

FAGRAPPOR NR. 27

Tålegrenser for overflatevann

Fastsittende alger

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Prosjektnr.: O-90137 E-90440	Undernr.:
Løpenr.: 2805	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47 2) 23 52 80 Telefax (47 2) 95 21 89	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 78 402	Vestlandsavdelingen Breiviken 5 5035 Bergen - Sandviken Telefon (47 5) 95 17 00 Telefax (47 5) 25 78 90	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	--	--	--

Rapportens tittel: Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger.	Dato: April 1992	Trykket: NIVA 1992
	Faggruppe: Sur nedbør	
Forfatter(e): Eli-Anne Lindstrøm	Geografisk område: Norge	
	Antall sider: 49	Opplag: 200

Oppdragsgiver: Arbeidsgruppen for programmet Naturens Tålegrenser	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt:

Fastsittende algers og noen mosers forekomst i norske vassdrag er korrelert mot pH. Resultatet danner grunnlag for inndeling av begroingssamfunnet i fire hovedkategorier (og to underkategorier) av forsuringfølsomhet/-toleranse. De ulike kategoriene er gitt en indikatorverdi, som forsøksvis er nytt til beregning av noen forsuringindekser. Selv om pH er brukt som mål på forsuring, er trolig andre pH avhengige variable, eksempelvis innholdet av ulike tilstandsformer av uorganisk karbon av vel så stor betydning for de fastsittende algenes tålegrense. Knappt noe begroingssamfunn vil nå ett bestemt punkt der hele samfunnet bryter sammen. Veien mot overskridelse av tålegrensen vil være en gradvis prosess, der det opptrer "fenomener" underveis som viser at tålegrenser overskrides.

4 emneord, norske

1. Tålegrenser
2. Sur nedbør
3. Fastsittende alger
4. Vassdrag

4 emneord, engelske

1. Critical load
2. Acid deposition
3. Attached algae
4. Water courses

Prosjektleder

Eli-Anne Lindstrøm

Eli-Anne Lindstrøm

For administrasjonen

Dag Berge

Dag Berge

ISBN 82-577-2170-0

Naturens Tålegrenser

Programmet Naturens Tålegrenser ble satt igang høsten 1989 i regi av Miljøverndepartementet. Programmet skal blant annet gi innspill til arbeidet med Nordisk Handlingsplan mot Luftforurensninger og til pågående aktiviteter under Konvensjonen for Langtransporterte Grensoverskridende Luftforurensninger (Genevekonvensjonen). I arbeidet under Genevekonvensjonen er det vedtatt at kritiske belastningsgrenser skal legges til grunn ved utarbeidelse av nye avtaler om utslippsbegrensning av svovel, nitrogen og hydrokarboner.

En styringsgruppe i Miljøverndepartementet har det overordnede ansvar for programmet, mens ansvaret for den faglige oppfølgingen er overlatt en arbeidsgruppe bestående av representanter fra Direktoratet for naturforvaltning (DN), Norsk polarinstitutt (NP) og Statens forurensningstilsyn (SFT).

Arbeidsgruppen har for tiden følgende sammensetning:

**Jon Barikmo - DN
Eva Fuglei - NP
Tor Johannessen - SFT
Else Løbersli - DN**

Styringsgruppen i Miljøverndepartementet består av representanter fra avdelingen for naturvern og kulturminner, avdelingen for vannmiljø, avdelingen for luftmiljø og industri og avdelingen for internasjonalt miljøvernssamarbeid og polarsaker.

Henvendelse vedrørende programmet kan rettes til:

**Direktoratet for naturforvaltning
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel: (07) 58 05 00**

**eller
Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep
0032 Oslo 1
Tel: (02) 57 34 00**

Norsk institutt for vannforskning

**TÅLEGRENSER FOR OVERFLATEVANN -
FASTSITTENDE ALGER**

FORELØPIGE VURDERINGER OG VIDERE ARBEID

Oslo, april 1992.

Forfatter: Eli-Anne Lindstrøm
Prosjektleder: Tor Erik Brandrud

Forord

NIVA har utført studier vedrørende tålegrenser for vannbotanikk i forsuret overflatevann, på oppdrag fra arbeidsgruppen for programmet Naturens Tålegrenser. Prosjektet er finansiert av MD/SFT, samt av NIVAs egne midler.

Prosjektet omfatter tre fagområder innen feltet vannbotanikk. Disse er:

- Makrovegetasjon (høyere planter og moser) - elver og innsjøer.*
- Fastsittende alger (samt noe data om moser) - elver og innsjøer.*
- Planteplankton - innsjøer.*

Resultatene er presentert i tre rapporter, en for hvert fagområde.

Tor Erik Brandrud har vært saksbehandler for hele prosjektet. Han står sammen med Marit Mjelde som forfatter og faglig ansvarlig for rapporten om makrovegetasjon. Eli-Anne Lindstrøm har skrevet rapporten om fastsittende alger og er faglig ansvarlig for denne. Tilsvarende er Pål Brettum faglig ansvarlig for og har skrevet rapporten om planteplankton.

Disse rapportene utgjør den første helhetlige presentasjon av forsureffekter på vannbotanikk i Norge. De gir bl.a. en sammenstilling av den kunnskap som gjennom ulike prosjekter er ervervet om vannbotanikk i sure og forsurete norske vannforekomster. En videreføring av prosjektet vil i større grad være rettet mot bestemte indikatororganismer og grupper, og avgrensede problemstillinger.

INNHold

	Side
SAMMENDRAG	4
1. INNLEDNING	7
2. BEGROINGSSAMFUNN I FORSURET VANN - EKSISTERENDE KUNNSKAP	8
2.1 Innsjøer	8
Generelt	8
Trådformede grønnalger i littoralsonen	9
Kiselalger i innsjøsedimenter	10
Blågrønnalgematter på innsjøbunnen og i littoralsonen	10
Rødalgetepper i littoralsonen og på innsjøbunnen	11
2.2 Elver	11
Generelt	11
Trådformede grønnalger	12
Kiselalger	12
Blågrønnalger	13
2.3 Fastsittende alger som bioindikator på forsuring	13
3. FASTSITTENDE ALGERS OG NOEN MOSERS FORSURINGSFØLSOMHET I NORSKE VASSDRAG	15
3.1 Materiale og metode	15
3.2 Kategorier av forsuringfølsomhet i forhold til pH	15
3.3 Generelle trekk og eksempler på endringer og fenomener som opptrer ved forsuring i norske vassdrag	28
Generelt	28
Grønnalger	28
Kiselalger	29
Blågrønnalger	29
Rødalger	29
Gullalger	32
Brunalger	32
Gulgrønnalger	32
4. BEREGNING AV FORSURINGSGRAD VED BRUK AV KISELALGER	33
5. NÅR OVERSKRIDES TÅLEGRENSEN?	38
6. VIDERE ARBEID	42
7. LITTERATUR	44

SAMMENDRAG

Rapporten gir en foreløpig oversikt over fastsittende alger i forsurede norske vassdrag (innsjøer og elver). Materialet er omfattende, og bare en kort omtale av ulike aspekter ved det fastsittende algesamfunnet i forsurede vassdrag blir gitt her. Det gis også enkelte data om moser. I tillegg til en generell oversikt vektlegges forhold som er aktuelle ved tålegrensevurderinger av det fastsittende algesamfunnet.

Informasjon fra litteratur - forsurede innsjøer.

Innledningsvis er det foretatt en gjennomgang av nyere litteratur vedrørende fastsittende alger og forsuret overflatevann. Det foreligger flest studier fra innsjølokaliteter. Disse konkluderer bl.a. med:

- Ved forsurening gjelder vanligvis at planteplankton-biomassen reduseres til fordel for fastsittende plantesamfunn. Som årsaker til dette nevnes redusert mikrobiell aktivitet i surt miljø, med redusert nedbrytning av organisk materiale. Det opphopes partikulært organisk materiale i bunnære områder, der det etableres en "felle" for næringsstoffer. Næringsfelle-effekten forsterkes ved at det utvikles tette tepper av alger og moser på innsjøbunnen som hindrer avsatt/nedbrutt materiale i å tilbakeføres til de frie vannmasser. Redusert beiting og aktivitet av evertebrater og småfisk bidrar også til næringsfelle-effekten. Det etableres dessuten en buffersone i grensesonen mellom de frie vannmasser og bunnære områder der tilgangen på enkelte stoffer, bl.a. løst uorganisk karbon, vil være høyere enn i de frie vannmasser. Lystilgjengeligheten i dyplagene vil også øke bl.a. som følge av reduserte planktonbestander og økt utfelling av humusstoffer i surt miljø. Generelt karakteriseres begroingssamfunnet i sure innsjøer ved høy biomasse og liten fotosyntetisk aktivitet.

Trådformede grønnalger i littoralsonen er det mest iøynefallende og best undersøkte algeelement. Ved forsurening endres artssammensetningen i retning av arter som har langsom, men effektiv fotosyntese i surt næringsfattig miljø.

Benthiske kiselalger er gjenstand for omfattende studier i sure vannforekomster. Dette gjelder særlig innsjøsedimenter der tidligere avleirede kisel skall brukes til å rekonstruere pH-utviklingen. Det er utviklet en rekke lokalt tilpassede indexer som benyttes til å beregne pH-utviklingen ved forsurening av innsjøer.

Det gis noe motstridende informasjon om utviklingen av blågrønnalgesamfunnet ved forsurening. På den ene siden rapporteres om masseforekomst i littoralsonen og på innsjøbunnen; på den andre siden rapporteres det at blågrønnalger er negativt korrelert med pH og at de har svært liten forekomst når pH er mindre enn 5.0. Ifølge enkelte referanser er stor forekomst av blågrønnalger i sure næringsfattige lokaliteter særlig utbredt i kalde og tempererte deler av verden.

Informasjon fra litteratur - forsurede elver

Informasjonen om fastsittende alger i forsurede elver er begrenset. Kiselalger danner et unntak; om dette samfunnet foreligger mange godt dokumenterte undersøkelser. Rennende vann er forskjellig fra stillestående på mange måter. Det har betydning bl.a. ved at:

- Rennende vann virker relativt sett mer næringsrikt enn stillestående. Derfor vil organismer som klarer seg i ekstremt næringsfattig miljø ikke ha samme konkurransemessige fordel i

rennende som i stillestående vann. Den buffersonen som etableres i innsjøer i grensesonen mellom sediment og de frie vannmasser får ikke anledning til å utvikle seg i rennende vann, og den direkte kontakt med det lokale nedbørfelt er større i elver enn i innsjøer. Sure episoder vil derfor virke mer direkte (og tøffere) på begroingssamfunnet i elver enn i innsjøer.

Dette er trolig viktigste årsak til at det utvikles andre trådformede grønnalger i sure elver enn i sure innsjøer. Svært mange av de trådformede grønnalgene som vokser i elver ser ut til å tåle ulike nivåer av tungmetallpåvirkning. Det ser ut til å være et generelt trekk at fastsittende alger som klarer seg i forsuringsskadede elver også tåler høyere konsentrasjoner av tungmetaller. Studier fra andre land som omhandler blågrønnalger i surt rennende vann, henviser stort sett til spesielle lokaliteter som kilder, gruveavrenning o.l. Det er svært få undersøkelser fra surt rennende vann, som rapporterer om stor forekomst av blågrønnalger. Det står i kontrast til erfaringer fra norske vassdrag; i forsurede innsjøer og elver er blågrønnalger et viktig element i begroingssamfunnet.

Fastsittende algers forsuringfølsomhet -toleranse i norske vassdrag

Begroingssamfunnet på 475 elvelokaliteter og 10 innsjølokaliteter er korrelert mot pH. Resultatene danner grunnlag for inndeling av begroingssamfunnet i fire hovedkategorier (og to underkategorier) med ulik forsuringfølsomhet. Selv om forekomst er korrelert mot pH, er det ikke primært toleranse overfor pH, men sannsynligvis andre pH-avhengige variable, eksempelvis vannets innhold av $\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-$ som er avgjørende.

- Kategori 1 : Forsuringstolerant (tåler pH <5.0)
 1A: Forsuringsbegunstiget (indikatorverdi = + 0.25)
 1B: Forsuringstolerant (indikatorverdi = 0)
- Kategori 2: Litt forsuringfølsom (pH = > 5.0, indikatorverdi = 0.25)
- Kategori 3: Moderat forsuringfølsom (pH = > 5.5, indikatorverdi = 0.50)
- Kategori 4: Forsuringfølsom (pH = > 6.0/7.0)
 4A: Følsom-Nøytral (pH = > 6.0, indikatorverdi = 0.75)
 4B: Følsom-Alkalisk (pH = > 7.0, indikatorverdi = 1.0)

De ulike kategorier er gitt en indikatorverdi. De som ser ut til å få økt forekomst ved forsuring (1A-Forsuringsbegunstiget) er gitt negativ verdi. De som er tolerante, men ikke ser ut til å få økt forekomst ved forsuring (kategori 1B) er gitt indikatorverdi null. De øvrige kategorier (2, 3 og 4) er gitt positiv verdi.

Alle de vanligste algegruppene er representert innen alle kategorier av forsuringfølsomhet /toleranse. På den ene siden ser overraskende mange arter ut til å få økt forekomst ved forsuring - kategori 1A. Disse blir sjelden registrert ved pH høyere enn 6.0. På den andre siden ser svært mange ut til å forsvinne når pH blir 6.0 eller lavere. Ulik evne til å nyttiggjøre ulike tilstandsformer av uorganisk karbon er trolig en årsak til markert endring i artssammensetning omkring pH 6.0. Det gis eksempler på endringer og fenomener som opptrer i begroingssamfunnet ved forsuring. Disse er stort sett i samsvar med erfaringer fra andre land. Blågrønnalgene danner et unntak. Det er dokumentert stor forekomst av blågrønnalger i mange sure norske vassdrag.

Også for de mindre vanlige algegruppene er forsuringstoleransen noe ulik. Blant rødalgene ser *Batrachospermum vagum* ut til å få økt forekomst ved forsuring, mens *B. moniliforme* ikke er

registrert ved pH lavere enn 6.0. Gullalgen *Hydrurus foetidus* som har størst frekvens når pH er litt under 7, forsvinner fullstendig når pH går under 5.6-5.7. Brunalgen *Heuribaudiella fluviatilis* kan betegnes som : Forsuringfølsom - Alkalisk (katagori 4B). Den er ikke registrert ved pH under 7.0.

Beregning av forsuringgrad ved bruk av kiselalgedata

Kiselalgedata fra 26 svært ulike norske lokaliteter er brukt ved beregning av "Index B", som gir et biologisk mål på pH. De samme data er benyttet til å korrelere kiselalger fra ulike kategorier av forsuringstoleranse mot ANC og pH. Resultatene tilsier at med visse justeringer vil slike beregninger/korrelasjoner gi et realistisk bilde av forsuringstilstanden.

Når overskrides tålegrensen?

Selv om pH er brukt som et mål på forsuring og forekomst av begroing er korrelert mot pH, er det trolig bare i liten grad konsentrasjonen av H^+ - ioner som bestemmer tålegrensen for organismene i begroingssamfunnet. Andre pH-avhengige variable, eksempelvis innholdet av ulike tiltandsformer av uorganisk karbon (CO_2 - HCO_3^- - CO_3^{2-}) ser ut til å være av vel så stor betydning. Hvilke andre variable som er viktige i forsuringssammenheng vil variere, avhengig av vannforekomstens næringsstatus, humusinnhold o.l.

Begroingssamfunnet inneholder dessuten så mange organismer tilpasset ulike livsbetingelser, at knapt noe begroingssamfunn vil nå ett bestemt punkt der hele/store deler av samfunnet bryter sammen. Veien mot overskridelse av tålegrensen vil være en gradvis prosess, der det opptrer "fenomener" underveis som hver for seg viser at tålegrenser overskrides. Det gis eksempler på at tålegrensen overskrides: viktige enkeltarter forsvinner, mangfoldet reduseres, det opptrer masseforekomst av enkeltarter, og det oppstår "nye" økologiske nisjer.

For det videre arbeid prioriteres:

- A: Langsiktig overvåking i et utvalg innsjøer, i samråd med annen sur nedbør-overvåking.
- B: Fordi begroingssamfunnet ser ut til å være et organismsamfunn der det opptrer markerte "fenomener" ved forsuring, bl.a. masseforekomst på innsjøbunnen og i littoralsonen, vil det være interessant å følge slike fenomener over tid.
- C: Oppdatering og revurdering av databaser for begroingsorganismer med tanke på å utarbeide tålegrenser for hele/deler av begroingssamfunnet som relaterer til fysisk/kjemiske variable.
- D: Eksperimentelle studier, bl.a. med tanke på å finne bioindikatorer, som kan si noe om virkningen av metaller i surt vann.
- E: Eksperimentelle studier for kvantitative målinger av biomasseutvikling ved ulike nivåer av nitrogen i surt og ikke surt vann.
- F: Eksperimentelle studier som tester blågrønnalgens nitrogenfiksering ved ulike nivåer av nitrogen i surt og ikke surt vann.

1. INNLEDNING

"Begroing" er et diffust begrep for mange og gis derfor en kort definisjon:

BEGROING omfatter organismesamfunn som er festet til innsjø-/elvebunn eller annet substrat, eller har naturlig tilholdssted nær substratet, f.eks. blant andre begroingsorganismer. Funksjonelt er det tre typer begroing:

- Primærprodusenter : Alger og moser
- Nedbrytere : Bakterier og sopp
- Konsumenter: Enkle fastsittende dyr, f.eks. ciliater og svamp.

I lite til moderat forurensningsbelastet vann dominerer primærprodusentene.

Begroingssamfunnet vil, ved å være bundet til et voksested, avspeile de fysiske og kjemiske miljøfaktorene på voksestedet og integrere denne påvirkningen over tid.

De fastsittende algene er vanligvis den mest artsrike og varierte del av begroingssamfunnet, og det er dette samfunnet som i det følgende omtales som "begroing". Bortsett fra enkelte kommentarer omtales mosene sammen med høyere vegetasjon (Brandrud & Mjelde, 1992)

Bortsett fra enkeltstudier, som vesentlig går på kiselalgesamfunnet (Hendrey 1976, Berge 1979, 1985), er dette første sammenstilling der data om begroingssamfunnet benyttes som indikator på forurensning i norske vassdrag. Innledningsvis er det derfor naturlig å gi en summarisk oversikt over eksisterende kunnskap om begroingssamfunn i forsuret vann. Selv om denne delen (Kap. 2) inneholder mye stoff, og kan synes vanskelig tilgjengelig, anses det som et nødvendig utgangspunkt å ha noe generell kunnskap om begroingssamfunn i forsuret overflatevann. For øvrig har dette arbeidet disse delmål:

- Gi en kort omtale av eksisterende systemer som benytter hele (eller deler) av begroingssamfunnet som indikator på forurensning
- Sammenstille og presentere data om begroingsorganismenes pH-toleranse (preferanse) i norske vassdrag.
- Gjøre innledende forsøk på å klassifisere forurensningsgraden i et utvalg lokaliteter på grunnlag av begroingssamfunnet.
- Omtale endringer/fenomener som opptrer i begroingssamfunnet ved forurensning, med spesiell vekt på observasjoner i norske vassdrag.
- På grunnlag av ovenstående, gi retningslinjer for det videre arbeid.

2. BEGROINGSSAMFUNN I FORSURET VANN - EKSISTERENDE KUNNSKAP

2.1. Innsjøer

Generelt

Internasjonale undersøkelser som beskjeftiger seg med begroingssamfunn i forsuret vann har økt kraftig siden 1985. Hoveddelen av disse omhandler innsjøer. Det er trolig flere årsaker til den store interessen for begroingssamfunn i innsjøer. Viktigst er trolig at det ofte skjer en kraftig og iøynefallende utvikling av trådfomede grønnalger i littoralsonen når en innsjø forsures (Eloranta & Kunnas 1976, Stokes 1980, Lazarek 1986, Turner et al. 1987, Jackson et al. 1990 o.a.). Denne veksten som vanligvis er knyttet til littoralsonen og bunnære områder i grunne innsjøer, løsner i blant og driver i de frie vannmasser som "metaphyton" (Schindler & Turner 1982). Dette oppfattes som et forsuringfenomen og er et klart indisium på at en innsjø er i forandring.

Ved forsuring gjelder ofte at innsjøen blir klarere og at siktedypet øker. Samtidig øker de fastsittende alge- og mosesamfunn (Almer et al. 1974, Stokes 1981, Turner et al. 1987). Derved øker begroingens betydning som næringsgrunnlag for de høyere ledd i næringskjeden. Det har trolig også bidratt til at interessen for begroing i sure innsjøer er særlig stor. Det angis flere årsaker til denne forskyvnig i retning av fastsittende primærprodusenter:

- Redusert mikrobiell aktivitet i surt miljø resulterer i redusert nedbrytning av organisk materiale og opphoping av partikulært organisk materiale i bunnære områder (Almer et al. 1974, Grahn 1974, Stokes 1984, Jackson et al. 1990). Bunnære områder fungerer som en felle for næringsstoffer og de biologiske prosessene konsentreres her.
- Det utvikles tette tepper av alger og moser på innsjøbunnen som også hindrer at avsatt materiale tilbakeføres til de frie vannmasser (Stokes 1986, Maberly & Spence 1983, Jackson et al. 1990).
- Grunnet utdødde/reduerte bestander av invertebrater, amphibier og fisk, reduseres beitetrykket på begroingen (Økland 1986, Stokes 1986). France et al. (1989) fant at det var særlig fravær av de store predatorer, eks. stingsild, som bidro til redusert beiting. Av samme grunn reduseres aktiv tilbakeføring av detritus til de frie vannmasser via ulike dyregrupper og den bunnære "nærings-felle"-effekten forsterkes.
- I forsurede innsjøer øker dessuten lystilgangen i dyplagene som følge av redusert planktonbiomasse (Almer et al. 1974, Hultberg & Andersen 1982), redusert farging av humusstoffene (Gjessing et al. 1976) og økt utfelling av humusstoffer på grunn av kompleksbinding og felling med aluminium (Dicksom 1978).
- Tilgangen på næringsstoffer endres også med innsjøforsuringen. I grensesonen mellom de frie vannmasser og sediment er tilgjengeligheten av visse næringsstoffer ofte større enn i de frie vannmasser (Fairchild et al. 1989).
- Tilgangen på løst uorganisk karbon vil være høyest nær bunnen på grunn av respirasjon i det fastsittende alge-/moseteppet (Schindler 1986). Det skjer dessuten en viss utlekking av bikarbonat og andre karbonforbindelser fra sedimentet som fanges opp av begroingen

(Schindler et al. 1980). I surt vann ser løst uorganisk karbon ut til å være begrensende vel så ofte som fosfor (Fairchild & Sherman 1990, Turner et al. 1987).

- Hvorvidt det blir økt tilgang på fosfor nær innsjøbunnen, er noe uklart (Stokes 1984, Fairchild & Sherman 1990). Ifølge Jansson, Peterson & Broberg (1986), reduseres biotilgjengelig fosfor som følge av felling med aluminium. På den annen side anses fosfor som lettere tilgjengelig for plantevekst i surt vann (Stokes 1984), og Caraco et al. (1989) sier at atmosfærisk deponisjon av svovel vil akselerere løseligheten av fosfor fra sedimentene.
- Tilførselen av løst uorganisk nitrogen øker ved forurening og er derfor sjelden begrensende for algeveksten (Fairchild et al. 1989, Kelly et al. 1990).

Generelt kan begroingsamfunnet i sure innsjøer karakteriseres ved høy biomasse og lav diversitet (Stokes 1981). Selv om biomassen målt som algevolum eller organisk tørrvekt er stor, er den ikke nødvendigvis stor målt som klorofyll (Fairchild & Schermann 1990). Turner et al. (1987), fant at fotosyntesen i det fastsittende algesamfunnet avtok proporsjonalt med avtakende innhold i vannet av løst, uorganisk karbon. Samtidig økte respirasjonen og fotosyntese-/respirasjonsforholdet nærmet seg 1; m.a.o. et fotosyntetisk lite aktivt samfunn. Hendrey (1976) fant også at de fastsittende algene var fotosyntetisk lite aktive i surt miljø. Tilsetningsforsøk med næringsstoffer i en sur innsjø (pH = 4.7) viste at det fastsittende algesamfunnet var sterkt karbon-begrenset (Fairchild & Schermann 1990).

Trådformede grønnalger i littoralsonen

Som nevnt innledningsvis er trådformede grønnalger i littoralsonen og flytende som skyer i vannet "metaphyton" det mest iøyenfallende algeelement i forsurede innsjøer. I de enkelte innsjøer domineres dette elementet av noen få, oftest bare én art. I de sureste innsjøene (pH < 5.0), ser arter innen slekten *Zygonium* ut til å være vanlig. (Stokes 1981, Turner et al. 1987, Wei et al. 1989). *Zygonium tunetanium* er den arten som oftest er registrert i den forbindelse. I mindre sure innsjøer er arter innen slekten *Mougeotia* også svært vanlig. Andre slekter nevnes også, men har ikke like stor utbredelse som de foran nevnte (Wei et al. 1989). Wei et al. påpeker betydningen av å identifisere disse algene. I en undersøkelse av 32 innsjøer i Ontario, fant de i alt 21 arter. De fant flere arter innen samme slekt som liknet hverandre, og disse var dominerende i henholdsvis forsurede og nøytrale innsjøer.

En egenskap som får disse algene til å klare seg i surt vann er en langsom, men svært effektiv fotosyntese i surt miljø (Turner et al. 1987). I næringsfattig miljø blir de heller ikke utkonkurrert av andre mer næringskrevende arter, selv om de vokser sent. Noen arter, bl.a. *Zygonium tunetanium*, ser dessuten ut til å skille ut metall-komplekser (oftest med jern) på utsiden av veggene som dels hindrer vekst av epifytter og dels virker beskyttende mot sure episoder (Wei et al. 1989).

Allerede når pH går under 6.5 er det observert stor forekomst av trådformede grønnalger, som f.eks. *Zygonium tunetanium* (Jackson et al. 1990). Andre undersøkelser, bl.a. France et al. (1989), sier at det skjer endringer i mange innsjøer når pH blir 6.0 eller lavere, som bidrar til fenomenet: trådformede grønnalger i littoralsonen. Ifølge litteraturreferansene fra Canada og Nord-Amerika skjer fremveksten av iøynefallende grønnalgesamfunn oftest i juli/auoust.

Kiselalgeskall i innsjøsedimenter

Innholdet av kiselalgeskall i innsjøsedimenter er godt undersøkt i forbindelse med forsuring av innsjøer (Renberg & Hellberg 1982, Berge 1985, Charles & Norton 1986, Roberts & Boylen 1988, Battarbee et al. 1988, Battarbee et al. 1990 o.a.).

Når en innsjø forsures går det planktoniske kiselalgesamfunnet vanligvis tilbake bl.a. fordi silisium felles ut med aluminium (Azam et al. 1974, Carrick & Lowe 1988). På grunn av utlekking av næringsstoffer og silisium fra sedimentene, går ikke de bentiske kiselalgene tilsvarende tilbake. Redusert andel planktoniske kiselalgeskall i sedimentkjerner har derfor vært brukt som en indikasjon på forsuring (Berge 1985).

Det bentiske kiselalgesamfunnet er meget artsrikt og har stor utbredelse. Det er dessuten ganske godt kjent mht. artsidentifikasjon, utbredelse og økologi. Metodisk er det også enklere å håndtere enn de øvrige gruppene av fastsittende alger. Det gjør kiselalgesamfunnet velegnet som bioindikator. Sammensetningen av kiselalgeskall i sedimentkjerner og endringer i denne er derfor mye benyttet ved tidsstudier av forsuring og gir ofte et godt bilde av utviklingen i en innsjø (Battarbee et al. 1988 o.a.). Kiselalgesamfunnet er også mye benyttet ved beregning av ulike forsuringindekser, se kap. 2.3.

Blågrønnalgematter på innsjøbunnen og i littoralsonen

Sporadisk er det, især i tidlige studier av innsjøforsuring, rapportert om tykke matter av blågrønnalger på bunnen av innsjøer (Hultberg & Grahn 1976, Lazarek 1979, Hendrey & Vertucci 1980, Stokes 1981, Lazarek 1982). Årsaken til at dette samfunnet bare sporadisk er rapportert i senere arbeider skyldes muligens at oppmerksomheten har vært knyttet til de påfallende algesamfunn i littoralsonen som domineres av trådformede grønnalger. Blågrønnalger i forsurede innsjøer ser, ifølge litteraturen, først og fremst ut til å opptre i dypet av innsjøene, som matter knyttet til sedimentene (Taylor et al. 1987, Roberts & Boylen 1988).

Forskjellige undersøkelser har gitt noe motstridende resultater. Ved en undersøkelse av 20 innsjøer i New Hampshire fant Stevenson et al. (1985) at blågrønnalger var negativt korrelert med synkende pH. Noen eksempler på tette blågrønnalgematter ble imidlertid rapportert også i denne undersøkelsen, bl.a. dannet *Hapalosiphon* tykke matter på bunnen av en grunn klarvannssjø. *Hapalosiphon pumilus* dannet en sammenhengende matte i en sone fra 5 til 8 m dyp i en sur innsjø i Adiondack (Roberts et Boylen 1988). Store forekomster av denne algen er rapportert tidligere i små sure tjern i Ontario (Flensburg & Sparling 1973) og i Gårdsjön og Høgsjön i Sverige (Lazarek 1979). Prescott (1962) karakteriserte *H. pumilus* som en survannsart som fortrinnsvis vokser i små tjern. Lazarek (1982) fant liknende matter av *Hapalosiphon fontinalis* i andre sure innsjøer i Sverige. Stor forekomst av *Hapalosiphon* på bunnen av forsurede innsjøer kan muligens forklares ved denne algens evne til å danne løse baller/matter over dyliknende sediment. Etter lengre tids forsuring går som kjent innsjøsedimentene ofte over fra vesentlig å bestå av uorganisk materiale til å bestå av ikke nedbrutt organisk materiale og bli dyliknende.

Oscillatoriaceene med bl.a. slektene *Phormidium*, *Oscillatoria* og *Lynghya* ser derimot ut til å være knyttet til sedimenter med stort innhold av finpartikulært uorganisk materiale (Geitler 1932). Denne sedimenttype får redusert forekomst ved lengre tids forsuring. Matter av oscillatoriaceer er imidlertid rapportert fra relativt grunne områder i flere sure innsjøer (Lazarek 1982, Turner et al. 1987).

Som en forklaring på at blågrønnalgeslekter med en form for skjede, eks. oscillatoriaceene, *Lyngbya* og *Phormidium* kan ha stor forekomst i surt vann, angis at polysakkarider er en vesentlig bestanddel av disse skjedene og at polysakkaridene kan danne kelatorer med metallioner bl.a. aluminium (Lasite & Gordixenko 1977).

I tillegg til sedimenttype ser lyset ut til å avgjøre hvor dypt blågrønnalgene vokser (Roberts & Boylen 1988). Blågrønnalger klarer seg vanligvis med mindre lys enn trådformede grønnalger, og har derfor en konkurransemessig fordel i dyplagene på innsjøbunnen. Blågrønnalgесamfunn på bunnen av forsurede innsjøer ser ut til å ha lav veksthastighet og stor biomasse (Roberts & Boylen 1988).

De få arbeider som omhandler fastsittende blågrønnalger indikerer at svært mange arter forsvinner når pH går ned mot 5.0 (Stevenson et al. 1985, Turner et al. 1987). Det gjelder så vel stillestående som rennende vann. Brock (1973) forklarte dette ved å henvise til at fotosyntesen hos blågrønnalgene foregår fritt i cellens plasmalema og ikke beskyttet inne i en kloroplast som hos de eukaryote algene. (Blågrønnalger har ikke cellekjerne.). Blågrønnalgenes klorofyll vil derfor lett kunne nedbrytes i surt miljø. Som andre årsaker til liten forekomst av blågrønnalger i surt miljø angir Shapiro (1973) overgang fra bikarbonat til CO₂ som viktigste karbonkilde i surt miljø. Undersøkelser tilsier imidlertid at svært mange blågrønnalger kan nyttiggjøre CO₂ som eneste kilde for uorganisk karbon (Lazarek 1982).

Stor forekomst av blågrønnalger i surt vann er ifølge Lazarek (1982, 1986) begrenset til næringsfattige lokaliteter i kalde eller tempererte deler av verden. Det er muligens en av årsakene til at det er til dels store forskjeller i opplysninger om blågrønnalger i surt vann gitt i faglitteratur fra andre deler av verden og foreløpige erfaringer i norske vassdrag, se kap. 3.2 og kap. 5.

Rødalgetepper i littoralsonen og på innsjøbunnen

Rødalger, bl.a. *Batrachospermum vagum* kan danne tette, flaskegrønne bestander i littoralsonen og på bunnen av en del forsurede innsjøer (Lazarek 1979, Lande et al. 1987).

Tett vekst av *B. vagum* er imidlertid også observert på bunnen av mange næringsfattige, men ikke markert forsurede innsjøer i Sverige og Sør-Norge (Israelson 1942, Strøm 1926, Brettum pers.obs., Lindstrøm pers.obs.). Ifølge Sheath (1984) er *B.vagum* begrenset til lokaliteter med lav lysintensitet. Høyt humusinnhold ser også ut til å karakterisere lokaliteter med tett vekst av *B. vagum*. Selv om det er rapportert om betydelig vekst av enkelte rødalger på lokaliteter med lav pH (<5.0), er dette såvidt vites, ikke viet spesiell oppmerksomhet i forbindelse med forsurening (Sheath 1984). Om dette skyldes mangel på undersøkelser av typiske lokaliteter (trolig små og humøse), er foreløpig uklart.

2.2. Elver

Generelt

I motsetning til innsjøer, er informasjonen om fastsittende alger i forsurede elver svært begrenset. Tilgjengelig informasjon omfatter vesentlig elver forsuret av gruveavrenning, bl.a. Say & Whitton (1980), Hargreaves & Whitton (1976) og Lampkin & Sommerfield (1982). Kiselalger danner et unntak, om dette samfunnet foreligger flere godt dokumenterte undersøkelser (Besch et al. 1972, Van Dam et al. 1981, Berge 1982, Keitham et al. 1988, Steinberg et al. 1989 o.a.). Noen undersøkelser omfatter andre grupper av fastsittende alger, bl.a. fra Pennsylvania, USA (Arnold et

al. 1981), fra renneforsøk i Canada (Muller 1980, Mulholland et al., 1986), fra renneforsøk i Michigan, USA (Maurice et al. 1987) og fra elver i Wales (Ormerod et al. 1987).

Rennende og stillestående vann virker forskjellig på flere måter. Dette har trolig betydning for de fastsittende algene:

Rennende vann virker fysiologisk mer næringsrikt enn stillestående; det transporteres stadig "nytt" vann med næringsstoffer forbi de fastsittende organismene. Derfor vil organismer som klarer seg under ekstremt næringsfattige betingelser ikke ha samme konkurransemessige fordel i rennende vann.

Den sonen som etableres i innsjøer i grensesonen mellom sediment og de frie vannmasser, får ikke samme anledning til å utvikle seg i rennende vann der vannet stadig transporteres vekk. Derved vil fastsittende organismer i elver eksponeres mer for sure episoder/surt miljø enn i innsjøer.

I mindre elver, bekker o.l. vil dessuten den direkte kontakt med det lokale nedbørfelt, omkringliggende jord o.l. være større enn i innsjøer, og sure episoder som følge av avrenning/lekkasje fra det lokale nedbørfelt vil derfor ha større virkning.

Trådformede grønnalger (*Chlorophyceae*)

Trådformede grønnalger innen ordenen Ulothricales (*Microspora*, *Ulothrix*, *Hormidium* og *Binuclearia*) var en viktig del av begroingen sammen med grønnalgeslekten *Mougeotia* i Wales i elver med pH 4.9 - 5.6 (Ormerod et al. 1987). Liknende observasjoner er gjort i Canada og USA (Arnold et al. 1981, Mullholland et al. 1986, Maurice et al. 1987). Det trådformede grønnalgesamfunnet i elver som er forsuret av sur nedbør eller av gruveavrenning viser påfallende stor likhet. I begge tilfeller dominerer slekter innen ordenene *Ulotrichales* og *Chaetophorales* sammen med slektene *Zygonium* og *Mougeotia*. (Say & Whitton 1980, Denisegger et al. 1986). Coccale grønnalger, f.eks. *Chlorella* er også rapportert som overhyppige i forsurede og/eller tungmetallforurensede vassdrag. Norton et al. (1980) fant at i surt miljø vil tungmetaller lekke fra jord, sedimenter o.l. De antok derfor at organismer som vokser tett til underlaget vil bli utsatt for betydelig høyere tungmetallkonsentrasjoner enn de som befinner seg fritt i vannet.

De trådformede grønnalgene i littoralsonen i innsjøer er karakterisert ved at det løsrives svært lett. I rennende vann vil denne veksttype løsrives til fordel for en fysisk mer bestandig vekst. At rennende vann er fysiologisk rikere enn stillestående, vil dessuten bidra til at det trådformede grønnalgesamfunnet i innsjøer som ser ut til å klare seg under ekstremt næringsfattige betingelser, ikke har samme konkurransemessige fordel i rennende vann.

Kiselalger (*Bacillariophyceae*)

I elver som forsures viser kiselalgesamfunnet en markert endring i artssammensetning (Berge, 1982, Steinberg et al. 1989). Artsdiversiteten på den enkelte lokalitet går ikke vesentlig ned, men det blir større likhet mellom lokaliteter fra forskjellige områder (Ter Braak & Van Dam 1989). I markert forsurrede elver består kiselalgesamfunnet av et begrenset utvalg forsuretolerante arter. Problemer med artsidentifikasjon og forvirring i artsbetegnelser har trolig resultert i at det oppgis flere arter enn det er belegg for (Battarbee et al. 1990).

Fordi naturens mangfold ofte vurderes ved å se på mangfoldet på den enkelte lokalitet, overses lett den generelle utarming som skjer når naturen grunnet ensartet ytre påvirkning (f.eks. sur nedbør) blir mer ensartet over store områder og mister sitt naturgitte mangfold (Schindler et al. 1989).

Også for kiselalgene ser det ut til at flere av de artene som klarer seg i sterkt forsuringskadede elver, eks. *Eunotia exigua* også tåler høye tungmetallkonsentrasjoner (Keitham et al. 1988, Besch et al. 1972). Det finnes eksempler på det motsatte: *Achnantes minutissima* tåler tungmetallforurensning (Rusforth et al. 1981, Lindstrøm & Rørslett 1991), men er, ifølge observasjonene i norske vassdrag meget forsuringsfølsom og forsvinner når pH blir < 6.0, se kap. 3.

Blågrønnalger (*Cyanophyceae*)

Litteraturen gir få opplysninger om blågrønnalger i surt, rennende vann, oftest henvises til spesielle lokaliteter som vulkanske områder, kilder, gruveavrenning o.l. (Geitler 32, Hargreaves & Whitton 1976, Whitton & Diaz 1981).

Den mangelen på litteratur som omhandler blågrønnalger i surt, rennende vann forklares bare delvis ved at mange av dem forsvinner når pH blir 5.5 eller lavere (Muller 1980, Maurice et al. 1987). Observasjoner i norske vassdrag tilsier at blågrønnalger er en viktig komponent i begroingsamfunnet i næringsfattige forsurede elver, se kap. 3.2 og kap. 5. Det kan derfor se ut til at blågrønnalger har større betydning i forsurede næringsfattige elver i Norge enn mange andre steder i verden.

2.3. Fastsittende alger som bioindikator på forsurening

Blant de fastsittende algene er det såvidt vites, bare kiselalgensamfunnet som har vært brukt som biologisk indikator ved vurdering/beregning av forsurening (Berge 1979, Renberg & Hellberg 1982, Davis & Anderson 1985, Davis et al. 1987, Berge 1985, Ter Braak & Van Dam 1989, Steinberg et al. 1989, Flower 1986, Battarby et al. 1990). Som nevnt tidligere er kunnskapsgrunnlaget om kiselalgene relativt omfattende. Metodisk er de dessuten enkle å håndtere og de forekommer i nær sagt alle miljøer. Det er årsaken til at kiselalger ofte brukes som indikator på forsurening.

Inndeling av kiselalgefloraen i kategorier etter deres pH-preferanser/toleranser danner utgangspunkt for de fleste beregninger (Hustedt 1937-39, Chloňoký 1968). "Index B" utviklet av Renberg & Hellberg (1982) på grunnlag av data fra syd-svenske innsjøer, er mye brukt og gir gode estimater av pH så lenge lokaliteten ikke er svært sur; pH < 5.0 (5.5). (Berge 1985, Steinberg et al. 1989, Ter Braak & Van Dam 1989). Om Index B, se kap. 4.

Berge (1985) inndelte kiselalgensamfunnet i moderat sure innsjøer etter Hustedt's gruppering av artene i grupper av syretoleranse. Han fant at pH var den miljøfaktor som stemte best overens med denne inndeling av innsjøene. I sedimentkjerner i de sureste innsjøene fant han imidlertid at kiselalgensamfunnet tilsa surere miljø enn tidligere målinger av pH indikerte. Han forklarte dette ved unøyaktighet i tidligere målemetodikk for pH. Han nevnte ikke at sterkt sure episoder kan ha langtidsvirkning på kiselalgensamfunnet som muligens ikke registreres/oppfanges i enkeltmålinger av pH.

Ter Braak & Van Dam (1989) vurderte ulike beregningsmetoder for pH basert på kiselalgensamfunnet, og fant at Renberg & Hellberg's Index B ga god korrelasjon i moderat sure vannforekomster. I meget sure miljøer fant de at algenes veide pH-optima (målt empirisk) ga best

samsvar med målt pH. Faren for å tilpasse grunnleggende kunnskap om kiselalgesamfunnets syretoleranse til en bestemt variabel, i dette tilfellet pH, synes her til stede.

Steinberg et al. (1989) beregnet "biologisk-pH" ved hjelp av Index B og fant især på de sureste lokalitetene dårlig korrelasjon med målt pH. Biologisk beregnet pH var opptil 2 pH-enheter lavere enn målt pH. Korrelasjonen mellom beregnet pH og aluminium var bedre og for de fleste prøvesettene var det størst korrelasjon mellom beregnet pH og summen av organiske syrers kationer ($Al^+ + Fe^+, Mn^+$). Mellom biologisk beregnet pH og alkalinitet var det også ganske god korrelasjon. De forklarte dette ved at sure episoder tidligere i vekstperioden virket på kiselalgesamfunnet og ga det en sammensetning av mer syretolerante arter enn pH-verdier målt midt på sommeren viste. De fant m.a.o. en tidsforskyvning mellom beregnet pH og målt pH på 1-3 måneder som indikerte en restitueringsperiode for kiselalgesamfunnet på 1-3 måneder etter meget sure episoder. Dette er i overensstemmelse med Berge's observasjoner (1985) som også fant at biologisk beregnet pH kunne være lavere enn målt pH.

Disse observasjonene indikerer at i meget surt vann uten bikarbonat som pH-regulerende faktor, er det andre faktorer som er bestemmende for kiselalgesamfunnets sammensetning/syretoleranse. Blant disse faktorer ser vannets innhold av aluminium og organiske syrers kationer ut til å være av stor betydning. Vannets ionebalanse ser også ut til å være av betydning. Det tilsier at biologisk beregnet forsuringegrad vil stemme vel så godt med kjemiske variable som tar disse forhold i betraktning, f.eks. vannets totale syre-nøytraliserende kapasitet - ANC (Acid Neutralizing Capacity). Ved fastsettelse av kiselalgesamfunnets forsuringstilstand og toleransegrense for forsuring ser det derfor ut til at ANC-begrepet med hell kan anvendes.

For evertebrater er det utviklet et enkelt system for vurdering av surhetstilstanden i vassdrag som benytter kunnskap om artenes tålegrenser for forsuring (Raddum et al. 1988, Engblom & Lingdel 1987). Systemet baserer seg på tilstedeværelse/fravær av bestemte arter eller grupper med kjent toleransegrense overfor surt vann.

Anvendelse av dette systemet på evertebrat-data fra ulike områder, viser god overensstemmelse med lokalitetens surhetsgrad når modifierende faktorer som høyde over havet, vannets humusinnhold o.l. tas i betraktning (Bækken & Aanes 1990). Systemet som vesentlig er anvendt på data fra rennende vann, bør i prinsippet kunne anvendes på det fastsittende algesamfunnet. En modifisert utgave vil forsøksvis anvendes på algedata fra noen få vassdrag med kjent forsuringstilstand, se kap. 4.

3. FASTSITTENDE ALGERS OG NOEN MOSERS FORSURINGSFØLSOMHET I NORSKE VASSDRAG

3.1. Materiale og metode

Datamaterialet kan inndeles i to kategorier.

Det største materialet omfatter 475 begroingsprøver fra ca. 350 elvelokaliteter fordelt over hele Norge. Prøvene er samlet i tiden 1979-1990 i forbindelse med ulike vassdragsundersøkelser, bl.a. konsekvensanalyser av vassdragsregulering og forurensningsovervåking. Hovedvekten er samlet i godt buffrede vassdrag, derfor er nøytrale og svakt basiske lokaliteter overrepresentert. For de 475 prøvene fra elvelokaliteter foreligger det også kjemiske data. Disse varierer i mengde og omfang. For alle prøver foreligger pH-målinger.

Det andre materialet omfatter begroingsobservasjoner fra 8 innsjøer på Sørlandet innsamlet i 1991 og spredte observasjoner av innsjøer/tjern i Langtjernområdet (Sokna, Buskerud) i 1990-91. Disse lokalitetene er i varierende grad forsuret, og pH er ca. 5.5 eller lavere. Også for dette materialet foreligger kjemidata. Det foreligger, som tidligere nevnt, ingen systematiske undersøkelser av begroingssamfunn i forsurrede norske innsjøer. Denne innsjøundersøkelsen gir derfor mye "ny" informasjon. Da materialet er svært omfattende vil en grundig gjengivelse og bearbeiding av det sprengte grensene for denne rapporten. Fordi innsjømaterialet inneholder data fra lokaliteter med varierende grad av forsuret, har det gitt verdifull informasjon om forsurrede lokaliteter, og gjort det mulig til en viss grad å skille mellom forsuringstolerante og forsuringsbegunstigede arter. En del resultater er derfor tatt med ved gruppering av begroingsalgene i ulike kategorier av forsuringfølsomhet.

Ved innsamling og bearbeiding av materialet, både fra elver og innsjøer, er det benyttet en metode som gir en semikvantitativ angivelse av begroingsorganismenes mengdemessige forekomst (Lindstrøm 1991). En del av prøvene er innsamlet og bearbeidet spesielt for bestemmelse og telling av kiselalger. For disse prøvene er mengden av hver kiselalgeart fremstilt som frekvens (%) av totalt antall kiselalger.

Alle observasjoner fra de 475 begroingsprøvene er databearbeidet. Innledningsvis er det gjort en sammenstilling der alge- og mosedata er sammenstilt med pH-data. På grunnlag av denne sammenstillingen er begroingsorganismene gruppert etter deres forekomst i ulike pH-intervaller, se kap. 3.2. Når det foreligger et materiale som i større grad omfatter alger i forsurrede vassdrag, er målsettingen å korrelere disse til forsuringrelevante variable så som alkalinitet, TOC og ANC.

For en del kiselalgeprøver er det gjort en spesiell studie. Her danner frekvens (%) av de ulike kiselalgearter utgangspunkt for beregninger av pH og forsuringgrad, se kap. 4.

3.2. Kategorier av forsuringfølsomhet - i forhold til pH

Korrelasjonen mellom begroingssamfunnet på 475 elvelokaliteter og pH-data er vist i tabell 3.1. Her er algenes forekomst gruppert etter pH. Bare organismer som er observert fem ganger eller mer, er med i tabellen. Fordi det er så få observasjoner i svært sure vassdrag er nedre pH-intervall satt høyt, pH = <5.0. Når mer data fra sure vassdrag foreligger, er målsettingen å inndeles pH-skalaen i flere intervaller i det sureste området.

Fordi datamaterialet er såvidt stort, er et utdrag fremstilt i tabell 3.1. Foreløpig er det ikke tatt hensyn til artenes mengdemessige forekomst. Det er kun beregnet treffprosent for hver art (prosent av alle prøver innen hvert pH-interval der arten er funnet). Resultatene gir likevel en meget klar indikasjon på disse artenes forekomst og preferanse mht. voksestedets pH. Innledningsvis har det liten hensikt å kommentere de enkelte artenes forekomst i forhold til pH. Det kan dog bemerkes at spredningen ser ut til å være stor. Innen alle de vanlige alge- og moseklassene er det arter som har størst forekomst når pH er mindre enn 5.0 og andre som overhodet ikke er registrert ved pH-verdier lavere enn 7.0.

I tabell 3.2 gis en karakteristikk av de ulike toleransekategorier for forsurening. Det skilles mellom fire hovedkategorier. Den mest og minst forsureningstolerante kategori er begge delt i to undergrupper. De ulike kategorier er gitt en tallverdi (indikatorverdi). Den mest forsureningstolerante kategori er gitt verdien 0 (her er sogar angitt en underkategori som antas å være forsuringsbegunstiget, denne gis negativ verdi: ± 0.25). Den mest forsuringfølsomme kategori (nr. 4) er også delt i to underkategorier, henholdsvis en forsuringfølsom nøytral som gis verdien 0.75 og en forsuringfølsom alkalisk, med verdi 1.0. Med visse modifikasjoner stemmer inndelingen og verdisetting overens med den som er benyttet for evertebrater i norske vassdrag (Raddum et al. 1988, Bækken & Aanes 1990, Lien et al. 1991).

Datamaterialet i tabell 3.1, danner sammen med karakteristikken av de ulike toleransekategorier for forsurening (tabell 3.2) grunnlaget for inndelingen av de fastsittende algene (og noen moser) i ulike kategorier mht. forsuringstoleranse, tabell 3.3. Som nevnt er en del data fra innsjøundersøkelsen i 1990-91 tatt med for å få kunnskap om begroingsorganismer i sure lokaliteter ($\text{pH} = <5.0$). Ved inndeling av kiselalgene i kategorier av forsuringstoleranse er det i tillegg brukt data fra F. Berge's doktoravhandling (1985) om 44 norske innsjøer og fra en kritisk gjennomgang av paleolimnologiske kiselalgedata fra Sverige, Nord Amerika, Norge og De Britiske Øyer (Battarbee et al. 1990).

Ved systematisk bearbeiding av andre miljøfaktorer enn pH, vil det sannsynligvis fremkomme data som endrer denne inndelingen noe, og gjør at begrepet forsuring ikke i like stor grad som nå, knyttes til pH.

Bortsett fra for kiselalger, se kap. 4, er det ikke foretatt systematisk videre bearbeiding av data presentert i tabell 3.1 og 3.3. Materialet er så stort og omfattende at det ikke har vært mulig å foreta en systematisk bearbeiding av det innen rammen av dette prosjektet.

Generelle trekk, og eksempler på endringer/fenomener som opptrer ved forsurening, er dog omtalt i kap. 3.3.

Tabell 3.1 Forekomst av fastsittende alger og noen moser, gruppert i intervaller av pH.

Chlorophyceae (grønnalger). Treff% (%Andel er avrundet OPPover til NESTE heltall).

pH	<5	5:<5.5	5.5:<6	6:<6.5	6.5:<7	7:<7.5	>=7.5	Nsum	
.....									
ANTALL PRØVER fordelt pr. PH ==>	24	23	37	41	82	212	56	475	
TAXON	Median(PH)								
Zygonium tenetatum	5.00	9	9	4	
Mougeotia b (15-21u,korte celler)	5.10	21	9	3	3	3	1	2	13
Microspora palustris var minor	5.50	71	66	28	42	3	3	.	66
Hormidium flaccidum	5.52	17	31	11	10	4	1	.	23
Zygnema a (16-20u)	5.52	42	27	22	10	11	1	.	39
Binuclearia tectorum	5.52	71	44	25	30	10	2	.	59
Penium polymorphum	5.60	9	31	14	15	2	.	.	21
Hormidium montanum	5.72	.	5	14	6
Mougeotia a/b (10-18u)	5.84	21	18	6	10	7	1	.	21
Microspora palustris	5.99	42	44	11	30	8	4	.	49
Hormidium rivulare	6.33	17	40	52	47	27	3	.	78
Teilingia excavatum	6.54	.	.	.	10	8	1	.	12
Mougeotia a (6 -12u)	6.75	71	53	22	59	47	29	25	173
Spirogyra c1 (34-49u,3?K,L,l/b>3,svart)	7.02	2	8	.	16
Oedogonium c (23-28u)	7.02	.	.	.	18	37	17	17	82
Stigeochlonium tenue	7.05	9	9	8	30
Oedogonium a (5-11u)	7.10	34	9	6	27	20	26	20	104
Ulothrix subtilis	7.12	.	.	3	5	5	7	.	20
Mougeotia d (25-30u)	7.15	.	.	.	5	19	17	17	63
Microspora amoena	7.17	.	.	.	8	38	47	22	144
Oedogonium d (29-32u)	7.17	.	.	.	3	15	13	24	52
Drapharnaldia glomerata	7.20	.	.	.	5	10	13	8	40
Spirogyra sp5 (30-37u,2K,L,l/b>10,svart)	7.22	2	5	4	13
Spirogyra lapponica (26u,1K,L,svart)	7.23	4	6	6	18
Ulothrix zonata	7.28	25	54	52	162
Mougeotia e (30-40u)	7.30	.	.	.	10	19	21	17	71
Cladophora glomerata	7.34	4	6	10
Chaetophora elegans	7.39	5	6	12
Coleochaete scutata f. lobata	7.39	3	8	9
Spirogyra majuscula	7.39	3	1	6	7
Oedogonium e (35-43u)	7.39	3	8	15	26
Tetraspora cylindrica	7.39	8	8	20

Tabell 3.1 forts.

Bacillariophyceae (kiselalger). Treff% (%Andel er avrundet OPPover til NESTE heltall).

pH		<5	5:<5.5	5.5:<6	6:<6.5	6.5:<7	7:<7.5	>=7.5	Nsum
.....									
ANTALL PRØVER fordelt pr. PH ==>		24	23	37	41	82	212	56	475
TAXON	Median(PH)								
Eunotia veneta	4.98	50	27	9	.	.	1	.	23
Eunotia exigua	5.40	25	22	19	8	.	.	.	21
Eunota lunaris	5.72	13	22	11	8	3	1	2	19
Frustulia rhomboides var saxonica	6.21	13	5	6	10	3	1	.	13
Frustulia rhomboides	6.36	21	14	6	13	7	1	.	21
Cymbella lunata	6.41	5	5	3	5	4	1	.	9
Tabellaria flocculosa	6.70	88	100	82	83	72	44	29	275
Gomphonema angustatum	6.70	.	5	6	5	4	2	2	12
Melosira distans var alpigena	6.90	.	.	6	5	.	1	4	8
Diatoma hiemale var mesodon	7.14	.	.	19	3	7	9	17	40
Ceratoneis arcus	7.15	.	.	.	10	32	34	31	117
Ceratoneis arcus var amphioxys	7.17	6	2	12
Cymbella ventricosa	7.18	8	11	6	32
Synedra ulna	7.22	9	28	9	71
Achnanthes minutissima var cryptocephala	7.22	4	4	6	13
Navicula cryptocephala	7.27	2	3	2	8
Synedra rumpens	7.30	.	.	.	5	7	7	6	23
Diatoma vulgare	7.30	3	12	8	31
Achnanthes minutissima	7.30	.	5	.	20	18	33	29	108
Synedra ulna var danica	7.30	4	18	15	49
Gomphonema constrictum	7.37	4	7	4	18
Cymbella cesatii	7.39	3	2	6
Cymbella affinis	7.39	.	.	3	.	2	16	33	52
Gomphonema olivaceoides	7.39	9	11	24
Gomphonema acuminatum var coronata	7.39	2	2	4	6
Diatoma elongatum	7.39	5	6	13
Gomphonema ventricosum	7.39	4	15	18	44
Didymosphenia geminata	7.39	14	48	65	148
Melosira varians	7.42	3	6	9

Tabell 3.1 forts.

Cyanophyceae (blågrønnalger). Treff% (%Andel er avrundet OPPover til NESTE heltall).

pH		<5	5:<5.5	5.5:<6	6:<6.5	6.5:<7	7:<7.5	>=7.5	Nsum
.....									
ANTALL PRØVER fordelt pr. PH ==>		24	23	37	41	82	212	56	475
TAXON	Median(PH)								
Gloeocapsa sanguinea	5.52	5	27	11	3	3	.	.	14
Capsosira brebisonii	5.60	9	14	6	10	.	.	.	11
Homoeothrix nordstedtii	5.62	9	.	6	5	.	.	.	6
Homoeothrix juliana	5.67	5	35	33	10	.	.	.	25
Homoeothrix rivularis	5.84	5	5	3	5	.	.	.	5
Chamaesiphon onchobyrsoides/subglobosus	6.00	5	.	17	8	4	1	.	14
Schizothrix lacustris	6.31	.	18	17	27	9	2	.	31
Phormidium sp4 (3u,sterk blågrønn,l/b<1)	6.38	.	.	25	15	8	1	.	22
Scytonema mirabile	6.41	.	27	9	10	9	1	.	21
Stigonema mamillosum	6.46	21	44	38	64	37	11	4	109
Calothrix gypsophila (orsinianatype)	6.61	.	5	3	5	16	2	6	24
Phormidium hetropolare	6.70	.	.	.	13	9	5	.	22
Cyanophanon mirabile	6.90	.	9	14	42	43	22	13	112
Chamaesiphon minutus	6.95	.	5	9	20	18	9	15	52
Tolypothrix penicillata	6.95	.	5	19	32	40	22	4	101
Chamaesiphon fuscus	7.00	.	14	25	18	21	21	11	85
Chamaesiphon incrustans	7.00	.	.	.	8	2	3	6	13
Schizothrix latierita	7.00	.	.	17	.	9	7	6	30
Chamaesiphon polymorphus	7.00	.	.	3	10	7	6	.	22
Chamaesiphon confervicola var elongata	7.02	.	.	.	20	31	18	17	81
Chamaesiphon confervicola	7.07	.	.	6	37	40	40	13	140
Lyngbya leptonema	7.10	.	.	3	10	15	16	8	54
Clastidium setigerum	7.17	.	.	6	15	35	31	25	115
Calothrix fusca	7.20	.	.	6	3	5	11	8	33
Homoeothrix varians	7.22	.	.	9	8	7	7	4	26
Calothrix ramenskii	7.30	.	.	6	5	3	12	6	33
Calothrix gyphsophila	7.30	.	.	.	5	14	17	17	56
Tolypothrix distorta	7.30	10	12	20	44
Nostoc sphaericum	7.39	3	11	15	32
Tolypothrix saviczii	7.39	8	13	23

Tabell 3.1 forts.

Phaeophyceae (brunalger) Treff% er avrundet oppover til neste heltall.

pH	<5	5:<5.5	5.5:<6	6:<6.5	6.5:<7	7:<7.5	>=7.5	Nsum
.....								
ANTALL PRØVER fordelt pr. PH ==>	24	23	37	41	82	212	56	475
TAXON	Median(PH)							
Heribaudiella fluviatilis						23	27	62

Rhodophyceae (rødalger)

pH	<5	5:<5.5	5.5:<6	6:<6.5	6.5:<7	7:<7.5	>=7.5	Nsum
.....								
ANTALL PRØVER fordelt pr. PH ==>	24	23	37	41	82	212	56	475
TAXON	Median(PH)							
Batrachospermum vagum	13	.	3	4
Lemanea fluviatilis	.	.	11	32	29	17	18	85
Batrachospermum moniliforme	4	15	9	39

Chrysophyceae (gullalger).

pH	<5	5:<5.5	5.5:<6	6:<6.5	6.5:<7	7:<7.5	>=7.5	Nsum
.....								
ANTALL PRØVER fordelt pr. PH ==>	24	23	37	41	82	212	56	475
TAXON	Median(PH)							
Hydrurus foetidus	.	.	38	22	24	18	15	88

Xanthophyceae (gulgrønnalger).

pH	<5	5:<5.5	5.5:<6	6:<6.5	6.5:<7	7:<7.5	>=7.5	Nsum
.....								
ANTALL PRØVER fordelt pr. PH ==>	24	23	37	41	82	212	56	475
TAXON	Median(PH)							
Xanthophyce spl (koloni m. "sigarer")	13	.	6	3	3	.	.	8
Vaucheria hamata	2	2	5

Tabell 3.1 forts.

Bryophyta (moser). Treff% (%Andel er avrundet OPPover til NESTE heltall).

pH		<5	5:<5.5	5.5:<6	6:<6.5	6.5:<7	7:<7.5	>=7.5	Nsum
.....									
ANTALL PRØVER fordelt pr. PH ==>		24	23	37	41	82	212	56	475
TAXON	Median(PH)								
Nardia compressa	5.23	34	40	11	8	.	.	.	24
Marsupella aquatica	5.33	.	18	.	3	.	.	.	5
Marsupella spp.	5.40	5	9	3	.	2	.	.	5
Racomitrium aquaticum	5.50	5	5	6	5	.	.	.	6
Racomitrium aciculare	5.72	25	40	19	20	11	.	.	39
Marsupella emarginata	5.82	.	14	11	8	.	.	.	10
Scapania undulata	6.06	17	31	22	25	14	.	.	40
Fontinalis dalecarlica	7.00	13	22	25	35	30	29	6	119
Schistidium agassizi	7.05	.	.	.	5	10	19	8	54
Hygrohypnum ochraceum	7.05	5	5	30	44	37	43	20	162
Blindia acuta	7.10	.	5	9	42	31	32	17	122
Fontinalis antipyretica	7.12	.	5	14	10	21	39	6	112
Bryum spp.	7.30	3	4	8	14
Schistidium alpicola var rivulare	7.32	.	.	.	3	2	5	.	11
Hygrohypnum smithii	7.39	5	6	12

Tabell 3.2 Kategorier av forsuringstoleranse/-følsomhet
Fastsittende alger og moser i norske vassdrag.

<p>1. Forsuringstolerant element : tåler sterke syrer pH = <5.0</p> <p>Tåler sterke syrer - ingen bikarbonat til stede i vannet. To adskilte kategorier:</p> <p>1A: <u>Forsuringsbegunstig</u> element; forekommer ikke i basisk miljø og får størst forekomst når pH < 5.0. Tolererer pH < 4.7.</p> <p>1B: <u>Forsuringstolerant element</u>; kan forekomme i alle intervaller av pH, tolererer pH <5.0.</p> <p>Kategori A har vanligvis lavere pH-optimum enn B.</p> <p>Indikatorverdi: 1A = ÷ 0.25 (forsuringsbegunstig) " 1B = 0 (ingen forsuringfølsomhet)</p> <p>2. Litt forsuringfølsomt element : pH = > 5.0</p> <p>Det litt forsuringfølsomme element har størst forekomst i pH-intervallet 5.0-6.0. Selv om noen arter forekommer over et større pH-område enn andre, kan det litt forsuringfølsomme element ikke (som det tolerante) deles i to adskilte kategorier.</p> <p>Indikatorverdi: 0.25 (litt forsuringfølsomt).</p> <p>3. Moderat forsuringfølsomt element: pH = > 5.5</p> <p>Forekommer i alle pH-intervaller ned til 5.5. De fleste organismer innen dette elementet har størst forekomst omkring nøytralpunktet eller litt under.</p> <p>Indikatorverdi: 0.50 (moderat forsuringfølsomt).</p> <p>4. Forsuringfølsomt element : pH = > 6.0</p> <p>Dette element er bl.a. karakterisert ved tilstedeværelse av bikarbonat i vannet og fravær av sterke syrer. Det forsuringfølsomme element kan deles i flere kategorier. For en grov inndeling foreslås to kategorier:</p> <p>4A: Det forsuringfølsomme nøytrale element: pH = > 6.0 4B: Det forsuringfølsomme alkaliske element: pH = > 7.0</p> <p>Indikatorverdi: 4A= 0.75 (forsuringfølsomt - nøytralt)* Indikadotrverdi 4B= 1.0 (forsuringfølsomt - alkalisk)</p>

*I beregning av Sg (Forsuringsgrad), kap. 4, er det inntil videre ikke skilt mellom 4A og 4B. Indikatorverdi 0.75 er benyttet for begge kategorier.

Tabell 3.3 Følsomhetskategorier for forsurening - Begroing (alger og noen moser).
For noen arter er plassering i toleranse-/følsomhetskategori noe vanskelig. Da
angis to kategorier, den minst sannsynlige i parentes.

Følsomhetskategori	Begunstigede	Tolerante	Litt følsomme	Moderat følsomme	Følsomme
pH-toleranse	pH = <4,7	pH = <5,0	pH = >5,0	pH >=5,5	pH >=6,0
Indikatorverdi	-0,25	0	0,25	0,50	0,75
Blågrønnalger (Cyanophyceae)					
<i>Capsosira brebisonii</i>	x				
<i>Siphonema polonicum</i>	x	(x)			
<i>Scytonematopsis starmachii</i>	(x)	x			
<i>Merismopedia glauca</i>	(x)	x			
<i>Stigonema mamillosum</i>		x	(x)		
<i>Stigonema tomentosum</i>		x	(x)		
<i>Schizothrix lacustris</i>			x		
<i>Scytonema mirabile</i>			x		
<i>Hapalosiphon fontinalis</i>			x		
<i>Hapalosiphon intricatus</i>			x		
<i>Cyanophanon mirabile</i>				x	
<i>Chamaesiphon fuscus</i>				x	
<i>Stigonema minutum</i>				x	
<i>Tolypothrix penicillata</i>				x	
<i>Chamaesiphon minutus</i>				(x)	x
<i>Chamaesiphon confervicola</i>				(x)	x
<i>Clastidium setigerum</i>				(x)	x
<i>Calothrix ramenskii</i>				(x)	x
<i>Calothrix gypsophila</i>					x
<i>Homoeothrix varians</i>					x
<i>Tolypothrix distorta</i>					x
<i>Tolypothrix saviczii</i>					x
<i>Tolypothrix tenuis</i>					x
<i>Rivularia biasoletiana</i>					x
<i>Nostoc sphaericum</i>					x
<i>Nostoc parmelooides</i>					x
<i>Phormidium hetropolare</i>					x

Tabell 3.3 forts.

Følsomhetskategori	Begunstigede	Tolerante	Litt følsomme	Moderat følsomme	Følsomme
pH-toleranse	pH = <4,7	pH = <5,0	pH = >5,0	pH >=5,5	pH >=6,0
Indikatorverdi	-0,25	0	0,25	0,50	0,75
Grønnalger (Chlorophyceae)					
Microspora sp. 1	x				
Microspora palustris var. minor	x				
Microspora palustris	x				
Zygonium sp. 1 (13-15µ)	x				
Zygonium sp. 3 (17-18µ)	x				
Binuclearia tectorum	x				
Mougeotia a/b (10-18µ)	x				
Hormidium flaccidum	(x)	x			
Oedogonium a (4-9 µ)		x			
Mougeotia a (6-12µ)		x			
Perium polymorphum		x	(x)		
Hormidium rivulare		(x)	x		
Hormidium fluitans			x		
Hormidium montanum			x		
Zygnema a (16-20µ)		(x)	x		
Gongrosira lacustris				x	
Microspora amoena					x
Zygnema b (22-25µ)					x
Ulothrix zonata					x
Chaetophora elegans					x
Cladophora glomerata					x
Drapharnaldia glomerata					x
Tetraspora cylindrica					x
Oedogonium c (23-28µ)					x
Oedogonium d (29-33µ)					x
Coleochaete scutata					x
Zygnema c (28-40µ)					x
Spirogyra lapponica					x

Tabell 3.3 forts.

Følsomhetskategori	Begunstigede	Tolerante	Litt følsomme	Moderat følsomme	Følsomme
pH-toleranse	pH = <4,7	pH = <5,0	pH = >5,0	pH >=5,5	pH >=6,0
Indikatorverdi	-0,25	0	0,25	0,50	0,75
Kiselalger					
<i>Anomoeoneis serians</i>	x(4,8)*				
<i>Eunotia bactriana</i>	x(4,8)				
<i>Fragilaria oldenburgiensis</i>	x(4,6)				
<i>Navicula subtilissima</i>	x(4,9)				
<i>Semiorbis hemicyclus</i>	x(4,7)				
<i>Tabellaria binialis</i>	x(4,7)				
<i>Tabellaria quadriseptata</i>	x(4,7)				
<i>Eunotia lunaris</i>		x(5,0)*			
<i>Eunotia denticulata</i>		x			
<i>Eunotia exiqua</i>		x(5,1)			
<i>Eunotia tenella</i>		x			
<i>Eunotia veneris</i>		x(4,9)			
<i>Tabellaria flocculosa</i>		x(5,4)			
<i>Frustulia rhomboides</i>		x(5,1)			
<i>Frustulia r. v. saxonica</i>		x(5,2)			
<i>Melosira lirata</i>		x(5,2)			
<i>Achnanthes marginulata</i>				x	
<i>Anomoeoneis brachysira</i>				x	
<i>Eunotia flexuosa</i>				x	
<i>Cymbella hebridica</i>				x	
<i>Cymbella perpusilla</i>				x	
<i>Eunotia tridentula v. perminuta</i>				x	
<i>Navicula hiemansii</i>				x	
<i>Navicula radiosa</i>				x	
<i>Peronia fibula</i>				x	
<i>Surirella delicatissima</i>				x	
<i>Stenopterobia intermedia</i>				x	

* pH-optimum i h.h.t. Berge (1985) & Battarbee et al. (1990).

Tabell 3.3 forts.

Følsomhetskategori	Begunstigede	Tolerante	Litt følsomme	Moderat følsomme	Følsomme
pH-toleranse	pH = <4,7	pH = <5,0	pH = >5,0	pH >=5,5	pH >=6,0
Indikatorverdi	-0,25	0	0,25	0,50	0,75
<i>Gomphonema angustatum</i>				x	
<i>Anomoeoneis vitrea</i>				x	
<i>Navicula cocconeiformis</i>				x	
<i>Cymbella gracile</i>				x	
<i>Diatoma hiemale</i> v. <i>mesodon</i>				x	
<i>Fragilaria vaucheria</i>				x	
<i>Achnanthes linearis</i> v. <i>pusilla</i>				x	
<i>Ceratoneis arcus</i> m/varieteter					x
<i>Cocconeis placentula</i> m/varieteter					x
<i>Cymbella affinis</i>					x
<i>Cymbella cesatii</i>					x
<i>Cymbella cymbiformis</i> m/varieteter					x
<i>Cymbella microcephala</i>					x
<i>Cymbella sinuata</i>					x
<i>Cymbella ventricosa</i> m/varieteter					x
<i>Diatoma elongatum</i>					x
<i>Diatoma vulgare</i>					x
<i>Didymosphenia geminata</i>					x
<i>Achnanthes affinis</i>					x
<i>Achnanthes microcephala</i>					x
<i>Achnanthes minutissima</i>					x
<i>Gomphonema olivaceoides</i>					x
<i>Gomphonema ventricosum</i>					x
<i>Synedra ulna</i> m/varieteter					x
<i>Synedra rumpens</i> m/varieteter					x
<i>Synedra nana</i>					x
<i>Achnanthes linearis</i>					x
<i>Achnanthes lanceolata</i>					x
<i>Eucoconeis</i> (flere arter)					x
<i>Meridion circulare</i>					x
<i>Fragilaria capucina</i>					x
<i>Melosira varians</i>					x

Tabell 3.3 forts.

Følsomhetskategori	Begunstigede	Tolerante	Litt følsomme	Moderat følsomme	Følsomme
pH-toleranse	pH = <4,7	pH = <5,0	pH = >5,0	pH >=5,5	pH >=6,0
Indikatorverdi	-0.25	0	0,25	0.50	0,75
Gullalger (Chrysophyceae)					
Hydrurus foetidus				x	
Rødalger (Rhodophyceae)					
Batrachospermum vagum	(x)	x			
Lemanea fluviatilis				x	
Batrachospermum moniliforme					x
Brunalger (Phaeophyceae)					
Heribaudiella fluviatilis					x
Gulgrønnalger (Xanthophyceae)					
Vaucheria aversa					x
Vaucheria hamata					x
Vaucheria sessilis					x
Moser (Bryophyta)					
Nardia compressa	x	(x)			
Marsupella spp.	(x)	x			
Racomitrium aciculare	(x)	x			
Scapania undulata		(x)	x		
Fontinalis dalecarlica			x		
Hygrohypnum ochraceum				x	
Fontinalis antipyretica				x	(x)
Schistidium spp.					x
Blindia acuta					x

3.3. Generelle trekk og eksempler på endringer og fenomener som opptrer ved forsuring i norske vassdrag

Generelt

Av tabell 3.1 fremgår at overraskende mange arter innen de vanligste, mest artsrike algegruppene (blågrønnalger, grønnalger, kiselalger) ser ut til å være forsuringsbegunstiget, (kategori 1A). Samtidig er det overraskende få som er litt - til moderat forsuringsfølsomme (kategori 2 og 3, tåler pH ned mot henholdsvis 5.0 og 5.5). Dette er i overensstemmelse med observasjoner bl.a. i Experimental Lake District (Schindler et al. 1980, Turner et al. 1987). Svært mange arter forsvinner når pH blir omkring 6.0 og forsuringsfenomener, som masseforekomst av visse typer trådformede grønnalger i littoralsonen opptrer. Det er foreløpig ikke gitt noen fullstendig forklaring på dette, men det ser ut til at algenes ulike evne til å nyttiggjøre ulike tilstandsformer av uorganisk karbon spiller avgjørende rolle. I det øyeblikk pH blir så lav at bikarbonat er til stede i svært små mengder (forsvinner), faller svært mange av de vanligste artene ut. Dette gir bl.a. en konkurransemessig fordel til de artene som mest effektivt evner å nyttiggjøre CO₂. Disse vil da få økt forekomst og blir å betrakte som forsuringsbegunstigede. Dersom vannets innhold av ulike former løst uorganisk karbon er så viktig som en del undersøkelser indikerer (Allen & Spence 1981, Fairchild et al. 1989), betyr overgangen fra HCO₃⁻ til CO₂ som viktigste karbonkilde, en form for tålegrense for store deler av begroingsamfunnet.

Eksempler på endringer og fenomener som opptrer ved forsuring i norske vassdrag, er hentet både fra elvelokalitetene og fra innsjøundersøkelsen i 1990-91.

Grønnalger (*Chlorophyceae*)

Ved forsuring rapporteres om økt forekomst av trådformede grønnalger innen ordenen *Zygnemales* i mange norske innsjøer. Foreløpige undersøkelser viser at det i innsjølittoralen i de fleste forsurede innsjøer er betydelig forekomst av trådformede grønnalger. Forekomstene som til dels er meget iøynefallende (eks. Sandvatn ved Tvedestrand), ser dog i mange innsjøer ut til å være mindre i omfang og utbredelse enn blågrønnalgebeltene/-teppene. Masseforekomster ble ikke observert ved innsjøundersøkelsen i 1990-91.

Karakteristisk for forsurede elvelokaliteter i Norge er fremvekst av et blankt, skinnende grønt belegg av trådformede grønnalger innen ordenen *Ulothricales*. Resultatene tilsier at dette samfunnet ikke bare er syretålende, men syrebegunstiget (kategori 1A). Særlig enkelte arter i slektene *Microspora* og *Binuclearia* viser meget høye frekvenser når pH går under 5.5 (tab. 3.1). Det framgår videre at gruppen av syrebegunstigede trådformede grønnalger har liten forekomst når pH er over 6.5 og knapt finnes når pH er over 7.0. Denne gruppen av trådformede grønnalger har også vist seg å være særlig tolerant overfor tungmetaller (Say & Whitton 1980, Lindstrøm & Rørslett 1991). Det er trolig spesielle fysiologiske mekanismer som gjør de ulothricale grønnalgene egnet til å tåle ekstremt sure og metallforurensede forhold. Fordi denne gruppen ser ut til å være syrebegunstiget og dessuten svært karakteristisk for sure forhold, kan den trolig inngå som indikator ved tålegrenseverdier av elver. Denne gruppens spesielle forhold til metaller gjør den også interessant i tålegrensesammenheng.

Karakteristisk for de trådformede grønnalgene i norske elver er også et markert frafall av svært mange av de vanligste artene når pH går ned mot 6.5 (6.0); eks. *Microspora amoena*, *Ulothrix zonata* og *Drapharnaldia glomerata*. Det er registrert påfallende få grønnalger som forsvinner når pH går ned mot 5.5-5.0. Stor avhengighet av ulike tilstandsformer av løst uorganisk karbon antas å være en viktig faktor som bidrar til svært ulik pH-preferanse hos trådformede grønnalger.

Kiselalger (*Bacillariophyceae*)

Det gjelder for kiselalgene som for de andre algegruppene, noen arter er forsuringbegunstig og får størst forekomst når $\text{pH} < 5.0$, f.eks. *Eunotia bactriana*, mens andre er forsuringfølsomme - alkaliske og er ikke registrert ved $\text{pH} < 7.0$, eks. *Gomphonema olivacooides*. Et meget stort antall arter forsvinner i pH -området 7.0 til 6.0. Påfallende få arter forsvinner ved $\text{pH} 6.0$ til 5.0. Se for øvrig om kiselalger i kap. 4, her er kiselalgedata benyttet som grunnlag for å beregne pH og forsuringgrad.

Blågrønnalger (*Cyanophyceae*)

Som gruppe settes blågrønnalgene oftest i sammenheng med eutrofiering, og deres rolle i næringsfattige og/eller noe sure lokaliteter er lite påaktet. Av tabell 3.1 og 3.3 fremgår at i Norge har mange blågrønnalger stor forekomst i surt miljø $\text{pH} < 5.0$. Det stemmer dårlig med en del litteraturreferanser som sier at de fastsittende blågrønnalgene forsvinner når pH blir 5.5 eller lavere. Innsjøundersøkelsen i 1990-91 viste at blågrønnalger trolig er den gruppen begroingsalger som har størst biomasse i littoralsonen i en del næringsfattige sure innsjøer. Figur 3.1 og 3.2 viser bilder av henholdsvis Raudevatn øverst i Logna-vassdraget ($\text{pH} = 4.8$) og Bjørnsivatn øverst i Sirdals-vassdraget ($\text{pH} = 5.0$). I begge innsjøer dannet mørke tepper av blågrønnalger et bredt markert belte i littoralsonen på stein og annet fast underlag. Liknende mindre markerte belter ble observert i Eielandsvatn ($\text{pH} = 4.6$), Sandvatn ($\text{pH} = 4.8$), og Hofsdalsvatn ($\text{pH} = 5.2$). I Størdalsvatn (Gjevinvassdraget ved Tvedestrand, pH ca. 5.5) dannet blågrønnalgen *Hapalosiphon fontinalis* et iøynefallende belte i littoralsonen og 2-3 m nedover mot bunnen, se fig. 3.3. Den dekket fullstendig kvister og annet som befant seg i littoralsonen, se fig. 3.4. En annen (ikke identifisert) blågrønnalge dannet et massivt grålig belegg på innsjøbunnen. Også i sure elver er det observert betydelige forekomster av blågrønnalger, eks. Åbøreelva og Storelva ved Sauda (pH ca. 5.0). Uoverensstemmelser mellom observasjoner i norske vassdrag og litteraturreferanser kan skyldes flere forhold: Generell mangel på undersøkelser i næringsfattige lokaliteter - liten interesse for "næringsfattige" blågrønnalgесamfunn - reelle forskjeller mellom norske sure lokaliteter og sure lokaliteter i eksempelvis Canada - USA - England.

Av tabell 3.1 fremgår at blågrønnalgene har klare grenser mht. forsuring og utbredelse. Ved avtakende pH ser endel arter ut til å falle ut i alle pH -intervaller. Særpreget for blågrønnalgene er at mange vanlige arter er litt eller moderat forsuringstolerante, eks. *Calothrix gypsophila* og *Cyanophanon mirabile*. Det betyr at de faller ut i det pH -området (6.0-5.0) der få av de andre algegruppene faller ut. Selv om det ikke kan dokumenteres ved tidligere undersøkelser, er det rimelig å anta at tålegrensen for disse og en rekke andre blågrønnalger er overskredet i forsurede vassdrag. Som indikator på begynnende forsuring vil disse blågrønnalgenes fravær/tilstedeværelse ha stor informasjonsverdi. Blågrønnalgenes rolle i forbindelse med nitrogenfiksering og økt atmosfærisk deposisjon av nitrogen er også av interesse.

Rødalger (*Rhodophyceae*)

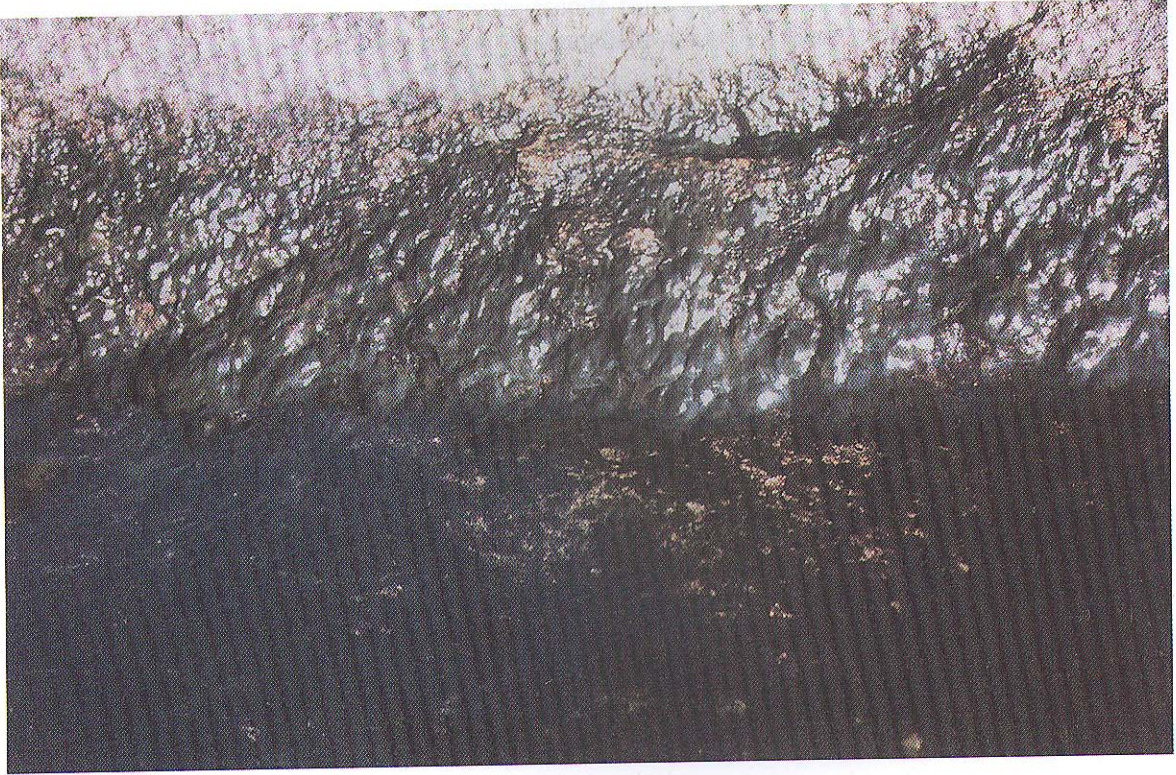
Massiv vekst av rødalgen *Batrachospermum vagum* ble registrert i tilløpsbekker og i littoralsonen i noen av innsjøene som ble undersøkt i 1990-91, bl.a. Langtjern og Holmetjern (Sokna). Liknende vekst er registrert i flere norske innsjøer, men kan ikke ensidig knyttes til forsurede innsjøer. Den



Figur 3.1 Sten fra littoralsonen med tett vekst av blågrønnalgene *Scytonematopsis starmachii* Kováčik & Komárek og *Capsosira brebisonii* Kuetz. Raudevatn, Mandalsvassdraget, sept. 1991.



Figur 3.2 Svaberg i littoralsonen med stor vekst av blågrønnalgen *Scytonematopsis starmachii* Kováčik & Komárek. Bjørnsivatn, Sirdalsvassdraget, aug. 1991.



Figur 3.3 Masseforekomst i littoralsonen av blågrønnalgen *Hapalosiphon fontinalis* (Ag.) Born. Størdalsvatn ved Tvedestrand, aug. 1991.



Figur 3.4 Masseforekomst av *Hapalosiphon fontinalis* (Ag.) Born. på røtter, kvister o.l. Størdalsvatn ved Tvedestrand, aug. 1991.

ser imidlertid ut til å øke i utbredelse og mektighet ved forsuring. Det gjelder særlig humøse lokaliteter, hvor den ser ut til å få en dominerende rolle etter forsuring. Av denne særpregede og iøynefallende algen finnes det heller ingen systematiske observasjoner i norske innsjøer.

De to andre rødalgene som har stor forekomst i norske vassdrag, ser begge ut til å ha klar tålegrense m.h.t. pH., tabell 3.1 Foreløpige data tilsier at denne, i alle fall for *Lemanea fluviatilis* vedkommende, er betinget av humusinnhold, næringsinnhold og vannhastighet. Fravær/tilstedeværelse av *L. fluviatilis* foreslås brukt som forsuringsindikator i elver i Wales (Ormerod et al. 1987).

Gullalger (*Chrysophyceae*)

I Norge står *Hydrurus foetidus* sentralt blant de få fastsittende gullalgene i elver. *Hydrurus* får ofte økt forekomst i regulerte vassdrag og oppleves i den sammenheng som et problem. Våre data så langt tyder på at den forsvinner når pH er < 5.7 . Man kan altså med rimelig sikkerhet si at den ikke vil skape noe problem dersom et surt vassdrag reguleres. Det gjelder forøvrig flere begroingsalger som er kjent for å skape problemer i regulerte vassdrag, de har markerte toleransegrenser m.h.t. forsuring f.eks. grønnalgen *Microspora amoena* og *Ulothrix zonata* og kiselalgen *Didymophenia geminata*.

Brunalger (*Phaeophyceae*)

Til tross for 62 registreringer av brunalgen *Heuribaudiella fluviatilis* er denne ikke observert ved pH under 7.0, tabell 3.1. Fordi den nedre pH-grense er såvidt høy, har den liten interesse i tålegrensesammenheng. Funn av *Heuribaudiella* kan imidlertid tjene som en sikker indikator på at et vassdrag har god bufferkapasitet.

Gulgrønnalger (*Xanthophyceae*)

Heller ikke gulgrønnalgeslekten *Vaucheria* ser ut til å være representert på lokaliteter med pH under 7.0. Det er i overensstemmelse med tidligere observasjoner i norske vassdrag som sier at *Vaucheria* vokser i godt bufret etter norske forhold, kalkrikt vann (Knutzen 1967).

4. Beregning av forsuringsgrad ved bruk av kiselalgedata

Kiselalgedata fra 26 lokaliteter i Norge er bearbeidet på ulike måter for å vurdere overensstemmelse mellom kiselalgesamfunnet, pH og ANC (Acid Neutralizing Capacity). Tabell 4.1 gir en oversikt over lokaliteter samt prøvetakingstidspunkt for kjemiske og biologiske prøver.

For å få med mer enn de 8 innsjølokalitetene som ble undersøkt i 1991 er både innsjø - og elvelokaliteter tatt med. Beliggenheten varierer fra kystnære lavlandssjøer (f.eks. Gulspettvatn, 50 m o.h.) til høyereliggende innlandsvassdrag (f.eks. Atna, 740 m o.h./Raudevatt 790 m o.h.). Seks prøver stammer dessuten fra 1000-sjøers undersøkelsen i 1986, dette er opprinnelig bunndyr-sparkeprøver. Kjemiprøver er samlet på noe forskjellig tidspunkt i forhold til algeprøvene. Humusinnholdet varierer, med TOC-verdier fra 0.1 (Mjåvatn) til 11.9 (utløp Lauskardtjern). For alle prøver foreligger ANC-data. Til tross for materialets heterogene karakter er det vurdert samlet.

Tabell 4.1 Oversikt over 26 lokaliteter. Kiselalgedata fra disse er benyttet ved beregning av "Index B" og "Forsuringsgrad (Sg)".

Vassdrag - kommunenr.	Lokalitet	H oh	Lokalitets-type	Dato Biologiprøve	Dato Kjemiprøve
Audna 1032	Troldevatn	278	Innsjø	861029	861029
Otra 940	Tjurrmovatn	720	"	860927	860927
Skien sv. 829	Kaldvatn	360	"	860926	860926
Tovdalsv. 928	Kjetevatn	314	"	861021	861021
Arenddalsv. 919	Hundevatt	286	"	861009	861009
" 929	Mjåvatn	549	"	860930	860930
Sokna 605	Utløp Lauskardtjern	620	Elv	900922	900909
" 605	Utløp Bekaren	610	"	900922	900909
Vegårdsv. 914	Sandvatn	150	Innsjø	910926	861021
Moelva 926	Langedalsvatn	6	"	910924	1991 (flere obs.)
Mandalsv. 938	Raudevatt	790	"	910925	910925
Sirdalsv. 1046	Bjørnsivatn	682	"	910819	861004
Gjenvinv. 914	Hofsdalsvatn	38	"	910820	861021
" 914	Gullspettvatn	56	"	910820	861021
Tovdalsv. 935	Eielandsvatn	204	"	910926	861031
Atnav. 430	Atna v. Elgvassli	740	Elv	881001	881001
" "	Atna v. utløp Atnasjø	700	"	"	"
" "	Atna oppstr. Setninga	520	"	"	"
" "	Setninga	510	"	"	"
" "	Atna v. Solbakken	380	"	"	"
Rauma 1539	Rauma v. Lesja	595	"	860822	860822
" "	Rauma v. Stuguflåten	510	"	"	"
" "	Rauma v. Ulvåa	500	"	"	"
" "	Rauma v. Raudstøl	335	"	"	"
" "	Rauma v. Staven	130	"	"	"
" "	Rauma v. Horgheim	60	"	"	"

Beregning av pH på grunnlag av kiselalgesamfunnet

Renberg & Hellberg (1982) introduserte Index B for beregning av pH på grunnlag av kiselalgesamfunnet. Avhengig av beliggenhet (Scotland, Canada, Norge, vannkvalitet (mye/lite humus), osv. er det introdusert ulike modifiseringer av Index B (Flower 1986, Battarbee & al 1988). På grunn av de 26 norske lokalitetenes heterogene karakter, må man forvente at beregnet pH bare delvis stemmer med målt pH. Foreløpig er det derfor liten grunn til å forsøke modifiseringer av Index B for å tilpasse denne norske/lokale forhold.

Index B:

pH = 7.82 - 0.037 % acidobionte -
0.035 % acidofile - 0.01 % indifferente -
0.015 % alkaliske.

Betegnelsene i Index B henviser til at organismene vokser i vann av ulik surhetsgrad.

Acidobionte: begrenset til surt vann. (tilsv.: Forsuringsbegunstiget element - 1A, s. 22.)
Acidofile: trives i surt vann. (tilsv.: Forsuringstolerant element - 1B.)
Indifferente: vokser i vann av forskjellig surhetsgrad. (tilsv.: Litt til Moderat forsuringfølsomme.)
Alkaliske: begrenset til alkalisk vann. (tilsv.: Forsuringfølsomme alkaliske - 4B.)

Organismenes forekomst i ulike surhets kategorier er hentet fra Hustedt (1937-39).

Index B er først og fremst et verktøy for å beregne pH ved hjelp av kiselalgesamfunnet og har vesentlig vært brukt til å rekonstruere pH-utviklingen i innsjøer ved hjelp av kiselalgeskall i sedimentkjerner.

I figur 4.1 er pH beregnet ved Index B sammenstilt med målt pH. Inndeling av kiselalgene i følsomhets kategorier (tabell 3.3) er benyttet som beregningsgrunnlag. For de lave pH-verdiene (pH < 5.8) er det overraskende stort samsvar mellom beregnet og målt pH. Ser man bort fra Langedalsvatn og Hofsdalsvatn er det ikke noe større avvik mellom målt og beregnet pH enn 0,25 pH-enheter. For de høye pH-verdiene (pH > 5.8) er det mindre samsvar mellom målt og beregnet pH. Det forklares ved at Index B skiller mellom alkaliphile (tåler pH ned til 6.0) og alkalibionte arter (tåler ikke pH < 7.0). I tabell 3.3 (forsurings-/følsomhets kategori) er det ikke skilt mellom disse to kategorier. Fordi alle lokaliteter med pH > 5.8 vil inneholde varierende mengder av forsuringfølsomme-nøytrale og forsuringfølsomme-alkaliske, vil beregningen av pH ved Index B falle galt ut. En oppdeling av kiselalgesamfunnet i forsuringfølsomme-nøytrale og forsuringfølsomme -alkaliske kategorier vil trolig korrigere dette.

For Langedalsvatn ved Lillesand er det to hele pH-enheter mellom beregnet og målt pH. Det skyldes vesentlig stor forekomst (frekvens = 50%) av kiselalgen *Achnanthes marginulata*. Denne er vurdert som litt forsuringfølsom og bidrar til at beregnet pH blir 6.3, mens målt pH er ca 4.4. Langedalsvatn er meget atypisk i forsuringssammenheng. Det er ikke surt som følge av sur nedbør, men som følge av sprengningsarbeider, som har blottlagt kisholdig berggrunn. Innsjøen inneholder derfor store mengder kalsium, aluminium og sulfat. At *Achnanthes marginulata* har så stor forekomst i Langedalsvatn, kan muligens forklares ved at Langedalsvatn har usedvanlig lavt innhold av organisk materiale. I en undersøkelse av sedimentprøver fra 44 norske innsjøer, skilte *A. marginulata* seg ut og viste svært god korrelasjon (stor forekomst) med klare humusfattige lokaliteter (Berge 1985).

Hvorfor det er så stor avstand mellom beregnet og målt pH i Hofsdalsvatn (0.65 pH-enheter) er vanskelig å si. Algeprøven ble tatt i en bukt i en periode med lav vannstand og høy vanntemperatur og er muligens lite representativ. pH ble dessuten målt for 5 år siden og kan være endret siden dengang. Innsjøen kan muligens være kalket i mellomtiden.

Foreløpige resultater tilsier at det er mulig å benytte det levende kiselalgesamfunnet i elver og innsjøers littoralzone til beregning av pH ved hjelp av Index B.

Forekomst av ulike følsomhets kategorier korrelert mot pH og ANC

Denne vurderingsmåte er i grove trekk lik den som benyttes for evertebrater (Raddum et al. 1988). Organismene grupperes i ulike følsomhets kategorier m.h.t. forsuring (se tabell 3.2). Inndelingen er noe forskjellig fra den som benyttes for evertebrater, idet det skilles mellom forsuringsbegunstigede og forsuringstolerante arter. De forsuringsbegunstigede gis negativ verdi (+0.25). De forsuringstolerante gis, som for evertebrater, verdien 0. For kategorien med minst toleranse for forsuring ("Følsomme" i tabell 3.2) er det også forskjell, disse gis foreløpig verdien 0,75. Når materialet er nøye vurdert vil det bli skilt mellom følsomme-nøytrale (0.75) og følsomme alkaliske (1.0). Ved vurderinger av evertebratene benyttes kun kategorien "Følsomme", verdi 1.0.

Til beregning av kiselalgesamfunnets forsuringsgrad er frekvens (%) av forsuringsbegunstigede arter vurdert mot alle kategorier av forsuringsfølsomme. I likningen nedenfor gis artene samme tallmessige verdi som i tabell 3.2

Sg (Forsuringsgrad)	= $\pm 0.25 \cdot (\% B) + 0.25 \cdot (\% LF) + 0.50 \cdot (\% MF) + 0.75 \cdot (\% F)$
B	= Forsuringsbegunstigede (+ 0.25)
T	= Forsuringstolerante (0)
LF	= Litt følsomme (0.25)MF
MF	= Moderat følsomme (0.50)
F	= Følsomme (0.75)

De forsuringstolerante artene (T) gis tallverdien 0 og vil derfor ikke innvirke på resultatet ved beregning av forsuringsgrad. Ved beregning av Index B (se kap. 4.1) gis de forsuringstolerante artene nesten samme verdi som de forsuringsbegunstigede. Heri ligger en vesentlig forskjell i de to beregningsmåter. Berettigelsen av å gi de forsuringstolerante artene (T) verdien 0, illustreres best ved å se på forekomsten av den meget vanlige kiselalgen *Tabellaria flocculosa*. Som det fremgår av tabell 3.1 forekommer denne i alle pH-områder. Den er eksempelvis registrert i 28% av alle prøver med pH => 7.5. Ved beregning av forsuringsgrad vil en art med så vid økologisk valens ha liten indikatorverdi.

I figur 4.2 er forsuringsgrad (Sg) korrelert mot målt pH. For lokaliteter med pH 5.2 eller lavere er andelen av forsuringsbegunstigede arter større enn forsuringsfølsomme og forsuringsgrad får negativ verdi. Alle lokaliteter med pH 5.8 eller høyere har stor overvekt av følsomme arter og får positiv verdi. Mangelen på lokaliteter med pH mellom 5.2 og 5.8 gjør at det ikke er mulig å se om det er et markert vendepunkt der andelen av forsuringsfølsomme arter avtar og forsuringsbegunstigede overtar.

I figur 4.3 er forsuringsgrad (Sg) korrelert mot ANC. At det ser ut til å være noe større spredning i materialet når det korreleres mot ANC enn mot pH, skyldes trolig at inndelingen i følsomhets kategorier (tabell 3.3) er basert på empiriske data om algenes forhold til pH og ikke til

ANC. Det er særlig to lokaliteter med høyt humusinnhold som faller forskjellig ut ved korrelering mot pH og ANC.

Med det nåværende ufullstendige datagrunnlag er det ikke mulig å trekke sikre konklusjoner m.h.t. kiselalgesamfunnets tålegrense for forsuring. Dataene kan imidlertid tyde på at lokaliteter med pH < 5.2 eller ANC-verdier < +10 har overvekt av forsuringsbegunstigede arter. For disse lokalitetene blir beregnet forsuringsverdi (Sg) negativ. Det gjenstår fremdeles å se om det opptrer et markert vendepunkt der andelen forsuringssømfintlige og forsuringstolerante arter avtar til fordel for de forsuringsbegunstigede. Hvis så er tilfelle kan kiselalgesamfunnets tålegrense muligens betegnes som overskredet, når dette skjer.

Vurdering av kiselalgesamfunnets følsomhet

Dersom grensen for overvekt av forsuringsbegunstigede kiselalger går ved pH 5.2 (eller høyere?) og ANC-verdier + 10 (eller høyere?), vil det si at kiselalgesamfunnet må betraktes som sterkt forsuringsskadd ved noe høyere pH/ANC-verdier enn evertebratfaunaen. Evertebratfaunaen blir betegnet som sterkt forsuringsskadd ved pH/ANC-verdier på henholdsvis ca. 4.8 og ca. + 20 (Lien et al. 1991). Det er i og for seg interessant at ulike organismegrupper ser ut til å ha noe ulike tålegrenser for forsuring.

For å få bedre grunnlag til å vurdere kiselalgesamfunnets følsomhet for forsuring, er det nødvendig å utvide datagrunnlaget. Det foreslås at undersøkelser av kiselalgesamfunnet inngår som en del av regionale forsuring-/tålegrenseundersøkelser. Kiselalgeprøver er enkle å samle og vil ved hjelp av en enkel instruksjon være mulig å samle for lokale prøvetakere. Kiselalger er trolig den del av begroingsamfunnet som ligger best til rette for tallmessig behandling så som beregninger av forsuringindekser, tålegrenser o.l. Når det gjelder ulike fenomener som opptrer ved forsuring - masseforekomst, etablering av iøynefallende "nye" økologiske nisjer med "nye" organismsamfunn eller tilbakegang av særpregede og økologisk viktige organismer (grupper) er

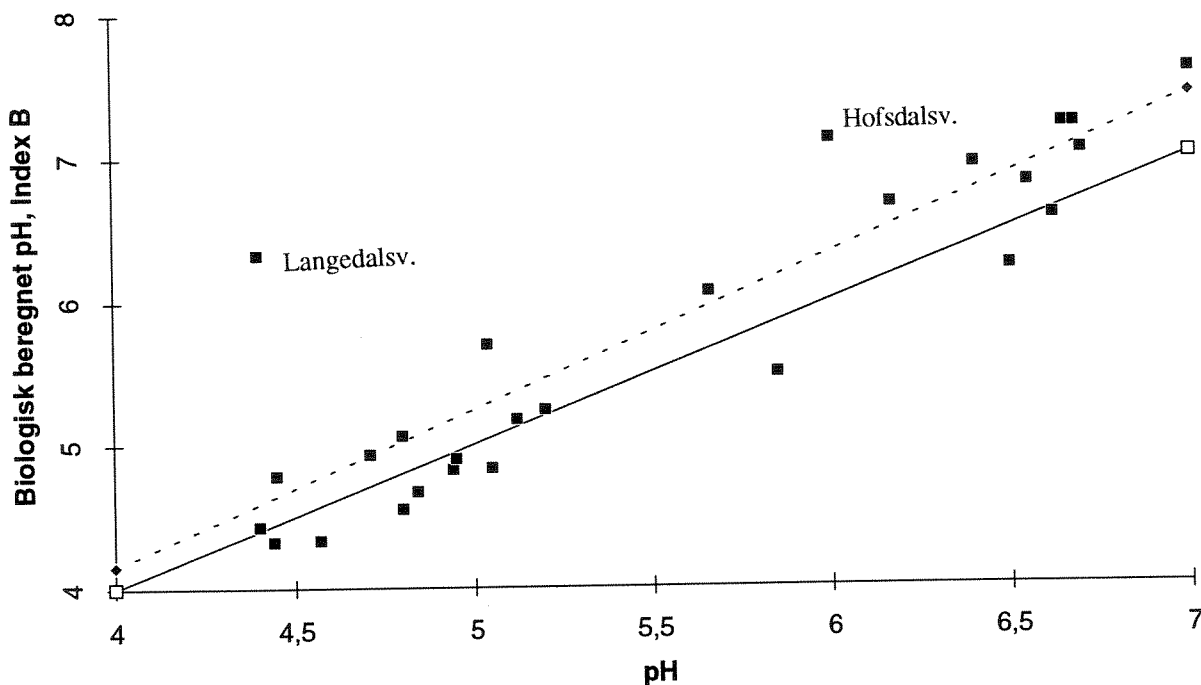


Fig. 4.1 pH (kjemisk målt) korrelert mot Index B (pH beregnet på grunnlag av kiselalgesamfunnet). Data fra 26 innsjø-/elvelokaliteter i Norge.

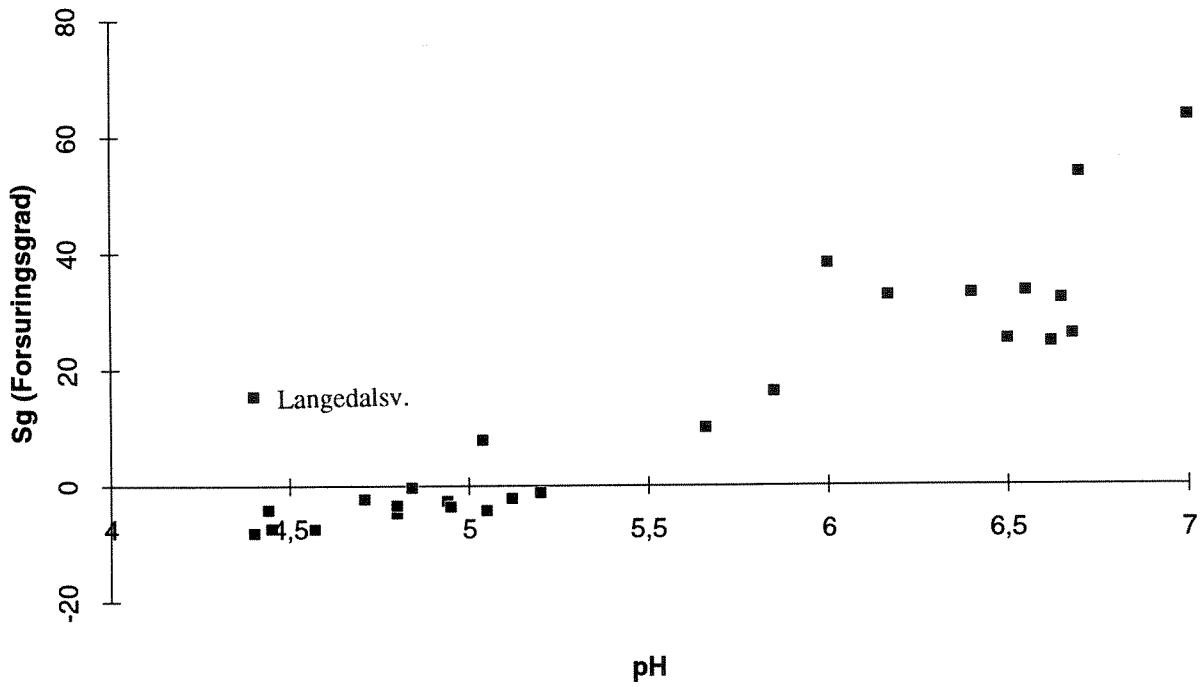


Fig. 4.2 pH (kjemisk målt) korrelert mot Sg (Forsuringsgrad). Forsuringsgrad beregnet på grunnlag av kiselalgesamfunnet. Data fra 26 innsjø-/elvelokliteter i Norge.

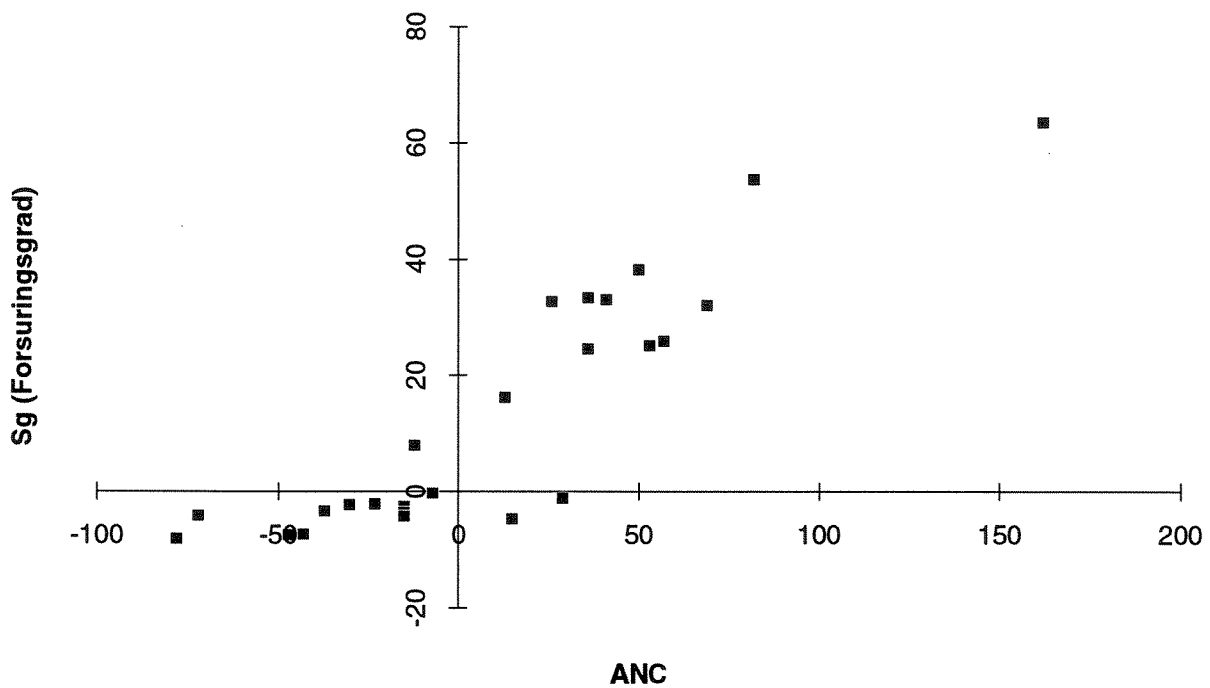


Fig. 4.3 ANC (Acid Neutralization Capacity) korrelert mot Sg (Forsuringsgrad). Forsuringsgrad beregnet på grunnlag av kiselalgesamfunnet. Data fra 26 innsjø-/elvelokaliteter i Norge.

5. NÅR OVERSKRIDES TÅLEGRENSEN ?

Tålegrenser for organismer måles gjerne ved biologiske indikatorer som i forsuringssammenheng defineres slik (Henriksen et al. 1990):

Biologisk indikator: Valgt(e) organisme(r) eller populasjoner som er følsomme overfor kjemiske endringer som følge av endringer i atmosfæriske tilførsler av svovel og nitrogen.

Denne rapporten tar for seg begroingssamfunnet (vesentlig de fastsittende algene) og deres rolle som biologisk indikator. Det anses som et viktig poeng at tålegrenser for begroingsalgene vurderes uavhengig av de tålegrenser som allerede er utarbeidet for eksempelvis fisk.

Foreløpig kan minst to kriterier få generell anvendelse ved fastsettelse av tålegrenser for begroing:

- * Fravær av forsuringfølsomme arter og overvekt av forsuringsbegunstigede/tolerante arter. Det opprinnelige samfunn blir tilnærmet utryddet og erstattet av et tolerant.
- * Overgang fra HCO_3^- til CO_2 som viktigste kilde for uorganisk karbon forårsaker en markert endring i artssammensetning i retning av arter som klarer å utnytte ulike konsentrasjoner av CO_2 som viktigste karbonkilde. Det er trolig viktigste årsak til at så mange alger forsvinner når pH kommer under 6.0 (nærmer seg 5.5).

Fordi begroingssamfunnet inneholder så mange organismer tilpasset ulike livsbetingelser, vil knapt noe begroingssamfunn nå ett bestemt punkt der hele/store deler av samfunnet bryter sammen. Det vil være en rekke forhold som spiller inn. En og samme art kan reagere forskjellig på forsuring, avhengig av de øvrige forhold og variasjonene i disse. Ved forsuring kan konkurranseforholdene mellom artene endres. Lokalt kan det dessuten opptre enkeltarter som genetisk tilpasser seg de endrede forhold. Veien mot overskridelse av tålegrensen vil være en gradvis prosess og vil i mange henseende være et spørsmål om hvor høyt "listen legges". Det er imidlertid en del fenomener som opptre "underveis" som hver for seg viser at tålegrenser overskrides. I det følgende omtales noen slike eksempler (fenomener), det siste (F) er ikke eksempel på en overskridelse, men en utvidelse/modifisering av tålegrensen.

A. Enkeltarter forsvinner

Betydningen av at tålegrensen overskrides for økologisk viktige enkeltorganismer, illustreres ved chrysophyceen (gullalgen) *Hydrurus foetidus*.

Som det fremgår av tabell 3.1 er *Hydrurus* ikke observert ved pH lavere enn 5.5 (laveste registrerte pH-verdi 5.7). Dersom forholdene for øvrig ligger til rette for vekst av *Hydrurus*, kan vi med stor grad av sikkerhet si at den vil forsvinne fra vassdraget når pH går ned mot 5.5. Dette er et område der relativt små endringer i H^+ -ione-konsentrasjonen resulterer i relativt store endringer i pH. Det er dessuten et pH-område som omfatter en rekke forsuringstruede vassdrag.

Hydrurus er en kaldtvannsalge og vokser optimalt når vanntemperaturen er 10 °C eller lavere. Den har derfor maksimal forekomst vår og sen høst, og i fjellområder der vanntemperaturen holder seg lav hele året. Særlig om våren er dette normalt biotoper som har liten algevekst og begrenset artsmangfold. *Hydrurus* har derfor betydd mye som næringsgrunnlag og skjulested for bunndyr

om våren (Hawkins 1984.). Dersom *Hydrurus* forsvinner vil et viktig næringsemne forsvinne fra vassdraget i en for bunndyra viktig og kritisk periode av deres utvikling .

Atna-vassdraget (side-vassdrag til Glåma) har vært forsknings- og referansevassdrag siden 1986 (Lindstrøm 1989). I vassdragets øvre deler har forekomsten av *Hydrurus* vært svært vekslende. Enkelte år har den dekket store deler av elveleiet om våren, andre år er den knapt registrert. pH i dette elveavsnittet varierer mellom 5.5 og 6.0, nettopp det området der tålegrensen for *Hydrurus* overskrides. Det er derfor sannsynlig at variasjoner i *Hydrurus*-veksten om våren skyldes pH og ikke som tidligere antatt vekslende fysiske forhold med ulik grad av islegging og flom fra år til annet.

B. Mangfoldet reduseres

Et annet uttrykk for at tålegrensen overskrides er redusert artsmangfold innen en og samme lokalitet og større likhet mellom forskjellige lokaliteter.

De fastvoksende kiselalgene utgjør et vel definert samfunn der dette kommer klart til uttrykk. Tabell 5.1 viser gjennomsnittlig antall kiselalgearter pr. prøve og totalt antall arter pr. pH-intervall. Bare arter som er registrert minst tre ganger er tatt med.

Materialet er ikke statistisk representativt. Det er dels samlet i rennende vann og dels i littoralsonen i innsjøer. Det er dessuten skjevt fordelt mht. antall prøver innen hvert pH-intervall. Allikevel viser datamaterialet en klar tendens til avtakende mangfold ved avtakende pH.

Tabell 5.1 Artsmangfold i fastvoksende kiselalgесamfunn i ulike områder av pH. Data fra 78 norske innsjøer og elver, bare arter observert 3 ggr. eller mer er tatt med.

pH	<5	5:<5.5	5.5<6	6:<6.5	6.5:<7	7:<7.5	≥7.5
Ant. prøver pr. pH-intervall	12	2	4	9	13	35	4
Antall arter pr. pH-intervall	30	29	36	45	61	99	68
Gj.snittlig antall arter pr. prøve	12	17	20	17	19	22	26

C. Ett samfunn går tilbake til fordel for et annet

Som nevnt i litteraturgjennomgangen ser planteplanktonet i en innsjø ut til å gå tilbake til fordel for bunnære og fastsittende plantesamfunn når en innsjø forsures. Dette kommer bl.a. til uttrykk i kiselalgесamfunnet og ser bl.a. ut til å skyldes at silisium felles ut og forsvinner fra de frie vannmasser ved forsuring. Undersøkelser i de forsurede næringsfattige innsjøene Langedalsvatn, Hofsdalsvatn, Størdalsvatn, Gullspettvatn og Bjørnsivatn (alle pH < 5.7) viste at de littorale kiselalgесamfunn hadde overraskende stor forekomst, mens planktonprøver fra samme innsjøer samlet til samme tid, knapt inneholdt kiselalger (Brettum, pers. medd.).

D. "Nye" økologiske nisjer dannes

Ved forsurening vil noen få miljøfaktorer som alle virker i tilnærmet samme retning, resultere i at det oppstår en rekke likartede habitater. Habitater som tidligere viste stort mangfold, vil i tillegg til at de blir like, fremstå som "nye" og vise egenskaper som var lite utbredt før forsurening. Muligheten for framvekst av "nye" lite kjente organismer skulle derved være til stede.

I Norge er det bl.a. ved undersøkelser i forsurede innsjøer funnet en blågrønnalge som man ikke har klart å identifisere. Stedvis har den stor forekomst og utgjør et markert element i begroingsamfunnet. Bl.a. i Bjørnsivatn (Vest Agder) og Raudevatn (Aust-Agder) danner den et markert belte i littoralsonen, se fig. 3.1 og 3.2. Liknende tilnærmet like markerte forekomster er registrert i en rekke sure og saltfattige elver og innsjøer. Det har skapt adskillig hodebry at et såvidt markert element i begroingsamfunnet ikke har vært mulig å identifisere.

En nøyaktig beskrivelse av nevnte alge ble funnet i en artikkel skrevet av to tsjekkiske algologer med svært lang erfaring og god kjennskap til blågrønnalge-systematikk (Kovacic & Komarek 1988). Algen gis navnet *Scytonematopsis starmachii* og betegnes av artikkelforfatterne som "ny". Deres beskrivelse av voksested stammer fra Tatrafjellene og passer nøyaktig til de norske: "The water supply is permanent, the temperature of the water ranges from 6° to 15° in summer, the water is slightly acidic (pH 6.5 to 4.7) and poor in mineral elements". De sier også at den vokser på "granitic bedrock". Som mulig grunn for at den ikke er beskrevet tidligere angir de at den kan være feil identifisert. De sier imidlertid. "Although it commonly occurs in this region, its presence has never been published. The localities are distant from another, the species therefore seem to be more spread throughout the European mountain regions".

Tatt i betraktning denne algens spesielle utseende og stedvis meget markerte forekomst, er det vanskelig å godta at den tidligere bare er oversett eller feil identifisert. En utvidelse av denne algens økologiske nisje ved forsurening anses som en mulighet og en arbeidshypotese.

Liknende "nye" arter er bl.a. beskrevet for noen trådformede grønnalger med stor forekomst i noen forsurede canadiske innsjøer (Wei et al. 1989).

E. Masseforekomst av organismer

Et organismsamfunn som utsettes for en påvirkning i en bestemt retning kjennetegnes ofte ved tilbakegang av det tidligere mangfoldige og veletablerte organismsamfunnet og ved masseforekomst av en (eller få) organismer. De organismene som får masseforekomst kan i og for seg være velkjente, men får av ulike årsaker en konkurransemessig fordel ved den ensidige påvirkning. Ved forsurening av innsjøer rapporteres ofte om masseforekomst av trådformede grønnalger (Stokes 1984). Også for blågrønnalger er det rapportert om masseforekomst ved forsurening (Lazarek 1986).

I den noe sure (pH ca. 5.6) kystnære innsjøen Størdalsvatn (v. Tvedestrand), ble det observert to typer masseforekomst av blågrønnalger i aug./sept. 1991. Mest iøynefallende var et heldekkende olivengrønt belte fra øvre deler av littoralsonen og ned til ca. 1 m dyp, se fig. 3.3 og 3.4. Beltet var svært markert og bestod av en monokultur av blågrønnalgen *Hapalosiphon fontinalis*. Foreløpige observasjoner av *H. fontinalis* i Norge tilsier at den vokser i surt, noe humøst og relativt stillestående vann. *Hapalosiphon* er for øvrig nevnt i forbindelse med masseforekomst i mange forsurede innsjøer, kap. 2.1. Den andre masseforekomsten, en smal trådformet blågrønnalge betegnet CYA 003 i datamaterialet, dannet et grålig teppe på slambunn fra ca. 1 m og dypere.

F. Modifisering av tålegrensen

Langedalsvatn ved Lillesand har svært spesiell kjemi, se tabell 5.2. I tillegg til at det har svært lav pH og lavt humusinnhold, har det høyt kalsiuminnhold og særlig høyt innhold av aluminium. En prøve av det fastsittende kiselalgesamfunnet var svært artsfattig, og 50 % bestod av *Achnanthes marginulata*. *A. marginulata* er i en rekke litteraturreferanser betegnet som nøytral til svakt sur (Patrick & Reimer 1966, Hustedt 1937-39, Lange-Bertalot & Krammer 1989). I Berges (1985) undersøkelse av 44 innsjøer i Norge og noen innsjøer i Adirondack (USA), ble den aldri registrert ved pH lavere enn 4.6. Veid midlere pH for *A. marginulata* i disse undersøkelsene var 5.4, altså langt høyere enn i det svært sure Langedalsvatn (pH = < 4.4). En del av forklaringen kan være at Langedalsvatn har lavt humusinnhold. Foran nevnte undersøkelser viste at *A. marginulata* er sterkt negativt korrelert til farge og organisk karbon. At innsjøens høye kalsiuminnhold virker modifierende og bidrar til å utvide tålegrensen for *A. marginulata* er også mulig.

Tabell 5.2 Kjemiske analyseresultater fra Langedalsvatn ved Lillesand. Prøver fra 1 m dyp.

Dato	pH	Kond. µs/m	Ca mg/l	Mg mg/l	Cl mg/l	SO ₄ mg/l	Tot.N µg/l
9/1 - 90	4.53	22	12.1	4.8	16.6	76	1200
27/7- 90	4.32	-	12.7	5	16.8	123	880
30/10-91	4.39	26.5	13.2	5.8	18.0	83	-
17/12-91	4.28	26	11.2	5.2	16.2	-	-

6. ANBEFALINGER OM VIDERE ARBEID

Preget av at dette er et spennende tema, kan gjerne listen med videre arbeid gjøres tilnærmet ubegrenset. Med selvpålagt nøkternhet prioriteres følgende:

A: Langsiktig overvåking - littoralsonen i innsjøer.

Godt avgrensede, tydelig merkede områder etableres i fjell-/stensatte deler av littoralsonen. Valg av innsjøer gjøres i samråd med annen sur nedbør-overvåking. Det velges innsjølokaliteter fremfor elvelokaliteter, fordi de fysiske forhold er mer stabile her. Endringer i begroingssamfunnet vil da i langt større grad kunne relateres til endringer i vannkvalitet og ikke til de store vekslinger i fysiske forhold som ofte opptrer fra år til år i elver.

Minst to typer overvåking tenkes gjennomført:

1. Kiselalgeprøver med utarbeiding av forsøringsindekser. (Fordi kiselalger er enkle å behandle metodisk/tallmessig - erfaringsgrunnlaget er dessuten stort.)
2. Kartlegging av merkede områder med kvantitative registreringer, fotografering og prøvetaking for artsbestemmelser.
3. (En tredje type overvåking som kan komme på tale, er kvantitative studier av veksthastighet og biomasseutvikling på kunstig substrat utsatt i littoralsonen).

B: Registrering og oppfølging av fenomener, bl.a. masseforekomst i littoralsonen eller på innsjøbunnen.

Begroingssamfunnet ser ut til å være et organismsamfunn der det opptrer markerte fenomener ved forsuring. Å erverve kunnskap om slike fenomener og forstå den økologiske betydningen av dem vil være av stor verdi. Derfor foreslås:

1. Følge kjente lokaliteter med masseforekomst over tid - studere vekslinger og dynamikk og om mulig finne årsaker til masseforekomst.
2. Studere arter som formodes å spre seg til større områder som følge av at det ved sur nedbør-påvirkning etableres "nye" økologiske nisjer med ensartet preg og stort omfang.

Eksempler på fenomener som er ønskelig å følge, er:

- * Vil de langsomtvoksende (og for manges vedkommende nitrogenfikserende) blågrønnalgene fortrenses til fordel for de mer hurtigvoksende og mer iøynefallende trådformede grønnalgene ved økt nitrogendeposisjon?
- * Blågrønnalger; massive tepper/matter i littoralsonen og på innsjøbunnen. Hvor utbredt er dette? Når opptrer de? Forsvinner de i meget sure lokaliteter?

- * Blågrønnalger - "nye" arter i innsjøer/elver. Er det en endring i artssammensetningen i retning av hittil lite utbredte arter?. Vil bl.a. økt nitrogen-deposisjon medføre en endring mot arter uten de nitrogenfikserende heterocystene?
- * Trådformede grønnalger i innsjøer - masseforekomst. Når opptrer masseforekomst? I startfasen av en forsurningsprosess? Hvor utbredt er dette. Hva kommer det av?
- * Økt grønskevekst i våre vassdrag - elver og innsjøer. Er det økt begroing i våre vassdrag (bl.a. fjellområder) som følge av økt deposisjon og utlekking av næringssalter ved sur nedbør?
- * Masseforekomst av rødalgen *Batrachospermum vagum*. Hvor utbredt er dette? Er det et forsurningsbetinget fenomen?

C: Database for begroing - supplere og videreutvikle

Det skulle være unødvendig å argumentere for en godt tilrettelagt database for begroingsobservasjoner med nødvendige omkringdata, f.eks. UTM-koordinater supplert med relevante og korrekte data om f.eks. kjemiske variable, kritisk gjennomarbeidet for å fjerne feilkilder.

For begroingsdatabasen er det særlig mangel på data fra innsjøer og i noen grad fra sure elvelokaliteter. Det er ønskelig med supplering av slike data for å utarbeide statistisk holdbare tålegrenser for hele (deler av) begroingssamfunnet som relaterer til fysisk/kjemiske variable. Som nevnt tidligere, utpeker kiselalgesamfunnet seg som særlig egnet ved beregninger av indekser, forsurningsgrad o.l.

D: Eksperimentelle studier - i felt og laboratoriet

Blant forsurningsrelaterte oppgaver nevnes:

- * Dyrke trådformede grønnalger i laboratoriet for å få dem i fertil (og derved identifiserbar) tilstand.
- * Teste mulige bioindikatorer, f.eks. algers og mosers evne til å ta opp og lagre bl.a. metaller i surt vann.
- * Teste betydningen av vannets innhold av $\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-$ og noen algers evne til å ta opp og nyttiggjøre økte tilførsler av nitrogen (og fosfor) ved høyt/svært lavt innhold av $\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-$.
- * Dyrke langsomtvoksende blågrønnalger for å teste deres evne til å produsere ulike stoffer i surt vann. Det tenkes bl.a. på produksjon av toxiner, antibiotiske stoffer og nitrogenfikserende heterocyster. Oppgaven er ikke direkte tålegrenserelatert, men kan si noe om de langsomtvoksende blågrønnalgenes konkurranseevne i næringsfattig surt vann.

7. Litteratur

- Allen, E.D. & Spence, H.N. 1981: The differential ability of aquatic plants to utilize the inorganic carbon supply in fresh waters. *New Phytol.* 87: 269-283.
- Almer, B., Dickson, W., Ekström, C., Hörnström, E. & Miller, U., 1974: Effects of acidification on Swedish lakes. *Ambio* 3: 30-36.
- Arnold, D.E., Bender, P.M., Hale, A., Light, R.W., & Wight, R., 1981: Studies on infertile, acidic Pennsylvania streams and their benthic communities. In: *Effects of Acidic Precipitation on Benhtos*: 15-33. North Am. Benth. Soc., Hamilton, NY.
- Azam, F., Hemmingsen, B., & Volcani, B.E., 1974: Role of silicon in diatom metabolism. V: Silicic acid transport and metabolism in the heterotrophic diatom. *Nitzschia alba*. *Archiv für Microbiologie* 97: 103-114.
- Battarbee, R.W., Anderson, N.J., Appelby, P.G., However, R.J. Fritz, S.C., Harworth, E.Y., Higgits, S., Jones, V.J., Kreiser, A., Munro, M.A.R., Netkanski, J., Oldfield, F., Patrick, S.T., Richardson, N.G., Rippey, B. & Stevenson, A.C. 1988: Lake Acidification in the United Kingdom 1800-1986. Evidence from Analysis of Lake Sediments. Prepared for the Department of Environment 7/7/139 (ULC) & 7/7/142 (FBA): 68 pp.
- Battarbee, R.W., Mason, Sir J., Renberg, J.L. & Talling, J.F., 1990: Paleolimnology and Lake Acidification proceedings of a Royal Society Meeting, Aug. 25. 1989. The Royal Society; 219 pp.
- Brandrud, T.E. & Mjelde, M. 1992: Naturens tålegrenser. Fagrappport nr. 29. Tålegrenser for overflatevann. Makrovegetasjon. NIVA. O-90137/E-90440. (i trykk).
- Berge, F., 1979: Kiselalger og pH i noen innsjøer i Agder og Hordaland. IR 42/79 SNSF-prosjektet. Oslo, 64 pp.
- Berge, F., 1982: Diatoms as indicators of temporal pH trends in some lakes and rivers in southern Norway. *Nova Hedwigia Beiheft* 73: 249-265.
- Berge, F., 1985: Relationships of diatom taxa to pH and other environmental factors in Norwegian soft-water lakes. A thesis. Univ. of Maine at Orana. 180 pp.
- Besch, W.K., Richard, M. & Cantin, R., 1972: Diatoms as indicators of mining pollution in the North-West Miramichi River system, New Brunswick, Canada. *Intern. Revue ges. Hydrobiol.* 57: 39-74.
- Brock, T.D., 1973: Lower pH limit for the existence of bluegreen algae: Evolutionary and ecological implication. *Science* 179: 480-483.
- Bækken, T. & Aanes, K.J. 1990: Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering, nr. 2A. Forsuring. Norsk institutt for vannforskning. O-87119/E-88421.. 45 pp.
- Caraco, N.F., Cole, J.J. & Likens, G.E., 1989: Evidence for sulphate-controlled phosphorus release from sediments of aquatic systems. *Nature*, Vol. 341: 316-318.

- Charles, D.F. & Norton, S.A., 1986: Paleological evidence for trends in atmospheric deposition of acidis and metals. In: Acid Deposition; Long-term Trends, Chpt. 9: 336-506. National Academy Press.
- Cholnoky, B.J., 1968: Die Ökologie der Diatomeen in Binnengewässern. J. Cramer. Weiheim. 699 pp.
- Davis, R.B. & Anderson, D.S., 1985: Methods of pH calibration of sedimentary diatom remains for reconstructing history of pH in lakes. *Hydrobiologia* 120: 69-87.
- Davis, R.B., Norton, S.A., Hess, C.T. & Brakke, D.F., 1987: Paleolimnological reconstruction of the effects of atmospheric deposition of acids and heavy metals on the chemistry and biology of lakes in New England and Norway. *Hydrobiologia* 103: 113-123.
- Denisegger, J., Austin, A. & Lucey, W.P., 1986: Periphyton communities in a pristine mountain stream above and below heavy metal mining operation. *Freshwater Biol.* 16: 209-218.
- Dickson, W., 1978: Some effects of the acidification of Swedish lakes. *Verh. inter. Ver. Limnol.* 20: 851-856.
- Eloranta, P. & Kunnas, S., 1976: A comparison of littoral periphyton in some lakes of Central Finland. *Biol. Res. Rep. Univ. Jyveskylä.* 2: 34-50.
- Engblom, E. & Lingdell, P.-E. 1987: Vilket skydd har de vattenlevande smådjuren i landets naturskyddsområden? En studie av forsurnings- og föroreningsförhållanden. Rapport SNV 3349. 40 pp.
- Fairchild, G.W., Shermann, J.W. & Acker, F.W., 1989: Effects of nutrient (N, P, C) enrichment, grazing and dept upon littoral periphyton of a softwater lake. *Hydrobiologia*, 173: 69-83.
- Fairchild, G.W. & Shermann, J.W., 1990: Effects of liming on nutrient limitation of epilithic algae in an acid lake. *Water, Air and Soil Pollution* 52: 133-147.
- Flensburg, T. & Sparling, J.H. 1973: The algal microflora of a string mire in relation to the chemical composition of water. *Can. J. Bot.* 51: 743-749.
- Flower, R.J. 1986: The relationship between surface sediment diatom assemblages and pH in 33 Galloway lakes: Some regression models for reconstructing pH and their application to sedimentcores. *Hydrobiologia* 143: 93-103.
- Geitler, L. 1932: Cyanophyceae. In: Rabenhorst's Kryptog. Flora. 14. 1196 pp.
- Gjessing, E., Henriksen A., Johannessen, M. & Wright, R.F., 1976: Effects of Acid Precipitation on Freshwater Chemistry: 64-85. In: Impact of Acid Precipitation on Forest and Freshwater Ecosystems in Norway. (ed. Brække, F.H.). SNSF, FR6/76.
- Grahn, O., Hultberg, H. & Landner, L., 1974: Oligotrophication - a selfaccelerating process in lakes subject to excessive supply of acid substances. *Ambio* 3: 93-94.
- Hargreaves, J.W. & Whitton, B.A., 1976: Effect of pH on growth of acidic stream algae. *Br. phycol. J.* 11: 215-223.

- Hawkins, C.S., 1984: Substrate associations and longitudinal distribution in species of Ephemerellidae (Ephemeroptera: Insecta) from western Oregon. *Freshwater Invertebrate Biology*, 5: 181-188.
- Hendrey, G.R., 1976: Effects of pH on the Growth of Periphytic Algae in Artificial Stream Channels. Rep. 25/76: Effects on Forests and Fish Project (SNSF). 50 pp.
- Hendrey, G.R. & Vertucci, F.A., 1980: Benthic plant communities in acidic Lake Golden, New York: Sphagnum and the algal mat. Ecological impact of acid precipitation: 314-315. Proc. of an internat. conference. (eds. Drabløs, D. & Tollan, A.)
- Henriksen, A., Lien, L. & Traaen, T.S., 1990: Tålegrenser for overflatevann. Fagrapport nr. 2. Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. Norsk institutt for vannforskning. 49 pp.
- Hultberg, H. & Grahn, O., 1976: Effects of acid precipitation on macrophytes in oligotrophic Swedish lakes. *J. Great. Lakes Res.* 2 (Suppl 1): 208-217.
- Hultberg, H. & Anderson I.B., 1982: Liming of Acidified Lakes: Induced Long-term Changes. *Water, Air, and Soil Pollution* 18: 311-331.
- Hustedt, F., 1937-39: Ökologische und systematische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 15: 131-177, 187-295, 393-506; *Suppl.* 16: 1-155, 274-394.
- Israelson, G., 1942: The Freshwater Floridæ of Sweden. *Symbolae Botanicae Upsaliensis* VI: 135 pp.
- 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.* Vol. 47: 432-439.
- Jansson, M., Persson, G. & Broberg, O., 1986: Phosphorus in acidified lakes: The example of Lake Gårdsjön, Sweden. *Hydrobiol.* 139: 81-96.
- Keithan, E. R., Lowe, R.L. & Hudson, R. De Yoe, 1988: Benthic diatom distribution in a Pennsylvania stream: role of pH and nutrients. *J. Phycol.* 24: 581-585.
- Kelly, C.A., Rudd, J.W.M. & Schindler, D.W., 1990: Acidification by nitric acid - future considerations. *Water Air and Soil Pollution* 50: 49-61.
- Knutzen, J. 1967: Slekten *Vaucheria* DeCandolle i Norge. Hovedfagsoppgave, Univ. i Oslo, 174 pp.
- Kováčik, L. & Komárek, J., 1988: *Scytonematopsis starmachii*, a new cyanophyte species from the High Tatra Mts. (Czechoslovakia). *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 80, 1-4: 303-314.
- Lande, A., Lindstrøm, E.-A., Næs, K. & Tangen, K., 1987: Audna og Singsfjorden. Vannkvalitet 1981-1986. O-87037. Norsk institutt for vannforskning. 104 pp.
- Lange-Bertalot, H.L., Krammer, K., 1989: *Achnanthes* - eine Monographie der Gattung. *Bibliotheca Diatomologia*, Bd. 18. 393 pp.

- Lange-Bertalot, H.L., Krammer, K., 1989: *Achnanthes* - eine Monographie der Gattung. *Bibliotheca Diatomologia*, Bd. 18. 393 pp.
- Lampkin, A.J., Sommerfield, M.R. 1982: Algal distribution in a small, intermittent stream receiving acid mine-drainage. *J. Phycol.* 18: 196-199.
- 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 cyanophyten mat community in an acidified lake. *Can. Journ. Botany*, 60: 2235-2240.
- Lazarek, S., 1986: Responses of the *Lobelia*-Epiphyte Complex to Liming of an Acidified Lake. *Aquat Botany* 25: 73-81.
- Lien, L., Raddum, G.G. & Fjellheim, A., 1991: Naturens tålegrenser. Fagrapport nr. 19. *Tålegrenser for overflatevann - evertebrater og fisk. NIVA, O-89158: 46 pp.*
- Lindstrøm, E.-A., 1989: Forsknings- og referansevassdrag - Atna. Begroingsforhold i Atnavassdraget. NTNFs utvalg for miljøvirkninger av vassdragsutbygging. MVU-rapport nr. B54-1989. 55 pp.
- Lindstrøm, E.-A., 1991: Use of periphyton for monitoring rivers in Norway - application of previously obtained data to evaluate impacts of acid precipitation: 139-144. In: *Use of Algae for Monitoring Rivers* (eds. Whitton, B.A., Rott, E. & Friedrich, G.) 193 pp.
- Lindstrøm, E.-A. & Rørslett, B., 1991: The effects of heavy metal pollution on periphyton in a Norwegian soft-water river. *Verh. Internat. Verien. Limnol.* 24: 2215-2219.
- Maberly, S.C. & Spence, D.H.N., 1983: Photosynthetic Inorganic Carbons Use by Freshwater Plants. *Journal of Ecology*, 71: 705-724.
- Maurice, C.G., Lowe, R.L., Burton, T.M.L & Standford, R.M., 1987: Biomass and compositional changes in the periphytic community of an artificial stream in reponse to lowered pH. *Water, Air and Soil Pollution*, 33: 165-177.
- Mulholland, P.E., Elwood, J.W., Palumbo, A.U. & Stevenson, R.J., 1986: Effects of stream acidification on periphyton composition, chlorophyll and productivity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1846-58.
- Muller, P., 1980: Effects of artificial acidification on the growth of periphyton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 355-363.
- Norton, S.A., Hanson, D.W. & Campana, R.J., 1980: The impact of acidic precipitation and heavy metals on soils in relation to forest ecosystems: 152-157 In: *Effects of air pollutants on mediterranean and temperate forest ecosystems.* (ed. Miller, P.R.) J.S. Dept. Agric. Gen. Tech. Rept.
- Ormerod, S.J., Wade, K.R. & Gee, A.S. 1987: Macro-floral assemblages in upland Welsh streams in relation to acidity, and their importance to invertebrates. *Freshwater Biology* 18: 545-557.

- Prescott, G.W., 1962: Algae of the Western Great Lakes areas. William C. Brown Comp. Publ. Dubuque IA. 977 pp.
- Raddum, G., Fjellheim, A. & Hesthagen, T., 1988: Monitoring of acidification through the use of aquatic organisms. *Verh. Int. Verein Limnol.* 23: 2291-97.
- Renberg, I. & Hellberg, T., 1982: The pH-history of lakes in southwestern Sweden, as calculated from the subfossil diatom flora of the sediment. *Ambio* 11: 30-33.
- Reshforth, S.R., Robertson, J.D. Fungladda, N. & Evenson, W.E., 1981: The effects of dissolved heavy metals on attached diatoms in the Uintha Basin of Utha. *Hydrobiologia* 83: 313-323.
- Roberts, D.A. & Boylen, C.W., 1988: Patterns of epipellic algal distribution in an acidic Adirondack Lake. *J. Phycol.* 24: 146-152.
- Say & Whitton, B.A. 1980: Changes in flora down a stream showing a zinc gradient. *Hydrobiologia* 76: 255-262.
- Shapiro, J. 1973: Blue-green algae: why they become dominant. *Science* 179: 382-384.
- Schindler, D.W., 1986: The significance of in-lake production of alkalinity. *Water, Air and Soil Pollution* 30: 931-944.
- Schindler, D.W., Wagemann, R., Cook, R.B., Ruscynski, T., & Prokopowich, J., 1980: Experimental Acidification of Lake 223, Experimental Lakes Area: Background Data and the First Three Years of Acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 342-345.
- Schindler, D.W. & Turner, M.A., 1982: Biological, chemical and physical responses of lakes to experimental acidification. *Water, Air & Soil Pollution*, 18: 259-271.
- Schindler, D.W., Mills, K.H., Malley, D.F., Findlay, D.F., Shearer, J.A., Davis, I.J., Turner, M.A., Linsey, G.A. & Cruikshank, D.R., 1985: Long-term ecosystem stress; the effect of years of experimental acidification on a small lake. *Science* 228: 1395-1401.
- Schindler, D.W., Kasian, S.E.M. & Hesslein, R.H., 1989: Losses of biota from American aquatic communities due to acid rain. *Environmental Monitoring and Assessment* 12: 269-285.
- Sheath, R.G. 1984: The biology of freshwater red algae: 89-157. In: *Progress in phycological research*. Vol. 3. (eds. Round, F.E. & Chapman, D.J.). 387 pp.
- Steinberg, Chr, Rainer P. & Schreiner, C., 1989: Diatomeen in versauerten Fliessgewässern. Vortrag bei ANL-seminar: Auswirkung der Gewässerversauerung, von 3.-5. juli in Wieder. 18 pp.
- 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.
- Stokes, P.M., 1981: Benthic algal communities in acidic lakes: 119-138. In: *Effects of Acidic Precipitation on Benthos* (ed. Singer, R.), NABS, Springfield Il.

- Stokes, P.M., 1984: pH-Related Changes i Attached Algal Communities of Softwater Lakes: 43-61. In: Early Biotic Responses to Advancing Lake Acidification. (ed. Hendrey, G.R.), Butterworth, Storeham, M.A.
- Stokes, P.M., 1986: Ecological effects of acidification on primary producers in aquatic systems. *Water, Air & Soil. Pollution* 30: 431-438.
- Strøm, K.M. 1926:. Norwegian Mountain Algae. Det Norske Vitenskapsakademi i Oslo, I Matem-Naturvid. Kl. No 6. 263 pp.
- Ter Braak, C.J.F. & Van Dam, H., 1989: Inferring pH from diatoms: A comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia*, 178: 209-223.
- Turner, M.A., Jackson, M.B., Findlay, D.L., Graham, R.W., DeBruyn, E.R., & Vandermeer, E.M., 1986: Early Responses of Periphyton to Experimental Lake Acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci. Suppl. I* 44: 135-149.
- Van Dam, D.H., Suurmond, G. & Ter Braak, C.J.F., 1981: Impact of acidification on diatoms and chemistry of Dutch moorland pools. *Hydrobiologia* 83: 425-459.
- Wei, Y-Z., Yung Y-K., Jackson, M. & Sawa, T. 1989: Some Zygnemataceae (Chlorophyta) of Ontario, Canada, including descriptions of two new species. *Can. J. Bot. .* 67: 3233-3247.
- Whitton, B.A. & Diaz, B.M., 1981: Influence of environmental factors on photosynthetic species composition in highly acidic waters. *Verh. Internat. Verein. Limnol*, 21: 1459-1465.
- Økland, J. & Økland, K.A., 1986: The effects of acid deposition on the benthic animals in lakes and streams. *Experimentia* 42: 471-486.
- Backhaus, D., 1967: Notizen zur Morphologie, Systematik und ökologie einiger Chamaesiphonarten aus Fliessgewässer Schwiz. *Z. Hydrol.*, 29:211-255.
- Backhaus, D., 1968a: Ökologische Untersuchungen an den Aufwuchsalgen der obersten Donau und ihrer Quellflüsse. III. Die Algenverteilung und ihre Beziehungen zur Milieuofferte. *Arch. Hydrobiol.*, Suppl. 34:130-149.
- Backhaus, D., 1968b: Ökologische Untersuchungen an den Aufwuchsalgen der obersten Donau und ihrer Quellflüsse, IV. Systematisch-autökologischer Teil. *Arch. Hydrobiol.*, Suppl. 34:251-320.
- Bourelly, P., 1970: *Les Algues D'eau Douce*, Tome III: Les Algues bleues et rouges Les Euglèniens, Peridiniens et Cryptomonadines, Paris Boubée and Cie: 1-512
- Bourelly, P., 1972: *Les Algues D'eau Douce*, Tome I: Les Algues Vertes, Paris, Boubée et Cie: 1:572.
- Brettum, P. og Lindstrøm, E-A., 1983: Vassdrag i Vest-Agder. Vurderinger av vannkvalitet på grunnlag av fysisk-kjemiske og biologiske analyseresultater. NIVA O-82082: 1-146.
- Bruns, D.A., Minshall, G.W., Cushing, C.E., Cummins, K.W., Brock, J.T. and Vannote, R.L., 1984: Tributaries as modifiers of the river continuum concept: analysis by polar ordination and regression models. *Arch. Hydrobiol.*, 99, 3:208-220.

- Cleve-Euler, A., 1951-55: Die Diatomeen von Schweden und Finnland. I-V. Kungl. Sv. Vetenskapsakad. Handl., IV ser., Bd. 2 No. 1: 1-162, Bd. 3 No. 3:1-154, Bd. 4 No. 1:254, Bd. 4 No. 5: 1:254. Bd. 5 No. 4:1-232.
- Golubic, S., 1967: Algenvegetation der Felsen (eine ökologische Algenstudie im dinarischen Kastgebiet). Die Binnengewässer, 23: 1-188.
- Holtan, H. (red.): 1989. Vannkvalitetskriterier for ferskvann, Statens forurensningstilsyn, TA 630.
- Hustedt, F., 1930: Bacillariophyta (Diatomeae), In Die Süßwasserflora Mitteleuropas, Heft 10, Jena: 1-466.
- Hustedt, F., 1942: Diatomeen aus der Umgebung von Abisko im Schwedisch-Lappland. Arch. Hydrobiol., 39.
- Israelson, G., 1949: On some attached Zygnemales and their significance in classifying streams. Bot. Not., Lund. Hefte 4: 313-358.
- Johansson, C., 1982: Attached algal vegetation in running waters of Jämtland, Sweden. Act. phytogeogr. swec. 71, Uppsala: 1-84.
- Kann, E., 1941: Cyanophyceenkrusten aus einem Teich bei Abisko (Schwedisch Lappland) Arch. Hydrobiol., 37: 495-503.
- Kann, E., 1972: Zur Systematik und Ökologie der Gattung Chamaesiphon (Cyanophyceae). Arch. Hydrobiol., Suppl. 41 (Algological Studies 7): 117-171.
- Kann, E., 1973: Zur Systematik und Ökologie der Gattung Chamaesiphon (Cyanophyceae). Arch. Hydrobiol., Suppl. 41 (Algological Studies 8): 243-282.
- Kann, E., 1978: Systematik und Ökologie der Algen Österreichischer Bergbäche. Arch. Hydrobiol., Suppl. 53 (Monographische Beiträge 4): 405-643.
- Kann, E. und Komárek, J., 1970: Systematisch-ökologische Bemerkungen zu den Arten des Formkreises Phormidium autumnale. Schweiz. Z. Hydrol., 32: 495-518.
- Kjellberg, G., Hvoslef, S., Lindstrøm, E-A., Mjelde, M. og Aanes, K.J., 1988: Tiltaksorientert overvåking i Gudbrandsdalslågen og Otta 1985-87. Basert på biologiske undersøkelser. Overvåkingsrapport nr. 319/88. NIVA O-8000218:1-202.
- Komárek, J. und Kann, E., 1973: Zur Taxonomie und Ökologie der Gattung Homoeothrix. Arch. Protistenkunde, 115:173-233.
- Krasske, G., 1943: Zur Diatomeenflora Lapplands. I. Ber. Deutch. Bot. Ges., 59. Berlin.
- Lindstrøm, E-A. & Traaen, T., 1984: Influence of current velocity on periphyton distribution and succession in a Norwegian softwater river. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1965-1972.

- Lindstrøm, E-A., 1987: Begroingsorganismer i rennende vann sitter fast - og vokser bare der det er "liv laga" for dem. Biologiske metoder i vassdragsovervåkingen. Norsk Limnologforening: 28-38.
- Margalef, R., 1960: Ideas for a synthetic approach to the ecology of running waters. Int. Revue ges. Hydrobiol., 45, 1:133-153.
- Margalef, R., 1968: Perspectives in Ecological Theory. University of Chicago Press: 1-111.
- Nordisk Ministerråd, 1984: Naturgeografisk regioninndeling av Norden. (1977:34): 1-289.
- Patrick, R. and Reimer, C.W., 1975: The diatoms of the United States. Vol. 1, Part 2, Monographs of The Academy and Natural Sciences of Philadelphia: 1-213.
- Printz, H., 1964: Die Chaetophorales der Binnengewässer. Eine Systematische Übersicht. Hydrobiologia, 23 (1-3): 1-376.
- Rørslett, B., Lindstrøm, E-A., Traaen, T. og Aanes, K.J., 1982: Glåma i Hedmark med bielver 1978-80, NIVA, O-78045: 1-88.
- Rørslett, B. et al.. 1989: Biologiske effekter i Suldalsvassdraget fra Ulla-Førre utbygningen. Problemidentifisering og tiltak. NIVA O-88050:1-190.
- Sigmond, E.M.U., Gustavson, M. og Roberts, D., 1984: Berggrunnskart over Norge. Målestokk 1:1 million. NGU.
- Sjørs, H., 1967: Nordisk Växtgeografi. Stockholm: 1-220.
- Skuja, K., 1976: Vorarbeiten zu einer Algenflora von Lettland, Bibliotheca Phycologia 26. Cramer: 1-302.
- Skuja, H., 1964: Grundzüge der Algenflora und Algenvegetation der Fjeldgegenden um Abisko in Schwedisch-Lappland. Now. Act. Reg. Sci. Upsal., Ser. IV, 18(3): 1-465.
- Starmack, K., 1966: Cyanophyta. In Flora slodokow. Polski, 2: 1-807.
- Starmack; K., 1977. Phaeophyta-Rhodophyta. In Flora slodokow. Polski, 14:1-445.
- Sørensen, T., 1948: A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. Biol. Skrifter, 5. paper 4.
- Taylor, B.R. and Roff, J.C., 1982: Evaluation of ecological maturity in the headwater streams. Arch. Hydrol., 94, 1:99-125.
- Thirb, H.H., and Benson-Evans, K., 1982a: Cytological studies on Lemanea fluviatilis L. in the river USK. Br. phycol. J. 17:401-409.
- Thirb, H.H., 1982b: The effect of current velocities on the red alga Lemanea in a laboratory stream. Arch. Hydrobiol. 96-65-72.

- Thirb, H.H. and Benson-Evans, K., 1985: The effect of suspended solids on the growth of apical tips of gametophyte plants of Lemanea and on carpospore germination and subsequent colonization. Arch. Hydrobiol., 103, 4:409-417.
- Tjomsland, T., Lindstrøm, E-A., Lingsten, L., Sahlqvist, E.Ø. og Wright, R., 1984: Undersøkelse av forurensningsforhold i tilknytning til utbygging i Etnefjellene. NIVA O-83055:1-70.
- Traaen, T., Lindstrøm, E-A. og Aanes, K.J., 1984: Rutineovervåking av Målselv-Barduvassdraget 1983 (Overvåkingsrapport 132/84), NIVA O-800021, II:1-46.
- Traaen, T., Pytte Asvall, R., Brettum, P., Heggberget, T.G., Huru, H., Jensen, A., Johannessen, M., Kaasa, H., Lien, L., Lillehammer, A., Lindstrøm, E-A., Mjelde, M., Rørslett, B. og Aagaard, K., 1983: Basisundersøkelser i Alta-Kautokeino-vassdraget 1980-81. NIVA O-80002-16, 2:1-117.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. and Cushing, C.E., 1980: The river continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37:130-137.
- Whitton, B.A. (ed.), 1975: River Ecology. Studies in Ecology. V.2 Blackwell Scientific Publications: 1-725.
- Wickmann, L., 1937: Studien über die durch H-Stück-Bau der Membran angezeichneten Gattungen Microspora, Binuclearia, Ulotrichopsis und Tribonema. Pflanzenforschung, 20: 1-110.
- Aanes, K.J., Brettum, P., Holtan, G. og Lindstrøm, E-A., 1986: Oselvassdraget. Basisundersøkelser 1982-1984. (Overvåkingsrapport nr. 261/86). NIVA O-8000230: 1-166.

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., L. Lien & T. S. Traaen, 1990. Tålegrenser for overflatevann. Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport O-89210.
- 3 Lien, L., A. Henriksen, G. Raddum & A. Fjellheim, 1989. Tålegrenser for overflatevann. Fisk og evertebrater. Foreløpige vurderinger og videre planer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport 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. & S. Nybø, 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. & K. Aagaard, 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., H. Mack Berger & L. Kvenild, 1992. Fiskestatus i relasjon til forsuring av innsjøer. Norsk institutt for naturforskning (NINA), forskningsrapport 032.
- 9 Pedersen, U., S. E. Walker & A. Kibsgaard, 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., A. Stuanes, J. O. Reuss & M. B. Flaten, 1990. Critical loads for soils in Norway. Preliminary assessment based on data from 9 calibrated catchments. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), rapport 0-89153.
- 11b Reuss, J. O., 1990. Critical loads for soils in Norway. Analysis of soils data from eight Norwegian catchments. Norsk institutt for vannforskning (NIVA), rapport 0-89153.
- 12 Amundsen, C. E., 1990. Bufferprosent som parameter for kartlegging av forsuringfølsomhet i naturlig jord. Universitetet i Trondheim, AVH (stencil).
- 13 Flatberg, K. I., B. Foss, A. Løken & S. M. Saastad, 1990. Moseskader i barskog. Direktoratet for naturforvaltning (DN), notat (under trykking)
- 14 Frisvoll, A. A., & Flatberg, K.I., 1990. Moseskader i Sør-Varanger. Norsk institutt for naturforskning (NIVA) Oppdragsmeld. 55.
- 15 Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A., & Odasz, A.M. 1990. Moser og luftforurensninger. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 69.
- 16 Mortensen, L.M. Ozonforurensning og effekter på vegetasjonen i Norge. Norsk landbruksforsk. 5:235-264.

- 17 Wright, R.F., Stuanes, A.O. & Frogner, T. Critical Loads for Soils in Norway Nordmoen. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport O-89153.
- 18 Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I. og Sæther, M. 1991. Metallbelastninger i lirype. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 71.
- 19 Lien, L., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann evertebrater og fisk. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapport O-89185,2.
- 20 Amundsen, Carl Einar. 1992. Sammenligning av parametre for å bestemme forsurningsfølsomhet i jord. NGU-rapport 91.265.
- 21 Bølviken, B., R. Nilsen, J. Romundstad & O. Wolden. 1992. Surhet, forsurningsfølsomhet og lettløselige baeskationer 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. 53s.
- 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) Oppdragsmeld. 124.
- 25 Fremstad, E. 1992. Heivegetasjon i Norge, utbredelseskart. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. (i trykk)
- 26 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A. 1992. Undersøkelser av skader hos to sigdmoser i Agder. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 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 (i trykk)
- 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

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjon

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-2170-0