,5. Det tilsier at det er svært liten overlapping / konkurranse mellom de surhetsfølsomme rødalgene (slått sammen til en kategori i **Figur 20**) og *B. keratophyllum*, den eneste rødalgen vi har registrert som klart surhetstolerant.

Endringen fra sterk dominans av tolerante alger i de laveste pH-intervallene, via bred representasjon av alle kategorier i de midtre, til dominans av følsomme alger i de høyeste intervallene, illustrerer hvilken markert artsutskiftning som skjer fra pH <5 til >7,5. At ytterpunktene i denne gradienten vesentlig er representert med en/få følsomhetskategori har klar betydning for mangfoldet, se punkt 4.3.3.

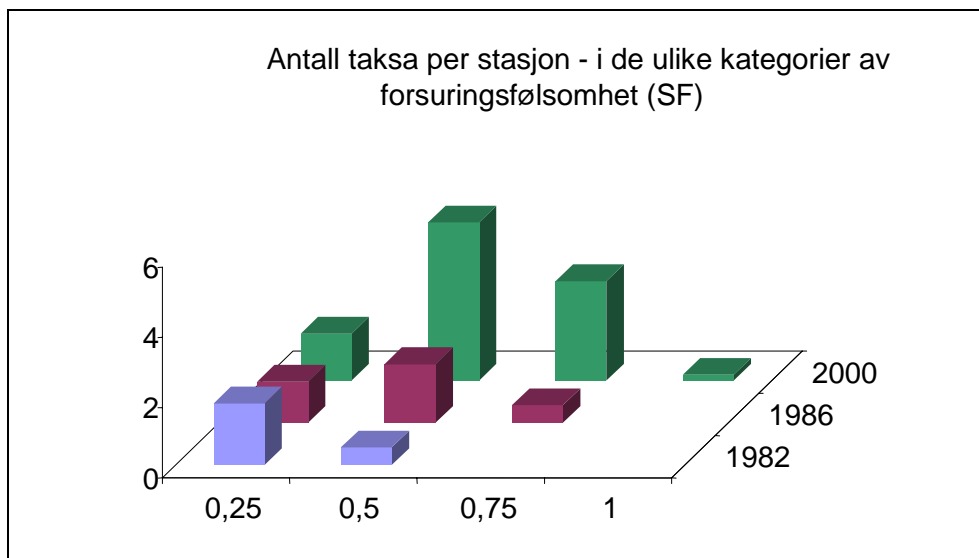


Figur 20. Kategorier av surhetsfølsomhet - SF - fordeling i syv intervaller av pH, basert på midlere frekvens (%) i hvert intervall. Data er vektet i forhold til total frekvens (%) i hele materialet.

Tidsutvikling av de ulike SF-kategorier – eksempel fra Audna

Figur 21 viser antall taksa (y-aksen) i de ulike kategorier av surhetsfølsomhet (x-aksen) i Audnavassdraget før (1982), rett etter (1986) og 15 år etter (2000) start kalking. Før kalking var det svært få surhetsfølsomme alger og bare lite (SF: 0,25) og noe (SF: 0,5) følsomme arter var representert. Rett etter kalking økte spesielt innslag av noe følsomme arter, et lite innslag av moderat følsomme (0,75) ble også observert. I 2000 var det først og fremst de noe (0,5) og moderat (0,75) følsomme artene som hadde økt. En liten forekomst av markert følsomme arter (SF: 1,0) ble også observert. Innslag av lite følsomme alger (0,25) var omlag som før start av kalking.

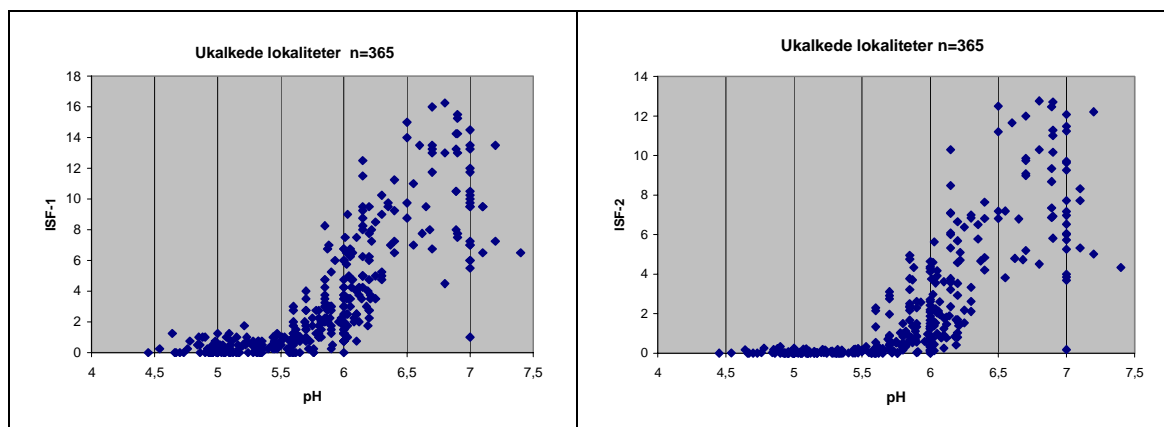
En liknende utvikling som i Audnavassdraget med økende innslag av alger i de mer surhetsfølsomme kategoriene etter hvert som pH har vært jevnt høy en periode, ser ut til å skje i mange vassdrag (DN 2001, DN 2002). Det tyder på at det skjer en form for suksesjon etter kalking der de minst følsomme (mest robuste) artene etableres først. Senere kommer de mer følsomme inn.



Figur 21. Audnavassdraget. Antall surhetsfølsomme begroingsalger (alle grupper unntatt kiselalger) i de ulike kategorier av surhetsfølsomhet (SF: 0,25 - 0,5 - 0,75 - 1,0). Middelerdi for alle stasjoner som ble undersøkt i 1982, 1986 og 2000. (DN Notat 2001-2).

4.3.2 Tålegrenser målt ved indeks for surhetsfølsomhet - ISF

Figur 22 viser fordelingen av ISF langs pH-gradienten for 365 datasett fra ukalkede elvelokaliteter. ISF-1 (venstre figur) viser summen av alle surhetsfølsomme arter etter at de er vektet i forhold til artenes spesifikke surhetsfølsomhet (SF). ISF-2 (høyre figur) er som ISF-1, men her inngår prøvens andel surhetsfølsomme alger i forhold til totalt artsantall. Det er forbausende liten forskjell mellom de to indeksene. ISF-2 gir noe bedre samsvar med pH enn ISF-1 (**Tabell 3**). Det kan se ut til at ISF-2 er bedre egnet til å skille ut prøver i lave pH-nivåer fordi den inkorporerer prøvens andel surhetsfølsomme taksa, en faktor som alltid vil være lav i lave nivåer av pH. I det videre omtales bare data fra ISF-2, disse refereres til som ISF.



Figur 22. ISF (indeks for surhetsfølsomhet) i ulike nivåer av pH, basert på forekomst av fastsittende alger (alle grupper unntatt kiselalger). ISF-1 gir antall surhetsfølsomme arter vektet i henhold til artenes spesifikke surhetsfølsomhet (SF). ISF-2 er som ISF-1, men inkorporerer prøvens andel surhetsfølsomme taksa. Data fra *ukalkede* elvelokaliteter.

Tabell 3. Sammenheng (R^2) mellom pH og henholdsvis ISF-1 og ISF-2, 95 % konfidensintervall.

	R^2	likning
Ukalket		
ISF-1 /pH	$R^2 = 0,6524$	$y = 2,2818x^2 - 22x + 53,535$
ISF-2 /pH	$R^2 = 0,6735$	$y = 2,0314x^2 - 19,743x + 47,695$
Kalket		
ISF-1 /pH >3 km til dos.	$R^2 = 0,0597$	$y = 0,459x^2 - 4,376x + 12,59$
ISF-2/pH >3 km til dos.	$R^2 = 0,0934$	$y = 1,1259x^2 - 5,8677$

ISF på ukalkede lokaliteter

I prøver fra lokaliteter med pH 5,6 eller lavere kommer ISF aldri over 1, **Figur 22**. Det viser at innslag av surhetsfølsomme arter er meget lite. Øker pH over 5,6 øker indeksen raskt, samtidig som det blir mer spredning i dataene. Det tilsier at andre forhold også får avgjørende betydning. I den sammenheng nevnes vannets næringsinnhold og humusinnhold. Lokale og temporære faktorer som refugier, hydrologi o.l. virker trolig også inn. Slike modifierende faktorer synes å ha liten effekt så lenge pH er <5,6, da ser det ut til at pH er primært styrende for prøvens innhold av forsuringfølsomme arter.

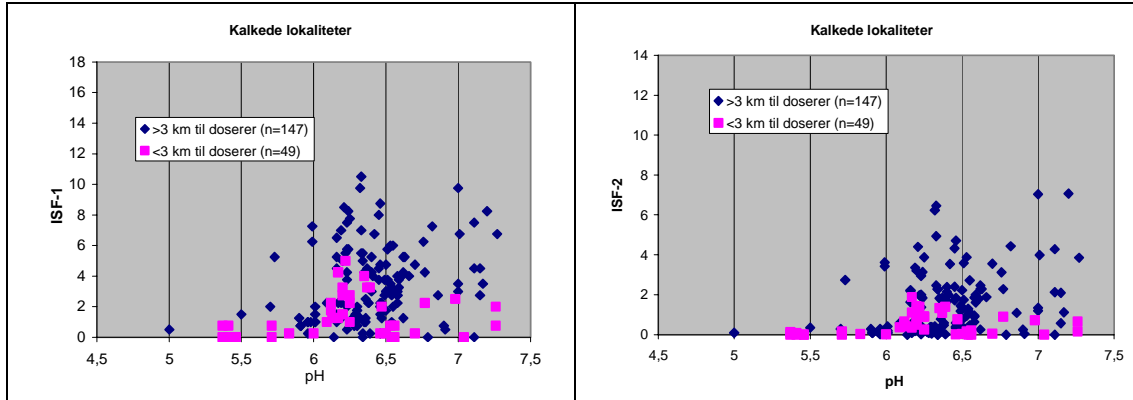
Kommer pH over 6,3 øker innslaget av surhetsfølsomme arter markert og ISF er vedvarende over 4 i alle prøver, så nær som én. Det tilsier at dersom pH er 6,3 eller høyere er det ingenting som hindrer begroingsamfunnet i å få et betydelig innslag av surhetsfølsomme arter. Stor spredning i dataene viser at også andre forhold påvirker hvor stor indeksen blir.

Ut fra dette ser det ut til at vi i løpet av ca 0,7 pH-enheter (5,6-6,3) går fra et begroingsamfunn totalt styrt av pH-relaterte forhold med svært lite innslag av surhetsfølsomme arter og ISF vedvarende under 1, via en overgangsfase der andre forhold får økende betydning, til en tilstand der pH ikke lenger begrenser innslag av følsomme taksa og ISF er vedvarende over 4. Slik indeksen nå er utformet kan man dessuten forvente ganske stor variasjon i ISF i de høye nivåer av pH.

Den ene prøven med ISF langt under 4 gir i seg selv interessant informasjon. Den er tatt før kalking i Flakstadelvas nedre marine deler. Før kalking var det periodisk stor tilførsel av surt vann fra ovenforliggende deler. Selv om vannkvaliteten i perioder var tilsynelatende god, har periodiske pulser av meget surt vann hatt negativ effekt på innslag av følsomme alger.

ISF på kalkede lokaliteter

Figur 23. viser ISF som funksjon av pH for totalt 196 prøver fra kalkede lokaliteter. Materialet er delt i to kategorier basert på avstand til ovenforliggende kalkdoserer; mer og mindre enn 3 km. Dette ble gjort dels fordi man i felt fant kalkavleiringer og tilsynelatende sparsomt utviklede begroingsamfunn på lokaliteter med kort avstand til doserer og dels på grunnlag av analyser i laboratoriet, som viste gjennomgående lavt arts mangfold på disse lokalitetene. Avstanden, 3 km, er skjønnsmessig vurdert.



Figur 23. ISF (indeks for surhetsfølsomhet) i ulike nivåer av pH, basert på forekomst av fastsittende alger (alle grupper unntatt kiselalger). ISF-1 gir antall surhetsfølsomme arter vektet i forhold til artenes spesifikke surhetsfølsomhet (SF). ISF-2 er som ISF-1, men inkorporerer prøvens andel av surhetsfølsomme taksa. Data fra *kalkede* elvelokaliteter.

Kalkede lokaliteter viser ikke like stort samsvar mellom ISF og pH som ukalkede. Det gjelder begge indekser, ISF-1 og ISF-2. I den grad man kan snakke om samsvar er dette marginalt større for ISF-2 enn for ISF-1 (**Tabell 3**). Det støtter tidligere valg av ISF-2 som den mest relevante og informative indeks.

Det er svært få prøver fra kalkede lokaliteter med pH <5,6. De få som er, viser i likhet med de ukalkede, svært lite innslag av følsomme arter. I intervallet 5,6-6,3 er det også visse likheter i det ISF viser betydelig spredning. Den viktigste forskjellen mellom kalkede og ukalkede lokaliteter inntreffer når pH er 6,3 eller høyere. En stor del av prøvene i dette området gir en verdi for ISF langt lavere enn 4, som er laveste ISF-verdi i dette pH-området på ukalkede lokaliteter. Beregningene gir heller ikke tilsvarende høye ISF-verdier (>8) som på ukalkede lokaliteter. Dette viser at selv om innslaget av surhetsfølsomme taksa øker etter kalking, er det *ikke* gitt at det blir like stort som på ukalkede lokaliteter med omlag samme pH. Dette kan ha mange årsaker. På forsurede senere kalkede lokaliteter er det bl.a. liten tilgang på surhetfølsomt podemateriale (fra refugier og områder med rikere berggrunn). Tidsaspektet er også viktig, vi får vanligvis liten respons rett etter kalking. Hvilken virkning den kalkede vannkvaliteten har i seg selv, vet vi lite om. Hva som ellers har betydning varierer og det ser det ut til at hvert vassdrag har sin historie å fortelle som samlet gir indikasjoner på hva som skjer, se punkt 4.3.4.

Stasjoner beliggende mindre enn 3 km nedstrøms doserer viser enda mindre respons på kalking i form av økt ISF, enn de som ligger lenger vekk (**Figur 23**). Årsaken(e) til dette er ikke klarlagt, men nedslamming av uløste kalkpartikler og høy turbiditet, samt varierende og i perioder høy pH er nærliggende å foreslå.

4.3.3 Endringer i mangfold ved forsuring og kalking

Totalt mangfold pr. pH-intervall

I **Tabell 4** er totalt 768 prøver fordelt på 7 intervaller av pH og totalt antall taksa pr. pH-intervall er regnet ut. Materialet er ujevnt fordelt, men antall prøver pr. pH-intervall er så høyt at det burde gi et realistisk bilde av mangfoldet i det gitte intervall. Dataene tilsier at mangfoldet totalt sett er størst i de

intervaller av pH der både de surhetsfølsomme og de surhetstolerante kategorier er godt representert, pH 6,0 til 7,5 (kfr. også **Figur 20**).

Tabell 4. Antall taksa pr. pH-intervall i totalt 768 prøver fra ukalkede lokaliteter, fordelt langs pH-gradienten.

pH intervall	<5	5-5,5	5,5-6	6-6,5	6,5-7	7-7,5	>7,5
Antall prøver per intervall	38	74	101	161	122	224	48
Cyanobakterier	38	39	53	72	64	74	34
Chlorophyceae	31	37	51	76	62	65	38
Chrysophyceae	0	0	2	4	3	2	1
Phaeophyceae	0	0	0	0	0	1	1
Rhodophyceae	1	1	5	8	7	5	2
Xanthophyceae	1	1	1	1	1	1	1
Sum alle grupper	71	78	112	160	137	148	77

Antall taksa per prøve i ulike pH-intervaller

Ukalkede lokaliteter

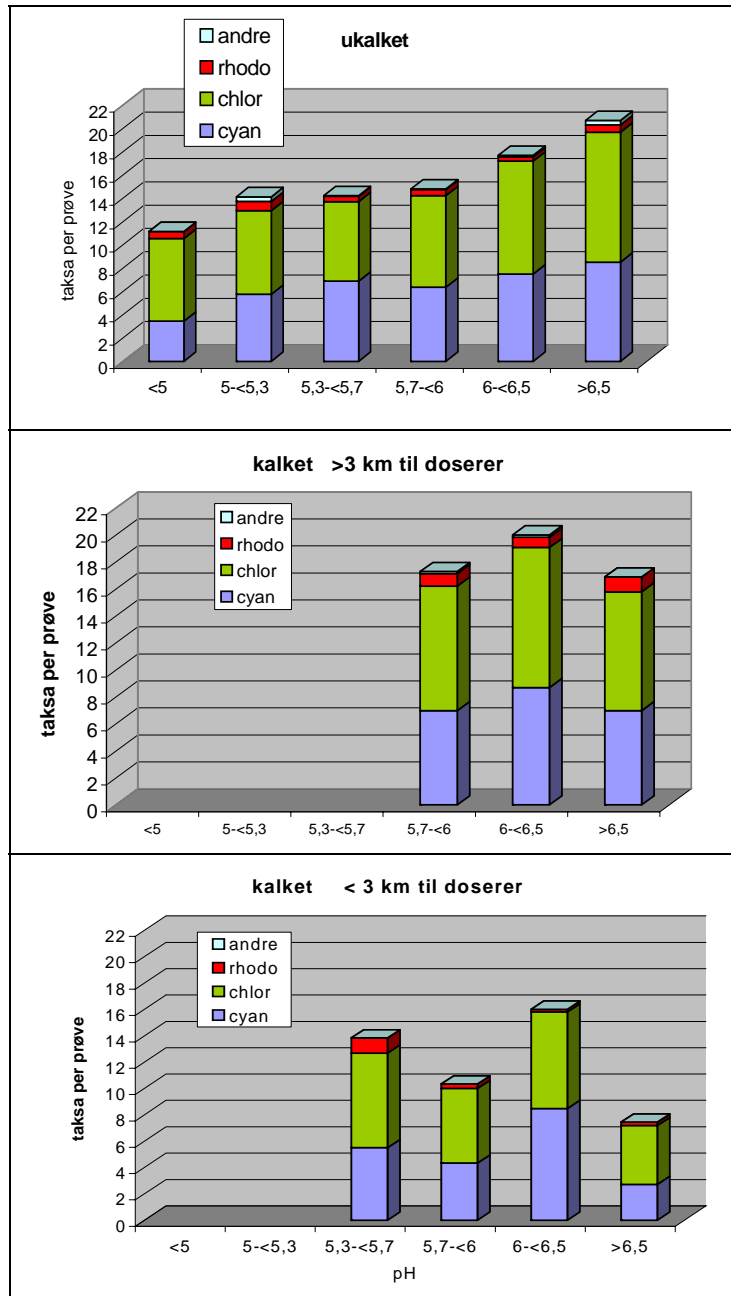
Figur 24 viser mangfoldutviklingen langs pH-gradienten, gitt som antall taksa per prøve. For å få et mer detaljert bilde av mangfoldutviklingen er området pH 5,0 til 6,0 er delt i 3 intervaller, mot 2 i analysen av algenes surhetsfølsomhet.

For ukalkede prøver øker mangfoldet fra gjennomsnittlig 11,5 taksa pr. prøve i det laveste pH-intervallet (<5) til 22,6 i det høyeste (>6,5). Økningen er størst fra pH <5 til 5-5,3 og fra 6,0-6,5 til >6,5. Dette er intervaller der ISF viser liten endring. Dette skyldes bl.a. at en vesentlig del av mangfoldet (de følsomme artene) ikke er representert i de laveste pH-intervallene (**Figur 20**), mens ISF fokuserer på de følsomme artene, de som ikke etableres i særlig grad før pH er 5,6 eller høyere. Et annet forhold som kan spille en rolle er at mange prøver fra de laveste pH-intervallene representerer referanselokaliteter. Dette er ofte mindre elver i vassdragets øvre deler. Her er tilfanget av podemateriale gjerne mindre enn i nedre deler og mindre elver har vanligvis færre habitater enn større.

Kalkede lokaliteter

På kalkede lokaliteter er pH sjelden lavere enn 5,7-6 i gjennomsnitt og mangfold i de laveste pH-intervallene er ikke egentlig et tema. Prøver fra kalkede lokaliteter beliggende >3 km fra doserer ser ut til å ha omlag samme mangfold som prøver fra ukalkede lokaliteter i samme pH-intervaller (**Figur 24** midten). Ved pH 5,7 til 6,0 og 6,0 til 6,5 ser det sogar ut til at mangfoldet er noe høyere på kalkede enn ukalkede lokaliteter. Kommer pH over 6,5 ser mangfoldet ut til å avta på kalkede lokaliteter. Dette skyldes muligens overkalking og det kan oppstå liknende forhold som på lokaliteter beliggende nær doserer.

På kalkede lokaliteter beliggende nær doserer (<3 km) er mangfoldet jevnt over lavere enn på ukalkede. Deter litt forskjellig i de ulike nivåer av pH. Det skyldes trolig lavt antall prøver i noen pH-nivåer. Mangfoldet ser ut til å være særlig lavt i det høyeste pH-nivået, >6,5. Dette representerer lokaliteter som ligger svært nær opp til doserer, der de negative effektene av kalking er størst. Nedslamming av kalkpartikler er trolig viktig i den sammenheng.



Figur 24. Gjennomsnittlig antall taksa per prøve (alle grupper unntatt kiselalger) i ulike nivåer av pH. Øverst: ukalket. Midten: kalket, beliggende >3 km fra doserer. Nederst: kalket, beliggende <3 km fra doserer.

Mangfold som funksjon av ISF

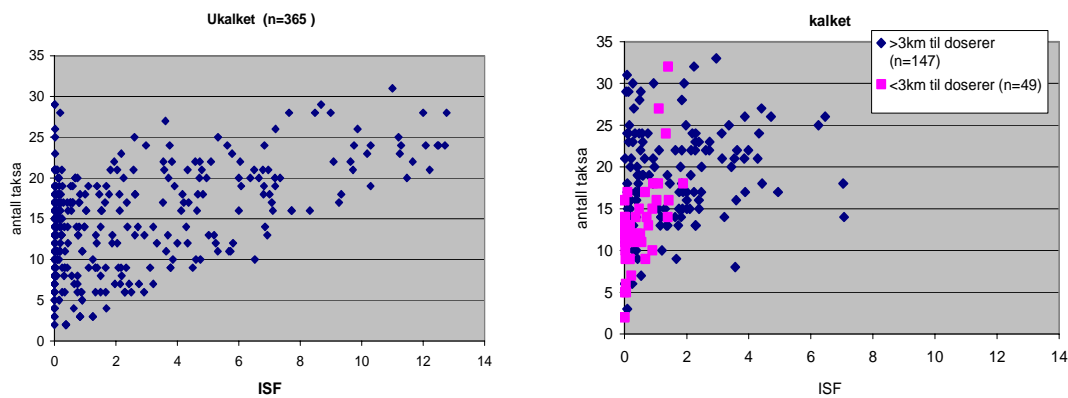
Ukalkede lokaliteter

Ettersom størrelsen på ISF til en viss grad er avhengig av mangfoldet i den aktuelle prøve sier det seg selv at bare lokaliteter med høyt mangfold får høy ISF-verdi. Dette er illustrert i **Figur 25** (venstre) der ISF er framstilt som en funksjon av mangfoldet. Her har alle prøver med høy ISF-verdi også høyt

mangfold. Noen få prøver har imidlertid høyt mangfold til tross for lav ISF-verdi (<1). Det er med andre ord ingen absolutt regel at mangfoldet er lavt selv om innslag av følsomme arter er lavt.

Kalkede lokaliteter

Ettersom ISF ikke når samme høye verdier på kalkede som på ukalkede lokaliteter (**Figur 25** høyre) får vi heller ikke like stort samsvar mellom artsmangfold og ISF. Det gjelder begge kategorier kalkede lokaliteter (mer og mindre enn 3 km fra doserer). Kalkede lokaliteter som ligger nær doserer (<3 km) har dessuten klart lavere mangfold enn de som ligger lenger vekk. Vi ser mao. som vist ovenfor (**Figur 24**) at ikke bare innslag av surhetsfølsomme arter påvirkes negativt ved nærhet til doserer, men også mangfoldet.



Figur 25. Artsmangfold av begroingsalger (alle grupper unntatt kiselalger) plottet mot ISF (indeks for surhetsfølsomhet). *Venstre:* ukalkede lokaliteter. *Høyre:* kalkede lokaliteter.

4.3.4 ISF og mangfold i noen kalkede og ukalkede vassdrag.

Utvikler man en indeks er det et vesentlig poeng at denne kan brukes på ulike vis. Vår indeks, som tallfester og illustrerer innslaget av surhetfølsom vannvegetasjon, kan brukes til å følge utviklingen i ukalkede forsurede vassdrag, i ikke-forsurede forsuringfølsomme vassdrag, i forsurede vassdrag der en kan forvente forbedringer som følge av redusert sur nedbør, og sist men ikke minst den egner seg til å følge effektene av kalking.

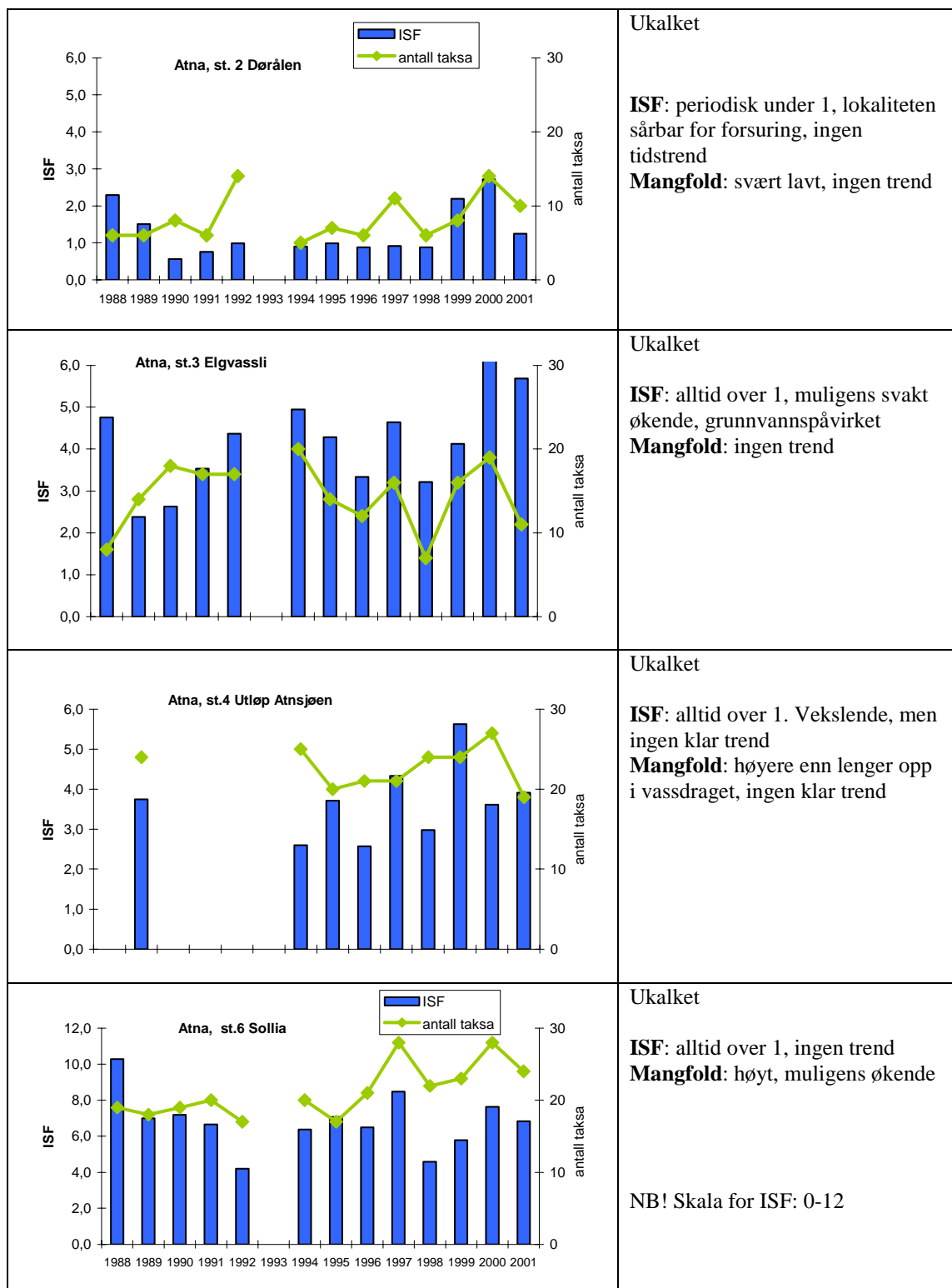
I det følgende gis en oversikt over beregnede ISF-verdier og mangfold i noen ukalkede (elektrolytt- og næringsfattige) og kalkede vassdrag. Vassdrag med tidsserier er prioritert. For hvert vassdrag gis korte kommentarer som omhandler forholdene der.

Atnavassdraget

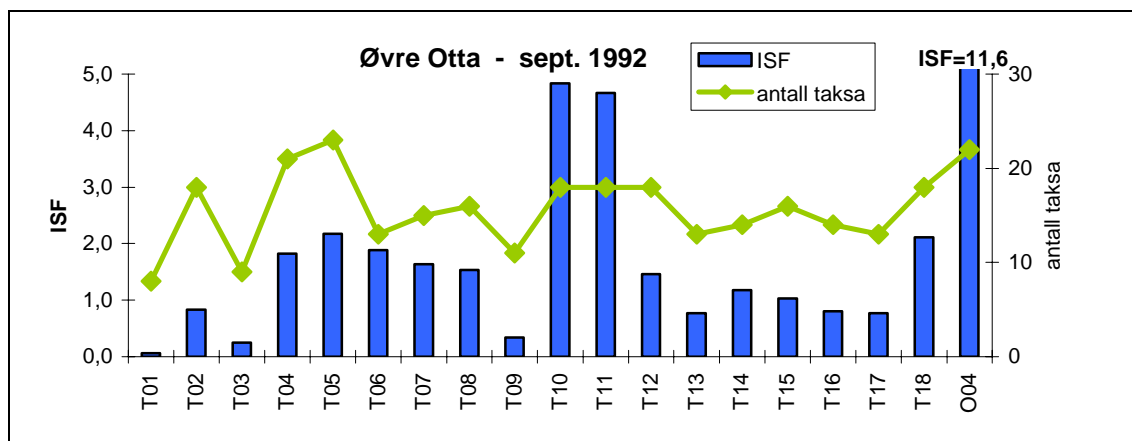
Referansevassdraget Atna er ukalket og har utpreget nærings- og elektrolyttfattig vann (Lindstrøm m. fl. 2004). I øvre deler er bufferkapasiteten liten og pH kan gå under 5,5 i perioder (Blakar & Digernes 1989). Nærings- og elektrolyttinnholdet øker nedover vassdraget og bufferkapasiteten med det. Temperaturen øker også. Dette har særlig betydning for mangfoldet, som viser markert økning fra øvre til nedre deler (Lindstrøm m. fl. 2004). I øvre deler er ISF i perioder <1 (**Figur 26.**). Dette er i overensstemmelse med kjemiobservasjonene som tilsier at øvre deler av Atnavassdraget er meget følsomt for sur nedbør (Blakar & Digernes 1989). Som det framgår av **Figur 26.** øker ISF nedover vassdraget og er vedvarende over 4 i nedre deler. Selv om ISF kan vise stor variasjon fra år til år, er det ikke påvist noen trend. Dette er i overensstemmelse med den generelle analysen av ISF (**Figur 22**), som viser at det er normalt med stor variasjon i innslag av surhetsfølsomme taksa når ISF er høy (>4) og artsinventaret ikke lenger er primært styrt av pH.

Ottavassdraget

Ottavassdraget viser felles trekk med Atnavassdraget og har utpreget "tynt" elektrolyttfattig vann i øvre deler. Dette kom til uttrykk i ISF som var <1 på flere lokaliteter i september 1992 (**Figur 27.**, stasjoner til venstre i figuren). Det tilsier at disse områdene, i likhet med øvre deler av Atnavassdraget, er forsuringfølsomme. To elver, T10 Glitra og T11 Framrusti, kommer inn i Otta fra et område i vest med noe rikere berggrunn enn i området for øvrig. Dette kom til uttrykk i ISF, som var ca. 4 for prøver tatt i disse elvene. Ved utløp av Vågåvatn, O04 (lengst til høyre i figuren), har kalkrike og brepåvirkede elver kommet til og ISF-verdien i september 1992 var 11,6, altså betydelig høyere enn i Ottas øvre deler. Mangfoldet viste ikke samme utpregede samvariasjon med berggrunnen i området som ISF, men var i likhet med Atna, noe lavt på enkelte stasjoner i øvre del av vassdraget.



Figur 26. Atnavassdraget. Tidsutvikling (1988-2001) av ISF (indeks for surhetsfølsomhet) og artsmangfold (antall taksa av alle grupper unntatt kiselalger) basert på observasjoner av fastsittende alger. Prøver tatt om høsten, vanligvis september, på fire stasjoner i hovedvassdraget.



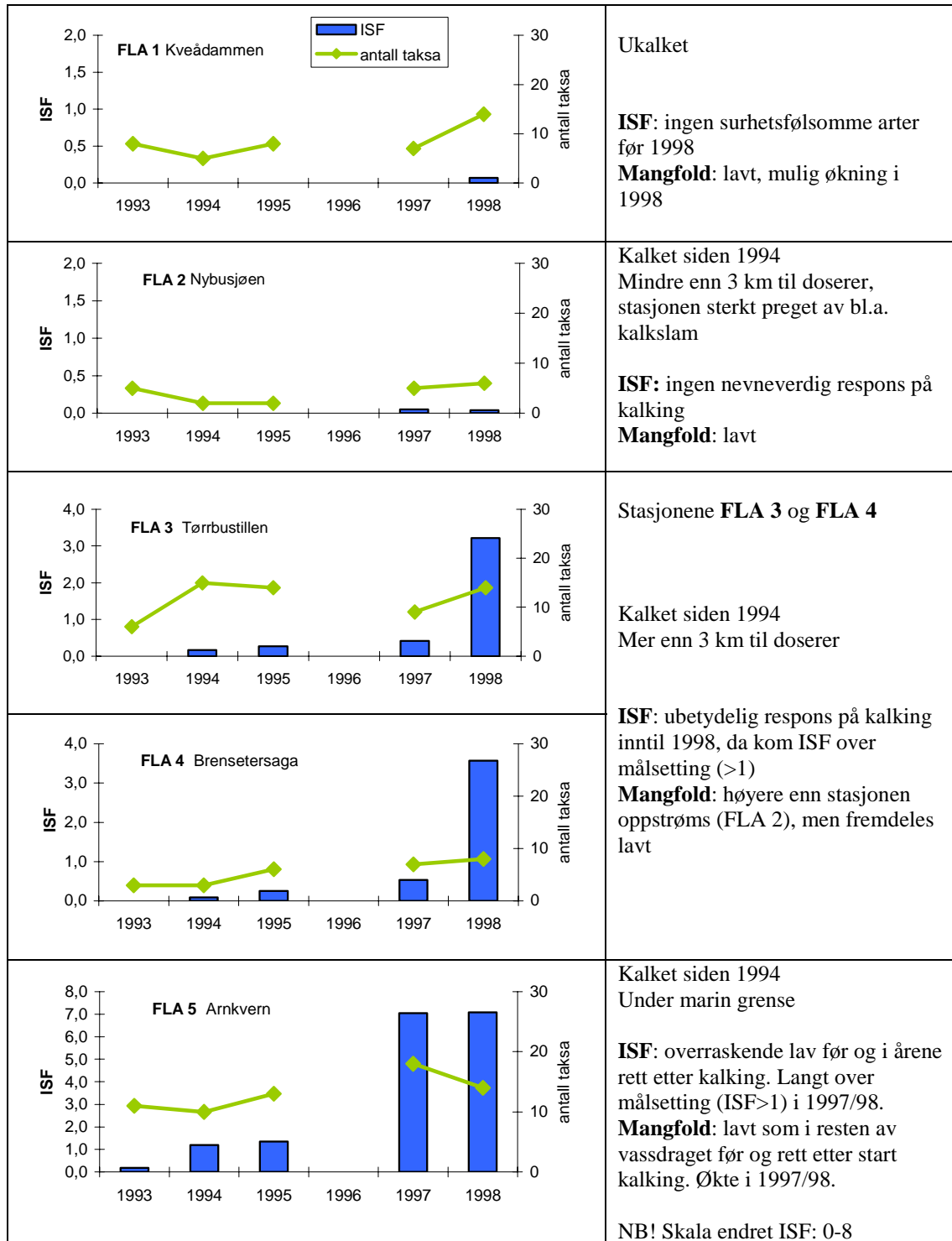
Figur 27. Ottavassdraget. ISF (indeks for surhetsfølsomhet) og artsmangfold (antall taksa av alle grupper unntatt kiselalger) basert på fastsittende alger. Prøver tatt i september 1992. Stasjonsbetegnelser se **Tabell 5**.

Tabell 5. Stasjoner for begroingsobservasjoner, Ottavassdraget september 1992 (Kjelberg & Lindstrøm 1993).

Betegnelse	Navn
EAI T01	Otta utløp Breidalsvatn
EAI T02	Måråi
EAI T03	Åfotgrovi
EAI T04	Otta utløp Grotlivatn
EAI T05	Mosagrovi
EAI T06	Vulu
EAI T07	Otta nedstrøms Vulu
EAI T08	Tora
EAI T09	Føysa
EAI T10	Glitra
EAI T11	Framrusti
EAI T12	Otta nedstrøms Pollvatn
EAI T13	Otta oppstrøms Heggebotvatn
EAI T14	Otta nedstrøms Heggebotvatn
EAI T15	Oppstrøms samløp Ostri
EAI T16	Otta ved Dønfoss
EAI T17	Otta ved Nordberg
EAI T18	Otta ved Marlo bru
EAI O04	Otta utløp Vågavatn

Flakstadelva

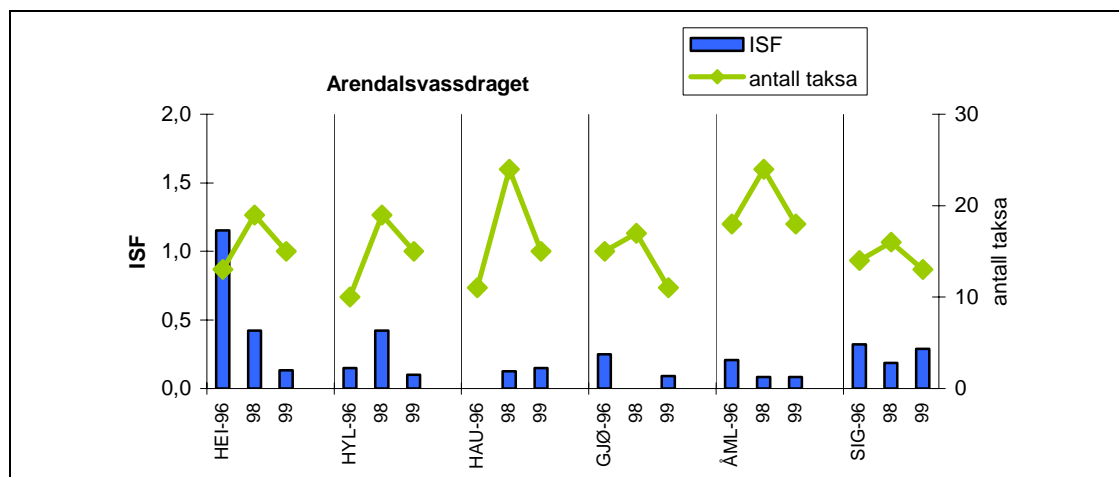
Dette vassdraget er spesielt fordi det starter i et myrlendt område med svært dårlig bufferkapasitet og ender i marin leire i Mjøsområdet. Vassdraget er kalket siden 1994. Referansestasjonen (FLA 1) er artsfattig og nærmest fri for surhetfølsomme alger (**Figur 28**). Det gjelder også stasjonen rett nedstrøms kalkdoserer (FLA 2), som dessuten bærer preg av overkalking. På de to neste stasjonene (FLA 3 og FLA 4) tok det ca. 4 år før tydelige effekter av kalkingen kunne spores i form av økt indeks, ISF. Senere så økningen ut til å være større enn i de sureste vassdragene på Sørlandet. Den nederste stasjonen (FLA 5) beliggende i marin leire, viste raskere og større respons på kalkingen enn de ovenforliggende og ISF var ca 7 allerede i 1997. Her så også mangfoldet ut til å øke ganske raskt, 2-3 år etter kalking.



Figur 28. Flakstadelva. Tidsutvikling (1993-1998) av ISF (indeks for surhetsfølsomhet) og artsmangfold (antall taksa av alle grupper unntatt kiselalger) basert på observasjoner av fastsittende alger. Prøver tatt sensommer/høst, ingen data fra 1996.

Arendalsvassdraget

Arendalsvassdraget hadde små innslag av følsomme alger allerede da undersøkelsen startet i 1996, rett før vassdraget ble kalket samme høst. Ingen klare effekter av bedret vannkvalitet kunne spores i begroingsamfunnet i 1998/1999 (**Figur 29**). Sidevassdraget Heimdøla (HEI) drenerer Mjøvatn. Denne innsjøen ble kalket i 1990 og hvert år i varierende grad, fram til 1999 da kalking ble stanset i et forsøk på å bli kvitt ørekyten i innsjøen (pers. kom. Finn Johansen, FM i Telemark). Innledningsvis høy og senere avtakende ISF-verdi i Heimdøla har muligens sammenheng med kalkingshistorien i Mjøvatn. På grunnlag av de få observasjonsserier som foreligger kan det ikke spores endringer i mangfoldet.



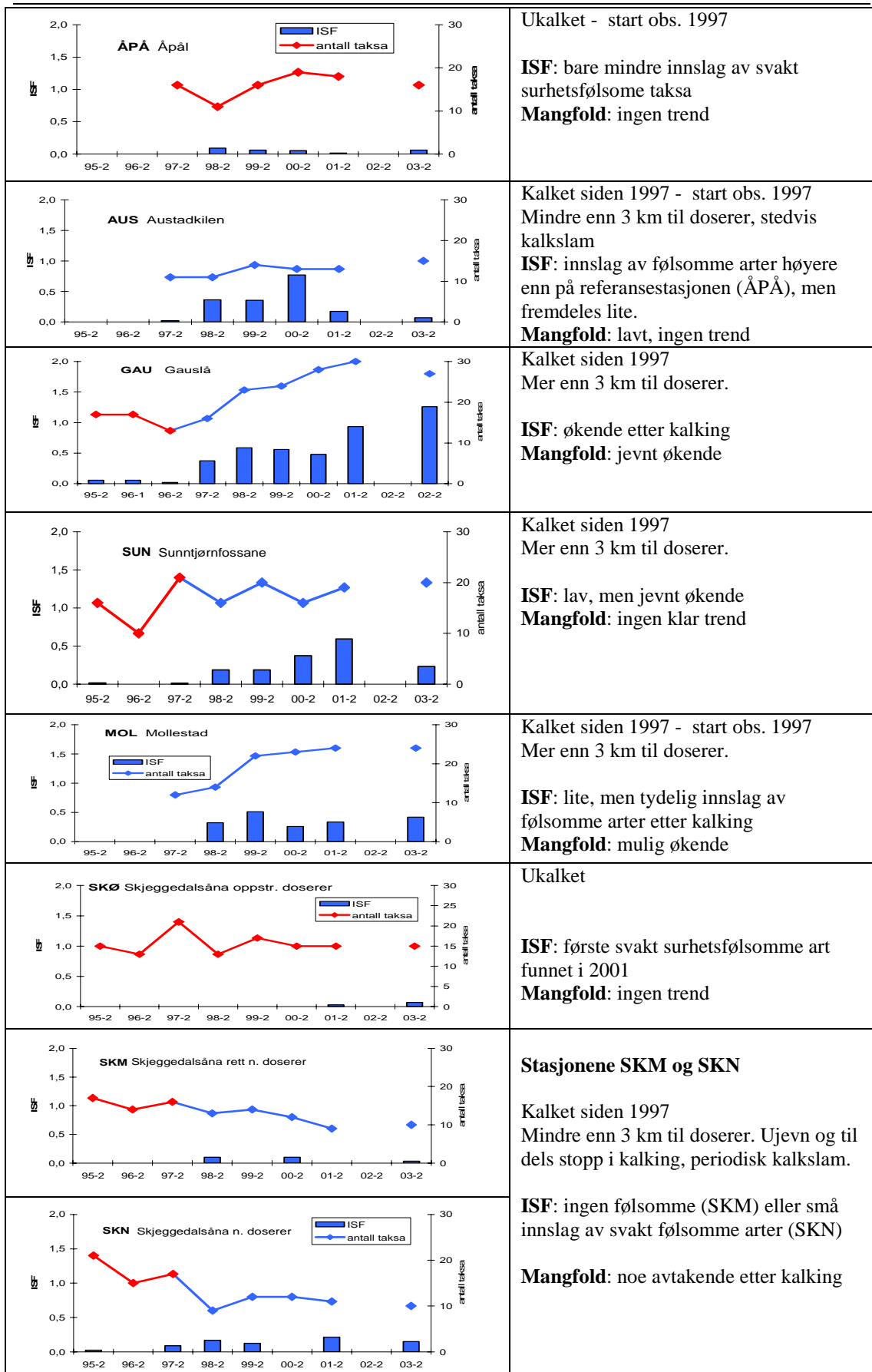
Figur 29. Arendalsvassdraget. Tidsutvikling (1996-1999) av ISF (indeks for surhets følsomhet) og artsmangfold (antall taksa av alle grupper unntatt kiselalger) basert på observasjoner av fastsittende alger. Prøver tatt i aug/sept. Stasjonsbetegnelser: HEI (Heimdøla), HYL (Haukerhyl), HAU (Haugsjåsundet), ÅML (Åmli) og SIG (Sigridnes).

Tovdalsvassdraget

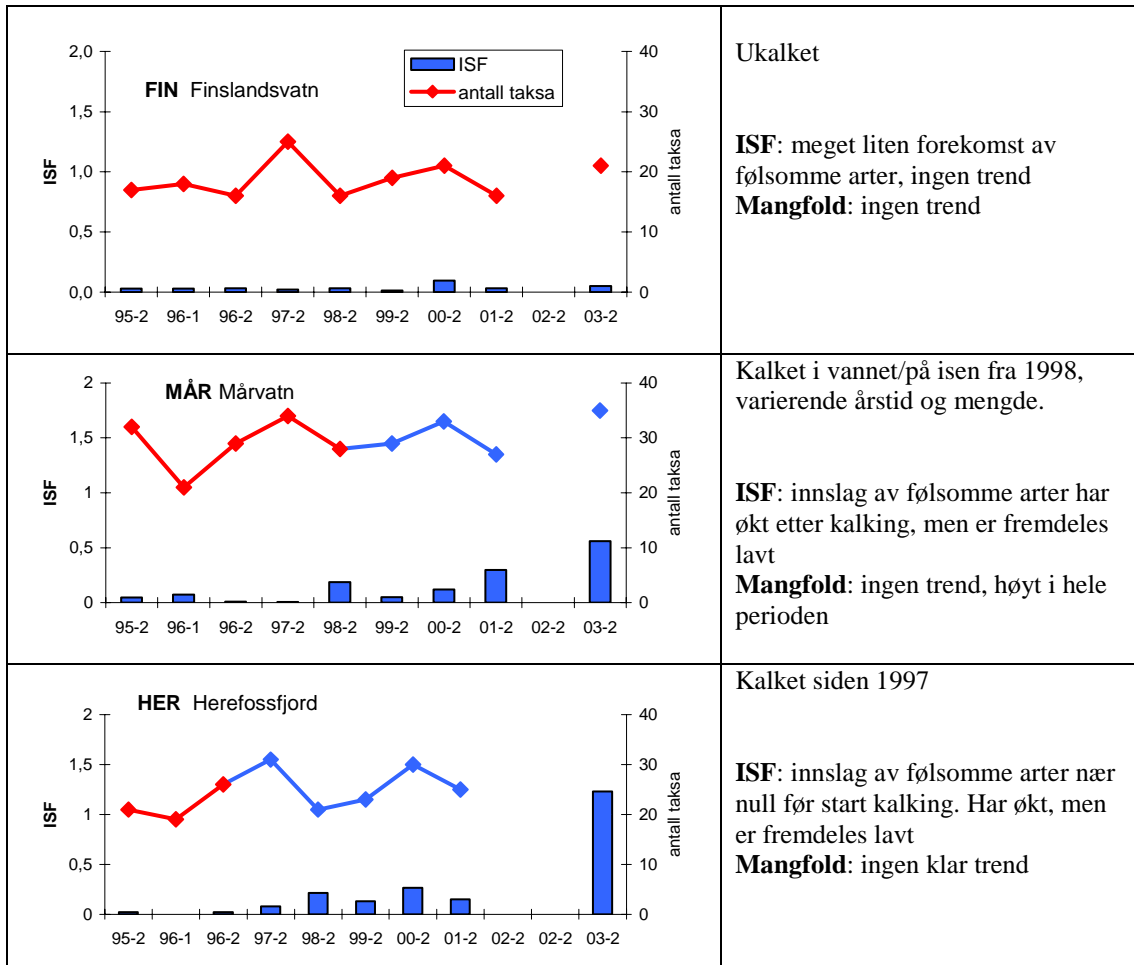
Tovdalsvassdraget var nærmest fritt for surhetsfølsomme alger før start kalking i 1997 (**Figur 30**). På referansestasjonen øverst i hovedvassdraget, Åpål, har det så langt ikke skjedd nevneverdige endringer. På kalkede stasjoner i hovedvassdraget har ISF økt etter kalking, men er fremdeles <1. Økningen er mest utpreget ved Gauslå, her nærmer ISF seg nå 1. Mangfoldet har også vært jevnt økende på denne stasjonen. Mangfoldet øker også ved Mollestad. Rett nedstrøms kalkdosereren ved Austadkilen er mangfoldet lavere enn i hovedvassdraget for øvrig og ISF viser større variasjon fra år til år enn på kalkede stasjoner som ligger lenger fra doserer. Dette skyldes trolig overkalking.

Sidegreina Skjeggedalsåna var også tilnærmet fri for surhetsfølsomme alger før kalking. Her ligger begge kalkede stasjoner <3 km fra doserer. Denne har dessuten vært ute av drift i lengere perioder. Beliggenhet nær opp til en ujevnt/ikke fungerende doserer har ikke vært heldig. Innslag av følsomme alger har ikke økt nevneverdig (lav ISF) og mangfoldet har gått noe ned. På referansestasjonen, SKØ, ble første surhetsfølsomme element observert i 2001.

Utviklingen i innsjøene er omlag som for elvelokalitetene (**Figur 31**). ISF har ikke økt i referansesjøen Finnslandsvatn, mens den har økt i de kalkede innsjøene, Mårvatn og Herefossfjord. Den er imidlertid fremdeles <1. Alle tre innsjølokaliteter hadde alle overraskende høyt mangfold før kalking, dette ser ikke ut til å ha endret seg.



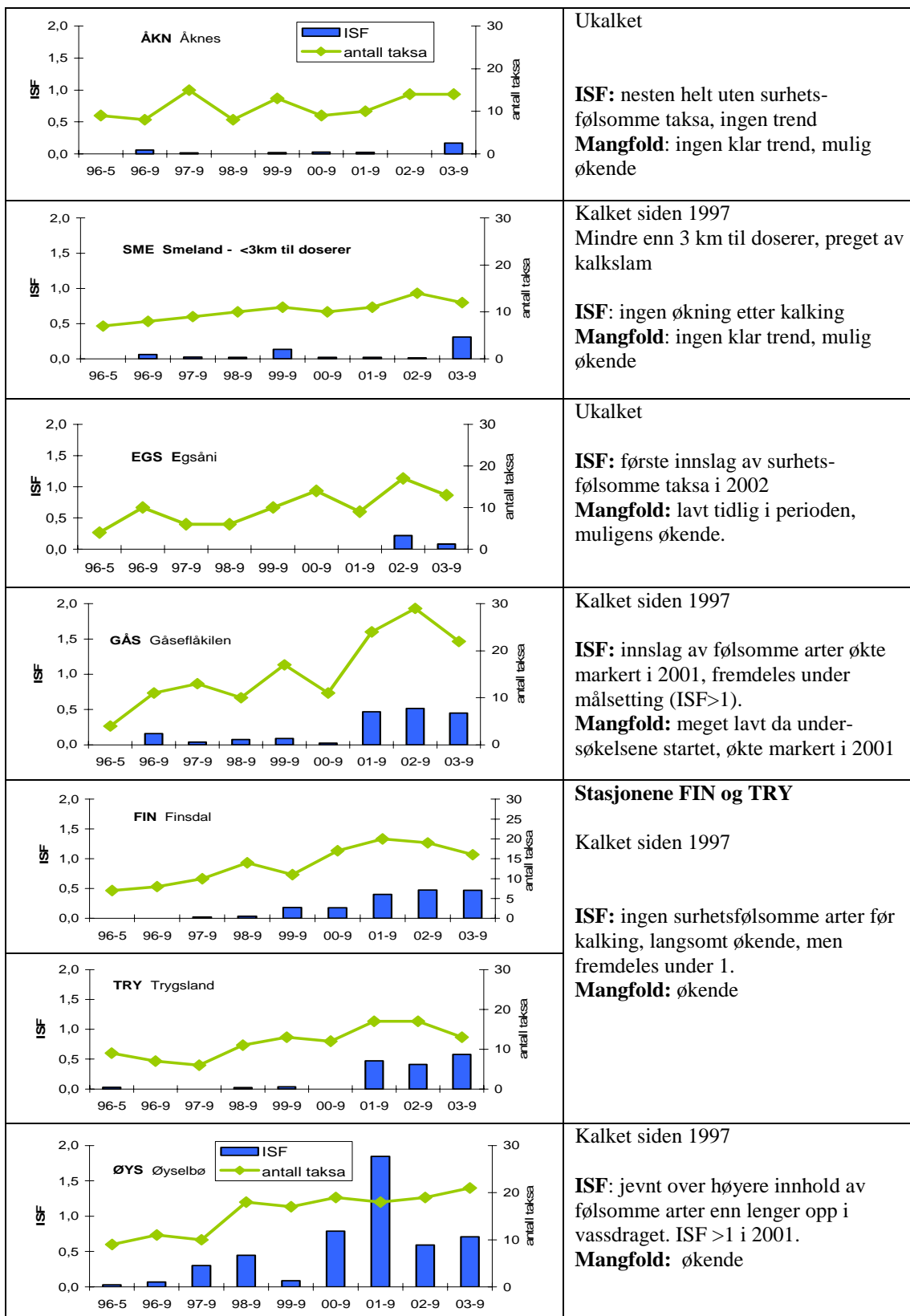
Figur 30. Tovdalsvassdraget - elvestasjoner. Tidsutvikling (1995-2001) av ISF (indeks for surhetsfølsomhet) og artsmangfold (antall taksa av alle grupper unntatt kiselalger) basert på observasjoner av fastsittende alger. Prøver tatt august/september.



Figur 31. Tovdalsvassdraget - innsjøer. Tidsutvikling (1995-2001) av ISF (indeks for surhetsfølsomhet) og artsmangfold (antall taksa av alle grupper unntatt kiselalger) basert på observasjoner av fastsittende alger. Tall etter årstall viser tidspunkt (1=mai, 2=aug/sept).

Mandalsvassdraget

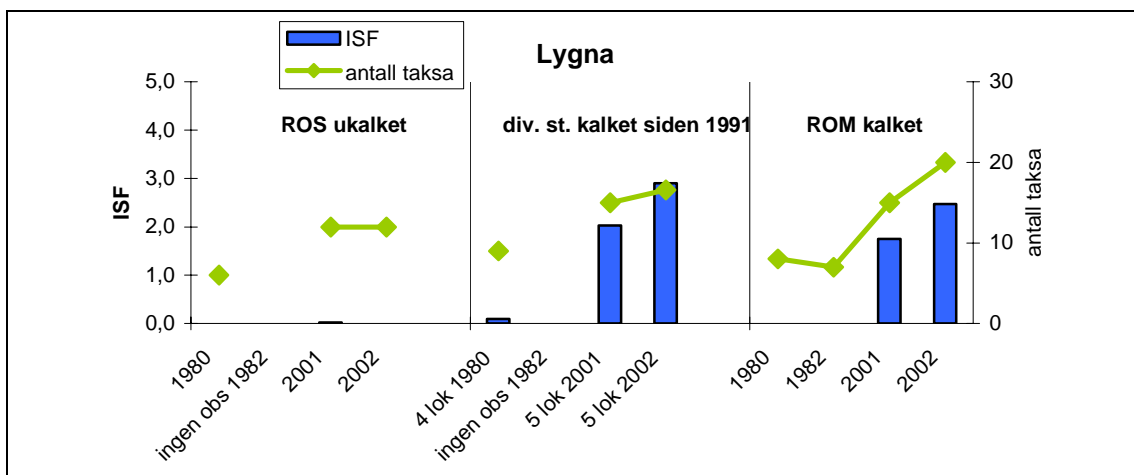
Mandalsvassdraget var i likhet med mange andre Sørlandsvassdrag omfattende og langvarig forsuret og nærmest uten forsuringfølsomme begroingsalger før kalking. Innslag av følsomme alger, uttrykt ved ISF, har ikke økt vesentlig på referanselokalitetene Åknes og Egsåni i perioden 1996-2002 (**Figur 32**). På kalkede lokaliteter har det vært en meget langsom, men jevn økning. Nederst i vassdraget ved Øyslebø, et område med mindre avsetninger av marin leire, ser ISF i perioder ut til å være over målsetningen, $ISF > 1$. Ved Smeland, rett nedstrøms dosereren nær utløp av Smeland kraftverk, har ISF ikke økt. Spesielt for Mandalsvassdraget er en jevn økning i mangfoldet på de fleste stasjoner, muligens også i den ukalkede Egsåni. Økningen var særlig stor ved Gåseflåkilen fra 1999 til 2000. Hva dette skyldes er ikke klarlagt, men det kan nevnes at Gåseflåkilen ga et svært varierende inntrykk fra år til år de første årene etter start av kalking. Varierende drift/effekter av kalkdoserer oppstrøms ved Egsåni kan være en mulig forklaring.



Figur 32. Mandalsvassdraget. Tidsutvikling (1996-2002) av ISF (indeks for surhetsfølsomhet) og arts mangfold (antall taksa av alle grupper unntatt kiselalger) basert på observasjoner av fastsittende alger. Tall etter årstall angir måned for prøvetaking.

Lygnavassdraget

Det foreligger to undersøkelser av begroingsamfunnet i Lygna før start av kalking i 1991 (Tjomsland og Lindstrøm 1982, Brettum og Lindstrøm 1983). Ved disse og ved senere kalkingsovervåking (DN 2002 og DN 2003) ble det tatt prøver nederst i vassdraget ved Rom (**Figur 33**, høyre). Før kalking var Lygna et av de mest forsuringspregede vassdragene på Sørlandet og det ble ikke observert forsuringfølsomme arter ved ROM, hverken i 1980 eller 1982. Mangfoldet var dessuten lavt. Senere har mangfoldet økt og ISF er nå over 1. I vassdragets midtre deler ble det ikke tatt prøver i 1882 og lokalitetene var forskjelligplassert i 1980 og 2001/2002 (**Figur 33**, midten). En liknende utvikling har skjedd her, ISF er stort sett over 1 og mangfoldet har trolig økt. I Lygna kan det se ut til å være mindre tilførsler av næringsalter/organisk materiale i vassdragets midtre deler. Hvorvidt dette har bidratt til den positive utviklingen er ikke klarlagt, men det kan se ut til at små tilførsler av næringsalter virker positivt på innslag/reetablering av surhetsfølsomme alger. I øvre deler, oppstrøms kalkdosereren i utløp Rossevatn (ROS) er Lygna fremdeles sterkt preget av forsuring.



Figur 33. Lygnavassdraget. ISF (indeks for surhetsfølsomhet) og arts mangfold (antall taksa av alle grupper unntatt kiselalger) basert på observasjoner av fastsittende alger. Tidsutvikling (1980-2002) oppstrøms dosererer ved innløp Rossevatn (ROS), på 4 (1980) og 5 (2000 og 2001) lokaliteter i midtre deler, samt nederst i vassdraget ved Rom (ROM). Prøver tatt i august/september.

Suldalslågen

Da hovedvassdraget ble fullkalket i 1998 var man i tvil om hvor forsuringspregert Suldalslågen egentlig var (Johansen m. fl.2003). Beregninger av ISF viser innslag av forsuringfølsomme alger på alle stasjoner i 1990 og 1997 (**Figur 34**). På den øverste stasjonen, OV2, var ISF under 1 i både 1990 og 1997, senere har den vært ca. 1 eller høyere. På stasjonene nedstrøms, OV6 og OV8, var ISF over 1 i 1990, men under i 1997. Etter kalking har ISF økt og er nå jevnlig over 1. På de nederste stasjonene, OV10 og OV18, har ISF vært over 1 ved alle målinger, både før og etter kalking. Den nederste stasjonen (OV18) har klart det største innslaget av forsuringfølsomme alger, høyest ISF verdi. Det kan etter dette se ut til at Suldalslågen var ”på vippen ” i øvre deler da fullkalking startet i 1998, men at nedre deler ikke kunne betegnes som forsuringsskadd. Kalkingen har imidlertid ført til økt innslag av følsomme arter på alle lokaliteter i hovedvassdraget, og økningen har i følge ISF-beregningene vært størst på den nederste stasjonen, OV18, den stasjonen som i utgangspunktet var minst preget av forsuring. Dette kan ha sammenheng med denne stasjonens beliggenhet i områder med marine avsetninger, et forhold som synes å bidra positivt til etablering av surhetsfølsomme alger etter kalking.

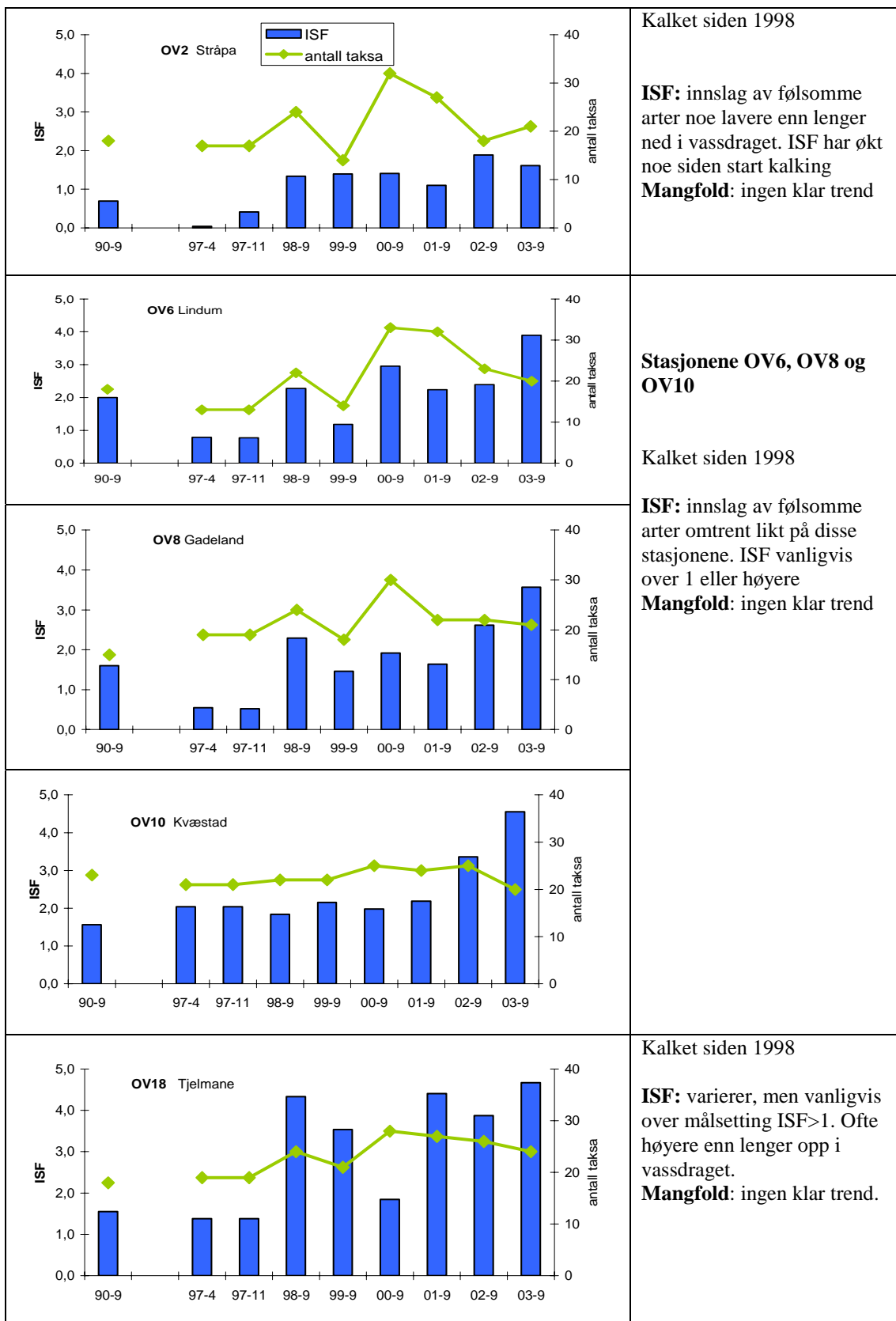
De to sidevassdragene som tjener som referanse i kalkingsovervåkingen, Tjøstheimsåna og Fossåna, hadde begge mindre innslag av følsomme alger før kalking, men ISF var vanligvis <1 (**Figur 35**). Det kan ikke spores noen trend, hverken i ISF eller mangfold i disse to elvene.

De kalkede sideelvene Steinsåna og Mosåna har begge sin historie å fortelle. I nedbørfeltet til Steinsåna var det innsjøkalking før 1998. Dette har trolig bidratt til god bufferkapasitet og innslag av forsuirngsfølsomme arter. En nedgang i ISF siden 1999 *kan* ha sammenheng med redusert effekt av den tidligere innsjøkalkingen. Mosåna er kanskje den lokalitet som har reagert raskest og mest positivt på kalking. Fra nærmest totalt fravær av surhetsfølsomme alger i 1997 har ISF vært godt over 1 og i blant mye høyere. Mosåna har innslag i begroingsamfunnet som tilsier at det i perioder tilføres utslipp av ukjent karakter. Hva dette er og hvilken innvirkning dette har på kalkingseffektene er ikke kjent. Mangfoldet er vanligvis høyere i de kalkede sideelvene enn i de ukalkede.

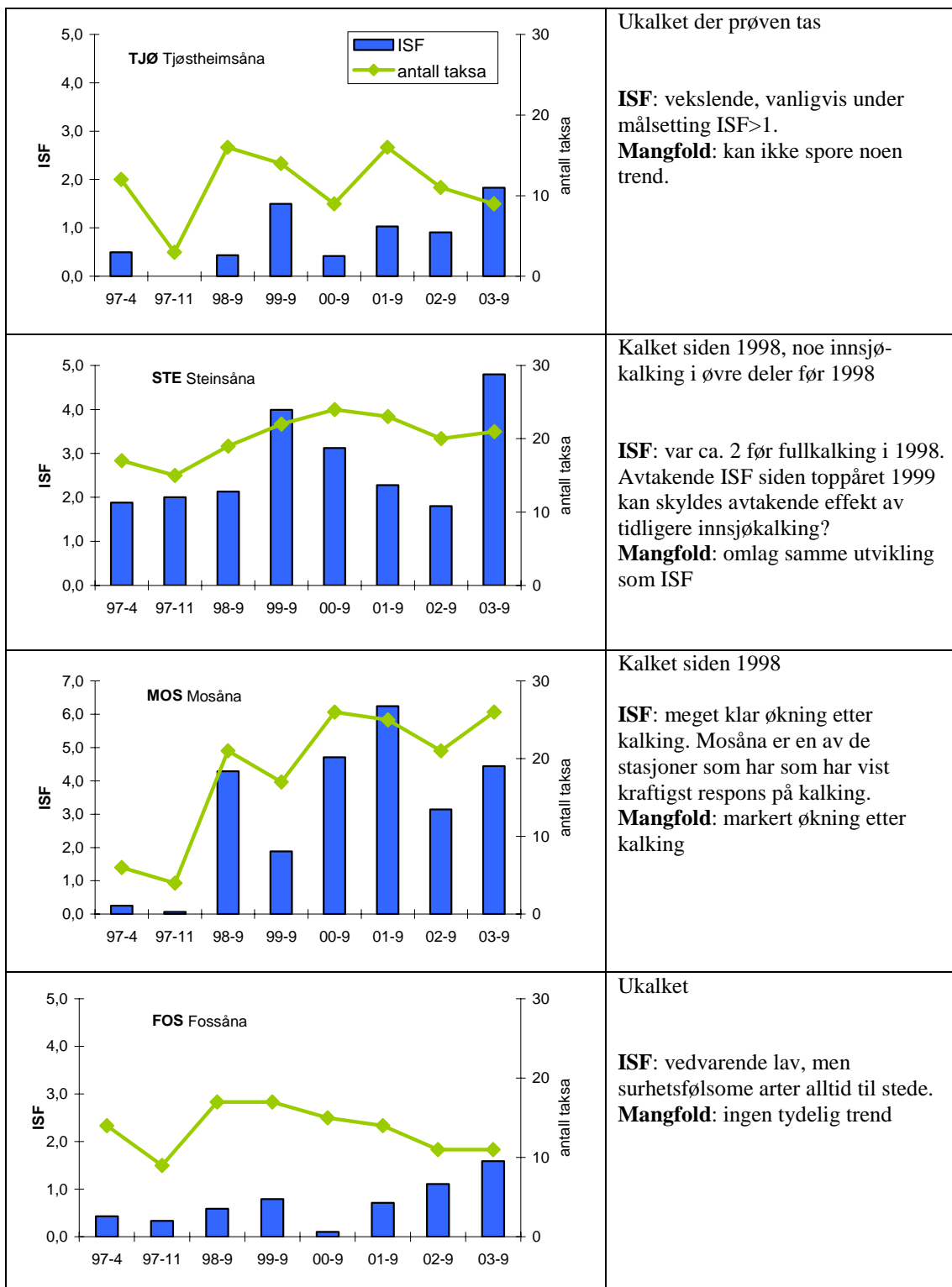
Vikedalsvassdraget

Vikedalsvassdraget viser omlag samme mønster og utvikling som andre sure vassdrag i regionen. Ukalkede lokaliteter har lite innslag av surhetsfølsomme alger og beregninger gir ISF-verdier <1 (**Figur 36**). Det er så langt få tegn til naturlig restituering. Utløp Fjellgardsvatn (st.11) har svakt høyere ISF-verdier enn innløpet (st.22). Små tilførsler av næringsalter og organisk materiale fra nærområdene rundt Fjellgardsvatnet *kan* ha betydning i så måte. Hvordan dette egentlig virker vet vi ikke, men liknende effekter av små tilførsler av næringsalter er observert i andre vassdrag.

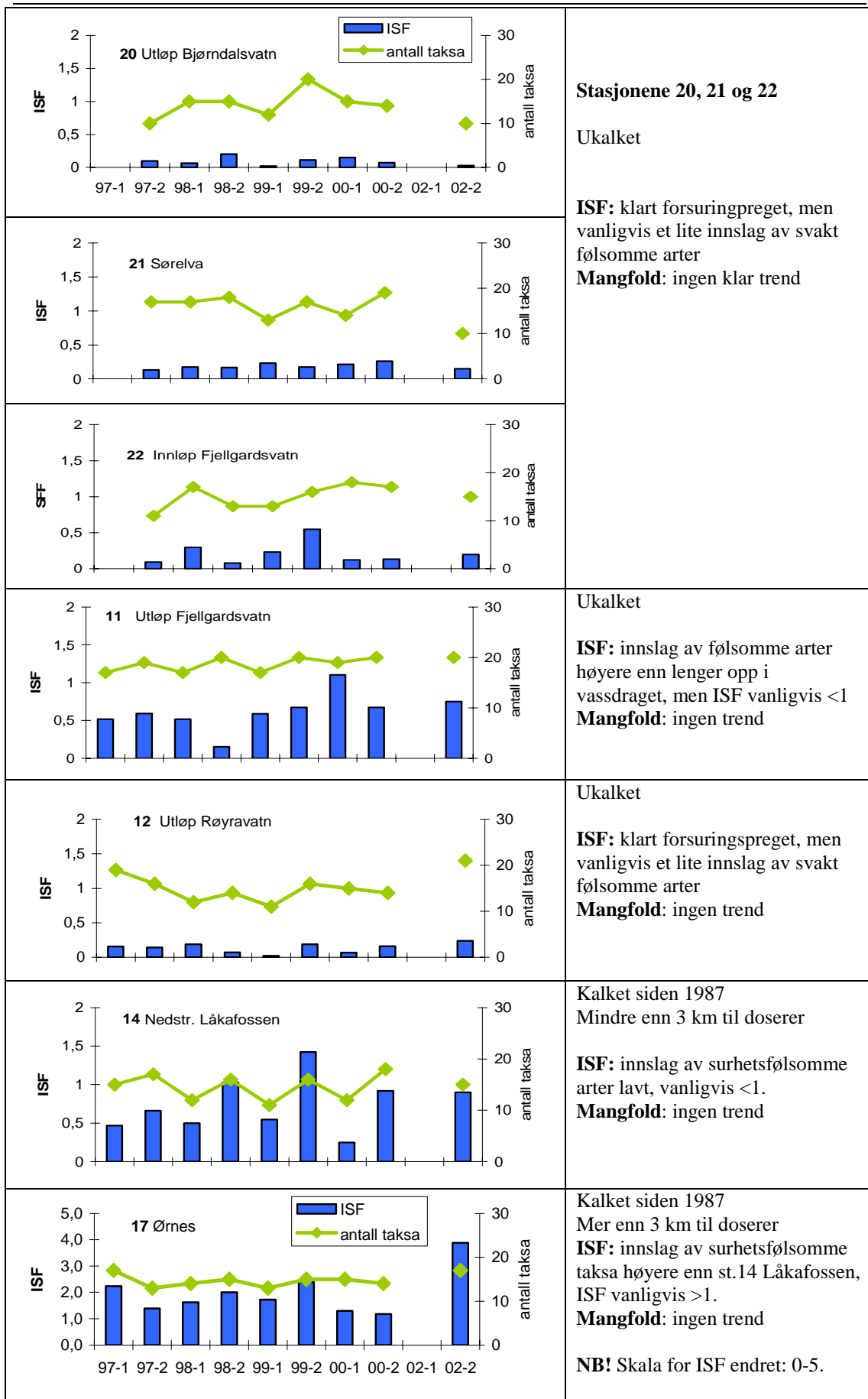
På den kalkede stasjonen nær opp til doserer, Nedstr. Låka fossen (st.14), varierer ISF en del, fra tid til annen er de rundt 1,0. Den nederste stasjonen, Ørnes (st.17), ligger som i mange av de omtalte vassdragene i områder med marine avsetninger. Algesamfunnet tilsier dessuten at det er små lokale tilførsler av forurensninger her. Dette bidrar trolig til de ganske høye ISF-verdiene (2-3). Mangfoldet er ikke spesielt høyt/lavt i Vikedalsvassdraget og ser ikke ut til å endres vesentlig over tid.



Figur 34. Suldalslågen - hovedvassdrag. Tidsutvikling (1990-2002) av ISF (indeks for surhetsfølsomhet) og artsmangfold (antall taksa av alle grupper unntatt kiselalger) basert på observasjoner av fastsittende alger. Tall etter årstall angir måned for prøvetaking.



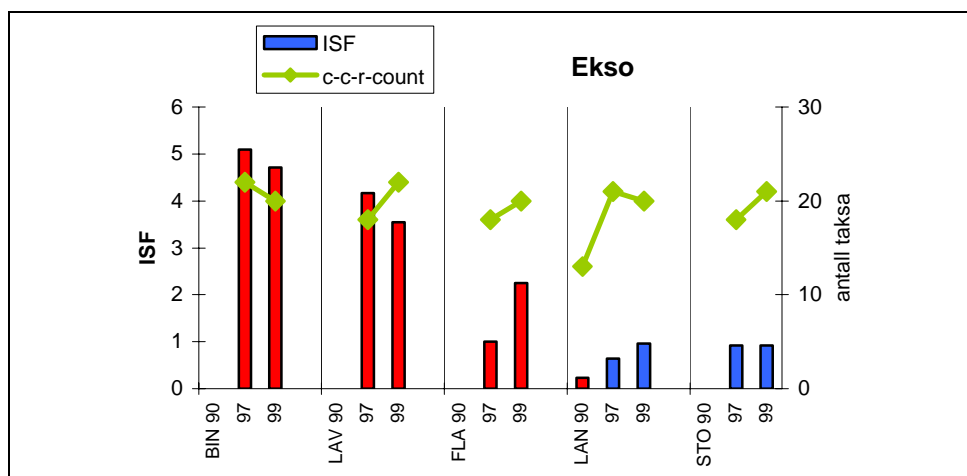
Figur 35. Suldalslågen - sidevassdrag. Tidsutvikling (1997-2002) av ISF (indeks for surhetsfølsomhet) og arts mangfold (antall taksa av alle grupper unntatt kiselalger) basert på observasjoner av fastsittende alger. Tall etter årstall angir måned for prøvetaking. Skala for ISF er 0 til 5 i tre elver og 0 til 7 i Mosåna.



Figur 36. Vikedalsvassdraget. Tidsutvikling (1997-2002) av ISF (indeks for surhetsfølsomhet) og arts mangfold (antall taksa av alle grupper unntatt kiselalger) basert på observasjoner av fastsittende alger. Juni/juli prøver merket 1, september /oktober prøver merket 2. **NB!** Skala for ISF: 0-5 for st.17 Ørnes, 0-2 for øvrige lokaliteter.

Eksingedalsvassdraget

I Ekso er det områder med noe mer løselig berggrunn i øvre deler. Dette vises klart i begroingsamfunnet som ved beregninger gir en ISF-verdi på godt over 4 ved BIN (Binningabø) (Figur 37). Effekten av dette kan spores helt ned til FLA (Flatekvål). Nedre deler av vassdraget har lite løselig berggrunn og har i tillegg tilførsel av sure sideelver. Her ga beregningene en ISF-verdi på ca. 1 også etter start av kalking. Selv om vi ikke fant klare positive effekter av kalkingen i 1999, kan man tenke seg at stadige tilførsler av podemateriale og vann fra områder med bedre bufferkapasitet vil virke gunstig på sikt i Ekso. Utviklingen av mangfoldet har vi for få data til å si noe om. Det synes ikke å være spesielt lavt.

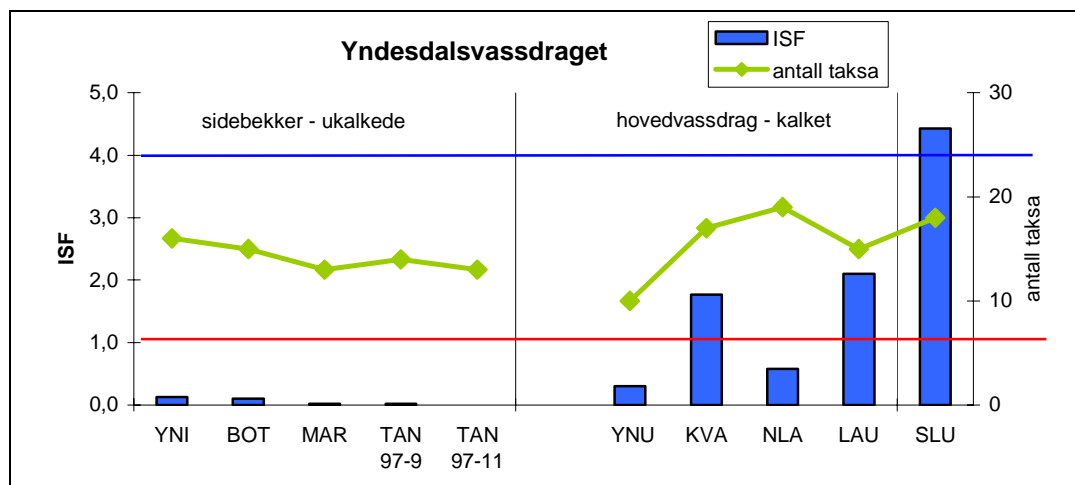


Figur 37. Ekso. Utvikling (1990-1999) av ISF (indeks for surhetsfølsomhet) og arts mangfold (antall taksa av alle grupper unntatt kiselalger) basert på observasjoner av fastsittende alger. Stasjonsbetegnelser: BIN (Binningabø), LAV (Lavik), FLA (Flatekvål), LAN (Langhølen) og STO (Storaskjær ved Eikemo). Bare LAN (Langhølen) er observert i 1990.

Yndesdalsvassdraget

En diskusjon om nødvendigheten av å kalke Yndesdalsvassdraget var foranledningen til at vannvegetasjonen ble undersøkt i 2001 (DN 2002). Begroingsamfunnet i alle undersøkte sidebekker (Figur 38, venstre), var sterkt preget av forsurening med nærmest totalt fravær av surhetsfølsomme arter og beregning av ISF ga meget lave verdier. Mangfoldet var dessuten noe lavt. Hovedvassdraget hadde økende innslag av surhetsfølsomme alger nedover vassdraget og ISF var stedvis >1 . Den nederste stasjonen, SLU Utløp Sleirevatn, skilte seg ut og hadde ISF-verdi langt over 4. Høy ISF-verdi har trolig samme årsak som i mange andre vassdrag, områder med marine avsetninger i nedre deler. Utløp av Yndesdalsvatn hadde overraskende lavt mangfold, for øvrig var mangfoldet omlag som i liknende forsurede vassdrag.

Bortsett fra lavt mangfold i utløp av Yndesdalsvatn (YUN), var det ikke noe i 2001-undersøkelsen som tilsier spesielt negativ utvikling av begroingsamfunnet etter kalking. Mange svært forsurede sidebekker tjener dessuten som argument for kalking av dette vassdraget.



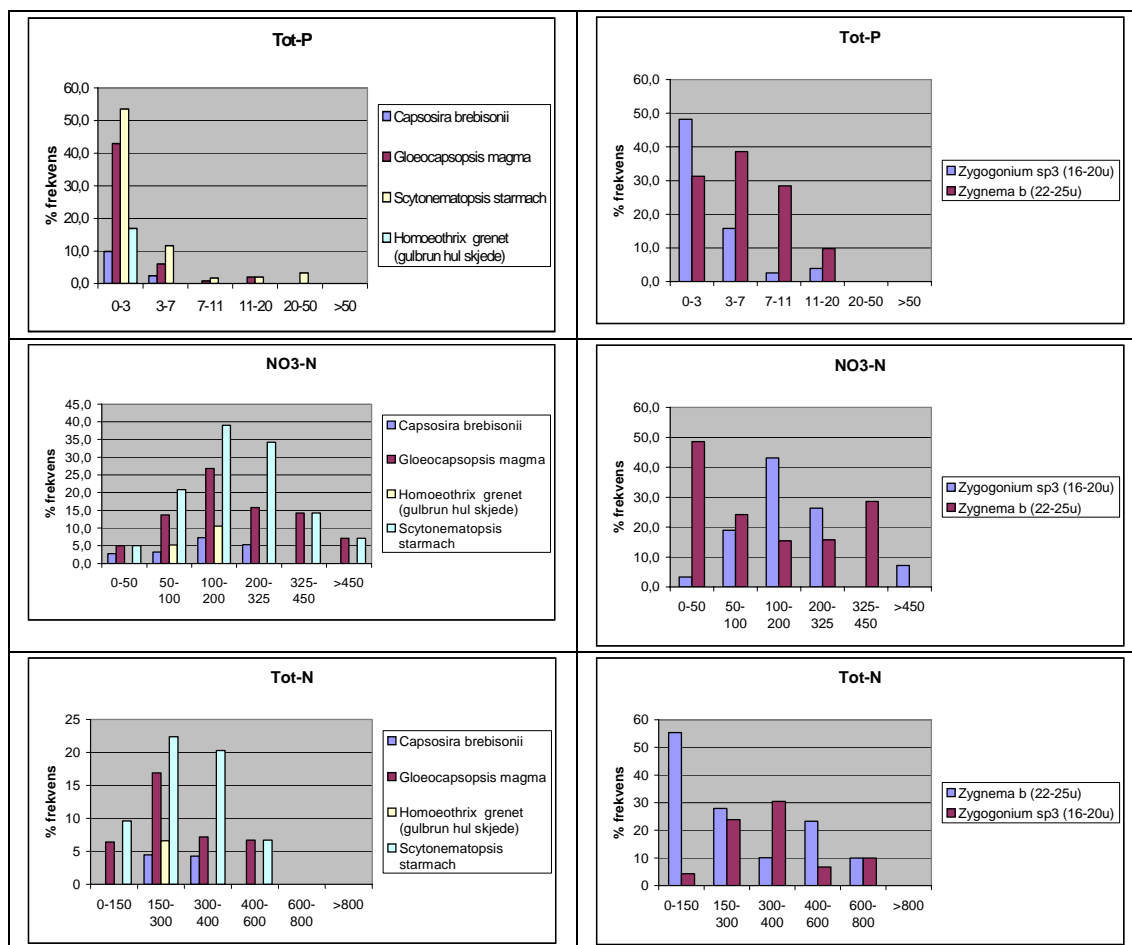
Figur 38. Yndesdalsvassdraget. ISF (for surhetsfølsomhet) og artsmangfold (antall taksa av alle grupper unntatt kislalger) basert på observasjon av fastsittende alger. Prøver tatt sept. 2001 og sept./nov. 1997. Stasjonsbetegnelse: YNI (Yndesdalsvatn, innløp), BOT (Bekk fra Botnanevatn), MAR (Bekk fra Markhusdalsvatn), TAN (Tangedalselva), YNU (Yndesdalsvatn, utløp), KVA (Kvamdalsvatn, innløp), NLA (Nedstrøms Laueidvatn), LAU (Langevatn, utløp) og SLU (Sleirevatn, utløp).

4.3.5 Nitrogen

Figur 39 viser treffprosent langs tot-P, tot-N og NO_3 -gradienten for fire cyanobakterier og to trådformede grønnalger. Cyanobakteriene er alle surhetstolerante og typiske for sure næringsfattige vannforekomster i Sør-Norge. Den ene grønnalgen, *Zygonium* sp3, er også surhetstolerant og har liknende utbredelse som cyanobakteriene. Det er denne algen som danner de største, mest bestandige og mest påfallende masseforekomster av trådformede grønnalger i sure vannforekomster i Norge (Lindstrøm & Johansen 2001). Den andre grønnalgen, *Zygnema b*, vokser også i næringsfattig vann, men er moderat forsuringfølsom.

Cyanobakteriene og *Zygonium* sp3 opptre vanligvis i vann med svært lavt P-innhold, mens N-innholdet vanligvis er relativt høyt, **Figur 39**. Derved blir Tot-N/Tot-P og NO_3 /Tot-P forholdet usedvanlig høyt i vannforekomster der disse algene har sin hovedutbredelse, **Tabell 6**. Alle cyanobakteriene og *Zygonium* har N/P-forhold over 100, det er helt uvanlig. I næringsfattig vann er N/P-forholdet vanligvis omkring 20-30. Den andre grønnalgen, *Zygnema b*, vokser også i næringsfattig vann, men N/P-forholdet er mye lavere og mer i tråd med det som er vanlig.

Hvilken betydning det høye N/P-forholdet vil ha på sikt er ikke mulig å svare på her, men det er såvidt høyt og såvidt uvanlig at det bør bli genstand for videre oppmerksomhet og knyttes til den økte N-deposisjonen / avrenningen. Med så høyt N/P-forhold er det trolig ingen N-begrensning. Hvorvidt det usedvanlige N/P-forholdet har bidratt til økt vekst av visse alger vet vi for lite om til å svare på her. Man kan ikke se bort fra at høye N/P-forhold er en del av forklaringen på masseforekomster av trådformede grønnalger i mange vassdrag.



Figur 39. Treffprosent langs Tot-P, Tot-N og NO₃-gradienten for 4 cyanobakterier og 2 trådformede grønnalger.

Tabell 6. Midlere N/P-forhold i vann der 4 surhetstolerante cyanobakterier og 2 trådformede grønnalger observeres i Norge.

	Tot-N / Tot-P	NO ₃ / Tot-P
Cyanobakterier		
<i>Capsosira brebisonii</i>	150	100
<i>Gloeocapsopsis magma</i>	175	100
<i>Scytonematopsis starmachii</i>	150	125
<i>Homoeothrix "gre"</i>	100	75
Grønnalger		
<i>Zygonium sp.3 (16-20μ)</i>	100	117
<i>Zygonema b (22-25μ)</i>	22	25

4.4 Konklusjoner

Det er gjort svært få undersøkelser av fastsittende alger i rennende vann som omhandler forsuring av større vassdrag som følge av langvarig luftforurensning. Denne utredningen gir derfor ny grunnleggende kunnskap om effekter av forsuring og kalking på fastsittende alger i rennende vann.

Fordelingene langs pH-gradienten av artsinventaret i begroingsprøver fra 768 elvelokaliteter er analysert. Det er foretatt en inndeling av algene i 5 kategorier av surhetsfølsomhet etter deres fordeling

langs pH-gradienten (bør trolig reduseres til 4 kategorier, har ikke stor betydning for resultatene). 127 arter / taksa er karakterisert mht. surhetsfølsomhet / toleranse. Ved beregningene er det fokusert på forsureningstilstanden i Norge i dag, med aktuelt pH-område >5 til <6,5.

Analysen bekrefter tidligere inntrykk, noen alger synes ikke bare tolerante, men direkte begunstiget av forsuring og kan ha meget høy frekvens i de laveste pH-nivåene. De tolerante algene (trives ved pH <5) er godt definert og består bl.a. av overraskende mange cyanobakterier. Det skjer en markert artsutskiftning langs pH-gradienten fra sterk dominans av de tolerante artene i det laveste pH-intervallet til dominans av de følsomme i de høyeste intervallene.

For å illustrere tilstanden mht. forsuring er det beregnet en indeks for surhetsfølsomhet, ISF. Det er beregnet ISF for 561 prøver (365 fra ukalkede og 196 fra kalkede lokaliteter). Det ukalkede materialet gir interessante data. I prøver med pH 5,6 eller lavere kommer ISF aldri over 1. Det viser at innslag av surhetsfølsomme taksa er meget lite. Ved økende pH øker ISF markert og er alltid over 4 når pH kommer over 6,3. Det illustrerer den store økningen i innslag av surhetsfølsomme taksa som skjer fra pH 5,6 til 6,3. Eller sagt med motsatt fortegn: dette er trolig pH-intervallet for frafall av surhetsfølsomme arter / taksa og kan for begroingsalgenes vedkommende betegnes som en tålegrense.

Det kalkede materialet ble delt i to kategorier basert på avstand til ovenforliggende doserer (mer enn 3 km og mindre enn 3 km), fordi man fant kalkavleiringer og tilsynelatende sparsomt utviklede samfunn på lokaliteter med kort avstand til doserer. Det er ikke like stort samsvar mellom ISF og pH på kalkede lokaliteter som på ukalkede. I de lave intervaller av pH er ikke forskjellen stor, der er ISF vedvarende under 1. Det er særlig når pH kommer over 6,3 at forskjellen er påfallende. Det er en generell økning i ISF, men en stor del av prøvene gir ISF-verdier langt lavere enn 4, altså langt under laveste ISF-verdi i samme pH-område for ukalkede lokaliteter. Det viser at selv om av innslag av surhetsfølsomme taksa øker etter kalking, er det *ikke* gitt at det øker til samme nivå som på en ukalket lokalitet med tilsvarende pH.

Hva dette skyldes får vi langt på vei svar på i en sammenstilling av data fra de fleste vassdrag som har vært med i kalkingsovervåkingen samt fra et par nærings- og elektrolyttfattige vassdrag. Det er svært mange forhold som påvirker etableringen av surhetsfølsomme arter og utviklingen av mangfoldet etter kalking. Stikkord i den sammenheng er: avstand til doserer, lokalt modifierende faktorer som næringsalter og marin leire, forsuringens omfang og varighet, tilgang på podemateriale og refugier med bedre vannkvalitet, de ulike organismers generasjonstid og preferanse mht. habitattype, og sist men ikke minst kalkingenes dosering, stabilitet og varighet.

Så lenge kalkingen er "vellykket" (ikke overkalking/ujevn kalking) ser det ikke ut til å være stort frafall av arter og mangfoldet øker jevnt etter noen års kalking. Det ser ut til å være et lite utvalg svakt forsuringfølsomme arter som vanligvis etableres. Så langt er det bare påvist en art, rødalgen *Batrachospermum keratophyllum*, som har gått vesentlig tilbake i mengde i noen vassdrag etter kalking. Hvorvidt dette er en direkte effekt av kalking eller av endret pH er ikke vurdert her. De massive forekomster av trådformede grønnalger som dominerer mange sure vassdrag, ser også ut til å avta i enkelte kalkede vassdrag.

Mangfoldet av fastsittende alger reduseres ved forsuring, fra gjennomsnittlig 22 taksa pr. prøve når pH er >6,5 til 11 taksa når pH er <5,0.

Effekten av økt nitrogen på fastsittende alger i elver er, som for de andre vegetasjonstypene, vanskelig å vurdere. Mulige effekter er økt forekomst av alger som trives i vann med med uvanlig høyt N/P-forhold, >100. Produksjonspotensialet for disse lagene ser dessuten ut til å øke og resultatet er i noen tilfeller påfallende stor algevekst.

5. Makrofytter og moser i elver

5.1 Innledning

I dette kapittelet er det sammenstilt data om tålegrenser for vannvegetasjon i elver. Med vannvegetasjon menes her karplanter og moser. Til forskjell fra innsjøer er det i elver i hovedsak snakk om rennende vann og med forskjellige strømhastigheter. Likevel kan en elv ha både sakteflytende partier og bakevjer som i sammenheng med vannvegetasjon kan fortone seg som innsjøpreget og i tillegg variere status i forhold til aktuell vannføring. Det er derfor et mangfold av lokalitetstyper knyttet til begrepet elver i forhold til det mer enhetlige innsjøbegrepet.

5.2 Datagrunnlag og metoder

Det er gjort et bevisst utvalg av data for analysen av makrovegetasjonens tålegrenser i elver, fordi koblingen mellom vegetasjonsdata og gode kjemiobservasjoner er viktig. En har konsentrert seg om de vassdrag som har vært med i kalkingsovervåkingen i regi av DN, samt enkelte andre vassdrag hvor det har vært utført kalking. Totalt 13 vassdrag er tatt med hvor totalt 258 lokaliteter er undersøkt, 108 lokaliteter er bare undersøkt en gang. Tovdalselva, Mandalselva, Suldalslågen og Vikedalselva har de lengste datasettene hvor flere lokaliteter har sammenhengende tidsserier på 6 – 8 år (**Tabell 7**).

Tabell 7. Oversikt over de enkelte vassdrag, antall lokaliteter og år med vegetasjonsdata.

Vassdrag	antall lokaliteter	år med data
Arendalsvassdraget Nidelva	12	1996 – 1999
Tovdalsvassdraget	33	1995 – 2002
Mandalsvassdraget	52	1973, 1993, 1996 – 2002
Audna	6	2000
Lygna	13	2001 – 2002
Kvina	13	2002
Bjerkereimsvassdraget	15	1996 – 2001
Suldalslågen	23	1974, 1988, 1997 – 2002
Vikedalselva	8	1996 – 2002
Vossovassdraget	29	2002
Eksingedalsvassdraget	12	1996, 1997, 1999
Yndesdalsvassdraget	24	2000, 2001
Flekk-Guddal-vassdraget	18	1998, 2000

Alle disse vassdragene er å anse som fullkalket på lakseførende strekninger. Kalkingshistorien til det enkelte vassdrag er ofte forskjellig og ikke alltid like godt dokumentert. **Tabell 8** gir de viktigste begivenheter med tidspunkter i den forbindelse.

Det foreligger data om vannkvalitet fra alle vassdragene. I mange tilfeller er det direkte overensstemmelse mellom prøvetakingslokaliteter for vannkjemi og vannvegetasjon, mens det i andre er snakk om tilordning av vannkjemilokaliteter til vegetasjonslokaliteter som kan ligge et stykke unna. Mens det bare foreligger én vegetasjonsregistrering pr. år, er det oftest tatt flere vannprøver pr. år pr. lokalitet. Det er beregnet aritmetriske middelveier for de ulike parametre. Årsmiddelveier anses å gi et brukbart bilde av den vannkvaliteten flerårig vannvegetasjon må tåle for å kunne overleve fra år til år. Vegetasjonsdata er koblet til vannkjemi ved å beregne treffprosent i ulike intervaller av de forskjellige kjemiparametre.

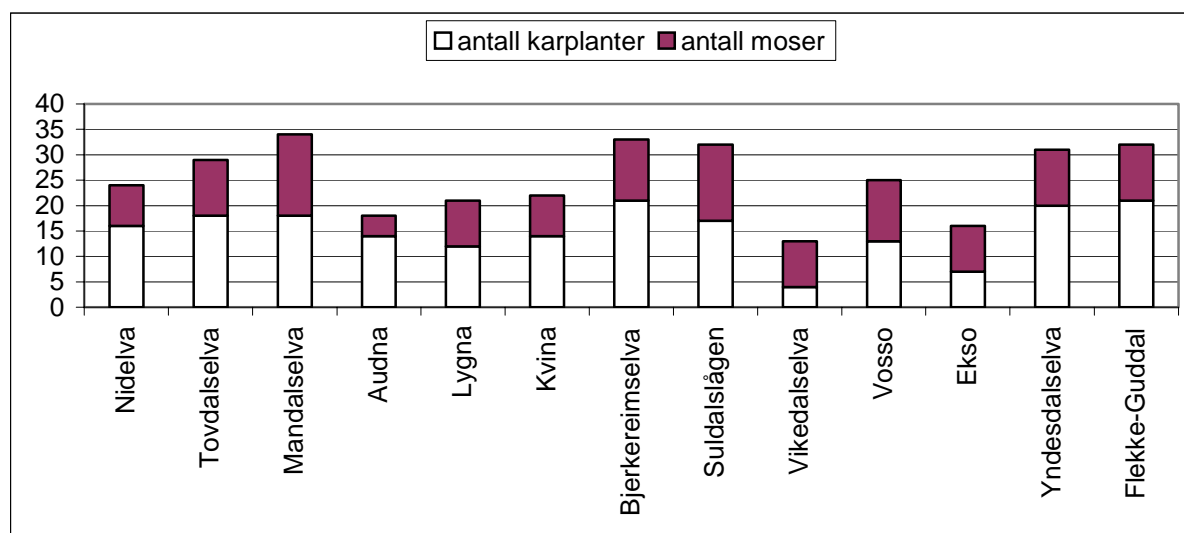
Tabell 8. Oversikt over viktige tidspunkter i forbindelse med kalking av vassdragene.

Vassdrag	oppstart kalking	type kalking
Arendalsvassdraget Nidelva	1996	innsjøkalking gradvis opptrapping
Tovdalsvassdraget	1996	doserer, innsjøkalking
Mandalsvassdraget	1997	doserer, innsjøkalking
Audna	1985	doserer, innsjøkalking siden 1994
Lygna	1991	doserer, innsjøkalking
Kvina	1994	doserer, innsjøkalking
Bjerkereimsvassdraget	1997	doserer, innsjøkalking
Suldalslågen	1998	doserer, innsjøkalking
Vikedalselva	1987	doserer
Vossovassdraget	1994	doserer, innsjøkalking, skjellsand i bekker
Eksingedalsvassdraget	1997	doserer
Yndesdalsvassdraget	1991, 1994	innsjøkalking, doserer
Flekkе-Guddal-vassdraget	1997	innsjøkalking, skjellsand, doserer

5.3 Resultater

5.3.1 Artsmangfold

Figur 40 viser artsmangfold av moser og karplanter i hvert vassdrag. Totalt 20 mosearter, 33 karplanter og 1 kransalge er registrert i de 13 kalkede vassdragene. Flest arter er registrert i Mandalselva (totalt 33), mens det i Vikedalselva kun er registrert 13 arter. Flest karplanter er registrert i Bjerkereimsvassdraget, Yndesdalsvassdraget og Flekke-Guddalvassdraget, mens flest moser er registrert i Mandalselva og Suldalslågen. En del av forskjellene skyldes mest sannsynlig variabelt antall lokaliteter i hvert vassdrag og ulik fordeling av lokalitetstyper innenfor gradienten sakteflytende / hurtigstrømmende. Totalt sett er det registrert et begrenset antall moser og karplanter i disse vassdragene i forhold til totalt antall vannboende karplanter og moser registrert i Norge (Mjelde et al 2002).



Figur 40. Oversikt over artsmangfold av karplanter og moser registrert i 13 kalkede vassdrag. Observasjoner fra kalkede og ukalkede stasjoner er innkludert.

5.3.2 Tålegrense i forhold til pH

Totalt 596 datasett fra i alt 258 lokaliteter er koblet til pH inndelt i ulike intervaller. Det er sortert på ukalkede (282) og kalkpåvirkede lokaliteter (314). Blant de kalkpåvirkede er det forskjellig grad av kalkpåvirkning og ulik tidsfaktor (antall år med kalkpåvirkning). Dette er ikke tatt hensyn til i denne omgang. Likeledes er det ikke skilt mellom ulike lokalitetstyper i forhold til strømhastighetsgradienter. De ukalkede registreringene dekker pH-gradienten fra <5 til 6.5 med tyngdepunkt i intervallet 5-5.5. De kalkpåvirkede dekker et bredere pH-intervall fra 5 til 7.5 med klart tyngdepunkt i intervallet 6-6.5. Dette viser at man i mange tilfeller har nådd pH-målet mhp. effekt av kalking.

Makrofytter

Tabell 9 viser treffprosent langs pH-gradienten av makrofytter i 282 datasett fra ukalkede lokaliteter, **Tabell 10** viser tilsvarende for 314 kalkpåvirkede lokaliteter. Totalt 34 arter er registrert, hvorav 25 er felles for begge datasett. På *ukalkede* lokaliteter har 12 arter treffprosent >10. Alle 12 er registrert ved laveste pH-verdi 4,7.

Krypsiv (*Juncus bulbosus*) er den klart mest vanlige arten med en treffprosent på over 80 i begge datasett. Krypsiv er representert i alle pH-intervaller, men viser avtagende forekomst med økende pH både på ukalkede og kalkpåvirkede lokaliteter. Markert avtak i forekomst synes først å inntre ved pH >6,5. På de ukalkede lokalitetene viser 9 av de 12 vanligste artene (treffprosent >10), som *Lobelia dortmanna*, *Sparganium angustifolium*, *Isoetes echinospora*, *I. lacustris*, *Utricularia intermedia*, *Littorella uniflora* og *Nuphar lutea*, mer eller mindre tydelig tendens til avtagende forekomst med økende pH. De samme arter er representert i alle pH-intervaller helt opp til pH 7-7,5 og viser med få unntak den samme avtagende tendens med økende pH på de kalkpåvirkede lokaliteter.

Blant de vanligste artene på ukalkede lokaliteter finner en 3 arter; *Callitriche hamulata*, *Myriophyllum alterniflorum* og *Subularia aquatica* som skiller seg ut ved at de er representert i pH-intervallet < 5, er fraværende mellom pH 5-5,5 og har de høyeste treffprosent mellom pH 6-7. De har alle klar tendens til økende forekomst ved økende pH. De har også en klar tendens til økende forekomst ved økende pH i kalkede datasett. Disse artene er tidligere kategorisert som svakt surhetsfølsomme. Forekomst i de lave pH-nivåene er muligens restpopulasjoner med lokalt gunstigere miljø. *Utricularia vulgaris* er også tidligere kategorisert som svakt surhetsfølsom, men i denne sammenstillingen synes ikke dette å fremtre like klart. Arten har imidlertid vist seg å være en av de få nyetablerere på lokaliteter etter kalking, noe som taler for at den fortsatt bør kunne plasseres blant de svakt surhetsfølsomme arter.

Ved avtagende treffprosent (<10) øker antall arter som bare er observert ved pH >6 eller har størst treffprosent ved pH >6. For de fleste er antall treff så lite at det ikke er grunnlag for å oppdatere kategorisering i forhold til det som er gjort tidligere (Brandrud & Mjelde 1992). Det er verdt å merke seg at flere arter som tidligere er kategorisert som svakt surhetsfølsomme som f.eks. *Callitriche palustris*, *Potamogeton polygonifolius*, *Elocharis acicularis*, *Hippuris vulgaris* alle er registrert ved meget lave pH-verdier; 4,7 og 4,8. Dette dreier seg trolig om restpopulasjoner som muligens vil forsvinne med tiden eller det er mindre populasjoner med lokalt gunstigere mikrohabitat.

Det er stor overenstemmelse mellom makrofytter på elvelokaliteter og innsjølokaliteter i forhold til pH-toleranse. Inndelingen i kategorier av surhetsfølsomhet i kapitlet for innsjøer vil også gjelde i elver. Det er imidlertid viktig å påpeke at flere av de artene som er tilordnet det svakt surhetsfølsomme samfunn er registrert ved meget lave pH-verdier. En årsak til dette kan være at enkelte makrofytter kan dra fordel av å være rotfast i et sediment med mindre sure egenskaper. Hvis dette er tilfelle vil en kobling vannkjemi - tålegrense ikke gi et riktig bilde av de faktiske forhold. Det kan derfor synes som om neste skritt vil være å ta sedimentkarakterisering med som faktor når tålegrenser for makrofytter skal beregnes. En del planter kan trolig holde stand i slike "sedimentrefugier" i lang tid etter forsurening.

Tabell 9. Treffprosent av karplanter i 282 datasett fra ukalkede lokaliteter, samt treffprosent fordelt på 6 pH-intervaller. Tall i parentes viser antall datasett i hvert pH-intervall. Nedre pH-område artene er registrert ved er vist i egen kolonne.

latinsk navn:	Treff prosent i 282 datasett	pH <5 (76)	pH 5-5,5 (96)	pH 5,5-6 (60)	pH 6-6,5 (50)	pH 6,5-7 (0)	pH 7-7,5 (0)	nedre pH
<i>Juncus bulbosus</i>	81	94,7	85,4	70	66			4,7
<i>Sparganium angustifolium</i>	45	64,5	40,6	35	38			4,7
<i>Lobelia dortmanna</i>	43	57,9	56,3	31,7	10			4,7
<i>Isoetes echinospora</i>	38	52,6	37,5	35	22			4,7
<i>Isoetes lacustris</i>	29	35,5	28,1	31,7	18			4,7
<i>Utricularia intermedia</i>	23	32,9	34,4	8,3	2			4,7
<i>Utricularia minor</i>	22	13,2	38,5	23,3	4			4,7
<i>Callitriche hamulata</i>	22	17,1		16,7	78			4,7
<i>Ranunculus reptans</i>	21	31,6	6,3	18,3	36			4,7
<i>Littorella uniflora</i>	20	39,5	13,5	16,7	6			4,7
<i>Nuphar lutea</i>	15	17,1	21,9	10	4			4,7
<i>Subularia aquatica</i>	10	9,2		11,7	30			4,7
<i>Utricularia vulgaris</i>	9	11,8	4,2	13,3	10			4,7
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	7	11,8		6,7	16			4,7
<i>Nymphaea alba</i>	5	2,6	9,4	3,3	2			4,9
<i>Glyceria fluitans</i>	3	10,5			2			4,7
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	3		3,1	1,7	8			5,2
<i>Eleocharis acicularis</i>	2	3,9			8			4,7
<i>Utricularia ochroleuca</i>	2	2,6	2,1	1,7	4			4,7
<i>Alopecurus aequalis</i>	2	2,6	1	1,7	4			4,8
<i>Callitriche palustris</i>	2	5,3	1		2			4,7
<i>Sparganium minimum</i>	2	5,3			2			4,7
<i>Callitriche sp.</i>	1	5,3						4,7
<i>Potamogeton natans</i>	1		1	5				5,2
<i>Eleocharis multicaulis</i>	1		3,1					5,2
<i>Hippuris vulgaris</i>	1	1,3			2			4,8
<i>Callitriche stagnalis</i>	0,3				2			6,2
<i>Elatine orthosperma</i>	0,3				2			6,4
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	0,3				2			6,2
<i>Ranunculus peltatus</i>	0,3				2			6,5
Totalt antall arter		32	18	19	27			

Tabell 10. Treffprosent av karplanter i 314 datasett fra kalkpåvirkede lokaliteter, samt treffprosent fordelt på 6 pH-intervaller. Tall i parentes viser antall datasett i hvert pH-intervall.

latinsk navn:	Treff prosent i 314 datasett	pH <5 (0)	pH 5-5.5 (6)	pH 5.5-6 (73)	pH 6-6.5 (178)	pH 6.5-7 (52)	pH 7-7.5 (5)
Juncus bulbosus	84		100	95,9	86	63,5	40
Lobelia dortmanna	53		66,7	71,2	45,5	50	40
Sparganium angustifolium	47			63	44,4	40,4	40
Isoetes echinospora	45			54,8	43,8	40,4	20
Utricularia intermedia	37		16,7	63	29,2	32,7	20
Myriophyllum alterniflorum	36			24,7	38,8	48,1	40
Isoetes lacustris	31			31,5	30,9	36,5	20
Littorella uniflora	28			35,6	24,7	34,6	20
Callitriche hamulata	26			6,8	32,6	34,6	40
Utricularia minor	24			41,1	21,9	9,6	20
Ranunculus reptans	21			26	21,3	17,3	
Utricularia vulgaris	20			37	16,9	7,7	40
Nuphar lutea	13			24,7	8,4	13,5	20
Subularia aquatica	13			4,1	15,7	19,2	
Potamogeton polygonifolius	9			2,7	9	17,3	
Sparganium minimum	5			2,7	6,2	7,7	
Callitriche palustris	4			1,4	3,4	9,6	
Utricularia ochroleuca	4			5,5	1,7	7,7	20
Eleocharis multicaulis	3			4,1	2,2	3,8	
Nymphaea alba	3			1,4	2,2	5,8	
Alopecurus aequalis	2			1,4	2,2		
Potamogeton gramineus	2				2,2	1,9	
Nitella opaca	1				1,7	1,9	
Potamogeton alpinus	1			1,4	0,6		20
Potamogeton berchtoldii	1				1,1	1,9	
Sparganium natans	1			2,7			
Elatine orthosperma	0				0,6		
Eleocharis acicularis	0						20
Potamogeton natans	0				0,6		
Potamogeton pusillus	0				0,6		

Moser

Tabell 11 viser treffprosjenter av moser i et datasett på 282 ukalkede lokaliteter fordelt på ulike pH-intervaller, **Tabell 12** viser tilsvarende for 314 kalkpåvirkede lokaliteter. Det er totalt registrert 20 arter og 5 slekter. I det ukalkede materialet har bare 9 arter treffprosent >10, av disse er 8 representert i alle pH-intervaller som dette materialet omfatter. I det kalkede materialet har 11 arter treffprosent >10. De resterende mosene er klart sjeldnere eller det kan være enkeltobservasjoner gjort under spesielle forhold som f.eks. høy vannføring. I enkelte tilfeller kan overgangen mellom vannvegetasjon og terrestrisk vegetasjon være diffus, noe som kan ha ført til at enkelte mer terrestriske moser er kommet med.

De klart vanligste vannmosene er levermosene *Scapania undulata* og *Nardia compressa* som sammen med *Marsupella emarginata* utgjør et karakteristisk samfunn på steinsubstrat oftest i hurtigstrømmende partier, **Figur 41**. Alle synes å tåle noe tørrlegging, men har som regel størst forekomst på arealer med lav tørrleggingsfrekvens. På ukalkede lokaliteter forekommer alle tre i hele materialets pH-gradient, opp til pH 6.5, **Tabell 11**. Bare *Nardia* viser tendens til avtagende forekomst ved høyere pH. På de kalkpåvirkede lokalitetene er de samme tre artene representert i alle pH-intervaller mellom 5 og 7.5. Igjen er det bare *Nardia* som viser avtagende treffprosent ved høyere pH. I det kalkede materialet synes *Nardia* å kunne vokse ved høyere pH enn angitt som høyeste pH-toleranse tidligere (Lindstrøm 1992). Ut fra dette kan *Nardia* se ut til å ha fått utvidet pH-toleranse på kalkede lokaliteter. Den ser imidlertid ikke ut til å etablere seg når pH er >6.5. For de andre to artene er det også vist utvidet pH-toleranse på kalkede lokaliteter ved at både *Marsupella emarginata* og *Scapania undulata* nå vokser ved høyere pH enn angitt i tidligere tålegenseregninger, henholdsvis 6.5 og 7 (Lindstrøm 1992).

Den vanligste bladmosen er *Racomitrium aciculare*. På ukalkede lokaliteter har arten størst frekvens i pH-området 5-6 og lavest ved pH <5. På kalkede synes den å få økt frekvens ved økende pH. Denne mosen er forøvrig ikke den beste indikator i forhold til vannkvalitet da den oftest finnes på steder med en relativt høy tørrleggingsfrekvens i forhold til varierende vannføring. Bare få lokaliteter har hatt forekomster på mer permanent vanddekte arealer. Det viser at den ikke primært foretrekker å stå under vann.

Polytrichum commune forekommer også vanligvis terrestrisk og på elvebredder som periodisk tørregges. Arten er imidlertid registrert på permanent vanddekte arealer flere steder. Den forekommer i alle pH-intervaller, men har klart lavest frekvens ved pH <5.

På ukalkede lokaliteter hadde alle tre arter av *Fontinalis* størst treffprosent i pH-intervallet 6-6.5. Både *Fontinalis antipyretica* og *F. dalecarlica* er imidlertid registrert ved pH <5. På kalkede lokaliteter viser *F. dalecarlica* en klar tendens til økende forekomst ved høyere pH opp til pH 7, mens *F. antipyretica* har høyest treffprosent ved pH 6-6.5. *Fontinalis squamosa* er til nå bare registrert i to av vassdragene og da ved en pH >6, noe som kan indikere en viss grad av surhetsfølsomhet.

Hygrohypnum ochraceum hadde lav treffprosent på ukalkede lokaliteter, og den har klart størst treffprosent i det høyeste pH-intervallet 6-6.5. Treffprosenten økte fra 4 på ukalkede lokaliteter til 15 på kalkede, samtidig som det var klart økende treffprosent mot høyere pH. *Fontinalis*-artene og *Hygrohypnum ochraceum* er hyppigst forekommende på steinsubstrat på lokaliteter med lav tørrleggingsfrekvens og burde være gode indikatorer på vannkvalitet.

Blindia acuta tåler noe mer tørrelegging. Arten er registrert i hele pH-gradienten. På ukalkede lokaliteter hadde arten økende treffprosent opp til pH 5.5-6 for deretter å avta. På kalkede lokaliteter hadde den størst treffprosent et nivå høyere, pH 6-6.5, dersom en ser bort fra yttergrensene hvor antall mulige treff var meget lite. *Blindia* er den mosen som synes å ha vært raskest til å etablere seg på kalkede lokaliteter.

Av andre moser er torvmosen *Sphagnum auriculatum* funnet innenfor alle pH-intervaller opp til pH 7 og er også jevnt fordelt i de ulike intervallene både på ukalkede og kalkede lokaliteter. Denne mosen er primært knyttet til stilleflytende innsjøpregete partier. *Drepanocladus exannulatus* er også knyttet til de samme type voksesteder, men er betydelig mer sjelden. Denne er også registrert ved pH < 5, men har noe høyere treffprosent i de høyere pH-intervallene både på ukalkede og kalkede lokaliteter.

I forbindelse med tålegrensarbeidet i 1992 ble det gjort forsøk på å kategorisere de ulike arter i forhold til laveste pH-toleranse og grad av følsomhet overfor forsuring (Lindstrøm 1992, Brandrud og Mjelde 1993). Resultatene i den nye sammenstillingen skiller seg ikke vesentlig fra den forrige og

bekrefter for en stor del tidligere kategoriseringer. I samsvar med definisjonene i kapitlet om makrofytter i innsjøer kan de vanligste mosene plasseres i følgende kategorier:

Surhetstolerant samfunn.

Scapania undulata
Nardia compressa
Marsupella emarginata
Racomitrium aciculare
Sphagnum auriculatum

Svakt surhetsfølsomt samfunn.

Fontinalis dalecarlica
Blindia acuta
Drepanocladus exannulatus

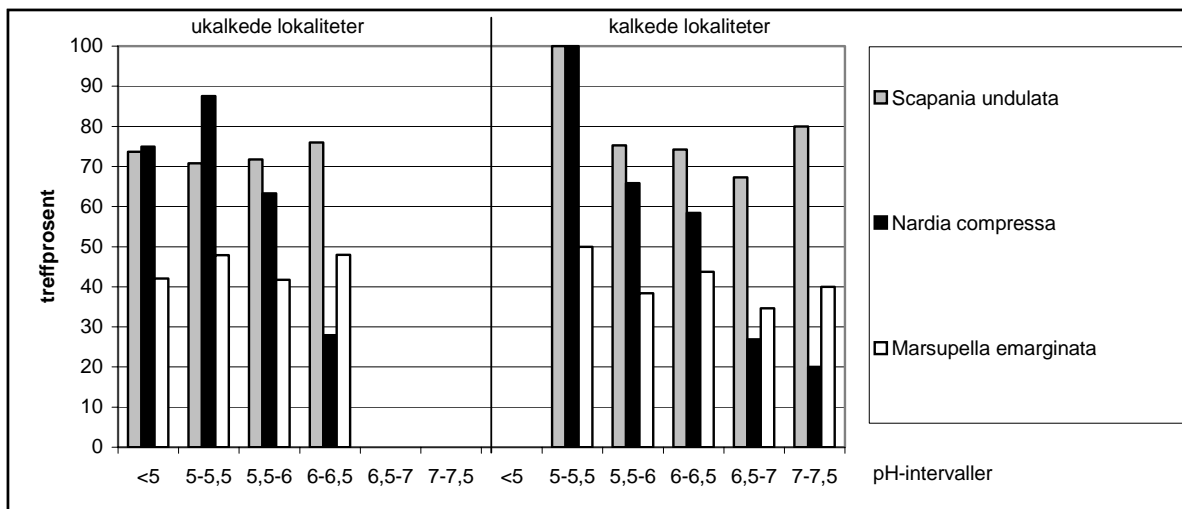
Moderat surhetsfølsomt samfunn.

Fontinalis antipyretica
Fontinalis squamosa
Hygrohypnum ochraceum

Svært surhetsfølsomt samfunn.

ingen arter tilordnet

De resterende artene i **Tabell 11** og **Tabell 12** er ikke tilordnet noen kategori i forhold til surhetsfølsomhet da materialet er såvidt sparsomt og flere arter kan ligge i grenseland i forhold til skillet mellom terrestrisk og akvatisk vegetasjon.



Figur 41. Treffprosent i 6 pH-intervaller på ukalkede og kalkede lokaliteter for de surhetstolerante levermosene *Scapania undulata*, *Nardia compressa* og *Marsupella emarginata*.

Tabell 11. Treffprosent av moser i 282 datasett fra ukalkede lokaliteter, samt treffprosent fordelt på 6 pH-intervaller. Tall i parentes representerer antall datasett i hvert pH intervall. Nedre pH-område artene er registrert ved er satt opp i egen kolonne.

latinsk navn:	Treff prosent i 282 datasett	pH <5 (76)	pH 5-5.5 (96)	pH 5.5-6 (60)	pH 6-6.5 (50)	pH 6.5-7 (0)	pH 7-7.5 (0)	nedre pH
Scapania undulata	73	73,7	70,8	71,7	76			4,7
Nardia compressa	68	75	87,5	63,3	28			4,7
Marsupella emarginata	45	42,1	47,9	41,7	48			4,7
Racomitrium aciculare	41	18,4	52,1	61,7	32			4,8
Sphagnum auriculatum	34	36,8	38,5	30	26			4,7
Fontinalis dalecarlica	23	14,5	3,1	30	68			4,7
Blindia acuta	21	2,6	16,7	48,3	26			4,9
Polytrichum commune	17	1,3	26	13,3	30			4,9
Gymnocolea inflata	10	2,6	24	3,3				4,9
Fontinalis antipyretica	8	1,3	1	1,7	40			4,8
Drepanocladus exannulatus	6	2,6	7,3	11,7	4			4,9
Hygrohypnum ochraceum	4		2,1	3,3	16			5,3
Racomitrium heterostichum	4		8,3	3,3				5,2
Fontinalis squamosa	3				18			6,1
Fontinalis sp.	3	3,9			10			4,7
Sphagnum sp.	1	2,6						4,7
Polytrichum formosum	1	2,6						4,7
Cephalozia sp.	0				2			6,1
Lophozia sp.	0		1					5,2
Schistidium sp.	0	1,3						4,7
Bryum pseudotriquetrum	0				2			6,2
Dicranella palustris	0				2			6,1
Pellia epiphylla	0		1					5,3
Pohlia nutans	0		1					5,2
Schistidium rivulare	0		1					5,3

Tabell 12. Treffprosent av moser i 314 datasett fra kalkpåvirkede lokaliteter, samt treffprosent fordelt på 6 pH-intervaller. Tall i parentes representerer antall datasett i hvert pH-intervall.

latinsk navn:	Treff prosent i 314 datasett	pH <5 (0)	pH 5-5.5 (6)	pH 5.5-6 (73)	pH 6-6.5 (178)	pH 6.5-7 (52)	pH 7-7.5 (5)
Scapania undulata	74		100	75,3	74,2	67,3	80
Nardia compressa	55		100	65,8	58,4	26,9	20
Fontinalis dalecarlica	41			23,3	42,1	65,4	60
Marsupella emarginata	41		50	38,4	43,8	34,6	40
Racomitrium aciculare	41			32,9	39,9	57,7	80
Blindia acuta	34		50	16,4	42,1	26,9	40
Sphagnum auriculatum	34		16,7	35,6	35,4	30,8	
Polytrichum commune	24			23,3	28,1	15,4	20
Fontinalis antipyretica	24			9,6	30,3	26,9	
Hygrohypnum ochraceum	15			2,7	15,7	28,8	40
Gymnocolea inflata	12		50	19,2	10,1	5,8	
Drepanocladus exannulatus	8			8,2	7,9	11,5	
Fontinalis squamosa	5				9		
Racomitrium heterostichum	4			5,5	3,9		
Lophozia sp.	1			5,5			
Pohlia nutans	1			5,5			
Pellia epiphylla	1			1,4	1,1		
Schistidium rivulare	1			1,4	1,1		

5.3.3 Mengdemessig forekomst av vanlige arter

I forbindelse med registrering av vannvegetasjon på elvelokaliteter blir mengdemessig forekomst av de enkelte artene vurdert ut fra en 5-delt skala; 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende på store deler av lokaliteten. **Tabell 13** og **Tabell 14** viser en oversikt over arter som har fått mengde score 4 og 5 i de ulike pH-intervallene. Her er det ikke skilt mellom materiale fra kalkede og ukalkede lokaliteter. Ni karplanter har fått mengdescore 5 minst en gang og alle 9 har fått score 5 i pH-intervallet 6-6.5. *Juncus bulbosus* er den eneste arten som har fått mengde score 5 i alle pH-intervaller, noe som viser at denne planten kan danne massebestander i alle vannkvaliteter med pH opp til 7-7.5. Krypsiv har også klart flest høye mengde score med *Lobelia dortmanna* på en klar andre-plass. *Lobelia* er også registrert med mengde score 5 i hele pH-intervallet 5-7. Ved pH <5 er det i tillegg til *Juncus* og *Lobelia* registrert mengde score 4 av *Isoetes lacustris*, *Sparganium angustifolium*, *Littorella uniflora*, *Nuphar lutea* og *Utricularia minor*. Blant de svakt surhetsfølsomme artene *Myriophyllum alterniflorum*, *Callitriche hamulata*, *Subularia aquatica* og *Utricularia vulgaris* må en over pH 5.5 for å finne større bestander.

Blant vannmosene er det 7 arter som har fått mengde score 5 minst en gang og alle 7 har fått det i pH-intervallet 6-6.5. *Nardia compressa* er den eneste arten som har fått mengde score 5 i alle pH-intervallene, noe som viser at denne mosen kan ha massebestander i alle vannkvaliteter med pH opp til 7. *Nardia* har også klart størst antall høye mengde score, mens *Scapania undulata*, *Fontinalis dalecarlica*, *Sphagnum auriculatum* og *Hygrohypnum ochraceum* ligger på de neste plassene. *Scapania undulata* er den eneste arten ved siden av *Nardia* som er representert med høye mengde score i alle pH-intervallene. Ved pH <5 er det bare *Nardia compressa*, *Scapania undulata* og *Sphagnum auriculatum* som er representert. Blant de svakt til moderat surhetsfølsomme arter som *Fontinalis dalecarlica*, *F. antipyretica* og *Hygrohypnum ochraceum* må en over pH 5.5 og 6 for å finne større bestander.

Tabell 13. Oversikt over registrerte mengdeangivelser (4=lokalt dominerende og 5=dominerende på store deler av lokaliteten) av karplanter fordelt på 6 pH-intervaller og totalt antall mengde score 4 og 5 for hver art. Tall i parentes representerer antall mulige datasett i hvert pH-intervall.

latinsk navn:	pH <5	pH 5-5.5	pH 5.5-6	pH 6-6.5	pH 6.5-7	pH 7-7.5	antall mengde score 5	antall mengde score 4
	(76)	(102)	(133)	(228)	(52)	(5)		
<i>Juncus bulbosus</i>	5+4	5+4	5+4	5+4	5+4	5	95	69
<i>Lobelia dortmanna</i>	4	5+4	5+4	5+4	5+4		17	64
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>			5+4	5+4	5+4	5	7	14
<i>Isoetes lacustris</i>	4	4	4	5+4	5+4	4	6	21
<i>Sparganium angustifolium</i>	4		5+4	5+4	4	4	4	15
<i>Sparganium minimum</i>			4	5+4	5+4		4	5
<i>Callitriche hamulata</i>			4	5+4			2	9
<i>Ranunculus reptans</i>			4	5+4	4		1	10
<i>Potamogeton natans</i>				5			1	
<i>Littorella uniflora</i>	4	4	4	4	4			22
<i>Nuphar lutea</i>	4	4	4	4	4			17
<i>Utricularia minor</i>	4	4	4	4				16
<i>Utricularia intermedia</i>		4	4	4				8
<i>Isoetes echinospora</i>		4	4	4	4			4
<i>Potamogeton polygonifolius</i>				4	4			3
<i>Subularia aquatica</i>			4					2
<i>Potamogeton berchtoldii</i>				4				1
<i>Utricularia vulgaris</i>			4					1

Ettersom analysen ikke skiller mellom kalkede og ukalkede lokaliteter har vi fått tilsynelatende god vekst av forsureningstypiske arter som *Nardia* og *Juncus* helt opp til pH 7-7,5. Ikke noe ukalket materiale gir store forekomster ved så høy pH for disse plantene. Det er derfor ikke gitt at disse bestandene vil fortsette å være like store dersom pH forblir like høy.

Tabell 14. Oversikt over registrerte mengdeangivelser (4=lokalt dominerende og 5=dominerende på store deler av lokaliteten) av moser fordelt på 6 pH-intervaller og totalt antall mengde score 4 og 5 for hver art. Tall i parentes representerer antall mulige datasett i hvert pH-intervall.

	pH <5	pH 5-5.5	pH 5.5-6	pH 6-6.5	pH 6.5-7	pH 7-7.5	antall mengde score 5	antall mengde score 4
latinsk navn:	(76)	(102)	(133)	(228)	(52)	(5)		
<i>Nardia compressa</i>	5+4	5+4	5+4	5+4	5+4	5	130	60
<i>Fontinalis dalecarlica</i>			5+4	5+4	5+4	4	14	22
<i>Sphagnum auriculatum</i>	5+4		4	5+4			9	19
<i>Scapania undulata</i>	4	5+4	5+4	5+4	4	4	8	33
<i>Hygrohypnum ochraceum</i>			4	5+4	5+4	4	6	15
<i>Fontinalis antipyretica</i>				5+4	5+4		4	3
<i>Racomitrium aciculare</i>		4	4	5+4			2	6
<i>Marsupella emarginata</i>			4	4	4			13
<i>Drepanocladus exannulatus</i>				4				1

5.3.4 Effekter av nitrogen

Av de 596 datasett som lot seg koble til pH-data er det bare 286 som kan kobles til Tot-N og 325 til NO₃. I utgangspunktet er det en meget skjev fordeling innenfor de ulike NO₃-intervaller med klart flest mulige treff innenfor 100-200 µgN/l (193) og bare 17 muligheter innenfor intervallet 325-450 µgN/l.

Tabell 15 viser treffprosent av karplanter og moser fordelt på ulike NO₃-intervaller. Bare arter med treffprosent >10 er tatt med, 14 karplanter og 10 moser. Blant karplantene er 10 arter representert i alle intervaller. 3 arter; *Utricularia intermedia*, *U. vulgaris* og *Littorella uniflora* synes å ha "tilfeldige" fravær i enkelte intervaller mens bare *Nuphar lutea* viser en klar nedgang i forekomst med økende nitrat i vannmassene. For arter representert i alle intervaller kan en ut fra treffprosentene gjøre en grov vurdering av deres forekomst i forhold til nitrat i vannmassene:

økt forekomst med økende nitrat:	redusert forekomst med økende nitrat:	vanskelig å plassere:
<i>Juncus bulbosus</i>	<i>Sparganium angustifolium</i>	<i>Utricularia intermedia</i>
<i>Callitriche hamulata</i>	<i>Lobelia dortmanna</i>	<i>Utricularia vulgaris</i>
<i>Littorella uniflora</i>	<i>Isoetes echinospora</i>	<i>Subularia aquatica</i>
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	<i>Isoetes lacustris</i>	
<i>Ranunculus reptans</i>	<i>Utricularia minor</i>	
	<i>Nuphar lutea</i>	

Av planter som viser tendens til økt forekomst med økende nitrat i vannmassene finner vi 3 langskuddsplanter *Juncus bulbosus*, *Callitriche hamulata* og *Myriophyllum alterniflorum*. Disse kan trolig nyttegjøre seg noe av nitrogenet i vannmassene. Vi finner også 2 kortskuddsplanter, *Littorella uniflora* og *Ranunculus reptans*, som har begge relativt lite rotsystem i forhold til andre kortskuddsplanter. De formerer seg ofte ved utløpere som ikke alltid har behov for sedimentkontakt for å vokse og er muligens også avhengige av å ta opp nitrogen fra vannmassene.

I gruppen som viser tendens til redusert forekomst i forhold til økende nitrat i vannmassene finner vi med ett unntak planter med solide røtter, hvor næringsopptaket hovedsaklig skjer via substratet. Unntaket *Utricularia minor* er i gruppen langskuddsplanter og er oftest registrert frittflytende i vannmassene eller på sedimentoverflaten uten særlig røtter. Dette tyder på at planten tar næring fra vannmassene og at den ikke trives ved høye nitratkonsentrasjoner.

3 arter var vanskelig å plassere i forhold til økende nitrat i vannmassene.

Blant de 10 mosene er samtlige representert i alle nitrat-intervaller med unntak av *Blindia acuta* og *Polytrichum commune* som mangler treff i den laveste kategorien 0-50 µgN/l. Ingen moser viser noen entydig trend til avtagende forekomst med økende nitrat. De fleste artene som *Scapania undulata*, *Marsupella emarginata*, *Fontinalis dalecarlica*, *F. antipyretica*, *Blindia acuta* og *Polytrichum commune* viser tendens til økt forekomst med økende nitrat selv om alle unntatt sistnevnte får lavere treffprosent i det øverste NO₃-intervallet. To arter *Nardia compressa* og *Hygrohypnum ochraceum* synes ikke å ha noen preferanse verken for høye eller lave nitrogen-nivåer.

Effekter av økt nitrogendeposisjon på makrovegetasjon i elver er vanskelig å vurdere ut fra dette materialet. Så langt kan vi bare konstatere at det må mer omfattende og grundigere analyser til for å vurdere dette.

Tabell 15. Treffprosent av karplanter og moser i 325 datasett (lokalitetsregistreringer) samt treffprosent i datasett fordelt på 6 NO₃-intervaller. Bare arter med treffprosent >10 er tatt med. Tall i parentes representerer antall datasett i hvert NO₃ intervall.

	Treff prosent i 325 datasett	NO ₃ 0-50	NO ₃ 50-100	NO ₃ 100-200	NO ₃ 200-325	NO ₃ 325-450	NO ₃ >450
latinsk navn:		(38)	(31)	(193)	(46)	(17)	(0)
Karplanter							
<i>Juncus bulbosus</i>	76,3	84,2	67,7	72,5	82,6	100,0	
<i>Sparganium angustifolium</i>	43,7	63,2	48,4	40,9	28,3	64,7	
<i>Lobelia dortmanna</i>	41,8	84,2	54,8	36,8	13,0	58,8	
<i>Isoetes echinospora</i>	39,4	71,1	48,4	32,1	28,3	64,7	
<i>Isoetes lacustris</i>	27,4	50,0	41,9	22,3	23,9	17,6	
<i>Callitriche hamulata</i>	26,2	13,2	12,9	20,7	58,7	52,9	
<i>Utricularia minor</i>	22,8	71,1	38,7	15,0	6,5	17,6	
<i>Utricularia intermedia</i>	21,5	5,3	22,6	30,6		11,8	
<i>Littorella uniflora</i>	21,2	5,3		25,9	15,2	58,8	
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	19,7	7,9	19,4	16,1	26,1	70,6	
<i>Ranunculus reptans</i>	16,9	7,9	3,2	18,7	17,4	41,2	
<i>Nuphar lutea</i>	13,8	55,3	29,0	7,8			
<i>Utricularia vulgaris</i>	11,7	2,6		15,0	4,3	35,3	
<i>Subularia aquatica</i>	10,5	10,5	3,2	5,7	13,0	70,6	
Moser							
<i>Scapania undulata</i>	66,5	15,8	45,2	75,6	89,1	52,9	
<i>Nardia compressa</i>	60,9	52,6	54,8	68,9	41,3	52,9	
<i>Marsupella emarginata</i>	44,6	10,5	35,5	51,3	58,7	23,5	
<i>Racomitrium aciculare</i>	38,5	13,2	35,5	46,1	37,0	17,6	
<i>Fontinalis dalecarlica</i>	34,8	10,5	19,4	31,1	73,9	52,9	
<i>Blindia acuta</i>	33,5		16,1	36,3	58,7	41,2	
<i>Sphagnum auriculatum</i>	29,5	57,9	45,2	19,2	26,1	64,7	
<i>Fontinalis antipyretica</i>	24,3	13,2	22,6	24,4	34,8	23,5	
<i>Polytrichum commune</i>	23,1		3,2	24,9	37,0	52,9	
<i>Hygrohypnum ochraceum</i>	10,8	7,9	19,4	8,8	15,2	11,8	

5.3.5 Effekter av kalking

Effekter av forsuring og kalking på makrovegetasjon i vann er oppsummert i Brandrud (2000). Rapporten tar med data og erfaringer til og med 1998 og det er fokusert både på elver og innsjøer.

Spesielt Arendalsvassdraget, Tovdalsvassdraget, Mandalsvassdraget og Bjerkereimsvassdraget er gjennomgått. Etter 1998 har kalkingsovervåkingen fortsatt i disse vassdragene og registreringer i nye vassdrag er kommet til. I dette kapitlet skal vi derfor kort gjøre opp status for utviklingen i vassdrag der data finnes frem til og med 2002. Dokumentasjon finnes i DN's rapportserie "Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter".

Arendalsvassdraget

Dette vassdraget er blitt gradvis oppkalket fra og med 1996 ved hjelp av innsjøkalking. Samtidig startet overvåking av vannvegetasjon som varte til og med 1999. I denne perioden ble det registrert en økt forekomst av de svakt surhetsfølsomme artene *Myriophyllum alterniflorum* og *Utricularia vulgaris* som begge var til stede i vassdraget før kalking. I slutten av perioden ble det også registrert en tredje surhetsfølsom art *Callitriche hamulata*.

På hurtigstrømmende partier har det vært en blanding av levermosene *Scapania undulata* og *Nardia compressa*. Generelt har det vært små endringer i sammensetningen av mosefloraen, men det er eksempler på at *Nardia compressa* har gått tilbake til fordel for *Scapania* i kalkede sidevassdrag. Den surhetsfølsomme arten *Blindia acuta* ble registrert som ny flere steder både i 1998 og 1999.

Status: 3 år etter start kalking er det skjedd bare mindre endringer.

Tovdalsvassdraget

Oppstart kalking i 1996 etter en lang periode med kronisk forsuring. Grundige registreringer før kalking i 1995 viste et artsfattig samfunn sterkt preget av forsuring. Restpopulasjoner av surhetsfølsomme arter var svært begrenset. På stilleflytende partier er det bare *Utricularia vulgaris* av surhetsfølsomme arter som har etablert seg med stabile forekomster etter kalking og bare på noen få lokaliteter. Første observasjon av *Myriophyllum alterniflorum* gjort i 2001 og da bare på en lokalitet. På hurtigstrømmende partier var det fullstendig dominans av *Nardia compressa* før kalking.

Fontinalis-samfunnet var fullstendig fraværende. Kalkingen hadde en klar negativ effekt på *Nardia*-samfunnet som vissnet helt ned nedstrøms dosererpunktene. Nedvissning og redusert vitalitet ble registrert på alle kalkede lokaliteter, men i varierende grad i forhold til avstand til doserer. I dag er det fortsatt klare spor av redusert vitalitet og bortfall av *Nardia* tett nedstrøms doserer, men allerede i 1998 registrerte man en viss revitalisering av *Nardia* på lokaliteter som ikke direkte var berørt av kalkslam. Nyetablering av *Nardia* er imidlertid sjeldent å se. Når det gjelder nyetablering av moser er det først og fremst den svakt surhetsfølsomme *Blindia acuta* og levermosen *Scapania undulata* som har slått til etter kalking. Det er imidlertid ikke utviklet masseforekomster av disse mosene, både fordi det fortsatt står mye rester av *Nardia* og tar opp plass og fordi mosene vokser sakte.

Status: 6 år etter kalking er etableringen av surhetsfølsomme arter kommet svært kort i dette vassdraget hvor restpopulasjoner av surhetsfølsomme arter var svært begrenset før kalking. Klar dokumentasjon på negativ effekt av kalking på *Nardia compressa*.

Mandalsvassdraget

Oppstart kalking med doserer i 1997 etter en lang periode med kronisk forsuring. Grundige registreringer før kalking i 1996 viste et artsfattig samfunn sterkt preget av forsuring. Restpopulasjoner av surhetsfølsomme arter var begrenset, men ikke så sterkt som i Tovdalsvassdraget. Tidligere undersøkelser fra 1973 og 1993 viste også at vassdraget hadde flere surhetsfølsomme arter til stede, spesielt i de nedre deler. Men også høyere oppe i vassdraget (Ljoslandsvatn og Håverstad) var arter som *Myriophyllum alterniflorum*, *Utricularia vulgaris*, *Callitriche*-arter, *Fontinalis dalecarlica* og *Drepanocladus exannulatus* etablert.

Etter kalking har en sett mye av det samme som i Tovdalsvassdraget med tydelig skade på *Nardia*-samfunnet, samt en langsom spredning og etablering av svakt surhetsfølsomme arter. Den siste prosessen har gått raskere i Mandalsvassdraget. På sakteflytende strekninger med mye krypsiv ble det i 1993 og 1996 registrert store bestander av torvmosen *Sphagnum auriculatum* inniblant krypsivet. I

1999, 2 år etter kalking, observerte man avgang og reduksjon i *Sphagnum*-bestandene, noe som har fortsatt senere år. I dag er det fremdeles lite *Sphagnum* i disse områdene mens krypsivet har holdt seg på samme nivå. Reduksjonen av disse *Sphagnum*-bestandene kan være en effekt av kalking fra doseringsanlegget noen km oppstrøms.

Status: 5 år etter kalking er spredning og etablering av surhetsfølsomme arter kommet godt i gang takket være relativt god tilgang på restpopulasjoner. Klar dokumentasjon på negativ effekt av kalking på *Nardia compressa* og *Batrachospermum*. En mulig negativ effekt også på *Sphagnum auriculatum*.

Audna

Oppstart kalking i 1985 med doserer. Innsjøkalking fra 1994. Vassdraget er bare observert en gang i forbindelse med kalkingsovervåkning; i 2000 hele 15 år etter kalking. Det er få registreringer av karplanter før kalking. For mosene finnes noe mer dokumentasjon. I 2000 var det etablert svakt surhetsfølsomme arter som *Utricularia vulgaris* og *Potamogeton polygonifolius* på både ukalkede og kalkede lokaliteter mens *Myriophyllum alterniflorum* bare ble registrert på en kalket lokalitet. Av vannmoser ble det registrert store forekomster (>80% dekning) dominert av *Nardia compressa* på ukalkede lokaliteter. På kalkede lokaliteter var det generelt betydelig lavere mosedekning (<20%) dominert av ulike arter, bl.a. den svakt surhetsfølsomme *Fontinalis dalecarlica*. Tidligere undersøkelser i 1982 og 1986 tyder på at *Nardia compressa* var mer vanlig på alle lokaliteter før kalking (Brettum & Lindstrøm 1983, Lande & Lindstrøm 1986). I 1982 fantes duskelvemose (*Fontinalis dalecarlica*) i store mengder ved Buhølen (oppstrøms en av overvåkningslokalitetene i 2000), noe som vitnet om en forholdsvis gunstig vannkvalitet og tilstedeværelse av surhetsfølsomme elementer før kalking. I 2000 fantes arten på flere lokaliteter, men med sparsom forekomst.

Status: 15 år etter kalking er bare få surhetsfølsomme arter etablert i vassdraget. Trolig nedgang i forekomst av *Nardia compressa* på kalkede lokaliteter.

Lygna

Oppstart kalking i 1991 med doserer. Lygnavassdraget ble undersøkt botanisk i forbindelse med utredningen av naturvitenskaplige verneinteresser innenfor 10-års vernede vassdrag i perioden 1977-1981 (Pedersen og Drangeid 1983). I denne rapporten heter det bl. a.: "Vannvegetasjonen i elver og innsjøer er artsfattig og oftest sparsomt utviklet. Hele elvesystemet kan botanisk kalles en *Nardia compressa*-elv etter den vanligste mosearten i vassdraget." Denne beskrivelsen kan brukes som en førsituasjon før kalkingen, og viser at vannvegetasjonen i vassdraget var sterkt preget av forsurening. Likevel ble det i samme undersøkelsen konstatert tilstedeværelse av flere surhetsfølsomme arter på enkelte lokaliteter. Arter som *Fontinalis antipyretica*, *F. dalecarlica*, *Myriophyllum alterniflorum* og *Potamogeton polygonyfolius*, viser at det var små lommer og refugier med en bedre vannkvalitet i vassdraget på slutten av 70-tallet.

Vegetasjonsundersøkelsen i 2001 og 2002 viste at det må ha skjedd endringer i vassdraget. Mens referansestasjonene synes å være uendret i forhold til tidligere undersøkelser med klar dominans av *Nardia compressa*, var det nærmest bortfall av denne mosen på samtlige stasjoner nedstrøms kalkdosereren ved Rossvatn. Samtidig har en fått en stabil forekomst av *Scapania undulata* og *Fontinalis dalecarlica* der *Nardia* vokste tidligere. Dette skifte i mosefloraen i hovedelva må være en effekt av kalkingen. En annen effekt av kalkingen synes å være økt forekomst av surhetsfølsomme karplanter. *Myriophyllum alterniflorum* og *Potamogeton polygonifolius* var tidligere bare registrert i en innsjølokalitet og ikke på noen elvelokaliteter. I 2001 og 2002 var disse artene til stede på flere lokaliteter og spesielt *Myriophyllum* synes å være godt etablert i hele hovedvassdraget. I tillegg ble det i 2001 registrert *Callitriche hamulata*, den ble ikke registrert i perioden 1977-1981.

Status: Vassdraget synes å være endret vegetasjonsmessig etter kalking. *Nardia*-samfunnet er erstattet med et samfunn av *Scapania undulata* og *Fontinalis dalecarlica*. Utbredelsen av forsureningsfølsomme karplanter har økt 11 år etter kalking.

Kvina

Kvinavassdraget har vært kalket siden 1994 med doserere i Litleåna (Mygland) og hovedvassdraget ved Lindeland. I 2002 var vannvegetasjonen på hurtigstrømmende lokaliteter oppstrøms disse dosererne dominert av *Nardia compressa*, mens samtlige lokaliteter ellers synes å mangle denne. På kalkede lokaliteter var det markerte innslag av den surhetsfølsomme mosen *Fontinalis dalecarlica* og de surhetsfølsomme karplantene *Subularia aquatica*, *Myriophyllum alterniflorum* og *Utricularia vulgaris*. Kripsiv finnes i hele vassdraget og kan ha store forekomster i terskelbassenger og på stilleflytende elvestrenger.

Status: 8 år etter kalking synes det å ha skjedd endringer i mosevegetasjonen nedstrøms kalkdosere tilsvarende situasjonen i Lygnavassdraget med bortfall av *Nardia compressa*. Antall surhetsfølsomme karplanter er fremdeles ganske lavt.

Bjerkereimsvassdraget

Oppstart kalking i 1997 med doserer og innsjøkalking. Vannvegetasjonen i dette vassdraget er relativt artsrik og hadde før kalking et betydelig innslag av surhetsfølsomme arter, særlig i en ikke forsuret sidegrein i vest. Fram til 1998 ble det registrert en spredning av surhetsfølsomme arter av karplanter. Blant vannmosene ble det registrert økt vitalitet av surhetsfølsomme bladmoser som *Fontinalis dalecarlica* og *Hygrohypnum ochraceum* og redusert vitalitet av *Nardia compressa*.

I 2001 hadde utbredelsen av surhetsfølsomme arter økt. Blant karplantene var det først og fremst *Myriophyllum alterniflorum*, *Callitriche hamulata*, *Subularia aquatica* og *Potamogeton polygonifolius* som hadde etablert bestander flere steder. Det ble registrert en tilbakegang av *Sphagnum auriculatum* i gjennomstrømningsinnsjøene Fotlandsvatn og Svelavatn, noe som kan være et resultat av kalkingen. På elvestasjoner hadde nedvisningen av *Nardia compressa* stanset opp og viste flere steder god vekst og vitalitet. De surhetsfølsomme *Fontinalis dalecarlica* og *F. antipyretica* hadde fått økt forekomst der de var etablert i 1998, men har ikke klart å etablere seg på de andre elvelokalitetene.

Status: 4 år etter kalking har spredningen av surhetsfølsomme karplanter økt. Surhetsfølsomme vannmoser har hatt gode vekstforhold men ikke spredt seg til mange nye lokaliteter. *Nardia compressa* har ikke blitt redusert i et omfang som har gitt plass for nye arter å kolonisere seg.

Suldalslågen

Fullkalking av denne elva startet i 1998. Allerede i 1960-62 ble det konstatert at *Fontinalis dalecarlica* og *Marsupella emarginata* var fremtredende arter i mosesamfunnet i elva (Lillehammer 1964). Senere i 1974 (Rørslett og Skulberg 1975) ble tilstedeværelsen av disse bekreftet samtidig som det ble påvist en rekke surhetsfølsomme karplanter som *Eleocharis acicularis*, *Potamogeton polygonifolius*, *Callitriche hamulata*, *Myriophyllum alterniflorum*, *Subularia aquatica* og *Utricularia vulgaris*. *Callitriche hamulata* sammen med *Juncus bulbosus* var dominerende blant karplantene. I 1988 ble det konstatert at *Callitriche hamulata* sammen med *Juncus bulbosus* fortsatt var dominerende blant karplantene og at *Callitriche* hadde klart størst forekomst av disse to. Samtidig ble det registrert et velutviklet mosesamfunn i hele elva bestående av levermosene *Marsupella emarginata*, *Scapania undulata* og *Nardia compressa* og 3 arter av den surhetsfølsomme slekten *Fontinalis*. Fram til oppstart kalking var dette samfunnet relativt stabilt bare med en svak nedgang i *Fontinalis*-samfunnet og *Callitriche hamulata*. Etter kalking har samfunnstrukturen holdt seg blant mosene mens *Callitriche hamulata* har hatt jevnt økende utbredelse. Artsmangfoldet har vært stabilt.

Status: 5 år med kalking har ikke medført større endringer i et plantesamfunn som før kalking hadde stor utbredelse av mange surhetsfølsomme arter.

Vikedalselva

Referansevassdraget Vikedalselva har vært kalket med doserer siden 1987. Registrering av vannvegetasjon startet i 1996. Det er ikke observert store endringer i arts mangfold i perioden etter registreringene startet. Nedstrøms kalking er det lite mosevegetasjon og *Nardia compressa* er praktisk

talt fraværende. De surhetsfølsomme mosene *Fontinalis dalecarlica*, *F. antipyretica* og *Hygrohypnum ochraceum* er etablert på egnet substrat. Blant karplantene finnes *Callitriche hamulata* og *Myriophyllum alterniflorum* ved siden av *Juncus bulbosus* (små forekomster). Oppstrøms kalking er hurtigstrømmende partier dominert av *Nardia compressa*. To innsjøer i vassdraget har refugier av surhetsfølsomme karplanter.

Utvikling etter kalking er vanskelig å dokumentere. Det er imidlertid registrert økt etablering og vekst av levermosen *Scapania undulata* nedstrøms kalkdoserer etter at tilsatt kalkmengde ble redusert og dermed også mindre tilslamming av substratet. Siden det er masseforekomster av *Nardia* oppstrøms doserer og den ikke finnes nedstrøms, kan det spekuleres på om *Nardia* var vanlig nedstrøms kalkingsanlegget før oppstart og at den forsvant pga. store kalkdoser i oppstartsfasen.

Status: 16 år etter kalking er det etablert et plantesamfunn med surhetsfølsomme arter. *Nardia compressa* kan være utkonkurrert fra kalket elvestreng.

Vossovassdraget

Vassdraget kalket siden 1994. En undersøkelse i 2002 gav følgende resultater. På strekningen Bolstadøyri – Vangsvatn i hovedvassdraget ble det registrert 13 karplanter (inklusive en kransalge), hvorav minst 7 regnes som surhetsfølsomme. Av moser ble det registrert 11 arter hvorav minst 5 regnes som surhetsfølsomme. Dominerende mosevegetasjon var *Fontinalis*-arter samt *Hygrohypnum ochraceum* og *Rhacomitrium aciculare*. *Nardia compressa* ble ikke registrert i hovedvassdraget. Dette tilsier at hovedvassdraget vegetasjonsmessig ikke er forsuret. På strekningen Bolstadøyri – Vangsvatn ble 9 sidebekker undersøkt mhp. vannvegetasjon. Dominerende mosevegetasjon i disse bekkene var *Scapania undulata* og *Rhacomitrium aciculare*, som var til stede på alle lokaliteter, mens *Marsupella emarginata* og *Blindia acuta* var til stede i henholdsvis 6 og 7 av bekkelokalitetene. *Nardia compressa* ble bare registrert i 4 av bekkene; Rasdalselva, Tveitagrovi, Skorvelva og Sagelva og ikke med dominerende forekomster. Sammenlignet med vegetasjonsundersøkelser i perioden 1977-1979 synes mose- og karplantevegetasjonen å være lite endret.

Status: Kalkingen synes ikke å ha endret noe på mose og karplantefloraen i hovedvassdraget. Samme innslag av surhetsfølsomme arter både før og etter kalking.

Eksingedalsvassdraget

Regulert elvestreng kalket med doserer fra 1997. Siste registrering av vannvegetasjon i 1999, 2 år etter oppstart kalking. Vassdraget hadde før kalking større forekomster av surhetsfølsomme arter som *Callitriche hamulata*, *Subularia aquatica* og *Fontinalis*-arter, spesielt i de øvre deler. *Nardia compressa* var ikke til stede på noen av overvåkningsstasjonene. Det ble registrert bare små endringer i vegetasjonen fra 1997 til 1999. Vannmosene på minstevannføringsstrekningen hadde beskjeden dekning og var i generelt dårlig forfatning. Det ble konstatert en viss reduksjon av den surhetstolerante *Scapania undulata* både oppstrøms og nedstrøms kalkdosereren.

Status: Ingen tydelige effekter av kalking 2 år etter oppstart. Vassdraget hadde solide bestander med surhetsfølsomme arter før kalking i øvre deler.

Yndesdalsvassdraget

Innsjøkalket fra 1991, oppstart doserer i 1994. Vannvegetasjonen i Yndesdalsvassdraget ble undersøkt i 2001-2002, 10 år etter kalking. Den kalkpåvirkede del av vassdraget viser i dag et normalt artsmangfold både av karplanter og moser og flere surhetsfølsomme arter vokser i hele hovedvassdraget fra innløp Yndesdalsvatn til utløp Sleirevatn. Ukalkede sidevassdrag har et vegetasjonssamfunn typisk for sure vannforekomster. Kalkingen kan ha ført til større endringer i vegetasjonssamfunnet på enkelte vassdragsavsnitt. I Yndesdalsvatn er det påvist sammenhengende "skoger" i littoralsonen med innsjøformen av kjøllevmose (*Fontinalis antipyretica*). Det er antydning at dette kan ha utviklet seg etter kalking. Nedstrøms kalkdoserer ved Ostavatn er *Nardia compressa* fraværende og det synes å være redusert forekomst og vitalitet av *Rhacomitrium aciculare*. Direkte sedimentasjon av kalkslam i mosen samtidig med en brå og betydelig pH-økning over lengere tid, kan ha vært viktige årsaker til denne utviklingen.

Status: Vassdraget kan være et eksempel på at kalking kan gi store effekter i form av utkonkurrering av *Nardia compressa*, redusert vitalitet og bortfall av *Rhacomitrium aciculare* pga. store kalkdoser og uventet / uønsket vekst med *Fontinalis* i innsjølittoralen.

Flekk-Guddal vassdraget

Innsjøkalking og skjellsandkalking i enkelte sideløp. Fullkalking med doserere fra 1997. Vegetasjonsovervåking f.o.m 1998. Vassdraget hadde en forholdsvis artsrik vannvegetasjon med betydelig innslag av surhetsfølsomme arter som *Myriophyllum alterniflorum* og *Fontinalis dalecarlica*, særlig i de nedre deler under marin grense. Bortsett fra øvre deler av to små sidevassdrag (særlig Espedalselva) var ikke vassdraget tydelig forsuringspåvirket m.h.p. vannvegetasjon. Undersøkelsen i 2000 bekrefter tidligere antagelser om at det ikke forventes nevneverdige endringer i vegetasjonsforholdene etter kalking, bortsett fra områdene rett nedstrøms dosererene som blir direkte påvirket av kalkslam. Her var det redusert vitalitet og bortfall av *Nardia compressa*.

Status: Kort tid med registreringer etter kalking. Surhetsfølsomme arter av karplanter og moser godt etablert i vassdraget før kalking. Eksempel på nedvissning av *Nardia compressa* rett nedstrøms dosererene.

Sammenfatning

Tålegrenser i forhold til kalking er i denne sammenheng spørsmål om i hvilken grad vannvegetasjon tåler kalking og hvilke effekter man har påvist.

Største effekt av kalking har vært nedvissning og bortfall / reduksjon av *Nardia compressa*. *Nardia* er klart sårbar for kalkpåvirkning, spesielt ved direkte kalkpåleiring men også som følge av en brå pH-økning i vannfasen. I vassdragene Tovdal, Mandal og Bjerkereim er dette dokumentert ved tidsserier. I andre vassdrag som Audna, Lygna, Kvina, Vikedal og Yndesdal hvor det ikke er sammenhengende tidsserier og man har kommet inn flere år etter oppstart kalking, er det sannsynlig at *Nardia* har hatt større forekomster før kalking og senere fått sterkt redusert forekomst nedstrøms dosereranlegg. *Nardia* synes å tape i kampen om nyetablering på kalkede lokaliteter i forhold til *Blindia acuta* og *Scapania undulata*.

Torvmosen *Sphagnum auriculatum*, kan ha fått redusert forekomst i to vassdrag, Mandalselva og Bjerkereim, som følge av kalking og bladmosen *Rhacomitrium aciculare* har trolig fått redusert forekomst i Yndesdalsvassdraget nedstrøms dosererer pga. kraftig overkalking i perioder med høy vannføring og påfølgende kalkavleiring i mose som periodisk tørrlegges. Det er i samme vassdrag antydning at innsjøkalking kan ha ført til sterk begroing i littoralsonen med den surhetsfølsomme elvmosen *Fontinalis antipyretica*.

Samtlige karplanter synes å tåle kalking. Undersøkelser har så langt vist at eksisterende vegetasjon har beholdt sin posisjon. Samtidig har en fått økt forekomst og spredning av surhetsfølsomme arter i mange vassdrag uten å få problemvekst av disse. Hastighet og omfang av denne prosessen har imidlertid vist seg å være fullstendig avhengig av størrelse og kvalitet på surhetsfølsomme restpopulasjoner i de enkelte vassdrag. Utvikling av masseforekomster av *Myriophyllum alterniflorum*, som observert i noen innsjøer i Sverige (Henrikson & Brodin 1995) er ikke observert i våre vassdrag.

5.4 Konklusjoner

I denne sammenstillingen er det gjort et bevisst utvalg av data fra vassdrag som er med i kalkings-overvåkingen. Derved er vi er i den landsdelen som har vært mest utsatt for forsuring langt tilbake i tid. Dette er en landsdel dominert av en sur vannkvalitet med pH i området 5-6 der det ikke kalkes, og der ukalkede vannforekomster med pH > 7 er sjeldent. Dette er i utgangspunktet med på å utelukke en rekke kalkkrevende arter både av moser og karplanter. Vassdragene i utvalget er også store og har store vannvolumer med stor resipientkapasitet. Det er derfor bare unntaksvis en finner lokaliteter som i vesentlig grad er påvirket av lokale næringsstilførsler. Den næringsfattige vannkvaliteten utelukker også en del næringskrevende arter. Utgangspunktet for hele regionen blir da en sur næringsfattig vannkvalitet som ikke er spesielt gunstig for en stor andel av både karplanter og moser.

Det ble observert i alt 33 karplanter, 20 moser og 1 kransalge i de totalt 13 vassdragene (258 lokaliteter) som ble undersøkt i perioden 1995-2003. Totalt sett er dette et begrenset antall i forhold til totalt antall vannlevende karplanter og moser observert i Norge.

Det er stor overensstemmelse mellom karplanter på elve- og innsjølokaliteter i forhold til pH-toleranse. Inndelingen i kategorier av surhetsfølsomhet vil også gjelde i elver. På ukalkede lokaliteter viser 9 av de 12 vanligste artene (treffprosent >10) avtakende forekomst med økende pH. Blant de vanligste artene er det 4 som har økende treffprosent ved økende pH. Disse ser i likhet med innsjøundersøkelsen ut til å tilhøre det svakt surhetsfølsomme samfunn. Blant karplantene er krypsiv den klart vanligste arten med treffprosent over 80 i både ukalkede og kalkede lokaliteter.

En viktig faktor i tillegg til vannkvalitet ved vurdering av tålegrenser er tilgjengelig substrat. Dette kan være styrende for hva en lokalitet kan inneha av vegetasjonselementer. Et klart skille går mellom steinsubstrat og finsubstrat av grus, sand og silt/leire. I elver reflekterer det strømhastighets-gradienten. Moser koloniserer og vokser nesten utelukkende på steinsubstrat og da ofte i hurtigstrømmende partier. Noen få arter kan også lære uten feste til substratet (f.eks. *Sphagnum*). Karplantene har røtter både som festeorgan og for næringsopptak og er av den grunn knyttet til lokaliteter med finsubstrat og dermed mer stilleflytende partier i elver. Unntak her er teppedannende moser som filtrerer ut sand og finmateriale slik at det bygger seg opp et "sedimentlag" inne i mosene i mer strømmende elvepartier. Slike matter kan gi grunnlag for karplanterøtter å feste seg slik at arter som krypsiv og klovasshår kan vokse i relativt strømssterke partier. Det finnes mange overgangskategorier innenfor strømhastighets-gradienten og substratet som gjør bildet mer komplisert i elver kontra innsjøer.

Marin grense og marine avsetninger i vassdragene kan ha betydning. Lokaliteter hvor planterøtter kan ha tilgang til marin leire eller "grunnvann" siger ut i elvesenga via store glasifluviale avsetninger, kan begge gi lokalt gunstigere mikrohabitat, slik at enkelte arter kan klare seg selv om den dominerende vannkvaliteten er lite fordelaktig. Dette synes å være tilfelle i de nedre / lavereliggende deler av flere av vassdragene. Eksempler på slike forhold finnes bl.a. i Mandalselva, Suldalslågen, Vossovassdraget, Yndesdalsvassdraget og Flekke-Guddal.

Av de totalt 20 mosene er 9 arter vanlige (treffprosent >10). Den vanligste er levermosen *Nardia compressa*. I ukalkede lokaliteter har den avtakende forekomst med økende pH. Blant bladmosene har *Racomitrum* størst forekomst. Den har lavest forekomst i ved pH <5. På ukalkede lokaliteter har alle 3 *Fontinalis* arter størst treffprosent i det høyeste pH-intervallet 6-6,5. På kalkede lokaliteter er *Blindia acuta* observert i alle pH-intervaller, men har lav treffprosent i de laveste pH-intervallene. *Blindia* er den mosen som synes raskest til å etablere seg etter kalking.

Ingen karplanter synes å påvirkes negativt og bare et fåtall moser er vist å kunne reagere negativt på kalking i elver. Det klareste eksempel er nedvissning og bortfall av *Nardia compressa*. Denne mosen har vist seg å være blant de mest surhetstolerante artene vi har, og den har i mange sure vassdrag klart å utvikle meget store bestander med nærmest heldekkende tepper på elvebunnen. Tidsserier fra Tovdalselva, Mandalselva og Bjerkeriemselve med undersøkelser like i forkant og etterkant av oppstart kalking har vist at *Nardia* reagerer raskt i nærheten av doserere der det sedimenteres kalk. Her er det observert kraftig nedvissning og bortfall av mosen slik at man har fått tilbake bart steinsubstrat. Lenger unna kalkdoseringspunktene har en observert dårligere vitalitet i moseskuddene og klare tegn på nedvissning, men plantene har overlevd og beholdt sin dominerende utbredelse på vokseplassen. Flere år etter oppstart kalking synes *Nardia* å klare seg bra i disse vassdragene og vokser ved betydelig høyere pH enn den gjorde tidligere.

I vassdrag hvor kalking startet tidligere og hvor en ikke gjorde vegetasjonsundersøkelser like i forkant og etterkant, er det vanskelig å vurdere tidsutvikling. Det er meget sannsynlig at man i vassdrag der kalking startet tidlig (Audna, Lygna, Kvina, Vikedalselva og Yndesdalsvassdraget) kalket på en slik måte (trolig meget kraftig i startfasen) at *Nardia*-samfunnet ble kraftig redusert over større strekninger nedstrøms doserere. Etter at *Nardia* har gått helt bort, er det frigitt steinsubstrat som har gjort det mulig for andre moser å etablere seg. Spesielt har levermosen *Scapania undulata* og bladmosene *Fontinalis dalecarlica* og *Blindia acuta* vært vinnere i prosessen med nyetablering på tidligere *Nardia*-kolonisert substrat. *Nardia* har så langt vist seg å være svært treg med å reetablere seg på kalkede lokaliteter der den først er slått ut. Eksemplet med *Nardia* viser en viktig prosess i forhold til konkurranse om tilgjengelig substrat mellom artene.

En forventet effekt av kalkingen har vært spredning og reetablering av surhetsfølsomme arter for derigjennom å øke det biologiske mangfoldet. Så langt synes det som om denne prosessen går meget langsomt og at utviklingen er helt avhengig av restpopulasjoner, refugier og hvert enkelt vassdrags historie i forkant av kalking. Det kan dessuten synes som om det er et begrenset antall arter både av karplanter og moser som var til stede i de kalkede vassdragene før forsuring og at en dermed ikke kan forvente en stor økning i artsmangfoldet etter kalking i denne landsdelen.

6. Videre arbeid

I denne rapporten har vi brukt en vesentlig del av resursene på å systematisere og sammenstille data. Før materialet anses som tilfredsstillende bearbeidet gjenstår mye arbeid og mange spørsmål som bør besvares. Her nevnes noen:

- For de fire vegetasjonstypene er det foreslått litt forskjellige pH-intervaller for de ulike kategorier av surhetstoleranse / -følsomhet.
 - Skyldes dette materialets beskaffenhet eller spesielle egenskaper hos den gitte vegetasjonstype?
 - Er det mulig å harmonisere dette slik at alle vegetasjonstyper har samme inndeling?
 - Hva skyldes det at vi for alle fire vegetasjonstyper finner få arter i den svakt surhetsfølsomme kategorien (pH >5-5,5)?
- Det må kartlegges hvilken innvirkning modifierende faktorer så som TOC, næringsalter og kalsium har på surhetstoleransen. For rotfestet makrovegetasjon må også betydningen av ulike typer sediment kartlegges.
- Det bør utvikles indekser for forsuringfølsomhet for alle fire vegetasjonstyper.
- Utformingen av indeksen krever dessuten videre analyser.
 - Får vi eksempelvis en bedre og mer utsagnskraftig indeks dersom de surhetstolerante artene inngår?
 - Man bør også se på utviklingen av disse indeksene i forhold til ANC, ikke bare pH.
- Det bør dessuten utredes mer spesifikke grenseverdier i forhold til surhetstoleranse for alle vegetasjonstyper (ikke bare fastsittende alger) enn hva som framkommer i denne rapporten.

Når det gjelder betydningen av *nitrogen og økt nitrogeninnhold* i vannet gir den nåværende kunnskap vesentlig grunnlag for å stille innledende og generelle spørsmål. Her nevnes:

- Innledende litteraturstudier.
- Skaffe oversikt (primært ved eksperimenter) over hvilke typer vannforekomster som er nitrogenbegrenset i deler av vekstsesongen og kartlegge hvor utbredt disse er.
- Studere langtid utviklingen av mengdemessige forhold for en, eventuelt flere vegetasjonstyper.
- Studere betydningen av det uvanlig høye N/P-forholdet som har blitt i mange næringsfattige vassdrag de senere år.
- Studere betydningen av det økte ammoniuminnholdet i noen av disse vassdragene.

Tålegrenser for forsuring og effekter av kalking

Med denne rapporten har vi fått tilfredsstillende oversikt over vannvegetasjonens fordeling langs pH-gradienten og gode data om tålegrensen for mange enkeltarter. En oppfølging av arbeidet er aktuelt innen flere områder:

Planteplankton – SF-indeks (indeks for surhetsfølsomhet)

Videreutvikle indeksen og anvende den på et større materiale (også gamle data) for å få kunnskap om variasjonsbredden for indeksen og hvilke faktorer som påvirker den. Målet er å utvikle et utsagnskraftig verktøy egent til å følge utviklingen av forsuringssituasjonen. Her er minst tre problemområder aktuelle: utvikling etter kalking, økt nitrogen-deposisjon med mulig endret/ytterligere forsuring som følger og naturlig bedring av vannkvaliteten. Indeksen kan utformes på flere måter. Det er bl.a. mulig å inkorporere de tolerante artene og derved utnytte informasjonen som ligger i denne del av samfunnet. Indeksen bør desuten utvikles til å omfatte ulike vanntyper. I den sammenheng er

vanntyper med ulik humusinnhold av særlig interesse. I innsjøer er planteplankton opplagt det samfunn som reagerer raskest og tydeligst på bl.a. kalking.

Planteplankton - tidsserier

Anvende SF-indeks og liknende miljømål (biomasse, kumulativt artsantall m.m.) på tidsserier fra et større antall innsjøer, samt behandle materialet statistisk for å spore avvik/endringer som kan knyttes til endringer i miljøet. I tillegg til problemområder knyttet til forsuring/kalking er klimaendringer og økt nitrogendeposisjon aktuelle. Planteplanktonmaterialet er etter hvert så omfattende og dataene så solide at de bør være egnet til bl.a. trendanalyser. For å studere langsomme, ikke klart adskilte endringer som trolig vil opptre når nitrogendeposisjonen øker samtidig som klimaet endres, vil dette materialet være velegnet. Utvalget av innsjøer bør i tillegg til data fra gamle undersøkelser (primært tidsserier) omfatte noen næringsfattige (høy)fjellsjøer i og utenfor områder med stor N-deposisjon.

Fastsittende alger - overvåking av kalking og forsuring

På samme måte som for planteplankton er det aktuelt å videreutvikle indeksen til å omfatte de tolerante artene og til å skille mellom ulike vanntyper, da først og fremst mellom humøse og klare.

Basert på den indeksen som allerede er utviklet (ISF) bør en følge utviklingen av denne og av mangfoldet. Man bør følge et utvalg godt egnede lokaliteter, både ukalkede og stabilt kalkede, over tid for å følge effektene av kalking, samt eventuell naturlig restituering. Dette tenkes delvis å erstatte den nåværende vassdragsbaserte kalkingsovervåking og legges til:

- noen sterkt forsurede lokaliteter med få refugier (lite podemateriale)
- noen mindre sure lokaliteter med bedre vannkvalitet lokalt i vassdraget.
- samt inkludere flere humøse lokaliteter

Geografisk fordeling, klima o.l. bør og vurderes ved valg av lokaliteter. I tillegg bør noen hele vassdrag følges over tid. Mandalsvassdraget og Tovdalsvassdraget bør prioriteres.

Makrofytt og mosevegetasjonen i elver bør følge omtrent samme opplegg som fastsittende alger.

Makrofytter i innsjøer

Kalking og effekter på makrofytter i innsjøer er ikke vektlagt i denne studien. Våre resultater, samt tidligere undersøkelser, viser at det er behov for en oppfølging og konkretisering av effekter av ulike kalkingsstrategier (f.eks. direkte på innsjøen, i strandsona, via tilførselselver). Også langtidseffekter av kalking på vegetasjonen i innsjøer bør følges opp. I Sverige er det observert masseforekomst av en/flere makrofytter i noen innsjøer flere år etter kalking (vesentlig *Myriophyllum alterniflorum*). Man bør vurdere å utvikle surhetsindekser for makrofytter (jfr. planteplankton og fastsittende alger) i forbindelse med kalkingeffekter.

Økt nitrogendeposisjon (og klimaendringer)

Dette problemkomplekset er for omfattende og vanskelig til at vi kan gi spesifikke og prioriterte anbefalinger på det nåværende tidspunkt. Noen ideer skisseres.

Litteraturstudie

Det anbefales en innledende litteraturstudie der effekter av økt nitrogeninnhold på vannvegetasjon i høyereliggende, næringsfattige områder er primært fokus.

Makrofytter og planteplankton

Ut fra spredte informasjonen vet vi at det i mer eller mindre næringsfattige områder har skjedd en økt utbredelse av bl.a. makrovegetasjon, som *kan* skyldes økt eller endret nitrogendeposisjon. For å vurdere effekter av økt og endret nitrogendeposisjon på makrofytter bør datamaterialet forbedres. Dette kan gjøres gjennom en kartlegging av vannvegetasjonen i innsjøer hvor det finnes gode vannkjemiske data (inkl. NO₃ og NH₄) og hvor det fortsatt foregår overvåking. Overvåking av disse innsjøene over tid for å se tidsutvikling er også ønskelig. Hvis det finnes innsjøer med data på N-avrenning og N-lekasje bør disse prioriteres.

For øvrig anses følgende problemstillinger som aktuelle:

- Få bedre kunnskap på hvor stor del av vannforekomstene (især elver) som er primært nitrogenbegrenset i deler av vekstsesongen, og hvilke typer dette er. Her er vannets innhold av TOC en aktuell variabel. Eksperimentelle undersøkelser kan være aktuelt.
- Studere forholdet mellom vannets innhold av nitrogen og fosfor og betydningen av det usedvanlig høye N/P-forholdet som har blitt i mange av våre sure næringsfattige vassdrag de senere år. Får man et annet artsinnhold i disse vassdragene på sikt?

7. Litteratur

- Almer, B., Dickson, W., Ekström, C., Hörnström, E., and Miller, U. 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. *Ambio* **3**: 30-36.
- Anagnostidis, K. & Komárek, J. 1985. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 1: – Introduction. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 71,1/2. (Algological Studies 38/39): 291-302.
- Arts, G.H.P. 2002. Deterioration of atlantic soft water macrophyte communities by acidification, eutrophication and alkalisation. *Aquatic Botany* 73: 373-393.
- Battarbee R.W. 1994. Diatoms. lake acidification and the Surface Water Acidification Programme (SWAP): a review. *Hydrobiologia* 274: 1-7.
- Bigler, C. & Hall, R. 2002. Diatoms as indicators of climatic and limnological change in Swedish Lapland. A 100-lake calibration set and its validation for paleoecological reconstructions. *Journal of Paleolimnology* 27: 97-115.
- Blakar, I. A., & I. Digernes, 1989. Vannkvalitet i Atnavasssdraget. Forsknings- og referansevassdrag Atna. MVU-rapport B56, NTNF, Norway, 41 pp.
- Blomqvist, P. 1996. Late summer phytoplankton response to experimental manipulations of nutrients and grazing in unlimed Lake Njupfatet, central Sweden. *Arch. Hydrobiol.* **137** (4): 425-455.
- Blomqvist, P., Petterson, A. and Hyenstrand, P. 1994. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Arch. Hydrobiol.* **132** (2): 141-164.
- Blouin, A.C. 1989. Patterns of plankton species, pH and associated water chemistry in Nova Scotia Lakes. *Water, Air, and Soil Poll.* **46**: 343-358.
- Bobbink, R., Roelofs, J.G.M. 1995. Nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: the empirical approach. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 2413-2418.
- Bradt, P.T., Dudley, J.L., Berg, M.B. & Barrasso, D.S. 1986. Biology and chemistry of three Pennsylvania Lakes. Responses to acid precipitation. *Water, Air and Soil Poll.* **30**: 503-513.
- Brandrud, T.E. 2000. Effekter av forsuring og kalking på makrovegetasjon i vann. En kunnskapsstatus. Utredning for Direktoratet for naturforvaltning , nr. 2000-6.
- Brandrud, T.E. 2002. Effects of liming on aquatic macrophytes with emphasis on Scandinavia. *Aquatic Botany* 73: 395-404.
- Brandrud, T.E., Mjelde, M. 1993. Tålegrenser for overflatevann. Makrovegetasjon. (Naturens tålegrenser rapp. 29. NIVA-rapport Inr. 2936.
- Brandrud, T.E., Johansen, S.W. 1994. Effects of acidification on macrophyte growth in the humix lake Skjervatjern, with special emphasis on Sphagnum auriculatum. *Environ. Int.* 20: 329-342.

- Brandrud, T.E., Roelofs, J.G.M. **1996**. Enhanced growth of the macrophyte *Juncus bulbosus* in S Norwegian limed lakes. A regional survey. In: Grennfelt, P., Rohde, H., Thörnölöf, E., Wisniewski, J. (eds.), Proceedings of the "Acid Reign" 95. Vol. 2, Water Air Soil Pollut. 85: 93-918.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton. *Norwegian institute for water research (NIVA) report nr.2344*. O-86116. 111 pp.
- Brettum, P. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Planteplankton. Fagrapport nr.28. Norsk inst.f.vannforsk. (NIVA).
- Brettum, P. 1994. Acidification of the humic Lake Skjervatjern: Effects on the volume and species composition of phytoplankton. *Environ. Intern.* **20(3)**: 313-319.
- Brettum, P. 1996. Changes in the volume and composition of phytoplankton after experimental acidification of a humic lake. *Environ. Intern.* **22 (5)**: 619-628.
- Brettum, P. & Andersen, T. 2003. The use of phytoplankton as indicators of water quality. NIVA-rapport 4766-2003.
- Brouwer, E., Bobbink, R., Roelofs, J.G.M. 2002. Restoration of aquatic macrophyte vegetation in acidified and eutrophied softwater lakes: an overview. *Aquatic Botany* 73: 405-431.
- Cameron, N.G., Briks, H.J.B., Jones, V.J., Berge, F., Catalan, J., Flower, R.J., Garcia, J., Kawecka, B., Koinig, K.A., Marchetto, A., Sánchez-Castillo, P., Schmidt, R., Sisko, M., Solovieva, N., Stefkova, E. & Toro, M., 1999. Surface-sediment and epilithic diatom pH calibration sets for remote European mountain lakes (AL:PE Project) and their comparison with the Surface Waters Acidification programme (SWAP) calibration set. *J. Paleolim.* 22: 291-317.
- Catling, P.M., Freedman, B., Stewart, C., Kerekes, J.J., Lefkovitch, L.P. 1985. Aquatic plants of acid lakes in Kejimikujik National Park, Nova Scotia; floristic composition and relation to water chemistry. *Ca. J. Bot.* 64: 724-729.
- Direktoratet for naturforvaltning 1997. Kalking av store vassdrag. Rapport for virksomheten i 1996. DN-notat 1997-1.
- Direktoratet for naturforvaltning 1998. Kalking i vann og vassdrag. DN-notat 1998-3.
- DN 1999. Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. Norwegian Red List 1998. Direktoratet for naturforvaltning. DN rapp. 1999-3. Trondheim. Red.: Størkersen, Ø.R.
- Direktoratet for naturforvaltning 1999. Kalking i vann og vassdrag. DN-notat 1999-4.
- Direktoratet for naturforvaltning 2000. Kalking i vann og vassdrag. DN-notat 2000-2.
- Direktoratet for naturforvaltning 2001. Kalking i vann og vassdrag. DN-notat 2001-2.
- Direktoratet for naturforvaltning 2002. Kalking i vann og vassdrag. DN-notat 2002-1.
- Direktoratet for naturforvaltning 2003. Kalking i vann og vassdrag. DN-notat 2003-3.
- Eloranta, P. 1986. Phytoplankton structure in different lake types in central Finland. *Holarct.Ecol.* **9**:

- Eriksson, F., Hörnström, E., Mossberg, P. & Nyberg, P. 1983. Ecological effects of lime treatment of acidified lakes and rivers in Sweden. In: Forest Water Ecosystems. (Forsberg, C. and Johansson, J.Å. eds.), *Hydrobiologia* 10 (1/2).
- Findlay, D.L. & Kasian, S.E.M. 1986. Phytoplankton community responses to acidification of Lake 223, Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario. *Water, Air and Soil Poll.* **30**: 719-726.
- Findlay, D.L. & Kasian, S.E.M. 1991. Response of a phytoplankton community to controlled partial recovery from experimental acidification. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* **48**: 1022-1029.
- Findlay, D.L., Kasian, S.E.M., Turner, M.T. & Stainton, M.P. 1999. Responses of phytoplankton and epilithon during acidification and early recovery of a lake. *Freshwater Biology* **42**: 159-175.
- Geelen, J.F.M. & Leuven, R.S.E.W. 1986. Impact of acidification on phytoplankton and zooplankton communities. *Experientia* **42**: 486-494.
- Gensemer, R.W. & Kilham, S.S. 1984. Growth Rates of Five Freshwater Alga in Well-Buffered Acidic Media. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* **41**: 1240-1243.
- Grahn, O., Hultberg, H. & Landner, L. 1974. Oligotrophication – a self-accelerating process in lakes subjected to excessive supply of acid substances. *Ambio* **3**: 93-94.
- Havens, K.E. & DeCosta, J. 1985. An analysis of selected herbivory in an acid lake and its importance in controlling phytoplankton community structure. *J.Plankton Res.* **7(2)**: 207-222.
- Havens, K.E. & DeCosta, J. 1986. A comparison of phytoplankton responses to nutrient additions in acidic and circumneutral pH lakewater. *Hydrobiologia* **137**: 211-222.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. *Publications of the Water Research Institute, National Board of Waters, Finland*, No. **37**. 91 pp.
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S., Sevaldrud, I.S. & Brakke, D.F. 1988. Lake Acidification in Norway – Present and Predicted Chemical Status. *Ambio* **17(4)**: 259-266.
- Hensikson, L. & Brodin, Y.W. 1995 (eds.) Liming of Acidified Surface Waters. A Swedish Synthesis. Springer, Verlag, Berlin-Heidelberg. 458 pp.
- Herrmann, J., Degerman, E., Gerhardt, A., Johanson, C., Lingdell, P.-E. & Muniz, I. 1993. Acid-stress in effects on stream biology. *Ambio* **22**: 298-307.
- Hindar, A., Johansen, S.W., Andersen, T., Saloranta, T. 2003. Faktorer som påvirker problemvekst av kryptofytter i Sør-Norge; datagjennomgang, analyser og forslag til videre studier. NIVA-rapport Inr. 4688-2003.
- Hörnström, E. 1979. Kalknings- och forsureffekter på växtplankton i tre västkustsjöar. *SNV pm* 1220. Statens naturvårdsverks rapporter.
- Hörnström, E. 1999. Phytoplankton in Swedish oligotrophic lakes, affected by acidification, metals and liming. *Doctoral dissertation*. University of Stockholm, Sweden.
- Hörnström, E., Ekström, C. and Durani, M.O. 1984. Effects of pH and different levels of aluminium on lake plankton. *Inst.Freshwater Res. Drottningholm Rep.* **61**: 115-127.

- Hörnström, E., Ekström, C., Fröberg, E. & Ek, J. 1993. Plankton and chemical-physical development in six Swedish West Coast lakes under acidic and limed conditions. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* **50** (4): 688-702.
- Hörnström, E., Harbom, A., Edberg, F., & Andréén, C. 1995. The influence of pH and aluminium toxicity in the phytoplankton species *Monoraphidium dybowskii* and *M.griffithii*. *Water,Air and Soil Poll.* **85**: 817-922.
- Ilmavirta, V. 1980. Phytoplankton in 35 finnish brown-water lakes of different trophic status. *Dev. in Hydrobiol.***3**, M.Dokulil, H.Merz & D.Jewson (ed.).
- Ilmavirta, V. & Huttunen, P. 1989. Water chemistry and phytoplankton communities in acidic clear and brown water lakes in Eastern Finland. *Water,Air and Soil Poll.***46**: 415-432.
- Jackson, S.T., Charles, D.F. 1988. Aquatic macrophytes in Adirondack (NY) lakes: patterns of species composition in relation to the environment. *Can.J.Bot.* **66**: 1449-1460.
- Jackson, M.B., Vandermeer, E.M., Lester, N. 1990. Effects of Neutralization and Early Reacidification on Filamentous Algae and Macrophytes in Bowland Lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **47**: 42-439.
- Johansen, S.W., Brandrud, T.E., Mjelde, M. 2000. Konsekvenser av reguleringsinngrep på vannvegetasjon i elver. Tilgroing med krypsiv. Kunnskapsstatus. NIVA-rapport Inr. 4321-2000.
- Kaste, Ø. & Lyche-Solheim, A. 2004. Influence of moderate phosphate addition on nitrate retention in an acidic boreal lake. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* **60**. (in trykk)
- Keeley, J.E. 1998. CAM photosynthesis in submerged aquatic plants. *Bot. Rev.* **64**: 121-175.
- Kinnross, J.H., Christofi, N., Read,P.A., & Harriman, R., 1993. Filamentous algal communities related to pH in streams in The Throssachs, Scotland. *Freshwater Biol.* **30**: 301-317.
- Kwiatkowski, R.E. & Roff, J.C. 1976. Effects of acidity on phytoplankton and primary productivity of selected Northern Ontario Lakes. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* **54**: 2546-2561.
- Langangen, A. 1992. En enkel flora over norske kransalger. (upubl.)
- Lazarek, S. 1979: Periphyton in four acidified lakes of South-western Sweden. *Inst. of Limnol. Univ. of Lund. Fiskestyrelsen. Dnr. 403:2328-2378.*
- Lazarek, S., 1982: Structure and function of a cyanophytan mat community in an acidified lake. *Can. Journ. Botany*, **60**: 2235-2240.
- Lepistö, L. 1999. Phytoplankton assemblages reflecting the ecological status of lakes in Finland. *Monographs of the Boreal Environment Research No.16*: 43 pp.
- Lid, J., Lid, D.T. 1994. Norsk flora. Det norske samlaget. 6.utg. red. Reidar Elven.
- Lillehammer, A. 1964.
Bunn- og drivfaunaen, dens betydning som føde for yngel av laks og ørret i Suldalslågen og Storelva. - Hovedfagsoppgave i zoologi, Universitetet i Oslo, 75 sider.

- Lindstrøm, E-A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. Fagrapport nr. 27. Norsk institutt for vannforskning, Oslo, O-90137/E-90440, rapport 2.
- Lindstrøm, E-A., Kjellberg, G., Wright, R.F. 2000. Tålegrensen for nitrogen som næringsstoff i norske fjellvann: økt "grønske"? NIVA-rapport Inr. 4187-2000.
- Lindstrøm, E-A. & Johansen, S.W. 2001. Mengdemessig utvikling av algebegroing etter kalking - årsaker og effekter. Års- og datarapport for 1998, 1999 og 2000. Norsk institutt for vannforskning, Oslo, l.nr. 4451-2001. 58 s.
- Lindstrøm, E-A., Johansen, S.W. & Saloranta, T. 2004. Periphyton in running water - long term studies of natural variation. *Hydrobiologia* (in press)
- Lydén, A. & Grahn, O. 1985. Phytoplankton species composition, biomass and production in Lake Gårdsjön – an acidified clearwater lake in SW Sweden. *Ecological Bulletins* **37**: 195-202.
- Maberly, S.C. 1985. Photosynthesis by *Fontinalis antipyretica*. Part II. Assessment of environmental factors limiting photosynthesis and production. *New. Phytol.* 100: 141-155.
- Madsen, T.V., Sand-Jensen, K. 1991. Photosynthetic carbon assimilation in aquatic macrophytes. *Aquatic Botany* 41: 5-40.
- Madsen, T.V., Olesen, B., Bagger, J. 2002. Carbon acquisition and carbon dynamics by aquatic isoetids. *Aquatic Botany* 73: 351-371.
- Maurice, C.G., Lowe, R.L., Burton, T.M.L. & Stanford, R.M. 1987. Biomass and compositional changes in the periphytic community of an artificial stream in response to lowered pH. *Water Air and Soil Poll.* 33: 165-177.
- Mjelde, M. 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Vannvegetasjon i innsjøer - effekter av eutrofiering. En kunnskapsstatus. NIVA-rapport Inr. 3755-97.
- Mjelde, M., Rørslett, B., Wang, P. 2000. Norsk vannflora. Forprosjekt: Eksempler på fakta-ark. NIVA-rapport Inr. 4180-2000.
- Molot, L.A., Heintsch, L. & Nicholls, K.H. 1990. Response of Phytoplankton in Acidic Lakes in Ontario to Whole-Lake Neutralization. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.***47**: 412-421.
- Morling, G. & Willén, T. 1990. Acidification and Phytoplankton Development in Some West-Swedish Lakes 1966-1983. *Limnologica (Berlin)* **20(2)**: 291-306.
- Nesse, H.I.R. 1996. Undersøkelse av limnologiske forhold, flora og fugleliv i Njusttjernet verneområde i Sør-Odal kommune i 1995. Grunnlag for utarbeiding av skjøtselplan. H.oppg. Høgskolen i Telemark. Institutt for natur- og miljøvern fag.
- O'Grady, K. & Brown, L.M. 1989. Growth inhibition by high light intensities in algae from lakes undergoing acidification. *Hydrobiologia* **184**: 201-208.
- Olrik, K., Blomqvist, P., Brettum, P., Cronberg, G. og Eloranta, P. 1998. Methods for Quantitative Assessment of Phytoplankton in Freshwaters, part I. *Naturvårdsverkets report* nr.4860. 86 s.

- Paffen, B.G.P., Roelofs, J.G.M. 1991. Impact of carbon dioxide and ammonium on the growth of submerged *Sphagnum cuspidatum*. *Aquatic Botany* 40: 61-71.
- Pedersen, A. & Drangeid, S. O. B. 1983. Flora og vegetasjon i Lyngdalsvassdragets nedbørfelt. – Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer. Universitetet i Oslo, Rapport nr. 73. 101 sider.
- Provasoli, L. & Carlucci, A.F. 1974. Vitamins and growth regulators. In: *Algal Physiology and Biochemistry* (ed. W.D.P. Stewart). *Oxford University Press*. London, New York.
- Raddum, G.G., Lømsland, E.R. & Johnsen, T.M. 1980. Klorofyll a, feopigment og artssammensetning av fytoplankton i vann med ulike pH. *SNSF-prosj. TN 56/80*. 60s.
- Raddum, G., Lindstrøm, E.-A., Brettum, P., Halvorsen, G.A., Halvorsen, G., Hindar, A., Johansen, S.W. og Larsen, J. 2004. Effekter av kalking på biologiske mangfold i Tovdalsvassdraget. Sluttrapport. Utredning for DN (i trykk).
- Reynolds, C.S. 1984. The Ecology of Fresh water Phytoplankton. *Cambridge University Press*. Cambridge. 384 pp.
- Richards, J.H. 2001. Bladder function in *Utricularia purpurea* (Lentibulariaceae): is carnivory important. *Am.J.Bot.* 88: 170-176.
- Roberts, D.A. & Boylen, C.W. 1988. Patterns of epipelagic algal distribution in an Adirondack Lake. *J.Phycol.* 24:146-152.
- Roelofs, JGM. 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands. I. Field observations. *Aquatic Botany* 17: 139-155.
- Roelofs, JGM., Schuurkes, J.A.A.R., Smits, A.J.M. 1984. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters. II. Experimental studies. *Aquatic Botany* 18: 389-411.
- Roelofs, JGM., Brandrud, T.E., Smolders, AJP. 1994. Massive expansion of *Juncus-bulbosus* L. after liming of acidified SW Norwegian lakes *Aquatic Botany* vol. 48, nr. 3-4, Jun 1994, side 187-202.
- Rosén, G. 1981. Phytoplankton indicators and their relations to certain chemical and physical factors. *Limnologica (Berlin)* 13 (2) pp. 263-290.
- Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Schindler, D.W., Turner, M.A. 1988. Disruption of the nitrogen cycle in acidified lakes. *Science* 140: 1515-1517.
- Rørslett, B. 1987. Tilgroing i Otra nedstrøms Brokke. Problemanalyse og forslag om tiltak. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport Inr. 1997. 40s.
- Rørslett, B. 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquatic Botany* 39: 173-193.
- Rørslett, B. & Skulberg, O.M. 1975. Høyere vegetasjon og vassdragsregulering i Suldalslågen. - NIVA-rapport O-181/71, 16 sider.
- Rørslett, B., Brandrud, T.E., Johansen, S.W. 1990. Tilgroing i terskelbasseng i Otra ved Valle. Problemanalyse og forslag om tiltak. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport Inr. 2442. 117s.

- Sand-Jensen, K., Borum, J. 1984. Epiphyte shading and its effects on photosynthesis and dial metabolism of *Lobelia dortmanna* L. during the spring bloom in a Danish lake. *Aquatic Botany* 20: 109-119.
- Schindler, D.W. 1987. Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* **44**: 6-25.
- Schindler, D.W., Mills, K.H., Malley, D.F., Finlay, D.L., Shearer, J.A., Davies, I.J., Turner, M.A., Lindsey, 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.
- Schuurkes, JAAR., Elbes, M.A., Gudden, J.J.F., Roelofs, JGM. 1987. Effects of simulated ammonium sulphate and sulphuric acid rain on acidification, water quality and flora of smallscale soft water systems. *Aquatic Botany* 25: 199-226.
- SFT, 2002. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2001. SFT-rapport 854/02, TA-1900/2002.
- Shapiro, J. 1990. Current beliefs regarding dominance by blue-greens: The case for the importance of carbon dioxide and pH. *Verh.Int.Verein.Limnol.* **24**: 38-54.
- Shearer, J.A. & DeBruyn E.R. 1986. Phytoplankton productivity responses to direct addition of sulfuric and nitric acids to the waters of a double-basin lake. *Water,Air,and Soil Poll.* **30**: 695-702.
- Skjelkvåle, B.L. (red.) 1996. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - effekter 1995. Statens Forurensningstilsyn (SFT) rapport 671/96.
- Smolders, A.J.P., Lucassen, E.C.H.E.T., Roelofs, J.G.M. 2002. The isoetid environment: biogeochemistry and threats. *Aquatic Botany* 73: 325-350.
- Stevenson, R.J., Singer, R., Roberts, D.A. & Boylen, C.W. 1985. Patterns of epipellic algal abundance with depth, trophic status and acidity in poorly buffered New Hampshire lakes. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* **42**: 1501-12.
- Stevenson, A.C., Juggins, S., Birks, H.J.B., Anderson, D.S., Battarbee, R.W., Berge, F., Davis, R.B., Flower, R.J., Haworth, E.Y., Jones, V.J., Kingston, J.C., Kreiser, A.M., Line, J.M., Munro, M.A.R. & Renberg, I. 1991. The Surface Waters Acidification Project Paleolimnology Programme: Modern Diatom/Lake-Water Chemistry Data-Set. Ensis, London.
- Stokes, P.M. 1986. Ecological effects of acidification on primary producers in aquatic systems. *Water Air Soil Pollut.* **30**: 421-438.
- Svädeng, M.U. 1990. The growth dynamics of *Juncus bulbosus* L. – a strategy to avoid competition? *Aquatic Botany* 37: 123-138.
- Trifonova, I.S. 1989. Changes in community structure and productivity of phytoplankton as indicators of lake and reservoir eutrophication. *Arch.Hydrobiol.Beih.* **33**: 363-371.
- Turner, M-A., Schindler, D.W., Findlay, D.L., Jackson, M.B. & Robinson, G.G.C. 1995a. Disruption of littoral algal associations by Experimental Lake acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **52**: 2238-2250.

- Turner, M.A., Howell, E.T., Robinson, G.G.C., Brewster, J.F., Sigurdson, L. & Findlay, D.L. 1995b. Growth characteristics of bloomforming filamentous green algae in the littoral zone of an experimentally acidified lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 2251-2262.
- Turner, M.A., Robinson, G.G.C., Townsend, B.E., Hann, B.J. & Amaral, J.A. 1995c. Ecological effects of blooms of filamentous green algae in the littoral zone of an acidified lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 2263-2275.
- Utermöhl, H. 1958. Zür Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. int. Ver. theor. angew. Limnol* 9: 1-38.
- Vinebrooke, R.D., 1996. Abiotic and biotic regulation of periphyton in recovering acidified lakes. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15(3): 318-331. (Abiotic regulation by DIC in acidified lakes, it is superseded by biotic regulation as acid sensitive macrogracres recolonize recovering lakes)
- Vinebrooke, R.D. & Graham, M.D., 1997. Periphyton assemblages as indicators of recovery in acidified Canadian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 1557-1568.
- Vinebrooke, R.D., Dixit, S.S., Graham, M.D., Gunn, J.M., Chen, Y-W. & Belize, N., 2002. Whole-lake algal responses to a century of acidic industrial deposition in the Canadian Shield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 483-493.
- Wehr, J.D., Brown, L.M. & O'Grady, K. 1985. Physiological ecology of the bloomforming algae *Chrysochromulina breviturrita* Nich. (Prymnesiophyceae) from lakes influenced by acid precipitation. *Can.J.Bot.* 63: 2231-2239.
- Yan, N.D. 1983. Effects of changes in pH on transparency and thermal regims of Lohi Lake, near Sudbury, Ontario. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 40: 621-626.
- Yan, N.D. & Stokes, P. 1978. Phytoplankton of an Acidic Lake, and Its Responses to Experimental Alterations of pH. *Environmental Conservation* 5(2): 93-100.
- Yan, N.D. & Lafrance, C. 1984. Responses of acidic and neutralized lakes near Sudbury, Ontario, to nutrient enrichment. *Environment impacts of smelters*. J.Nriagu (ed.) John Wiley and Sons Inc., New York: 457-521.

Vedlegg A. Planteplankton

- A1. Treffrposent langs pH-gradienten
- A2. Treffrposent langs totP-gradienten
- A3. Treffrposent langs totN-gradienten

Vedlegg A1. Frekvens forekomst av planteplanktonarter innen ulike pH-intervaller

Surhets- følsomhetsrad	Art	Antall prøver der arten er funnet	pH-intervaller						
			< 4,5	4,5 - 5,0	5,0 - 5,5	5,5 - 6,0	6,0 - 6,5	6,5 - 7,0	> 7,0
"1 = Svært følsomme 2 = Følsomme 3 = Mindre	Totalt antall prøver analysert 979		91	54	62	181	265	242	84
	Antall prøver innen hvert intervall								
			Artens frekvens forekomst i %						
	Bacillariophyceae (kiselalger)								
3	<i>Asterionella formosa</i>	271	7		15	14	35	45	35
3	<i>Aulacoseira alpigena</i>	276		6	8	29	43	38	13
2	<i>Aulacoseira italica v. tenuissima</i>	29				3	3	5	4
2	<i>Aulacoseira subarctica</i>	18				1	2	5	
2	<i>Cyclotella comta v. oligactis</i>	46				2	3	7	20
2	<i>Cyclotella glomerata</i>	163				7	14	35	36
2	<i>Cyclotella kützingiana</i>	24				1	5	3	2
3	<i>Cyclotella radiosa</i>	180		2	3	11	22	33	25
1	<i>Diatoma tenuis</i>	32					3	6	11
	<i>Eunotia lunaris</i>	54	18	20	15	2	2	3	1
3	<i>Eunotia zasuminensis</i>	13			2	4	1	1	
1	<i>Fragilaria crotonensis</i>	39					3	7	19
1	<i>Fragilaria ulna (morfortyp"acus")</i>	21					2	5	5
1	<i>Fragilaria ulna (morfortyp"angustissima")</i>	12					1	2	8
1	<i>Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")</i>	13					2	3	4
	<i>Frustulia rhomboides v. saxonica</i>	44	24	17	7	3	1	1	
2	<i>Rhizosolenia eriensis</i>	42				2	4	12	
3	<i>Rhizosolenia longiseta</i>	95		2	3	9	11	17	7
1	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	17					1	2	12
2	<i>Stephanodiscus hantzschii v. pusillus</i>	28				3	3	3	11
	<i>Tabellaria fenestrata</i>	187	15	9	8	11	25	27	13
	<i>Tabellaria flocculosa</i>	141	6	19	24	18	15	14	5
	<i>Tabellaria quadriseptata</i>	1	1						
	Chlorophyceae (grønnalger)								
3	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	44			7	3	5	5	11
3	<i>Ankyra judayi</i>	14			3	1	1	1	6
3	<i>Ankyra lanceolata</i>	121		6	21	17	18	8	8
	<i>Botryococcus braunii</i>	236	36	19	27	20	18	29	27
3	<i>Closterium acutum v. variabile</i>	48			2	5	5	7	8
1	<i>Coelastrum asteroideum</i>	12						1	12
1	<i>Coelastrum microporum</i>	17					2	2	11
2	<i>Cosmarium depressum</i>	29				1	2	4	17
2	<i>Cosmarium pygmaeum</i>	13				1	2	2	2
	<i>Cosmarium sphagnicolum v. pachygonum</i>	47	2	4	5	7	5	5	4
2	<i>Cosmarium subcostatum</i>	10				1	1	1	6
3	<i>Crucigenia quadrata</i>	60		2	5	8	10	6	
	<i>Crucigenia tetrapedia</i>	60		13	29	4	6	3	5
3	<i>Crucigeniella rectangularis</i>	48			2	6	6	5	8
3	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	23			3	2	4	2	2
3	<i>Dictyosphaerium pulchellum v. minutum</i>	19		2	2	2	2	2	4
3	<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	79		4	15	7	7	12	11
3	<i>Elakatothrix gelatinosa (genevensis)</i>	398		9	26	41	52	53	45

Surhets- følsomhetsrad	Art	Antall prøver der arten er funnet							
			< 4,5	4,5 - 5,0	5,0 - 5,5	5,5 - 6,0	6,0 - 6,5	6,5 - 7,0	> 7,0
2	<i>Eudorina elegans</i>	17				1	3	2	4
1	<i>Eutetramorus fottii</i>	17					2	3	7
2	<i>Fusola viridis</i>	28			1	2	4	4	6
1	<i>Monoraphidium arcuatum</i>	11					1	1	7
3	<i>Monoraphidium contortum</i>	73		2	10	9	9	6	14
	<i>Monoraphidium dybowskii</i>	480	11	30	58	52	54	59	45
3	<i>Monoraphidium griffithii</i>	259		2	24	35	29	36	19
	<i>Monoraphidium komarkovae</i>	28	6	2	5	1	4	1	4
2	<i>Monoraphidium minutum</i>	19				1	1	3	13
1	<i>Nephrocystium agardhianum</i>	11					2	3	
2	<i>Nephrocystium lunatum</i>	14				1	2	3	1
2	<i>Oocystis lacustris</i>	33				1	2	3	12
2	<i>Oocystis marssonii</i>	71			4	4	11	13	5
2	<i>Oocystis parva</i>	29				1	2	3	17
	<i>Oocystis rhomboidea</i>	11	2	2	2	2	1	1	1
	<i>Oocystis submarina v. variabilis</i>	550	51	69	84	66	59	50	24
2	<i>Pandorina morum</i>	28				1	4	4	7
1	<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>	18					1	5	4
1	<i>Pediastrum boryanum</i>	25					1	2	19
1	<i>Pediastrum duplex</i>	10					1	1	7
3	<i>Pediastrum privum</i>	18		2	2	2	1	5	
2	<i>Pediastrum tetras</i>	25				2	3	4	6
	<i>Penium polymorphum</i>	21	14	9	3	1			
3	<i>Quadrigula pfitzeri</i>	97			11	8	14	11	14
2	<i>Scenedesmus arcuatus</i>	12				1	2	1	2
2	<i>Scenedesmus armatus</i>	33				2	1	3	24
3	<i>Scenedesmus denticulatus v. linearis</i>	45			3	7	4	6	6
1	<i>Scenedesmus denticulatus</i>	5							6
3	<i>Scenedesmus eornis</i>	43		2	2	1	3	8	16
1	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	19					2	3	10
	<i>Scourfieldia cordiformis</i>	95	12	13	16	4	12	10	4
2	<i>Selenastrum capricornutum</i>	39				3	1	6	17
3	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	154		2	11	18	24	15	16
2	<i>Spondylosium planum</i>	16				2	4	1	
3	<i>Staurodesmus cuspidatus v. curvatus</i>	17			11	1	1	2	
3	<i>Staurodesmus sellatus</i>	39		2	3	10	6	1	1
3	<i>Staurodesmus mamillatus v. maximus</i>	18			2	2	3	3	
	<i>Staurodesmus triangularis</i>	28	4	4	5	5	2	2	
2	<i>Staurastrum anatinum</i>	8				1	1	2	
3	<i>Staurastrum cingulum</i>	11			7	3	1		
2	<i>Staurastrum gracile</i>	29				3	5	4	1
2	<i>Staurastrum luetkermuelleri</i>	14				2	1	2	2
2	<i>Staurastrum lunatum</i>	18				1	2	4	2
2	<i>Staurastrum paradoxum v. parvum</i>	20				1	1	1	16
3	<i>Staurastrum paradoxum</i>	46			2	2	4	9	13
2	<i>Staurastrum planctonicum</i>	17				1	2	1	10
2	<i>Staurastrum pseudopelagicum</i>	15				2	2	2	2
3	<i>Teilingia granulata</i>	22		2	2	1	1	6	2
2	<i>Tetraedron caudatum</i>	14				1	1	4	1
2	<i>Tetraedron minimum</i>	24				1	1	2	19
3	<i>Tetraedron minimum v. tetralobulatum</i>	80		2	5	2	6	19	13
3	<i>Willea irregularis</i>	8			2	1	2	1	
	Chrysophyceae (gullalger)								

Surhets- følsomhetsrad	Art	Antall prøver der arten er funnet							
			< 4,5	4,5 - 5,0	5,0 - 5,5	5,5 - 6,0	6,0 - 6,5	6,5 - 7,0	> 7,0
3	<i>Aulomonas purdyi</i>	41		1	2	7	8	2	1
	<i>Bicosoeca planctonica</i>	11	1	2	2	2	2		
	<i>Bitrichia chodatii</i>	410	42	54	65	54	42	30	25
	<i>Bitrichia longispina</i>	7	6	2					
	<i>Bitrichia ollula</i>	34	29	13					
	<i>Bitrichia phaseolus</i>	28	29	4					
3	<i>Chrysococcus cordiformis</i>	46	1	9	15	8	5	1	
3	<i>Chrysidiastrum catenatum</i>	35		1	2	3	4	5	4
2	<i>Chrysolykos planctonicus</i>	60				4	6	10	16
	<i>Chrysolykos skujai</i>	185	57	39	18	17	19	7	4
2	<i>Chromulina nebulosa</i>	17				2	3	2	2
2	<i>Dinobryon acuminatum</i>	13				2	1	3	
3	<i>Dinobryon bavaricum</i>	122		6	19	13	16	16	2
3	<i>Dinobryon borgei</i>	309	2	4	18	33	48	41	8
3	<i>Dinobryon bavaricum v.vanhoeffenii</i>	10		2	5	1	1	1	
	<i>Dinobryon crenulatum</i>	410	70	54	52	37	41	38	19
3	<i>Dinobryon cylindricum var.alpinum</i>	69	1	2	11	12	10	5	
2	<i>Dinobryon cylindricum</i>	13				1	2	3	
2	<i>Dinobryon cylindricum v.palustre</i>	9			2	2	1	1	1
3	<i>Dinobryon divergens</i>	127			7	6	17	23	14
	<i>Dinobryon korshikovii</i>	59	20	11	10	6	4	2	4
	<i>Dinobryon obliquicaudum</i>	7	8						
	<i>Dinobryon pediforme</i>	8	7	4					
2	<i>Dinobryon sertularia</i>	12				2	2	2	
	<i>Dinobryon sociale v.americanum</i>	229	73	37	29	19	14	20	6
2	<i>Dinobryon sociale</i>	17		2		1	2	3	5
3	<i>Dinobryon suecicum (+v.longispinum)</i>	162		2	5	19	24	24	4
2	<i>Epipyxis polymorpha</i>	32				4	5	5	
	<i>Kephyrion boreale</i>	97	19	26	16	9	9	5	4
	<i>Kephyrion litorale</i>	59	1	4	2	6	4	14	1
	<i>Kephyriopsis elegans</i>	7	4	4					
3	<i>Mallomonas akrokomos (v.parvula)</i>	266		13	32	31	37	31	12
	<i>Mallomonas allorgei</i>	32	1	7	15	7	2	1	
3	<i>Mallomonas caudata</i>	163		8	20	14	22	24	7
3	<i>Mallomonas crassisquama</i>	91		2	8	4	15	13	7
2	<i>Mallomonas cf.maiorensis</i>	39			2	5	5	5	4
2	<i>Mallomonas punctifera (M.reginae)</i>	26			2	2	5	4	
	<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	42	3	2	2	3	6	6	2
	<i>Pseudokephyrion angulosum</i>	4	4						
1	<i>Pseudokephyrion attenatum</i>	18				1	1	6	2
	<i>Pseudokephyrion entzii</i>	220	22	11	15	18	28	30	8
	<i>Pseudokephyrion taeniatum</i>	46	31	13	11	1	1		
	<i>Pseudokephyrion tatricum</i>	9	4	4	2				
3	<i>Spiniferomonas bourellyi</i>	35		4	3	2	4	7	
2	<i>Stelaxomonas dichotoma</i>	32				3	8	3	
3	<i>Stichogloea doederleinii</i>	139	1	4	7	21	19	14	11
3	<i>Uroglena americana</i>	142		2	10	9	17	19	31
	Cryptophyceae (svelgflagellater, rekylalger)								
3	<i>Cryptomonas curvata</i>	36		2	3	3	5	3	6
3	<i>Cryptomonas erosa</i>	190		4	16	13	14	29	55
3	<i>Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.reflexa)</i>	317	1	11	16	20	39	49	49
	<i>Cryptomonas marssonii</i>	585	42	69	65	56	72	60	38
3	<i>Cryptaulax vulgaris</i>	82		2	2	8	16	9	2

Surhets- følsomhetsrad	Art	Antall prøver der arten er funnet							
			< 4,5	4,5 - 5,0	5,0 - 5,5	5,5 - 6,0	6,0 - 6,5	6,5 - 7,0	> 7,0
3	<i>Cyathomonas truncata</i>	50	1	6	2	5	7	6	4
3	<i>Katablepharis ovalis</i>	742		15	47	84	95	93	87
3	<i>Rhodomonas lacustris</i> (+v.nannoplanctica)	701		6	27	80	96	85	91
Cyanophyceae (cyanobakterier, blågrønnalger)									
2	<i>Anabaena circinalis</i>	18				1	2	3	4
3	<i>Anabaena flos-aquae</i>	98		2	7	12	14	10	11
2	<i>Anabaena lemmermannii</i>	48				1	8	8	10
2	<i>Anabaena planctonica</i>	51				4	9	5	11
1	<i>Anabaena solitaria</i>	7						1	4
1	<i>Anabaena spiroides</i>	11					1	2	5
2	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	13				2	3	1	1
3	<i>Chroococcus minutus</i>	30			8	2	2	2	17
3	<i>Merismopedia tenuissima</i>	207		35	63	43	22	5	
1	<i>Microcystis aeruginosa</i>	22					2	3	13
2	<i>Planktothrix agardhii</i>	42				1	3	8	16
1	<i>Planktothrix mougeotii</i>	14					3	3	
3	<i>Rhabdoderma</i> (<i>Synechococcus</i>) <i>lineare</i>	9			3	2	1		
3	<i>Snowella lacustris</i>	124			7	8	19	17	19
2	<i>Woronichinia compacta</i>	13				2	1	3	1
2	<i>Woronichinia naegeliana</i>	65				5	7	14	5
Dinophyceae (dinoflagellater, fureflagellater)									
2	<i>Ceratium hirundinella</i>	115				3	14	19	33
2	<i>Gymnodinium fuscum</i>	17				3	3	2	
2	<i>Gymnodinium helveticum</i>	126				1	8	32	31
	<i>Gymnodinium cf.lacustre</i>	562	70	61	39	53	54	65	54
	<i>Gymnodinium cf.uberrimum</i>	191	14	24	24	17	20	24	8
	<i>Katodinium mazuricum</i>	5	4	2					
2	<i>Katodinium palustre</i>	3			2	1			
1	<i>Peridinium cinctum</i>	14					2	2	5
1	<i>Peridiniopsis edax</i>	25				1	1	4	16
1	<i>Peridiniopsis elpatiewskyi</i>	9					1		8
3	<i>Peridinium goslaviense</i>	15		2	2	2	1	1	5
	<i>Peridinium umbonatum</i> (<i>P.inconspicuum</i>)	521	88	65	48	57	55	49	29
3	<i>Peridinium raciborskii</i> (<i>P.palustre</i>)	34			3	3	5	3	7
3	<i>Peridinium willei</i>	27			1	2	2	5	7
Euglenophyceae (øyeflagellater)									
3	<i>Trachelomonas volvocina</i>	39		9	10	4	3	3	8
Haptophyceae (heftealger)									
3	<i>Chrysochromulina parva</i>	287			2	8	29	58	68
Raphidophyceae									
3	<i>Gonyostomum semen</i>	46		4	2	11	6	4	
Xanthophyceae (gulgrønnalger)									

Surhets- følsomhetsrad	Art	Antall prøver der arten er funnet							
			< 4,5	4,5 - 5,0	5,0 - 5,5	5,5 - 6,0	6,0 - 6,5	6,5 - 7,0	> 7,0
	<i>Isthmochloron trispinatum</i>	49	26	22	2	3	2		

Vedlegg A2. Frekvens forekomst av planteplanktonarter innen ulike nitrogen-intervaller

Art	Antall prøver	<150	150 - 300	300 - 400	400 - 600	600 - 800	> 800
Totalt antall prøver analysert 3425							
Antall prøver innen hvert intervall		259	985	540	645	346	651
		Artens frekvens forekomst i %					
Bacillariophyceae (kiselalger)							
<i>Asterionella formosa</i>	1306	24	31	31	39	48	54
<i>Aulacoseira alpigena</i>	705	8	23	20	29	27	10
<i>Aulacoseira ambigua</i>	194		1	1	7	17	12
<i>Aulacoseira italica v.tenuissima</i>	323	1	1	2	12	18	24
<i>Cyclotella comta v.oligactis</i>	231		6	3	6	10	13
<i>Cyclotella glomerata</i>	660	39	15	16	14	21	25
<i>Cyclotella radiosa</i>	561	20	19	14	16	17	14
<i>Diatoma tenuis</i>	337	5	12	9	8	4	15
<i>Fragilaria crotonensis</i>	334		3	5	5	13	31
<i>Fragilaria ulna (morfortyp"acus")</i>	231	2	4	3	5	8	16
<i>Fragilaria ulna (morfortyp"angustissima")</i>	213		2	3	4	10	19
<i>Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")</i>	194	1	3	2	4	6	15
<i>Rhizosolenia eriensis</i>	116	2	2	5	4	6	2
<i>Rhizosolenia longiseta</i>	506	9	14	15	24	21	7
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	226	5	3	4	8	5	14
<i>Stephanodiscus hantzschii v.pusillus</i>	312	1	2	2	6	15	30
<i>Tabellaria fenestrata</i>	731	8	20	23	26	30	18
<i>Tabellaria flocculosa</i>	681	7	22	21	23	22	17
Chlorophyceae (grønnalger)							
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	274		3	4	8	14	19
<i>Ankyra lanceolata</i>	485	9	16	13	16	14	12
<i>Botryococcus braunii</i>	589	5	16	21	25	18	12
<i>Closterium acutum v.variabile</i>	277		3	4	11	19	13
<i>Coelastrum microporum</i>	132		1	1	3	7	12
<i>Cosmarium depressum</i>	179	1	3	5	4	6	11
<i>Cosmarium sphagnicolum v.pachygonum</i>	122	7	4	5	4	1	1
<i>Crucigenia quadrata</i>	149	4	7	3	3	4	2
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	285	2	4	12	15	12	6
<i>Crucigeniella rectangularis</i>	118	1	3	5	4	3	3
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	174		2	3	6	10	10
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	414	16	15	14	13	10	5
<i>Elakatothrix gelatinosa (genevensis)</i>	1178	36	37	37	37	40	22
<i>Eudorina elegans</i>	113		3	3	4	5	4
<i>Fusola viridis</i>	126	2	2	1	3	7	8
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	131		1	1	4	8	10
<i>Monoraphidium contortum</i>	634	8	13	11	22	28	29
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	1257	24	42	47	39	35	23
<i>Monoraphidium griffithii</i>	610	20	30	23	15	5	3
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	369	15	14	8	10	8	8

Art	Antall prøver	<150	150 - 300	300 - 400	400 - 600	600 - 800	> 800
<i>Monoraphidium minutum</i>	228			1	7	11	22
<i>Oocystis lacustris</i>	103		2	2	2	3	7
<i>Oocystis marssonii</i>	149		4	4	5	7	5
<i>Oocystis parva</i>	194		2	2	5	10	15
<i>Oocystis submarina v.variabilis</i>	1286	47	51	56	42	18	5
<i>Pandorina morum</i>	172		3	2	4	6	14
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>	164	1	4	4	6	4	8
<i>Pediastrum boryanum</i>	273	1	2	1	4	18	25
<i>Pediastrum duplex</i>	167				4	10	16
<i>Pediastrum tetras</i>	146		1	3	5	9	9
<i>Quadrigula pfitzeri</i>	215	1	7	6	6	10	5
<i>Scenedesmus armatus</i>	332		1	1	9	21	29
<i>Scenedesmus denticulatus v.linearis</i>	136	1	5	3	4	4	4
<i>Scenedesmus ecornis</i>	320		2	4	10	21	22
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	140				3	8	14
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	243			1	6	16	22
<i>Scourfieldia cordiformis</i>	316	12	11	15	10	5	3
<i>Selenastrum capricornutum</i>	232	3	4	3	7	10	15
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	524	6	14	20	16	22	14
<i>Staurodesmus indentatus</i>	167	3	5	6	9	3	1
<i>Staurastrum chaetoceras</i>	109		2	1	1	7	9
<i>Staurastrum gracile</i>	165	3	4	6	6	9	4
<i>Staurastrum paradoxum v.parvum</i>	154				4	10	14
<i>Staurastrum paradoxum</i>	264		3	7	7	17	15
<i>Staurastrum planctonicum</i>	110	1	3	1	3	3	7
<i>Tetraedron caudatum</i>	150		1	1	6	10	10
<i>Tetraedron minimum</i>	224		1	1	6	15	19
<i>Tetraedron minimum v.tetralobulatum</i>	404	30	17	9	7	8	7
Chrysophyceae (gullalger)							
<i>Aulomonas purdyi</i>	161	1	4	6	5	3	6
<i>Bitrichia chodatii</i>	1231	41	45	55	39	21	9
<i>Chromulina nebulosa</i>	118		1	3	5	6	6
<i>Chrysococcus cordiformis</i>	107	3	5	7	1	1	0
<i>Chrysidiastrium catenatum</i>	124	2	3	5	5	4	3
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	262	13	6	5	12	4	7
<i>Chrysolykos skujai</i>	1398	78	55	53	45	13	5
<i>Dinobryon bavaricum</i>	565	7	11	24	26	21	11
<i>Dinobryon borgei</i>	855	29	33	32	33	14	4
<i>Dinobryon crenulatum</i>	1212	50	44	50	39	18	11
<i>Dinobryon cylindricum var.alpinum</i>	307	17	13	9	9	4	2
<i>Dinobryon cylindricum</i>	101	1	2	1	4	7	4
<i>Dinobryon divergens</i>	535	3	8	19	20	27	18
<i>Dinobryon korshikovii</i>	144	5	6	5	5	3	1
<i>Dinobryon sertularia</i>	121	1	3	1	3	5	8
<i>Dinobryon sociale v.americanum</i>	525	22	18	24	17	9	3
<i>Dinobryon sociale</i>	265	3	6	5	7	11	13
<i>Dinobryon suecicum</i>	334	7	14	13	11	8	2
<i>Dinobryon suecicum v.longispinum</i>	107		3	6	7	1	0

Art	Antall prøver	<150	150 - 300	300 - 400	400 - 600	600 - 800	> 800
<i>Epipyxis polymorpha</i>	114	2	3	6	4	3	2
<i>Kephyrion boreale</i>	375	9	13	18	15	5	2
<i>Kephyrion litorale</i>	162	8	6	5	6	2	2
<i>Mallomonas akrokomos (v.parvula)</i>	828	19	31	26	23	25	15
<i>Mallomonas allorgei</i>	118		2	7	7	6	0
<i>Mallomonas caudata</i>	525	3	12	21	18	21	15
<i>Mallomonas crassisquama</i>	381	4	11	14	12	8	12
<i>Mallomonas cf.maiorensis</i>	164	3	4	5	6	7	5
<i>Mallomonas punctifera (M.reginae)</i>	135		2	5	7	5	5
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	148	3	6	6	7	1	1
<i>Pseudokephyrion entzii</i>	940	45	34	32	31	18	8
<i>Pseudokephyrion taeniatum</i>	106		3	10	4	1	
<i>Pseudokephyrion tatricum</i>	30			2	1	1	1
<i>Spiniferomonas bourellyi</i>	586	19	23	19	22	10	5
<i>Stichogloea doederleinii</i>	286	5	12	11	9	8	2
<i>Synura uvella</i>	472	2	10	11	16	25	18
<i>Uroglena americana</i>	669	10	12	18	25	36	22
Cryptophyceae (svelfflagellater)							
<i>Cryptomonas curvata</i>	306		1	2	6	17	29
<i>Cryptomonas erosa</i>	1022	3	14	18	28	50	66
<i>Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)</i>	1379	4	24	26	46	64	73
<i>Cryptomonas marssonii</i>	1955	29	52	64	64	60	62
<i>Cryptomonas parapapyrenoidifera</i>	148		2	3	3	7	10
<i>Cryptaulax vulgaris</i>	243	4	12	6	7	4	4
<i>Cyathomonas truncata</i>	219	2	4	5	6	7	13
<i>Katablepharis ovalis</i>	2866	83	86	72	81	91	89
<i>Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)</i>	2816	85	81	66	79	92	93
Cyanophyceae (blågrønnalger)							
<i>Anabaena circinalis</i>	101		1	1	2	5	8
<i>Anabaena flos-aquae</i>	508		7	15	17	21	27
<i>Anabaena lemmermannii</i>	107		2	3	3	5	6
<i>Anabaena solitaria f.planctonica</i>	235	1	5	5	4	10	15
<i>Chroococcus minutus</i>	138	1	2	3	3	9	7
<i>Merismopedia tenuissima</i>	494	10	20	25	17	9	0
<i>Microcystis aeruginosa</i>	217			1	3	10	25
<i>Planktothrix agardhii</i>	334	3	3	7	8	12	26
<i>Snowella lacustris</i>	457	5	7	11	13	26	22
<i>Woronichinia naegeliana</i>	349	0	3	10	12	14	21
Dinophyceae (fureflagellater)							
<i>Ceratium hirundinella</i>	577	11	12	11	12	29	30
<i>Gymnodinium albulum</i>	56	3	1	3	2	1	0
<i>Gymnodinium helveticum</i>	539	19	13	12	13	16	24
<i>Gymnodinium cf.lacustre</i>	2006	56	67	65	62	52	41
<i>Gymnodinium cf.uberrimum</i>	752	19	22	30	29	16	13

Art	Antall prøver	<150	150 - 300	300 - 400	400 - 600	600 - 800	> 800
<i>Peridinium cinctum</i>	155		2	1	5	12	8
<i>Peridiniopsis edax</i>	127			1	3	9	11
<i>Peridinium (Peridiniopsis) elpatiewskyi</i>	104				3	10	7
<i>Peridinium goslaviense</i>	123	1	3	1	6	3	5
<i>Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)</i>	1338	34	46	56	50	27	13
<i>Peridinium raciborskii (P.palustre)</i>	194	3	4	3	5	8	11
<i>Peridinium umbonatum</i>	130	1	3	3	3	7	7
<i>Peridinium willei</i>	256	1	5	4	12	16	8
Euglenophyceae (øyeflagellater)							
<i>Trachelomonas volvocina</i>	155		1	2	5	8	11
Haptophyceae (heftealger)							
<i>Chrysochromulina parva</i>	1362	44	27	29	41	56	57
Raphidophyceae							
<i>Gonyostomum semen</i>	149		1	3	9	14	3
Xanthophyceae (gulgrønnalger)							
<i>Isthmochloron trispinatum</i>	108	2	4	6	4	1	1

Vedlegg A3. Frekvens forekomst av planteplanktonarter innen ulike fosfor-intervaller

Art	Antall prøver	< 3	3 - 7	7 - 11	11 - 20	20 - 50	> 50
Totalt antall prøver analysert 3506							
Antall prøver innen hvert intervall:		134	1182	745	721	470	253
Bacillariophyceae (kiselalger)		Artens frekvens forekomst i %					
<i>Asterionella formosa</i>	1371	22	24	40	53	60	38
<i>Aulacoseira alpigena</i>	799	13	28	25	22	17	9
<i>Aulacoseira ambigua</i>	193			1	8	16	20
<i>Aulacoseira italica v.tenuissima</i>	327	2	1	4	10	24	39
<i>Cyclotella comta v.oligactis</i>	241	1	4	5	14	10	2
<i>Cyclotella glomerata</i>	710	37	19	18	25	18	15
<i>Cyclotella radiosa</i>	602	17	21	19	20	9	1
<i>Diatoma tenuis</i>	351	6	6	8	15	19	7
<i>Fragilaria crotonensis</i>	335	1	1	5	13	32	19
<i>Fragilaria ulna (morfortyp"acus")</i>	228	3	2	4	10	13	16
<i>Fragilaria ulna (morfortyp"angustissima")</i>	213	1	1	2	8	22	11
<i>Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")</i>	200		1	3	8	16	12
<i>Rhizosolenia eriensis</i>	158	2	5	5	5	4	1
<i>Rhizosolenia longiseta</i>	507	13	11	16	23	14	1
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	228	4	2	3	8	13	21
<i>Stephanodiscus hantzschii v.pusillus</i>	312	1	1	1	7	25	49
<i>Tabellaria fenestrata</i>	749	5	13	29	34	25	4
<i>Tabellaria flocculosa</i>	696	7	15	25	27	23	9
Chlorophyceae (grønnalger)							
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	276		1	5	8	15	36
<i>Ankyra lanceolata</i>	491	1	8	21	21	15	8
<i>Botryococcus braunii</i>	597	4	17	21	21	14	7
<i>Closterium acutum v.variabale</i>	275		1	6	14	20	9
<i>Coelastrum microporum</i>	134			2	5	10	13
<i>Cosmarium depressum</i>	187		3	7	7	8	2
<i>Cosmarium sphagnicolum v.pachygonum</i>	122	3	4	4	4	2	1
<i>Cosmarium subcostatum</i>	58			1	2	6	3
<i>Crucigenia quadrata</i>	155	2	5	4	5	4	3
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	286	1	4	11	11	12	7
<i>Crucigeniella rectangularis</i>	128	1	4	6	4	1	0
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	174		1	2	9	9	18
<i>Dictyosphaerium pulchellum v.minutum</i>	58		2	1	2	2	1
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	414	17	15	12	11	6	6
<i>Elakatothrix gelatinosa (genevensis)</i>	1247	31	38	41	41	27	11
<i>Eudorina elegans</i>	115		1	3	6	7	2
<i>Eutetramorus fottii</i>	92			1	5	8	2
<i>Fusola viridis</i>	132	1	2	2	7	8	5
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	130	1	1	1	2	9	24
<i>Monoraphidium contortum</i>	624	1	6	14	28	30	41
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	1324	25	43	42	45	27	6
<i>Monoraphidium griffithii</i>	651	24	34	19	9	2	3

Art	Antall prøver	< 3	3 - 7	7 - 11	11 - 20	20 - 50	> 50
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	373	8	10	11	13	11	9
<i>Monoraphidium minutum</i>	226			1	4	19	39
<i>Oocystis lacustris</i>	105		2	3	3	5	8
<i>Oocystis marssonii</i>	169	4	5	4	4	5	7
<i>Oocystis parva</i>	194			3	9	14	15
<i>Oocystis submarina v.variabilis</i>	1355	57	61	50	20	9	0
<i>Pandorina morum</i>	174		1	3	9	9	12
<i>Paulschulzia pseudovolvox</i>	165		1	6	10	8	2
<i>Pediastrum boryanum</i>	275			2	9	23	33
<i>Pediastrum duplex</i>	167			1	2	14	33
<i>Pediastrum tetras</i>	145			3	3	9	23
<i>Quadrigula pfitzeri</i>	226	1	6	9	10	4	
<i>Scenedesmus armatus</i>	332			1	6	34	48
<i>Scenedesmus denticulatus v.linearis</i>	142	2	5	4	5	2	3
<i>Scenedesmus ecornis</i>	326		2	3	13	25	25
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	140				1	11	32
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	242			2	7	20	31
<i>Scourfieldia cordiformis</i>	350	10	15	14	5	3	1
<i>Selenastrum capricornutum</i>	234	1	3	5	8	12	17
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	543	5	13	21	21	14	5
<i>Staurodesmus indentatus</i>	167	3	6	7	4	1	
<i>Staurastrum chaetoceras</i>	109		1	1	3	8	17
<i>Staurastrum gracile</i>	165		2	6	9	6	2
<i>Staurastrum paradoxum v.parvum</i>	154			1	2	17	22
<i>Staurastrum paradoxum</i>	265	1	1	8	13	17	4
<i>Staurastrum planctonicum</i>	110		1	4	6	6	2
<i>Tetraedron caudatum</i>	152		1	1	4	13	17
<i>Tetraedron minimum</i>	225		1	2	9	20	21
<i>Tetraedron minimum v.tetralobulatum</i>	418	24	14	8	14	11	2
Chrysophyceae (gullalger)							
<i>Aulomonas purdyi</i>	169		4	7	6	5	4
<i>Bitrichia chodatii</i>	1272	33	51	48	28	12	1
<i>Chromulina nebulosa</i>	118			1	4	10	13
<i>Chrysococcus cordiformis</i>	110	2	4	5	3	2	
<i>Chrysidiastrium catenatum</i>	136	1	3	6	4	4	
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	287	11	9	10	9	6	1
<i>Chrysolykos skujai</i>	1442	93	75	43	13	2	1
<i>Dinobryon acuminatum</i>	52		1	2	2	3	1
<i>Dinobryon bavaricum</i>	587	4	12	23	23	18	10
<i>Dinobryon borgei</i>	963	29	41	38	18	7	1
<i>Dinobryon crenulatum</i>	1267	49	55	43	24	10	3
<i>Dinobryon cylindricum var.alpinum</i>	327	22	15	11	5	1	
<i>Dinobryon cylindricum</i>	106	1	1	4	5	5	1
<i>Dinobryon divergens</i>	561	1	10	21	25	19	4
<i>Dinobryon korshikovii</i>	145	5	6	5	3	1	
<i>Dinobryon sertularia</i>	122	1	1	2	8	7	1
<i>Dinobryon sociale v.americanum</i>	579	34	29	16	9	1	
<i>Dinobryon sociale</i>	264		1	6	18	13	3

Art	Antall prøver	< 3	3 - 7	7 - 11	11 - 20	20 - 50	> 50
<i>Dinobryon suecicum</i>	376	10	16	13	9	2	
<i>Dinobryon suecicum v.longispinum</i>	119	1	4	7	2	1	1
<i>Kephyrion boreale</i>	389	19	19	13	5	1	1
<i>Kephyrion litorale</i>	183	13	8	5	4	1	
<i>Mallomonas akrokomos (v.parvula)</i>	893	9	26	36	32	12	10
<i>Mallomonas allorgei</i>	118		3	5	6	1	1
<i>Mallomonas caudata</i>	548	1	11	23	26	12	1
<i>Mallomonas crassisquama</i>	400	2	9	16	14	12	5
<i>Mallomonas cf.maiorensis</i>	183	2	5	7	5	5	3
<i>Mallomonas punctifera (M.reginae)</i>	143	1	2	5	5	7	4
<i>Pseudokephyrion alaskanum</i>	169	9	8	6	1	1	
<i>Pseudokephyrion entzii</i>	995	52	45	34	15	5	1
<i>Pseudokephyrion taeniatum</i>	99	6	5	4	1		
<i>Spiniferomonas bourellyi</i>	661	22	30	22	11	6	2
<i>Stelaxomonas dichotoma</i>	103	1	4	4	3	3	1
<i>Stichogloea doederleinii</i>	305	4	12	13	7	1	
<i>Synura uvella</i>	490	1	8	12	26	19	13
<i>Uroglena americana</i>	703	7	14	25	31	21	8
Cryptophyceae (svelgflagellater)							
<i>Cryptomonas curvata</i>	308		1	3	8	30	32
<i>Cryptomonas erosa</i>	1035	4	7	22	47	61	61
<i>Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)</i>	1457	5	23	39	57	69	59
<i>Cryptomonas marssonii</i>	2061	27	56	72	63	55	44
<i>Cryptomonas parapyrenoidifera</i>	148			1	6	13	14
<i>Cryptaulax vulgaris</i>	251	6	10	9	7	2	1
<i>Cyathomonas truncata</i>	217	1	2	4	10	11	15
<i>Katablepharis ovalis</i>	2965	67	81	86	93	89	75
<i>Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)</i>	2912	72	75	84	92	93	82
Cyanophyceae (blågrønnalger)							
<i>Anabaena circinalis</i>	101		1	2	4	5	12
<i>Anabaena flos-aquae</i>	525		7	15	22	23	26
<i>Anabaena lemmermannii</i>	112	1	2	5	2	2	9
<i>Anabaena solitaria f.planctonica</i>	233		1	4	10	14	24
<i>Chroococcus minutus</i>	139	1	2	2	2	9	15
<i>Merismopedia tenuissima</i>	503	11	23	19	9	3	
<i>Microcystis aeruginosa</i>	217				3	17	43
<i>Planktothrix agardhii</i>	331	2	2	8	12	19	28
<i>Snowella lacustris</i>	474	3	7	15	20	21	16
<i>Woronichinia naegeliana</i>	346	1	2	12	19	11	15
Dinophyceae (fureflagellater)							
<i>Ceratium hirundinella</i>	578	4	8	19	27	24	11
<i>Gymnodinium helveticum</i>	583	15	16	19	19	20	2
<i>Gymnodinium cf.lacustre</i>	2087	62	72	66	51	44	35
<i>Gymnodinium cf.uberrimum</i>	785	20	27	30	23	10	2

Art	Antall prøver	< 3	3 - 7	7 - 11	11 - 20	20 - 50	> 50
<i>Peridinium cinctum</i>	154			2	8	13	6
<i>Peridiniopsis edax</i>	127			1	3	7	24
<i>Peridinium (Peridiniopsis) elpatiewskyi</i>	105			1	2	11	13
<i>Peridinium goslaviense</i>	123		2	2	8	6	
<i>Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)</i>	1413	44	55	44	36	21	8
<i>Peridinium raciborskii (P.palustre)</i>	193		3	7	10	8	2
<i>Peridinium umbonatum</i>	131	1	2	2	6	7	9
<i>Peridinium willei</i>	258	2	4	9	12	10	3
Euglenophyceae (øyeflagellater)							
<i>Trachelomonas volvocina</i>	155			1	6	10	23
Haptophyceae (heftealger)							
<i>Chrysochromulina parva</i>	1445	45	32	40	55	56	21
Raphidophyceae							
<i>Gonyostomum semen</i>	149		1	4	9	10	1
Xanthophyceae (gulgrønnalger)							
<i>Isthmochloron trispinatum</i>	103	11	5	2	1		

Vedlegg B. Makrofytter i innsjøer

Frekven% langs pH-gradienten

ISOETIDER (kortsukksplanter)	pH-kategorier							ant.lok.
	<5	5-5.5	5.5-6	6-6.5	6.5-7	7-7.5	≥7.5	
<i>Lobelia dortmanna</i>	100	92	67	56	38	29	3	72
<i>Isoëtes lacustris</i>	78	84	94	85	52	29	6	88
<i>Isoëtes echinospora</i>	78	77	78	71	38	26	9	76
<i>Littorella uniflora</i>	33	62	67	36	24	11	3	45
<i>Subularia aquatica</i>	11	39	50	38	43	16	6	45
<i>Ranunculus reptans</i>		38	56	44	48	37	13	58
<i>Eleocharis acicularis</i>		15	17	24	29	34	16	37
<i>Elatine orthosperma</i>				3	5			2
<i>Elatine hydropiper</i>				3	19	11	3	10
<i>Lythrum portula</i>				3	14	3	6	7
<i>Elatine hexandra</i>				3			3	2
<i>Elatine triandra</i>					19	3		5
<i>Limosella aquatica</i>					10	8	6	7
<i>Crassula aquatica</i>					5	5	3	4
ELODEIDER (langskuddsplanter)								
<i>Utricularia intermedia</i>	44	54	28	18	24	13		32
<i>Utricularia ochroleuca</i>	33	15	39	26		5		23
<i>Juncus bulbosus</i>	89	100	89	76	57	34	2	89
<i>Utricularia minor</i>	33	54	39	12	29	24	9	39
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>		23	33	44	57	45	31	63
<i>Utricularia vulgaris</i>		23	28	9	38	16	9	28
<i>Callitriche palustris</i>		15	22	21	33	16	13	30
<i>Callitriche hamulata</i>		8	50	35	24	24	3	37
<i>Potamogeton polygonifolius</i>		8	11	15	10	13	3	16
<i>Hippuris vulgaris</i>		8	6	12	14	11	38	25
<i>Potamogeton berchtoldii</i>			6	3	43	45	44	42
<i>Callitriche stagnalis</i>				3	5	3		3
<i>Potamogeton alpinus</i>				9	43	39	53	44
<i>Potamogeton perfoliatus</i>				6	29	24	28	26
<i>Ranunculus peltatus</i>				3	24	11	6	12
<i>Potamogeton gramineus</i>				3	14	26	34	25
<i>Elodea canadensis</i>				3	5	24	16	16
<i>Myriophyllum sibiricum</i>					5			1
<i>Potamogeton x sparganifolius</i>					5	5		3
<i>Myriophyllum verticillatum</i>					5	3		2
<i>Potamogeton praelongus</i>					10	18	6	11
<i>Potamogeton obtusifolius</i>					10	11	9	9
<i>Ceratophyllum demersum</i>					10	8	16	10
<i>Potamogeton pectinatus</i>					10		6	4
<i>Callitriche cophocarpa</i>					5	5	9	6
<i>Callitriche hermaphroditica</i>					5	5	9	6
<i>Potamogeton x nitens</i>					5	5	19	9
<i>Ranunculus aquatilis</i>					5	5	16	8
<i>Potamogeton pusillus</i>					5	3	6	4
<i>Najas marina</i>						7		1
<i>Potamogeton compressus</i>						3		1
<i>Potamogeton x zizii</i>						3		1
<i>Potamogeton filiformis</i>						13	25	13
<i>Ranunculus confervoides</i>						8	22	10
<i>Potamogeton crispus</i>						5	9	5
<i>Potamogeton friesii</i>						3	38	13
<i>Potamogeton lucens</i>						3	9	4

Vedlegg B forts. Makrofyter i innsjøer.
Frekvens% av arter langs pH-gradienten

	pH-kategorier							ant.lok.
	<5	5-5.5	5.5-6	6-6.5	6.5-7	7-7.5	≥7.5	
<i>Myriophyllum spicatum</i>							13	4
<i>Potamogeton x suecicus</i>							9	3
<i>Najas flexilis</i>							7	2
<i>Potamogeton rutilus</i>							3	1
NYMPHAEIDER (flytebladsplanter)								
<i>Sparganium angustifolium</i>	78	85	94	65	67	55	22	99
<i>Nuphar lutea</i>	78	85	33	26	29	34	28	61
<i>Nymphaea alba coll.</i>	44	54	17	29	62	58	63	79
<i>Potamogeton natans</i>		8	17	24	67	76	72	78
<i>Sparganium hyperboreum</i>			6	26				10
<i>Sagittaria sagittifolia</i>			6		10	8	3	7
<i>Sparganium emersum</i>			6		5	13	9	10
<i>Sparganium natans</i>				9	5	5		6
<i>Nuphar pumila</i>	11??			12	19	5	3	12
<i>Sparganium gramineum</i>					5			1
<i>Persicaria amphibia</i>					24	8	16	13
LEMNIDER (flytere)								
<i>Ricciocarpus natans</i>					5			1
<i>Lemna minor</i>					24	47	56	41
<i>Spirodela polyrrhiza</i>					5	11	6	7
<i>Lemna trisulca</i>					5		3	2
KRANSALGER								
<i>Nitella opaca/flexilis</i>		8	17	21	38	32	25	39
<i>Chara braunii</i>					5			1
<i>Nitella mucronata</i>					3			1
<i>Chara globularis</i>						26	19	16
<i>Chara delicatula</i>						5	3	3
<i>Tolypella canadensis</i>						3	6	3
<i>Chara aspera</i>							16	5
<i>Chara contraria</i>							6	2
<i>Chara rudis</i>							3	1
<i>Nitella confervacea</i>							3	1
totalt antall innsjøer	9	13	19	34	21	38	32	

Vedlegg C. Fastsittende alger i elver.

Noen begroingsalgers treffprosent i 768 begroingsprøver og deres fordeling i 7 intervaller av pH. De tre kolonnene til høyre viser: laveste pH intervall der arten forekommer (tålegrense), veid middel for pH og område der arten har størst forekomst (optimum). Kolonnen lengst til høyre viser algenes surhetsfølsomhet - SF.

Latinsk navn	Treffprosent i 768 prøver	pH intervall							pH			SF
		<5	5-<5,5	5,5-<6	6-<6,5	6,5-<7	7-<7,5	>7,5	min (tålegr.)	veid mid-del	optimum	
Cyanophyceae (Cyanobakterier)												
<i>Capsosira brebisonii</i>	9,5	34,2	33,8	10,9	13	1,6	0,4		<5	5,81	<5,5	0
<i>Chamaesiphonales</i> , kulerad,	1,8	10,5	9,5	1	1,2				<5	5,41	<5,5	0
<i>Algefilt</i> , 2-4µ, grenet	3,9	10,5	12,2	7,9	5,6				<5	6,00	<5,5	0
<i>Algefilt</i> , 1-2µ, ugrenet	4,8	21,1	14,9	4	6,2	2,5	0,4		<5	5,92	<5,5	0
<i>Gloeocapsopsis magma</i>	13,0	36,8	33,8	26,7	17,4	3,3	0,9		<5	5,78	<5,5	0
<i>Hapalosiphon fontinalis</i>	2,1	7,9	8,1	5	1,2				<5	5,64	<5,5	0
<i>Hapalosiphon hibernicus</i>	3,3	18,4	12,2	4	3,1				<5	5,50	<5,5	0
<i>Merismopedia glauca</i>	1,6	13,2	1,4	2	0,6	0,8	0,9		<5	6,10	<5	0
<i>Merismopedia punctata</i>	8,2	31,6	24,3	15,8	6,2	0,8	1,8	4,2	<5	5,90	<5	0
<i>Merismopedia tenuissima</i>	1,8	18,4		1	2,5				<5	6,18	<5	0
<i>Rhabdoderma lineare</i>	2,5	13,2	6,8	5	1,9	0,8			<5	5,85	<5	0
<i>Scytonema mirabile</i>	14,3	10,5	28,4	35,6	24,2	8,2			<5	5,92	>5	0
<i>Scytonematopsis starmachii</i>	21,7	65,8	39,2	52,5	34,8	2,5	0,4		<5	5,78	<5	0
<i>Siphonema polonicum</i>	0,8	10,5	1,4	1					<5	4,70	<5	0
<i>Stigonema ocellatum</i> var. <i>globosporum</i>	1,0	7,9	2,7	2	0,6				<5	5,24	<5	0
<i>Stigonema hormoides</i>	3,3	28,9	6,8	6,9	1,2				<5	5,50	<5	0
<i>Stigonema multipartitum</i>	2,6	7,9	9,5	1	3,7	2,5			<5	5,63	<5,5	0
<i>Stigonema ocellatum</i>	1,7	5,3	8,1	1	2,5				<5	5,67	<5,5	0
<i>Hydrococcus rivularis</i>	2,9		2,7	3	0,6	5,7	4		5	6,66	>5	0,25
<i>Schizothrix lacustris</i>	4,7		4,1	5,9	9,3	6,6	1,8		5	6,27	>5,5	0,25
<i>Stigonema mamillosum</i>	33,9	13,2	23	55,4	62,1	36,9	15,6	4,2	<5	6,27	>5	0,25
<i>Stigonema minutum</i>	3,3	2,6	10,8	5,9	6,2				<5	5,70	>5	0,25
<i>Chamaesiphon fuscus</i>	12,4		2,7	8,9	5,6	17,2	22,8	6,3	5	6,88	>6,5	0,5
<i>Chamaesiphon minutus</i>	7,7		1,4	3	10,6	11,5	8	12,5	5	6,78	>6	0,5
<i>Chamaesiphon subglobosus</i>	2,3			5	3,1	4,1	0,9		5,5	6,31	>5,5	0,5
<i>Coleodesmium sagarmathae</i>	11,8		2,7	16,8	31,7	9,8	4		5(5,5)	6,33	5,5-7	0,5
<i>Cyanophanon mirabile</i>	29,3		4,1	24,8	60,9	36,9	21,9	10,4	5	6,55	>5,5	0,5
<i>Homoeothrix varians</i>	3,8			4	3,1	5,7	5,4	2,1	5,5	6,90	>5,5	0,5
<i>Lyngbya leptanema</i>	6,6			1	3,1	9,8	12,5	10,4	6	7,04	>6,5	0,5
<i>Schizothrix latierita</i>	3,9			5,9	0,6	5,7	5,8	6,3	5,5	6,83	>5,5	0,5
<i>Tolypothrix penicillata</i>	14,7		1,4	6,9	12,4	26,2	22,3	6,3	5(5,5)	6,87	>6,5	0,5
<i>Calothrix fusca</i>	4,8	2,6		1	0,6	3,3	11,6	8,3	5,5	7,20	>7	0,75
<i>Calothrix gypsophila</i>	13,0		1,4	1	5	23,8	21,9	25	5,5	7,06	>6,5	0,75
<i>Calothrix ramenskii</i>	4,8			2	1,2	1,6	12,5	6,3	5,5	7,17	>7	0,75
<i>Chamaesiphon britannicus</i>	1,0			1	3,1	1,6			5,5	6,44	>5,5	0,75
<i>Chamaesiphon confervicola</i>	23,3			2	23,6	32,8	41,5	12,5	6	6,95	>6	0,75
<i>Chamaesiphon polymorphus</i>	4,0			1	4,3	5,7	5,8	6,3	5,5	6,95	>6	0,75
<i>Chamaesiphon rostafinskii</i>	13,7		1,4	1	17,4	25,4	16,5	14,6	5,5	6,86	>6	0,75
<i>Clastidium setigerum</i>	24,3			6,9	35,4	35,2	30,4	25	5,5	6,83	>6	0,75
<i>Homoeothrix batrachospermorum</i>	1,3			2	1,9	1,6	1,3		5,5	6,65	>5,5	0,75
<i>Phormidium autumnale</i>	17,2			2	5,6	17,2	39,7	22,9	5,5(6)	7,15	>6,5	0,75

Vedlegg C fortsetter (2)

Noen begroingsalgers treffprosent i 768 begroingsprøver og deres fordeling i 7 intervaller av pH. De tre kolonnene til høyre viser: laveste pH intervall der arten forekommer (tålegrense), veid middel for pH og område der arten har størst forekomst (optimum). Kolonnen lengst til høyre viser algenes surhetsfølsomhet - SF.

Latinsk navn	Treffprosent i 768 prøver	pH intervall							pH			SF
		<5	5-<5,5	5,5-<6	6-<6,5	6,5-<7	7-<7,5	>7,5	min (tålegr.)	veid mid-del	optimum.	
Cyanophyceae (Cyanobakterier)												
Calothrix braunii	0,9				2,5	0,8	0,4	2,1	6	6,71	>6	1
Chamaesiphon amethystinum	0,8				1,2	1,6	0,4		6	6,85	>6	1
Chamaesiphon incrustans	1,6				1,9	0,8	3,1	2,1	>6	6,98	>6	1
Chlorogloea microcystoides	0,8				1	2,5	1,2		6	6,88	>6,5	1
Clastidium rivulare	0,8				1,9	0,8	0,9		6	6,85	>6	1
Homoeothrix janthina	9,0				8,1	13,1	16,1	8,3	6	6,96	>6	1
Lyngbya kuetzingii	1,6				3,1		2,7	2,1	6	6,85	>6	1
Nostoc parmeloides	1,3					0,8	2,7	6,3	6,5	7,28	>7	1
Nostoc sphaericum	4,2					1,6	9,8	16,7	6,5	7,30	>7	1
Nostoc verrucosum	6,0					4,9	15,6	10,4	6,5	7,26	>7	1
Oscillatoria amoena	0,9					2,5	1,8		6,5	7,04	>6	1
Oscillatoria irrigua	0,9					1,6	0,4	8,3	6,5	7,32	>6	1
Oscillatoria limosa	0,8					0,8	1,3	1,2	6,5	7,13	>6	1
Oscillatoria nigra	4,2				0,6	7,4	9,8		6	7,08	>6	1
Phormidium hetropolare	3,6				5,6	6,6	4,9		6	6,81	>6	1
Rivularia biasolettiana	7,9				3,1	2,5	18,8	22,9	6	7,23	>6	1
Rivularia haematites	0,9					0,8	2,7		6,5	7,25	>7	1
Rivularia sp1 (4u)	1,3						3,6	4,2	>7	7,30	>7	1
Schizothrix sp2 (2-3u,blållilla skjede)	1,2				1,9	0,8	1,8	2,1	6	6,89	>6	1
Tolypothrix distorta	5,7					8,2	11,6	16,7	6,5	7,19	>6,5	1
Tolypothrix saviczii	3,1						7,6	14,6	>7	7,32	>7	1
Entophysalis spp.	1,0	2,6		1		0,8	2,2			6,96		
Fischeriella spp.	1,8	7,9	1,4	4	2,5	0,8	0,4			5,96		
Homoeothrix grenet (hul skjede)	1,3				6,2					5,99		
Homoeothrix gul (liten-kort)	0,9		4,1		2,5					5,60		
Homoeothrix margalefii	0,8	13,2			0,6					4,70		
Homoeothrix nordstedtii f. salisburgensis	1,3			1	5		0,4			6,30		
Homoeothrix rivularis	0,9	2,6	2,7	1	1,2	0,8				5,74		
Lyngbya perelegans	4,3	2,6	2,7	3	3,7	1,6	8	2,1		6,98		
Phormidium ambiguum var maior	1,0			1		3,3	1,3			6,81		
Phormidium favolearum	1,0				0,6		3,1			7,13		
Phormidium frigidum	0,8					3,3	0,4			6,85		
Phormidium retzii	0,8			1		2,5	0,4			6,65		
Oscillatoria acutissima	0,8				3,1	0,8				6,33		
Schizothrix sp3 (1-2u,3-6u,blågrå skjede)	2,0		4,1	1		0,8	4,5			6,44		
Schizothrix sp4 (hetropolar,grå/gul)	0,9					0,8	2,7			7,18		
Stigonema cf. robustum	0,8		1,4		1,9					6,13		
Stigonema tomentosum	1,6	7,9		1	2,5	3,3				6,10		
Tolypothrix tenuis	0,8						2,2	0,8		7,25		
Chrysophyceae (Gullager)												
Hydrurus foetidus	12,8			13,9	12,4	16,4	17	12,5	5,5	6,78	>5,5	0,75
Chrysoxys maior	0,8			5	0,6					6,13		
Phaeophyceae (Brunalger)												
Heribaudiella fluviatilis	7,0						20,1	18,8	>7	7,29	>7	1
Rhodophyceae (Rødalger)												
Barachospermum keratophytum	9,9	52,6	37,8	13,9	7,5	0,8	0,4		<5	5,60	<5,5	0
Audouinella hermannii	7,0			8,9	6,2	9,8	10,3		5,5	6,75	>5,5	0,5
Lemanea condensata	1,4			2	4,3	1,6			5,5	6,42	>5,5	0,5
Lemanea fluviatilis	11,2			4	9,9	21,3	15,2	12,5	5,5	6,89	>6	0,75
Lemanea fucina	0,8				0,9	3,2	0,4		6	6,92	>6	0,75
Batrachospermum gelationsum	6,3				2,5	5,7	15,2	6,3	6	7,13	>6,5	1
Audouinella pygmaea	0,4			1		1,6				6,42		
Xanthophyceae (Gulgrønnalger)												
Xanthophyce koloni m.sigarer	3,5	15,8	9,5	9,9	1,2	1,6			<5	5,51	<5	0
Vaucheria hamata	0,8						1,8	2,1		7,09		

Vedlegg C fortsetter (3)

Noen begroingsalgers treffprosent i 768 begroingsprøver og deres fordeling i 7 intervaller av pH. De tre kolonnene til høyre viser: laveste pH intervall der arten forekommer (tålegrense), veid middel for pH og område der arten har størst forekomst (optimum). Kolonnen lengst til høyre viser algenes surhetsfølsomhet – SF.

Latinsk navn	Treffprosent i 768 prøver	pH intervall							pH			SF
		<5	5-<5,5	5,5-<6	6-<6,5	6,5-<7	7-<7,5	>7,5	min (tålegr.)	veid mid-del	opti-mum.	
Chlorophyceae (Grønnalger)												
Binuclearia tectorum	34,8	86,8	86,5	64,4	53,4	11,5	2,2	<5	5,83	<6,5	0	
Chaetophorales (3-5µ giftigrønn)	3,0	13,2	6,8	7,9	3,1			<5	5,67	<5	0	
Klebshormidium flaccidum	9,1	26,3	21,6	8,9	14,3	7,4	1,3	<5	5,92	<5,5	0	
Microspora palustris var minor	27,2	44,7	58,1	47,5	44,1	18,9	3,1	<5	5,94	<6	0	
Microspora loefgrenii (18-23u)	1,7	13,2	1,4		4,3			<5	5,89	<5	0	
Microspora palustris	28,0	55,3	64,9	52,5	45,3	9	4	<5	5,88	<5,5-6,5	0	
Mougeotia a (6-12u)	51,4	78,9	63,5	55,4	72	52,5	30,4	29,2	<5	6,29	<5-7	0
Mougeotia a/b (10-18u)	16,7	65,8	25,7	24,8	27,3	10,7	0,9	<5	5,93	<5	0	
Mougeotiopsis calospora	2,0	5,3	2,7	1	2,5	2,5	1,3	<5	6,14	<5-7	0	
Oedogonium a (5-11u)	29,7	36,8	20,3	32,7	39,8	27	25,9	22,9	<5	6,55	<5-7,5	0
Penium spp.	40,4	71,1	70,3	69,3	31,3	2,2		<5	5,95	<6,5	0	
Zygogonium sp1 (13-15u "grenet")	1,4	10,5	5,4	1	1,2			<5	5,12	<5	0	
Zygogonium sp2 (10-11u l/b:2-3)	0,8	3,8	1,4					<5	4,98	<5	0	
Zygogonium sp3 (16-20u)	25,5	76,3	66,2	45,5	41	3,3	0,9	<5	5,79	<5,5	0	
Hormidium montanum	1,3		1,4	6,9	1,2			5	5,85	5-6	0,25	
Hormidium rivulare	28,8	21,1	23	46,5	62,1	35,2	2,7	<5	6,15	5,5-6,5	0,25	
Oedogonium b (13-18u)	20,1	7,9	2,7	8,9	22,4	31,1	23,7	27,1	<5	6,82	>6	0,25
cf. Zygogonium (20-27µ)	3,1	2,6	6,8	1	9,9		0,4	<5	6,05	>5,5	0,25	
Bulbochaete spp.	31,6	18,4	12,2	40,6	64,6	36,1	12,5	20,8	<5	6,43	5,5-6,6	0,5
Protoderma viride	1,2			2	1,2	1,6	1,3		5,5	6,34	>5,5	0,5
Zygnema b (22-25u)	28,3		8,1	8,9	30,4	41,8	37,1	39,6	5	6,86	>6	0,5
Aphanochaete repens	0,8			1	1,2	1,6			5,5	6,25	5,5-6-5	0,75
Draparnaldia glomerata	6,8			1	5,6	9,8	11,6	8,3	6	6,99	>6	0,75
Hyalotheca mucosa	0,8	2,6		1	1,2	0,8			5,5	6,04	>5,5	0,75
Mougeotia d (25-30u)	9,6	2,6		2	4,3	14,8	16,5	18,8	5,5	7,05	>6,5	0,75
Oedogonium c (23-28u)	13,5			3	12,4	27,9	17	18,8	5,5	6,89	>6,5	0,75
Schizochlamys gelitanosa	2,3	2,6		2	2,5	5,7	1,3	2,1	5,5	6,61	>6	0,75
Spirogyra a (20-42u,1K,L)	7,2	2,6		3	8,7	11,5	7,6	12,5	5,5(6)	6,78	>6	0,75
Spirogyra sp1 (11-20u,1K,R)	4,3			1	5	5,7	7,1	2,1	5,5	6,87	>6	0,75
Teilingia granulata	4,6	2,6		5	9,9	4,9	2,7	2,1	5,5	6,57	>5,5	0,75
Chaetophora elegans	1,4						4	4,2	7	7,30	>7	1
Cladophora glomerata	1,4						3,1	8,3	7	7,34	>7	1
Closterium ehrenbergii	0,8						0,8	4,2	7	7,38	>7	1
Closterium tumidulum	1,0				1,2	3,3	0,9		6	6,75	>6	1
Coleochaete scutata	0,8						1,8	1,4	7	7,25	>7	1
Coleochaete scutata f. lobata	1,2						0,8	2,2	6,5	7,28	>7	1
Cosmarium reniforme	2,2				0,6	1,6	4,9	6,3	6	7,23	>7	1
Hyalotheca dissiliens	0,9				3,7	0,8			6	6,32	>6	1
Microspora abbreviata	0,8					3,3	0,9		6,5	6,92	>6,5	1
Microspora amoena	21,2		1,4		5	28,7	48,2	20,8	5,5	7,12	>6,5	1
Mougeotia e (30-40u)	11,1				4,3	13,9	23,2	18,8	6	7,15	>7	1
Oedogonium d (29-32u)	7,8			1	5	11,5	13,4	14,6	6	7,04	>6,5	1
Oedogonium e (35-43u)	4,0				1,9	1,6	8	16,7	6	7,19	>7	1
Spirogyra b1(16-20u,1K,L,l/b:2-3)	0,8				0,6	1,6	1,3		6	6,92	>6	1
Spirogyra c1 (34-49u,3?K,L,l/b>3,svart)	4,2					2,5	12,1	4,2	6,5	7,22	>6,5	1
Spirogyra lapponica (26u,1K,L,svart)	3,1				0,6	4,1	7,1	4,2	6,5	7,13	>6,5	1
Spirogyra majuscula	1,0					1,6	1,3	6,3	6,5	7,22	>7	1
Spirogyra sp2 (30-38u,2K,R)	1,0					0,8	3,1		6,5	7,19	>7	1
Spondylosium planum	0,8				1,2		0,9	2,1	6	6,90	>6	1
Stigeochlonium tenue	4,2			1		5,7	8	12,5	6	7,15	>6,5	1
Teilingia excavatum	3,1				8,7	5,7	1,3		6	6,59	6-7	1
Tetraspora cylindrica	2,6				0,6		7,1	6,3	6	7,24	>7	1
Tetraspora gelatinosa	0,9				1,9		1,8		6	6,82	>6	1
Ulothrix subtilis	2,6			1	0,6	2,5	6,7		5,5	7,05	>6,5	1
Ulothrix zonata	22,3					21,3	53,6	52,1	6,5	7,23	>7	1
Zygnema c (30-40u)	0,9				0,6	2,5	1,3		6	6,92	>6,5	1

Vedlegg C fortsetter (4)

Noen begroingsalgers treffprosent i 768 begroingsprøver og deres fordeling i 7 intervaller av pH. De tre kolonnene til høyre viser: laveste pH intervall der arten forekommer (tålegrense), veid middel for pH og område der arten har størst forekomst (optimum). Kolonnen lengst til høyre viser algenes surhetsfølsomhet - SF.

Latinsk navn	Treff- prosent i 768 prøver	pH intervall							pH			SF
		<5	5-<5,5	5,5-<6	6-<6,5	6,5-<7	7-<7,5	>7,5	min (tålegr.)	veid mid- del	opti- mum.	
Chlorophyceae (Grønnalger)												
Botryococcus braunii	0,9	10,5		1	0,6	0,8					5,86	
Closterium spp.	22,8	15,8	14,9	10,9	36,6	28,7	18,8	22,9			6,58	
Cosmarium spp.	35,4	21,1	24,3	46,5	59	38,5	21	20,8			6,40	
Euastrum elegans	0,9	2,6		1	2,5	0,8					6,31	
Euastrum spp.	3,6	2,6			6,2	4,1	4,9	2,1			6,80	
Gongrosira lacustris	1,3			6,9	1,2	0,8					5,92	
Microspora pachyderma	1,3	2,6		1	0,6	1,6	1,8	2,1			6,91	
Microspora sp1 (14-15u,rett vegg,l/b>1)	1,2		6,8	2	1,2						5,65	
Mougotia a2 (3-7u)	2,5	2,6		1	6,8	2,5	1,3				6,30	
Mougeotia b (15-21u,korte celler)	3,4	5,3	12,2	3	2,5	3,3	1,3	2,1			6,18	
Mougeotia c (21- ?)	2,3	2,6	5,4		3,7	4,1	0,9				6,16	
Scenedemus spp.	3,0		1,4	2	3,1	2,5	4,5	4,2			6,82	
Staurastrum spp.	2,7		5,4	5	5	2,5		2,1			6,06	
Staurodesmus spp.	4,7	5,3	1,4	3	9,3	5,7	2,7	4,2			6,50	
Temnogametun spp.	0,8	2,6	1,4	2	1,2						5,66	
Zygnema a (16-20u)	4,3	2,6	5,4	10,9	4,3	6,6	0,9				6,17	

Naturens Tålegrenser - Oversikt over utgitte rapporter

- 1 Nygaard, P. H., 1989. Forurensningers effekt på naturlig vegetasjon en litteraturstudie. Norsk institutt for skogforskning (NISK), Ås.
- Uten nr. Jaworowski, Z., 1989. Pollution of the Norwegian Arctic: A review. Norsk polarinstitutt (NP), rapportserie nr. 55. Oslo.
- 2 Henriksen, A., Lien, L. & Traaen, T.S. 1990. Tålegrenser for overflatevann. Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89210.
- 3 Lien, L., Henriksen, A., Raddum, G. & Fjellheim, A. 1989. Tålegrenser for overflatevann. Fisk og evertebrater. Foreløpige vurderinger og videre planer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89185.
- 4 Bølviken, B. & medarbeidere, 1990. Jordforsuringsstatus og forsuringfølsomhet i naturlig jord i Norge. Norges geologiske undersøkelse (NGU), NGU-rapport 90.156. 2 bind (Bind I: Tekst, Bind II: Vedlegg og bilag).
- 5 Pedersen, H. C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransporterte forurensninger på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tungmetaller. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 005.
- 6 Frisvoll, A. A., 1990. Moseskader i skog i Sør-Norge. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 018.
- 7 Muniz, I. P. & Aagaard, K. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge - virkninger av en del sporelementer og aluminium. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 013.
- 8 Hesthagen, T., Berger, H. M. & Kvenild, L. 1992. Fiskestatus i relasjon til forsurening av innsjøer. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Forskningsrapport 032.
- 9 Pedersen, U., Walker, S.E. & Kibsgaard, A. 1990. Kart over atmosfærisk avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser i Norge. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 28/90.
- 10 Pedersen, U. 1990. Ozonkonsentrasjoner i Norge. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 28/90.
- 11 Wright, R. F., Stuanes, A. Reuss, J.O. & Flaten, M.B. 1990. Critical loads for soils in Norway. Preliminary assessment based on data from 9 calibrated catchments. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.
- 11b Reuss, J. O., 1990. Critical loads for soils in Norway. Analysis of soils data from eight Norwegian catchments. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.
- 12 Amundsen, C. E., 1990. Bufferprosent som parameter for kartlegging av forsuringfølsomhet i naturlig jord. Universitetet i Trondheim, AVH (stensil).
- 13 Flatberg, K.I, Foss, B., Løken, A. & Saastad, S.M. 1990. Moseskader i barskog. Direktoratet for naturforvaltning (DN), notat.
- 14 Frisvoll, A.A., & Flatberg, K.I., 1990. Moseskader i Sør-Varanger. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 55.
- 15 Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A., & Odasz, A.M. 1990. Moser og luftforurensninger. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 69.
- 16 Mortensen, L.M. 1991. Ozonforurensning og effekter på vegetasjonen i Norge. Norsk landbruksforsk. 5:235-264.
- 17 Wright, R.F., Stuanes, A.O. & Frogner, T. 1991. Critical Loads for Soils in Norway Nordmoen. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89153.
- 18 Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I. og Sæther, M. 1991. Metallbelastninger i liryte. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 71.
- 19 Lien, L., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann evertebrater og fisk. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Rapport 0-89185,2.
- 20 Amundsen, C.E. 1992. Sammenligning av parametre for å bestemme forsuringfølsomhet i jord. NGU-rapport 91.265.

-
- 21 Bølviken, B., R. Nilsen, J. Romundstad & O. Wolden. 1992. Surhet, forsuringsfølsomhet og lettløselige basekationer i naturlig jord fra Nord-Trøndelag og sammenligning med tilsvarende data fra Sør Norge. NGU-rapport 91.250.
- 22 Sivertsen, T. & medarbeidere. 1992. Opptak av tungmetaller i dyr i Sør-Varanger. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1991-15.
- 23 Lien, L., Raddum, G.G. & A. Fjellheim. 1992. Critical loads of acidity to freshwater. Fish and invertebrates. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Rapport O-89185,3.
- 24 Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 124.
- 25 Fremstad, E. 1992. Heivegetasjon i Norge, utbredelseskart. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 188.
- 26 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A. 1992. Undersøkelser av skader hos to sigdmoser i Agder. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 134.
- 27 Lindstrøm, E.A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440, rapport-2.
- 28 Brettum, P. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Planteplankton. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440, rapport-3.
- 29 Brandrud, T.E., Mjelde, M. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Makrovegetasjon. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90137/E-90440, rapport-1.
- 30 Mortensen, L.M. & Nilsen, J. 1992. Effects of ozone and temperature on growth of several wild plant species. Norwegian Journal of Agricultural Sciences 6: 195-204.
- 31 Pedersen, H.C., Myklebust, I., Nygård, T. & Sæther, M. 1992. Akkumulering og effekter av kadmium i lirype. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 152.
- 32 Amundsen, C.E. 1992. Sammenligning av relativ forsuringsfølsomhet med tålegrenser beregnet med modeller, i jord. Norges geologiske undersøkelse. NGU-rapport 92.294.
- 33 Frogner, T., Wright, R.F., Cosby, B.J., Esser, J.M., Håøya, A.-O. & Rudi, G. 1992. Map of critical loads for coniferous forest soils in Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-91147.
- 34 Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S. & Taubøll, S. 1992. Tålegrenser for overflatevann - Kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89210.
- 35 Lien, L. Henriksen, A. & Traaen, T.S. 1993. Tålegrenser for sterke syrer på overflatevann -Svalbard. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90102.
- 36 Henriksen, A., Hesthagen, T., Berger, H.M., Kvenild, L., Taubøll, S. 1993. Tålegrenser for overflatevann - Sammenheng mellom kjemisk kriterier og fiskestatus. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-92122.
- 37 Odasz, A.M., Øiesvold, S., & Vange, V. 1993. Nitrate nutrition in *Racomitrium lanuginosum* (Hedw.)Brd., a bioindicator of nitrogen deposition in Norway. Direktoratet for naturforvaltning. Utredning for DN 1993-2.
- 38 Espelien, I.S. 1993. Genetiske effekter av tungmetaller på pattedyr. En kunnskapsoversikt. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning 051.
- 39 Økland, J. & Økland, K.A. 1993. Database for bioindikatorer i ferskvann - et forprosjekt . Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI), Zoologisk Museum, Oslo, Rapport 144, 1993.
- 40 Aamlid, D. & Skogheim, I. 1993. Nikkel, kopper og andre metaller i multer og blåbær fra Sør-Varanger, 1992. Rapport Gkogforsk 14/93. 14/93.
- 41 Kålås, J.A., Ringsby, T.H. & Lierhagen, S. 1993. Metals and radiocesium in wild animals from the Sør-Varanger area, north Norway. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 212.
- 42 Fløisand, I. & Løbersli, E. (red.)1993. Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger (TVLF) og Naturens tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Stjørdal, 15.-17.februar 1993. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 17/93.
- 43 Henriksen, A. & Hesthagen, T. 1993. Critical load exceedance and damage to fish populations. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-89210.
-

-
- 44 Lien, L., Henriksen, A. & Traaen, T.S. 1993. Critical loads of acidity to surface waters, Svalbard. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-90102.
- 45 Løbersli, E., Johannessen, T. & Olsen, K.V (red.) 1993. Naturens tålegrenser. Referat fra seminar i 1991 og 1992. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1993-6.
- 46 Bakken, S. 1993. Nitrogenforurensning og variasjon i nitrogen, protein og klorofyllinnhold hos barskogsmosen blanksigd (*Dicranum majus*). Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN 1994-1.
- 47 Krøkje, Å. 1993. Genotoksisk belastning i jord . Effekstudier, med mål å komme fram til akseptable grenser for genotoksisk belastning fra langtransportert luftforurensning. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN 1994-2.
- 48 Fremstad, E. 1993. Heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) som indikator på nitrogenbelastning. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmelding 239.
- 49 Nygaard, P.H. & Ødegaard, T.H. 1993. Effekter av nitrogengjødsling på vegetasjon og jord i skog. Rapport Skogforsk 26/93.
- 50 Fløisand, I. og Johannessen, T. (red.) 1994. Langtransporterte luftforurensninger. Tilførsler, virkninger og tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Grimstad, 7.-9.3.94. Norsk institutt for luftforskning NILU OR: 17/94
- 51 Kleivane, L. Skåre, J.U. & Wiig, Ø. 1994. Klorerte organiske miljøgifter i isbjørn. Forekomst, nivå og mulige effekter. Norsk Polarinstitut Meddelelse nr. 132.
- 52 Lydersen, E., Fjeld, E. & Andersen, T. 1994. Fiskestatus og vannkjemi i norske innsjøer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) O-93172
- 53 Schartau, A.K.L. (red.) 1994. Effekter av lavdose kadmium-belastning på littorale ferskvanns-populasjoner og -samfunn. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Forskningsrapport 055.
- 54 Mortensen, L. (1994). Variation in ozone sensitivity of *Betula pubescens* Erh. from different sites in South Norway. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN, Nr. 1994-6.
- 55 Mortensen, L. (1994). Ozone sensitivity of *Phleum alpinum* L. from different locations in South Norway. Direktoratet for naturforvaltning (DN). Utredning for DN, Nr. 1994-7.
- 56 Frogner, T., Wright, R.F., Cosby, J.B. and Esser, J.M. (1994). Maps of critical loads and exceedance for sulfur and nitrogen to forest soils in Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) O-91147.
- 57 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A.A. 1994. Moseskader i Agder 1989-92 (1994). Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 298.
- 58 Hesthagen, T. & Henriksen, A. (1994). En analyse av sammenhengen mellom overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmelding 288.
- 59 Skåre, J.U., Wiig, Ø. & Bernhoft, A. (1994). Klorerte organiske miljøgifter; nivåer og effekter på isbjørn. Norsk Polarinstitut Rapport nr. 86 - 1994.
- 60 Tørseth, K. & Pedersen, U. 1994. Deposition of sulphur and nitrogen components in Norway. 1988-1992. Norsk institutt for luftforskning (NILU): OR 16/94.
- 61 Nygaard, P.H. 1994. Virkning av ozon på blåbær (*Vaccinium myrtillus*), etasjehusmose (*Hylocomium splendens*), furumose (*Pleurozium schreberi*) og krussigd (*Dicranum polysetum*). Rapport Skogforsk 9/94.
- 62 Henriksen, A. & Lien, L. 1994. Tålegrenser for overflatevann: Metode og usikkerheter. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-94122.
- 63 Hilmo, O. & Larssen, H.C. 1994. Morfologi hos epifyttisk lav i områder med ulik luftkvalitet. ALLFORSK Rapport 2.
- 64 Wright, R.F. 1994. Bruk av dynamiske modeller for vurdering av vann- og jordforsuring som følge av redusert tilførsel av sur nedbør. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), O-94112.
- 65 Hesthagen, T., A. Henriksen & Kvenild, L. 1994. Overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander i norske innsjøer med spesiell vekt på Troms og Finnmark. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 298.
-

-
- 66 Sagmo Solli, I.M., Flatberg, K.I.F., Söderström, L., Bakken S. & Pedersen, B. 1996. Blanksigd og luftforurensningsstudier. NTNU. Vitenskapsmuseet. Rapport botanisk serie 1996-1.
- 67 Stuanes, A. & Abrahamsen, G. 1996. Tålegrenser for nitrogen i skog - en vurdering av kunnskapsgrunnlaget. Aktuelt fra Skogforsk 7-96.
- 68 Ogner, G. 1995. Tålegrenser for skog i Norge med hensyn til ozon. Aktuelt fra Skogforsk 3-95.
- 69 Thomsen, M., Nellemann, C., Frogner, T., Henriksen A., Tomter, S. & Mulder, J. 1995. Tilvekst og vitalitet for granskog sett i relasjon til tålegrenser og forurensning. Rapport fra Skogforsk 22-95.
- 70 Tomter, S. M. & Esser, J. 1995. Kartlegging av tålegrenser for nitrogen basert på en empirisk metode. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS). Rapport nr 10/95.
- 71 Pedersen, H.Chr. (red.). 1995. Kadmium og bly i lirype: akkumulering og cellulære effekter. Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning (NINA-NIKU) Oppdragsmelding 387
- 72 Bakken, S. & Flatberg, K.I.F. 1995. Effekter av økt nitrogendeposisjon på ombrotrof myrvegetasjon. En litteraturstudie. ALLFORSK Rapport 3.
- 73 Sogn, T.A., Stuanes, A.O. & Abrahamsen, G. 1995. Akkumulering av nitrogen - en kritisk parameter for beregning av tålegrenser for nitrogen i skog. Rapport fra Skogforsk 21/95.
- 74 Nygaard, P.H. & Eldhuset, T. 1996. Forholdet mellom basekationer og aluminium i jordløsning som kriterium for tålegrenser i skogsjord. Norsk institutt for skogforskning (NISK). Rapport fra Skogforsk 1/96
- 75 Mortensen, L. 1993. Effects of ozone on growth of several subalpine plant species. *Norw. J. Agric. Sci.* 7: 129-138.
- 76 Mortensen, L. 1994. Further studies on the effects of ozone concentration on growth of subalpine plant species. *Norw. J. Agric. Sciences* 8:91-97.
- 77 Fløisand, I. & Løbersli, E. (red.) 1996. Lufttransporterte forurensninger - tilførsler, virkninger og tålegrenser. Norsk institutt for luftforskning (NILU) OR 2/96.
- 78 Thomsen, M.G., Esser, J., Venn, K. & Aamlid, D. 1996. Sammenheng mellom træs vitalitet og næringsstatus i nåler og humus på skogovervåkingsflater i Sørøst-Norge (in prep).
- 79 Tørseth, K., Mortensen, L. & Hjellbrekke, A.-G. 1996. Kartlegging av bakkenær ozon etter tålegrenser basert på akkumulert dose over 40 ppb. Norsk institutt for luftforskning (NILU) OR 12/96.
- 80 Esser, J.M. & Tomter, S.M. 1996. Reviderte kart for tålegrenser for nitrogen basert på empiriske verdier for ulike vegetasjonstyper. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS).
- 81 Henriksen, A., Hindar, A., Styve, H., Fjeld, E. & Lien, L. 1996. Forsuring av overflatevann, beregningsmetodikk, trender og mottiltak. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport LNR 3528-96.
- 82 Henriksen, A., Hesthagen, T. & Fjeld, E. 1996. Overskridelser av tålegrenser for overflatevann og skader på fiskebestander. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport LNR 3565-96.
- 83 Wright, R. F., Raastad, I.A., & Kaste, Ø. 1996. Atmospheric deposition of nitrogen, runoff of organic nitrogen, and critical loads for soils and waters. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 3592-97
- 84 Mortensen, L.M. 1995. The influence of ozone pollution on growth of young plants of *Betula pubescens* Ehrh. And *Phleum alpinum* L. Dose-response relations. *Norw. J. Agr. Sci.* 9:249-262
- 85 Mortensen, L.M. 1996. Ozone sensitivity of *Betula pubescens* at different growth stages after budburst in spring. *Norw. J. Agr. Sci.* 10:187-196.
- 86 Tørseth, K., Rosendahl, K.E., Hansen, A.C., Høie, H. & Mortensen, L.M. 1997. Avlingstap som følge av bakkenært ozon. Vurderinger for perioden 1989-1993. SFT-rapport.
- 87 Rognerud, S, Hognve, D. & Fjeld, E. 1997. Naturlige bakgrunnskonsentrasjoner av metaller. Kan amosfæriske avsetninger påvirke metall-konsentrasjoner slik at det ikke reflekterer berggrunnens geokjemi? Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapport LNR 3670-97
- 88 Skjelkvåle, B.L., Wright, R.F. & Tjomsland, T. 1997. Vannkjemi, forsuringstatus og tålegrenser i nasjonalparker; Femundsmarka og Rondane. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapport LNR 3646-97
- 89 Nordbakken; J.-F. 1997. Småskalaendringer i ombrotrof myrvegetasjon i SØ-Norge 1990/91-96. Botanisk Hage og Museum, Univ. Oslo Rapp. 1
-

-
- 90 Sogn, T.A., Kjønnås, J., Stuanes, A.O., & Abrahamsen, G. 1997. Akkumulering av nitrogen - variasjoner avhengig av bestandsutvikling, nitrogentilførsel og simulert snødekke. Norges Landbrukshøgskole, Institutt for jord- og vannfag, Rapport nr. 10/97.
- 91 Nygaard, P.H., Ødegård, T. & Flatberg, K.I.F. Vegetasjonsendringer over 60 år i fattig skog- og myrvegetasjon i Karlshaugen skogreservat. Skogforsk (in prep)
- 92 Knutzen, J., Gabrielsen, G.W., Henriksen, O.E., Hylland, K., Källqvist, T., Nygård, T., Pacyna, J.S. Skjeggstad, N. & Steinnes, E. 1997. Assessment of the applicability for pollution authorities of the concept "critical load" of long-range transported micropollutants in relation to aquatic and terrestrial ecosystems. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 3751-97.
- 93 Tørseth, K. & Semb, A. 1997. Deposition of major inorganic components in Norway 1992-1996. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 67/97.
- 94 Henriksen, A. 1998. Application of the first order acidity balance (FAB) model to Norwegian surface waters. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 3809-98
- 95 Sogn, T.A. & Wright, R.F. 1998. The model MERLIN applied to Nordmoen, Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 3844-98
- 96 Skjelkvåle, B.L. & A. Henriksen, 1998. Vannkjemi, forurensningsstatus og tålegrenser i nasjonalparker; Hardangervidda. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Report SNO 3895-98
- 97 Henriksen, A. 1998. Binding grid cells – Norway. An evaluation. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 3942-98
- 98 Lükewille, A. & A. Semb. 1998. Deposition in Norwegian Mountain areas. Norsk institutt for luftforskning (NILU) OR 66/97
- 99 Strand, L.T., Stuanes, A.O. & G. Abrahamsen. 1998. Akkumulering av karbon og nitrogen i unge jordsmonn. Institutt for jord og vannfag, rapport nr 9/98.
- 100 Wright, R.F. & Henriksen, A. 1999. Gap closure; use of MAGIC model to predict time required to achieve steady-state following implementation of the Oslo protocol. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 4012-99
- 101 Henriksen, A. 1999. Tålegrenser i fjellområder. Hva vet vi og hva bør vi vite? Rapport fra seminar 16.-17. Februar 1999. Rondablikk Føyfjellshotell. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapport LNR 4017-99
- 102 Wright, R.F. 1999. Risk of N leaching from forests to surface waters in Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 4038-99
- 103 Wright, R.F., Mulder, J. & Esser, J.M., 1999. Soils in mountain uplands regions of southwestern Norway: nitrogen leaching and critical loads. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Report SNO 4130-99
- 104 Lindstrøm, E.A., Kjellberg, G. & Wright, R.F. 1999. Tålegrensen for nitrogen som næringsstoff i norske fjellvann: økt "grønske"? Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapport LNR 4187-2000
- 105 Thomsen, M.G. & Nellemann, Chr. 2000. Mortalitet og tilvekst i relasjon til forurensningsbelastningen i Sør Norge 1920-2000 (under trykking)
- 106 Henriksen, A & Buan, A.K. 2000. Tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for overflatevann, skogsjord og vegetasjon i Norge. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport LNR 4179-2000
- 107 Aarrestad, P.A. & Vandvik, V. 2000. Vegetasjonsendringer i vestnorsk kystlynghei - effekter av skjøtelsesformene brann og sauebeite ved rehabilitering av gammel lynghei på Lurekalven i Hordaland. - NINA fagrapport 044.
- 108 Oredalen, J.T. & Aas, W. 2000. Vurdering av atmosfærisk fosforavsetning i sørøst-Norge. Norsk institutt for vannforskning Rapport LNR 4310-2000.
- 109 Bruteig, I., Thomsen, M.G. & Altin, D. 2001. Vekstrespons hos tre aerofytiske alger på tilførsel av nitrogen. NINA oppdragsmelding 680. (Rapporten er feilnummerert og har fått nummer 108)
- 110 Sogn; T.A., Mulder, J., Haugen, L.E., Berge, G., Rustad, K.B. & Stuanes, A. 2001. N-omsetning i hei-/fjellområder: En første tilnærming til dynamisk modellering av N-omsetningen. Institutt for jord- og vannfag, Norges landbrukshøgskole. Rapport nr 11/2001.
-

- 111 Kroglund, F., Wright, R.F. & Burchart, C. 2001. Acidification and Atlantic salmon: critical limits for Norwegian rivers. Norwegian Institute for Water Research Report No O-20191
- 112 Lindstrøm, E.A. 2001. Økt plantevekst i uberørt fjellvann: et samspill mellom langtransporterte forurensninger og klima. Norsk institutt for vannforskning. Rapport LNR 4459-2001.
- 113 Larssen, T.; Clarke, N., Tørseth, K. & Skjelkvåle, B.L. 2002. Prognosis for future recovery from acidification of water, soils and forests: Dynaic modelling of Norwegina data from ICP Forests, ICP IM and ICP Waters. Norsk institutt for vannforskning. Report no. O-21172
- 114 Hindar, A. Tørseth, K., Henriksen, A. & Orsolini, Y. 2002. Betydningen av den nordatlantiske svingning (NAO) for sjøsaltepisoder og forsuring i vassdrag på Vestlandet og i Trøndelag. Norsk institutt for vannforskning. Rapport LNR 4592-2002
- 115 Hole, L. R. & Tørseth, K. 2003. Deposition of major inorganic compunds in Norway 1978-1982 and 1997-2001: status and trends. Norsk institutt for luftforskning OR 61/2002. ISBN 82-425-1410-0.
- 116 Larssen, T. & Høgåsen, T. 2003. Tålegrenser og overskridelse av tålegrenser i Norge. Norsk institutt for vannforskning. Rapport LNR 4722-2003.
- 117 Hesthagen, T., Kristensen, T., Rosseland, B.O. & Saksgård, R. 2004. Relativ tetthet og rekruttering hos aure i innsjøer med forskjellig vannkvalitet En analyse basert på prøvefiske med garn og vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC). NINA Oppdragsmelding 806
- 118 Lindstrøm, E.-A., Brettum, P., Johansen, S.W. & Mjelde, M. 2004. Vannvegetsjon i norske vassdrag. Kritiske grenseverdier for forsuring. Effekter av kalking. Norsk institutt for vannforskning. Rapport LNR 4821-2004.

Henverdeler vedrørende rapportene rettes til utførende institusjon