

FAGRAPPORTR NR. 29

Tålegrenser for overflatevann

Makrovegetasjon

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 Luft-foruresninger (Genève-konvensjonen). I arbeidet under Genève-konvensjonen 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:

Tor Johannessen	-	SFT
Jon Barikmo	-	DN
Else Løbersli	-	DN
Per Espen Fjeld	-	NP

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

Henvendelse vedr. programmet kan rettes til :

Direktoratet for naturforvaltning
Tungasletta 2
7004 Trondheim
Tel: (07) 58 05 00

eller

Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep
0032 OSLO 1
Tel: (02) 57 34 00

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Prosjektnr.: O-90137	Undernr.:
Løpenr.: 2936	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	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) 76 653	Vestlandsavdelingen Thornøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47 5) 32 56 40 Telefax (47 5) 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------------------------------------------------------------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Rapportens tittel: Tålegrenser for overflatevann. Makrovegetasjon.	Dato: Juni 1993	Trykket: NIVA 1993
	Faggruppe: Sur nedbør	
Forfatter(e): Tor Erik Brandrud Marit Mjelde	Geografisk område: Norge	
	Antall sider: 44	Opplag: 200

Oppdragsgiver: Md/SFT, gjennom programmet Naturens Tålegrenser	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
-------------------------------------------------------------------	----------------------------------

Ekstrakt:

Forekomsten av vannvegetasjon (høyere planter og moser) i norske vassdrag er undersøkt i forhold til forsurening. Det er foretatt en sammenstilling av tilgjengelig, regionalt materiale, samt foretatt tidsstudier av tidligere undersøkte, forsurete vannforekomster. Tålegrenser, samt eventuelle overskridelser av tålegrenser er vurdert for de enkelte arter/vegetasjonselementer. En rekke arter/artsgrupper har klare tålegrenser/-terskelverdier i forhold til surhetsgrad, men mange av disse opptrer kun i elektrolyttrike vassdrag som er lite utsatt for forsurening. Vegetasjonselementene som dominerer i oligotrofe, forsurningsutsatte innsjøer viser seg gjennomgående å være robuste overfor forsurening, og bare for noen få arters vedkommende (f.eks. vanlig tusenblad) synes tålegrensene å være overskredet på Sørlandet. Dramatiske endringer i innsjøvegetasjonen (tilbakegang av kortskuddsvegetasjon, framgang av krypsiv og torvmoser) slik det er beskrevet fra Sverige og Nederland, er ikke observert i Norge. Vannvegetasjonen i forsurete elver og bekker synes derimot mer utsatt for tålegrenseoverskridelser. Spesielt er elvemosvegetasjonen utsatt, og er på tilbakegang i forsurete områder, der den blir erstattet av surhetstålende levermosvegetasjon.

4 emneord, norske

1. Tålegrenser
2. Makrovegetasjon
3. Vannkjemi
4. Forsuring

4 emneord, engelske

1. Critical load
2. Macrovegetation
3. Water chemistry
4. Acidification

Prosjektleder

Tor Erik Brandrud

For administrasjonen

Dag Berge

ISBN 82-577-2356-8

Norsk institutt for vannforskning

O-90137

TÅLEGRENSER FOR OVERFLATEVANN

MAKROVEGETASJON

Oslo, 10. juni 1993

Forfattere: Tor Erik Brandrud

Marit Mjelde

Prosjektleder: Tor Erik Brandrud

FORORD

Prosjektet er utført som en del av forskningsprogrammet "Naturens tålegrenser", og har vært finansiert av Md/SFT, samt av NIVAs egne midler, som et ledd i en serie av studier over ferskvannsbiologiske komponenters følsomhet overfor forurening.

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 overnevnte fagområde. Metodikk og presentasjonsform er sålang mulig forsøkt harmonisert innenfor disse.

Tor Erik Brandrud har vært saksbehandler for hele det botaniske prosjektet. 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.

Delprosjektet vedrørende makrovegetasjon har gått over perioden 1990-92, og har vært delt i to faser (i)sammenstilling av regionale data, (ii) studier av tidsutvikling av forurete innsjøer. Prosjektleder har vært Tor Erik Brandrud, NIVA, som også er hovedansvarlig for rapporten, samt feltarbeid i f. m. tidsstudier. Marit Mjelde, NIVA har vært hovedansvarlig for den tabellmessige sammenstillingen av regionale data, herunder oppbyggingen av en database, samt bidratt til sammenskrivingen av rapporten. Audun Rønningen, NIVA, har bidratt med EDB-teknisk arbeid vedr. sammenstilling av biologiske og kjemiske data fra database. Tilslutt vil vi takke Bjørn Sæther, Sør-Trøndelag fylkeskommune, for velvilligst å ha stilt til disposisjon upublisert, vannbotanisk registreringsmateriale fra innsjøer i Midt-Norge.

Innholdsfortegnelse

	Side
SAMMENDRAG	4
1. INNLEDNING	5
1.1 Målsetting	5
1.2 Definisjon makrovegetasjon	5
2. VANNVEGETASJON OG FORSURING - EKSISTERENDE KUNNSKAP	6
2.1 Kortskuddsvegetasjon	6
2.1.1 Krypsiv	7
2.2 Langskuddsvegetasjon	8
2.3 Mosevegetasjonen	8
2.3.1 Undersjøisk torvmose	9
3. VANNPLANTERS FORSURINGSFØLSOMHET I NORSKE VASSDRAG	10
3.1 Materiale og metoder	10
3.2 Regionale mønstre	11
3.2.1 Kategorier av forsuringfølsomhet	11
3.2.1.1 Sterkt syretålende element	11
3.2.1.2 Moderat syretålende element	13
3.2.1.3 Svakt syretålende element	15
3.2.1.4 Ikke syretålende element	16
3.2.2 Variasjon i artsdiversitet	16
3.2.3 En sammenlikning mellom forsurete og naturlig sure vannforekomster	18
3.3 Tidsserier	19
3.3.1 Generell beskrivelse av vegetasjonsforholdene i 1991	19
3.3.2 Tidsutvikling	21
3.3.3 Arter som har gått tilbake eller forsvunnet	21
3.3.4 Arter som har gått fram	22
4. SAMMENFATTENDE VURDERING AV DE ENKELTE VEGETASJONSELEMENT	24
4.1 Kortskuddsvegetasjonen	24
4.2 Krypsiv	25
4.2.1 Krypsivets økologi og vekstformer	27
4.2.2 Årsaker til aggressiv krypsivvekst	28
4.3 Langskuddsvegetasjonen	28
4.4 Mosevegetasjonen	29
4.5 Undersjøisk torvmose	30
4.5.1 Genetiske og økologiske egenskaper hos undersjøisk torvmose	32
4.6 Er tålegrensene overskredet?	34
5. LITTERATUR	35
6. VEDLEGG	39

SAMMENDRAG

Rapporten gir en vurdering av tålegrenser for vannvegetasjon (høyere planter og moser) i forhold til forsuring. Basert på en gjennomgang av regionalt materiale viser det seg at mange arter har en **markert tålegrense** eller terskelverdi overfor surhetsgrad, og artene kan deles inn i 4 grupper etter minkende grad av syretoleranse; sterkt, moderat, svakt og ikke tolerante overfor surt vann.

Artsdiversiteten av høyere vannplanter og moser viser seg på regional basis å være godt korrelert med surhetsgrad. Dette innebærer at en tålegrense for høy artsdiversitet går ved pH ca. 6.0-6.5. Under pH 5.5(5.0) synker ikke artsdiversiteten nevneverdig.

At en rekke arter og grupper av vannplanter har klare tålegrenser m.h.p. forsuring innebærer ikke nødvendigvis at tålegrensene for disse artene er overskredet i Norge. Bl.a. finnes en rekke av disse artene normalt i godt bufrede vannforekomster som pr. idag er lite utsatt for forsuring.

Vegetasjonselementene som dominerer i oligotrofe, forsuringsutsatte **innsjøer**, viser seg gjennomgående å være **robuste overfor forsuring**. I motsetning til hva som er omtalt i internasjonal litteratur viser vårt materiale f.eks. ingen tilbakegang av kortskuddsvegetasjonen i forsurrede områder.

Krypsiv (*Juncus bulbosus*), som ofte omtales som en probleplante med kraftig framvekst under forsuring, er også i Norge svært vanlig i innsjøer med lav pH, men viser ikke samme ekspansjon i forsurrede innsjøer som i visse andre land.

Den lite forsuringstolerante langskuddsvegetasjonen spiller en beskjeden rolle i næringsfattige, forsuringfølsomme innsjøer. **Vanlig tusenblad** (*Myriophyllum alterniflorum*) er ifølge vårt materiale den mest utbredte langskuddsplanten i næringsfattige innsjøer. Ifølge eldre undersøkelser synes det som om denne arten fantes spredt på Sørlandet før forsuring. I dag ser det ut til at arten er meget sjelden eller utgått i de forsurrede områdene. Vanlig tusenblad framstår dermed som det best dokumenterte eksemplet på en høyere vannplante som har nådd sin tålegrense i de næringsfattige områdene på Sørlandet, og som grunnet forsuring er i ferd med å forsvinne fra hei-områdene.

Vannvegetasjonen i forsurrete (hurtigstrømmende) **elver og bekker** synes **mer utsatt for tålegrense-overskridelser** enn vegetasjonen i innsjøer. Hurtigstrømmende elver og bekker er dominert av moser, og blandt disse forekommer flere vanlige og vidt utbredte, nøysomme arter som samtidig er forsuringfølsomme. Våre vanligste arter i slekten **elvemose** (kjølelvemose (*Fontinalis antipyretica*) og duskelve-mose (*F. dalecarlica*)) ser nå ut til å være nærmest fraværende i de mest forsurrede områdene på Sørlandet, og **tålegrensene** for dette viktige elvemose-elementet synes dermed å være **overskredet** på regional skala.

Mosene viser i hovedsak to typer av respons. De vannboende torvmosene og levermosene har sitt optimum i den sure delen av skalaen (pH <5.5), mens bladmosene - slike som elvemosene - stort sett er begrenset til den svakt sure og nøytrale delen av pH-skalaen. Materialet bekrefter tidligere rapporter som påviser dominans (og trolig ekspansjon) av nyremose (*Nardia compressa*) i de sureste lokalitetene (optimal pH 4.5-5.5) og bekketvebladmose (*Scapania undulata*) med optimal pH 5.0-6.5.

Undersjøisk torvmose (horntorvmose; *Sphagnum auriculatum* coll.) ser ut til å være et naturlig element i norske, næringsfattige og sure/svakt sure innsjøer, og med vid utbredelse i oseaniske strøk på Sørlandet og Vestlandet. Torvmosematter som et dominerende trekk i vannvegetasjonen synes derimot å være relativt sjelden, og der det forekommer slike matter er disse ofte begrenset til dypere områder av innsjøen. Dataene fra Norge gir **ikke** grunnlag for å postulere noen større **ekspansjon av undersjøisk torvmose**, slik det bl.a. har vært beskrevet fra Vest Sverige.

1. INNLEDNING

1.1 Målsetting

Målsettingen med dette prosjektet har vært å kartlegge vannplantenes tålegrenser m.h.p. forsuring i norske vassdrag.

Artenes forsuringfølsomhet er i prosjektet belyst ved hjelp av bearbeiding, systematisering og sammenstilling av eksisterende, regionale data vedrørende vannvegetasjon og vannkjemi, med vekt på artenes forekomst og grenseverdier langs en forsuringgradient. Videre er det foretatt en tidsstudie av utvalgte, forsurete innsjøer, ved en reundersøkelse av tidligere vannbotanisk undersøkte lokaliteter.

1.2 Definisjon makrovegetasjon

Makrovegetasjon defineres her som fastsittende, iøynefallende og langlevete vegetasjonelementer, og omfatter høyere vannplanter, vannmoser og kransalger.

De høyere vannplantene deles gjerne inn i grupper etter livsform: **helofytter** (semi-akvatiske arter med hoveddelen av fotosyntetiserende organer over vannflata det meste av tida, og med et velutviklet rotsystem), **kortskuddsplanter** (isoetider, inkludert "pusleplanteelementet"), **langskuddsplanter** (elodeider), **flytebladsplanter** (nymphaeider) og **flytere** (lemnider). De siste fire gruppene omtales som ekte vannvegetasjon, med hoveddelen av den grønne skuddmassen i vannet. Det er disse sammen med moser og kransalger som blir vurdert i denne rapporten.

2. VANNVEGETASJON OG FORSURING - EKSISTERENDE KUNNSKAP

Forsuringseffekter på vannvegetasjon er svært lite undersøkt i Norge. Riktignok ble det foretatt en registrering av endel innsjøer på Sørlandet i 1976 (Halvorsen 1977), i forbindelse med den første fasen av forskningsprogrammet om sur nedbør (SNSF), men dette er også det eneste forsøket på å undersøke og vurdere eventuelle vegetasjonsendringer som følge av forsuring i norske vassdrag. I Europa ellers, og spesielt i Sverige og Nederland, samt i Nord Amerika, har det vært foretatt endel undersøkelser, og det er også utviklet mer generelle teorier om hvordan vannvegetasjonen og littoralsonen endrer seg som følge av forsuring. Vi skal i det følgende gå litt inn på disse teoriene, og ta for oss kunnskapsstatus for de viktigste vegetasjonselementene.

2.1 Kortskuddsvegetasjonen

Kortskuddsplantene (isoetidene) utgjør karaktervegetasjonen i næringsfattige og dermed forsuringssut-satte innsjøer. Det er derfor naturlig at dette elementet har fått spesiell oppmerksomhet i vannbotanisk forsuringlitteratur. Flere steder i Europa meldes det om en drastisk tilbakegang av isoetide-vegetasjonen (Farmer 1990), mens en tilsvarende utvikling ikke er registrert i Nord Amerika (jfr. bl.a. France & Stokes 1988).

Kortskuddsplantene er av to hovedtyper; større, langlevete arter med kraftig rotsystem, samt små, kortlevete, gjerne ettårige arter, såkalte "pusleplanter". I tillegg kommer krypsiv (*Juncus bulbosus*) som kan opptre både som kortskuddsplante og langskuddsplante, og som vil bli behandlet for seg. "Pusleplantene" består mest av sjeldne arter, med tre unntak; nålesivaks (*Eleocharis acicularis*), evjesoleie (*Ranunculus reptans*) og sylblad (*Subularia aquatica*), som er vidt utbredte i næringsfattige systemer. "Pusleplantene" har ikke vært viet noen stor oppmerksomhet i internasjonal forsuring-litteratur, men evjesoleie angis fra Finland å ha en tålegrense på pH 5.7 (basert på regionalt materiale) (Heitto 1990).

Tilbakegang av kortskuddsplanter (langlevete, større arter) i forbindelse med forsuring er rapportert både fra Nederland, Tyskland og Skottland (Farmer 1990, Farmer & Spence 1986, Arts m. fl. 1989), dessuten også fra enkelte lokaliteter i Vest-Sverige (Grahm 1985). Forholdene er særlig godt dokumentert fra Nederland, der en rekke sure dammer og små innsjøer i de sandige moreneområdene har vært utsatt for kraftig forsuring de siste tiår (jfr. bl.a. Skjelkvåle & Wright 1990). Et stort antall innsjøer i disse forsuringfølsomme områdene er undersøkt på 1970- og 80-tallet, og de nyere dataene er også sammenholdt med historiske data (oppsummert i Arts 1990a). Undersøkelsene konkluderer med at kortskuddselementet er forsvunnet i over 90% av alle de registrerte nederlandske sjøene i perioden 1950-1990 (Arts m. fl. 1989). Aller verst er situasjonen for botnegrass (*Lobelia dortmanna*) som har greid seg på kun 2 av 52 lokaliteter. Situasjonen skal ifølge Arts m. fl. (1989) være like ille i Tyskland.

Den mellom-europeiske tilbakegangen av kortskuddsplantene skyldes ikke bare forsuring, Arts m. fl. (1989) anfører også eutrofiering og innvinning av landareal (sistnevnte gjelder særlig Nederland) som andre, viktige årsaker. Imidlertid blir forsuring sett på som en av de viktigste faktorene, og det er framsatt flere mulige forklaringer på denne tilbakegangen:

- Artene blir utkonkurrert av forsuringsbegunstigete arter (krypsiv, torvmoser og algepåvekst)
- Substratet blir endret i retning av organisk dy pga. redusert nedbrytning. Et svært løst og redu-serende substrat er ugunstig for kortskuddsplantene, og fører bl.a. til problemer i etableringsfasen.

- Plantene blir veksthemmet (bl.a. spiring) under svært sure forhold (Laake 1976, Grahn 1985, Hendrey m. fl. 1976). Dette kan skyldes en direkte syreeffekt, mindre tilgjengelig CO₂ og NO₃ fra sediment, generell næringsmangel, eller tungmetallforgiftning.

Konkurransforholdet mellom krypsiv og tjønngras (*Littorella uniflora*) er særlig nøye studert, både ved feltobservasjoner og modell-beregninger (Wortelboer 1990). Konklusjonen er klar; ved forsuring og konkurranse vil tjønngras tape i kampen mot krypsiv.

2.1.1 Krypsiv

Krypsiv (*Juncus bulbosus*) framtrer i internasjonal litteratur som en nøkkelart når det gjelder vegetasjon i forsurete vassdrag. Krypsiv er, sammen med mattedannende torvmoser og enkelte trådformete grønnalger de eneste elementene av fastsittende vegetasjon som er rapportert å gå fram ved kraftig forsuring (Roelofs 1983, Arts 1990a, Grahn 1986, Svedäng 1988, 1990). Ved denne ekspansjonen kan de også ha greid å utradere annen, og mer opprinnelig vegetasjon i vassdragene, og de påvirker dermed direkte tålegrensene for denne mer sårbare vegetasjonen.

Krypsiv er en plante med særlige egenskaper. Den er amfibisk og kan vokse på land såvel som på relativt dypt vann (vanligvis ned til 3 meters dybde, sjelden dypere, jfr. Rørslett m. fl. 1990). Dessuten kan den opptre i meget forskjellige vekstformer avhengig av bunn- og strømforhold, antageligvis også kjemi (se kap. 4.2, jfr. også Brandrud 1990, Rørslett m. fl. 1990). Arten er meget lite næringskrevende, og er av de fleste forfattere regnet som utpeget tolerant overfor surt vann, av noen regnet som en rent acidofil art (jfr. Aulio 1987, Iversen 1929, Roelofs 1983, Roelofs m. fl. 1984, etc.), som kan opptre helt ned til pH 3.0 (Sand-Jensen & Rasmussen 1978). Krypsiv må dessuten betraktes som spesielt tilpasningsdyktig til vekslende, menneskeskapt miljøer (Brandrud 1990, Rørslett m. fl. 1990).

Krypsiv og denne plantens relasjon til forsuring er meget grundig studert i Nederland, både ved hjelp av feltstudier og laboratorieforsøk (jfr. bl.a. Roelofs 1983, Roelofs m. fl. 1984, og Schuurkes m. fl. 1986). I de forsuringsutsatte områdene har det skjedd en vel-dokumentert og massiv framvekst av krypsiv på bekostning av den opprinnelige kortskuddsvegetasjonen (Arts m. fl. 1989, 1990, jfr. også kap. 4.2). Laboratorieforsøk har vist at krypsivet profiterer på forurensingssituasjonen dels pga. sin evne til å utnytte karbondioksyd fra vannmassene som karbonkilde (jo surere vann, jo mer CO₂ tilgjengelig), dels pga. den kraftige nitrogen gjødslingen i form av ammonium som skjer i nederlandske vassdrag. Krypsiv har primært NH₄⁺ som sin nitrogen-kilde, og vokser derfor optimalt ved høye ammonium-konsentrasjoner i vannet (Roelofs m. fl. 1984, Schuurkes m. fl. 1986). Dessuten har krypsivet god evne til å vokse i det organiske sedimentet som akkumuleres ved forsuring. Det er også gjort modellberegninger som viser at krypsiv ved lav pH over tid vil kunne utkonkurrere den opprinnelige kortskuddsvegetasjonen (Wortelboer 1990).

Tilsvarende regionale endringsmønstre er ikke dokumentert fra andre områder enn Nederland. Fra Sverige og Finland er det rapportert framvekst av krypsiv kun i noen få, enkeltstående tilfeller (jfr. Svedäng 1990 a, Hinneri 1976, Kenttämies m. fl. 1985, Heitto 1990). Spesielt godt undersøkt er Änketjärn i Vest-Sverige, hvor en på en overbevisende måte har kunnet dokumentere en massiv framvekst av teppedannende krypsiv fra 1970-tallet og fram til 1985/86 (Svedäng 1988, 1990). Dette vannet er imidlertid ikke spesielt surt (selvom det er blitt surere på 1980-tallet) i forhold til omkringliggende vann som ikke har opplevd den samme framveksten. Et noe spesielt eksempel på massiv, forsuringsrelatert tilgroing med krypsiv har en fra en finsk sjø som i en periode ble kraftig, naturlig svovelforsuret (Hinneri 1976, Aulio 1987).

2.2 Langskuddsvegetasjon

Blant de høyere plantene peker langskuddsvegetasjonen seg ut som det kjemisk mest følsomme elementet. Hovedårsaken til dette er antageligvis at langskuddsplantene er mer eller mindre avhengige av bikarbonat (HCO_3^-) som karbonkilde (Maberly & Spence 1983). Likevekten når det gjelder inorganisk karbon forskyves fra bikarbonat mot karbondioksyd (CO_2) ved forsuring, og ved $\text{pH} < 5.5$ finnes ikke tilgjengelig bikarbonat.

Vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*), som framstår som en viktig indikatorart (jfr. kap. 4.3) er i litteraturen angitt som vanlig i Nord-og Vest-Europa, og den angis videre som en lite næringskrevende art som tåler svakt surt vann (jfr. bl.a. Seddon 1972 fra Wales, og Hutchinson 1970 med data fra Sverige). Arten inngår ofte sammen med kortskuddsvegetasjon i næringsfattige sjøer (jfr. f.eks. Mäkirinta 1989, Seddon 1972). Det er i internasjonal litteratur flere observasjoner av tilbakegang av vanlig tusenblad ved forsuring, både fra Sverige (Hogbom 1921; naturlig forsuring pga. svovelholdig sediment), fra Finland (Heitto 1990), fra Nederland (Arts m. fl. 1990) og fra Tyskland (Melzer & Rothmeyer 1983). Ifølge undersøkelser i Nederland opptrer vanlig tusenblad kun i innsjøer med $\text{pH} > 5.7$, og arten har i Holland samme tålegrense for forsuring som flere andre langskuddsplanter (bl.a. tjønnaks-arter), mens derimot klovasshår (*Callitriche hamulata*) og kysttjønna (*Potamogeton polygonifolius*) er registrert ned til $\text{pH} 5.0$. Både vanlig tusenblad og klovasshår har vist seg i laboratorie-forsøk å være blant de mer følsomme overfor forsuring, med redusert fotosyntese-aktivitet ved $\text{pH} < 5.0$ (Kohler & Schoen 1984).

Det er fra Sverige også observert en framgang av bl.a. vanlig tusenblad og flytebladsplanten vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*) etter kalking (Eriksson m. fl. 1983).

2.3 Mosevegetasjonen

Det finnes lite litteratur som behandler forsuringstoleranse hos vannmoser, bortsett fra torvmoser. Mosevegetasjonen synes å være lite representert i de viktigste internasjonale undersøkelsene av sure/næringsfattige innsjøer, noe som kan indikere at mattedannende vannmoser i innsjøer i noen grad er et borealt/nordborealt fenomen.

Moser i rennende vann er noe bedre undersøkt, og av særlig interesse er en regional undersøkelse fra Wales (Ormerod m. fl. 1987), som er sammenlignbar med våre data. Her konkluderes det med at levermosene nyremose (*Nardia compressa*) og bekketvebladmose (*Scapania undulata*) kan betraktes som indikator-arter på de sure vassdragene i Wales ($\text{pH} < 5.5$), mens elvemose-arten *Fontinalis squamosa* (meget nærstående duskelvemose; *F. dalecarlica*) blir regnet som indikator-art for lite sure vassdrag ($\text{pH} > 5.5$).

2.3.1 Undersjøisk torvmose

Torvmoser har tradisjonelt ikke vært betraktet som et element som naturlig hører hjemme i bunnvegetasjonen i innsjøer, men skal være forbeholdt myrvegetasjon. Ikke desto mindre har undersjøisk torvmose blitt viet betydelig oppmerksomhet i nyere forsuringslitteratur (Farmer 1990).

Ifølge Grahn (1977, 1985, 1986) har det i de seinere årene skjedd en dramatisk framvekst av torvmose (*Sphagnum*, sect. *Subsecunda*) i forsurete vestsvenske innsjøer, innsjøer som forøvrig har mange likhetstrekk med våre forsuredde forekomster på Sørlandet. Denne utviklingen er dels dokumentert ved en tidsstudie av Örrvatnet som har hatt en kraftig ekspansjon av torvmose i perioden 1967-74 (Grahn

1977), dels ved regionale data fra 1981 (sammenlikning av 36 innsjøer; jfr. Grahn 1986). De sistnevnte dataene viser høy dekningsgrad av torvmoser i endel av innsjøene, særlig de med pH < 5.0.

Grahn (1985, 1986) går så langt som å postulere at undersjøisk torvmose er et nytt flora-element karakteristisk for acido-oligotrofe vann. Mosene spres fra torvkantene langs innsjøbreddene, og danner massive matter på bunnen ved forsuring. Grahn (1986) framholder videre at denne utviklingen kan ha betydelige negative økologiske konsekvenser for naturlige næringsfattige innsjøer. Primært blir bunnvegetasjonen endret, torvmose- og algematter (blågrønnalger og detritus) overvokser og kveler den opprinnelige kortskuddsvegetasjonen, og særlig er botnegras (*Lobelia dortmanna*) utsatt. Videre vil torvmosene med sin ionebyttekapasitet (aktivt opptak av kationer som Ca²⁺, Mg²⁺ og Al³⁺, frigjørelse av H⁺) føre innsjøen inn i en ond sirkel med økt forsuring og utarming av næringskapital, dvs. en oligotrofiering. Tilslutt vil torvmosemattene ha en negativ effekt på bunnfaunaen og omsetning av organisk stoff, da torvmosene ikke har evnen til å oksydere bunnsedimentet, på samme måte som de roffestede høyere plantene (Grahn 1986, Hendrey 1982).

Populasjonsstudier av en undersjøisk torvmosebestand i Gårdsjön, Vest-Sverige, viser at mosens veksthastigheter er temmelig nøye negativt korrelert med pH-variasjon (Grahn 1988). Både denne og en annen svensk undersøkelse (Eriksson m. fl. 1983) viser at de undersjøiske torvmosene går sterkt tilbake eller forsvinner ved kalking, men de kan begynne å rehabilitere seg allerede ved pH < 6. De økte veksthastighetene ved lav pH forklares primært ved at mosen begünstiges av økte CO₂-konsentrasjoner i det bunnære vannsjiktet.

En finsk, regional undersøkelse fant høy frekvens av undersjøisk torvmose i pH-intervallet 4.5-6.7, men mattedannende forekomster ble bare registrert i to tilfeller, i étt av disse tilfellene er det dokumentert at det dreier seg om en ny-etablering (Heitto 1990).

Arts (1990b) undersøkte en rekke mindre innsjøer i Nederland, og fant dominans av torvmose i de 15-20 mest forsurete forekomstene, og det antydes at torvmosene her har blitt begunstiget av forhøyete CO₂-konsentrasjoner ved forsuringen. Grad av ekspansjon er ikke vurdert direkte, men indirekte framkommer at slike sure innsjøer med torvmoser ikke fantes tidligere i Nederland. Særlig to arter forekommer, horntorvmose (*Sphagnum auriculatum* = *S. denticulatum*) og vasstorvmose (*S. cuspidatum*), men bare den sistnevnte av disse opptrer i de mest ionefattige forekomstene.

Fra Skottland foreligger en tidsstudie av 7 næringsfattige innsjøer, der data fra 1905 er sammenliknet med dagens situasjon (Raven 1988). Undersjøisk torvmose har her gått betydelig fram i fire av innsjøene, men synes ikke å være korrelert med de seinere års forsuring. Derimot antas at torvmosen gikk fram på et noe tidligere tidspunkt pga. skogreisningstiltak i heiområdene. Grøfting av myrlandskaper med økt tilførsel av spredningsenheter regnes som primær-årsak til framveksten (Raven 1988). Imidlertid fantes allerede i 1905 torvmose i en av innsjøene, og forekomstene i dag er ikke nøye korrelert med pH.

I Europa forøvrig finnes det svært lite data om undersjøisk torvmose, og spesielt lite når det gjelder ekspansjon i forsurete innsjøer. Et unntak er en undersøkelse fra Tyskland, som kunne dokumentere en rask framvekst av torvmose i Grosse Arbergsee i løpet av en tre års periode (Melzer m. fl. 1985).

I Nord-Amerika, særlig i den nordøstre delen av U.S.A., og i Canada, foreligger flere større, regionale forsøringsundersøkelser som dokumenterer at undersjøisk torvmose har en relativt vid utbredelse, og i enkelte tilfeller også kan være mattedannende i sure forekomster (Wile & Miller 1983, Yan m. fl. 1985, Roberts m. fl. 1985, Catling m. fl. 1986, Jackson & Charles 1988, Steward & Friedman 1989). Det foreligger imidlertid bare én tidsstudie av en eneste innsjø (Lake Colden; Hendrey 1982) som kan dokumentere en økning av dette vegetasjonselementet i nyere tid. Flere av forfatterene diskuterer således angivelsene av torvmose-ekspansjonen i Sverige, og konkluderer med at man så langt ikke kan se de samme tegn til vegetasjonsendringer i Nord-Amerika.

3. VANNPLANTERS FORSURINGSFØLSOMHET I NORSKE VASSDRAG

3.1 Materiale og metoder

Datamaterialet som er vurdert i forbindelse med prosjektet, omfatter registreringer av makrovegetasjon i innsjøer og elver i Norge over en 70-års periode (ca. 1920-1992). Totalt finnes det vannbotaniske og kjemisk-fysiske data fra 250-300 innsjøer og ca. 600 elvelokaliteter som er lagt inn på database ved NIVA. Materialet bygger i stor grad på NIVA-rapporter, dernest hovedfagsoppgaver og ulike inventeringsarbeider (bl.a. i forbindelse med undersøkelser av de 10 års vernete vassdragene).

Imidlertid er endel av disse dataene ufullstendige med hensyn på botaniske registreringer og/eller vannkjemiske analyser. Disse er holdt utenfor videre bearbeiding, og det er også endel lokaliteter som har vært utsatt for lokal (og ikke langtransportert) forurensning eller inngrep (f.eks. eutrofiering og vassdragsregulering), slik at et mer begrenset materiale av lokalt upåvirkede vannforekomster er utvalgt for videre behandling, herunder 162 lokaliteter for høyere planter (mest innsjøer), samt 464 lokaliteter for vannmoser. Lokalitetene for vannmoser er først og fremst fra (hurtigstrømmende) elver, og er undersøkt i forbindelse med begroingsundersøkelser av fastsittende alger og moser på steinsubstrat (jfr. Lindstrøm 1992)

Artenes forekomst på lokalitetene er sammenholdt med vannforekomstenes surhetsgrad. Der det foreligger flere pH-verdier fra én lokalitet er det beregnet gjennomsnittsverdier for høstsirkulasjonen. Vurdering av artenes forsuringfølsomhet er primært basert på en beregning av artenes prosentvise frekvens innenfor 6 pH-intervaller (jfr. tab., vedl.). Undersøkelsene fanger opp pH-skalaen fra 4.3-7.5, med tyngdepunkt 5.0-7.0. Registreringer fra innsjøer med pH > 7.0 er for det meste knyttet til lokalt forurensede (eutrofierte) lokaliteter.

I forbindelse med studie av tidsutvikling ble det i 1991 foretatt feltarbeid og re-analyse av 8 tidligere undersøkte, forsurete innsjøer i Aust- og Vest-Agder. Det er forsøkt benyttet en mest mulig sammenliknbar metodikk med de tidligere undersøkelsene, og så langt mulig er de samme lokalitetene oppsøkt i innsjøene. Vegetasjonen er registrert lokalitetsvis etter en semi-kvantitativ femdelt skala.

Navnsettingen følger Lid (1987) for høyere planter, Corley m.fl. (1981) for bladmoser og Grolle (1983) for levermoser. De norske mosenavnene følger Frisvoll m.fl. (1984).

3.2 Regionale mønstre

3.2.1 Kategorier av forsuringfølsomhet

En sammenstilling av de viktigste artenes frekvens i materialet, fordelt på pH-klasser er framstilt i tabell 1 (vedl.). I dette regionale materialet framstår endel arter med **markerte toleransegrenser** når det gjelder surhet, mens de fleste artene kan greie seg i den lite sure til basiske delen av gradienten. Med andre ord ser det ut til at artsantallet tynnes gradvis ut ved økende surhet (jfr. kap. 3.2.2 om artsdiversitet). Basert på resultatene i tabell 1 (vedl.), kan en dele materialet inn i 4 grupper/elementer etter minkende grad av syretoleranse: sterk syretålende element, moderat syretålende element, svakt syretålende element og ikke syretålende element.

3.2.1.1 Sterkt syretålende element

Viktige arter:

KORTSKUDDSPLANTER:

stivt brasmegras	<i>Isoetes lacustris</i>
mykt brasmegras	<i>Isoetes setacea</i>
tjønngras	<i>Littorella uniflora</i>
botnegras	<i>Lobelia dortmanna</i>
krypsiv	<i>Juncus bulbosus coll.</i>

LANGSKUDDSPLANTER:

gytjeblererot	<i>Utricularia intermedia</i>
småblærerot	<i>Utricularia minor</i>

FLYTEBLADSPLANTER:

gul nøkkerose	<i>Nuphar lutea</i>
hvit nøkkerose	<i>Nymphaea alba</i>
kantnøkkerose	<i>Nymphaea candida</i>
flótgras	<i>Sparganium angustifolium</i>

TORVMOSER:

horntorvmose	<i>Sphagnum auriculatum coll.</i>
--------------	-----------------------------------

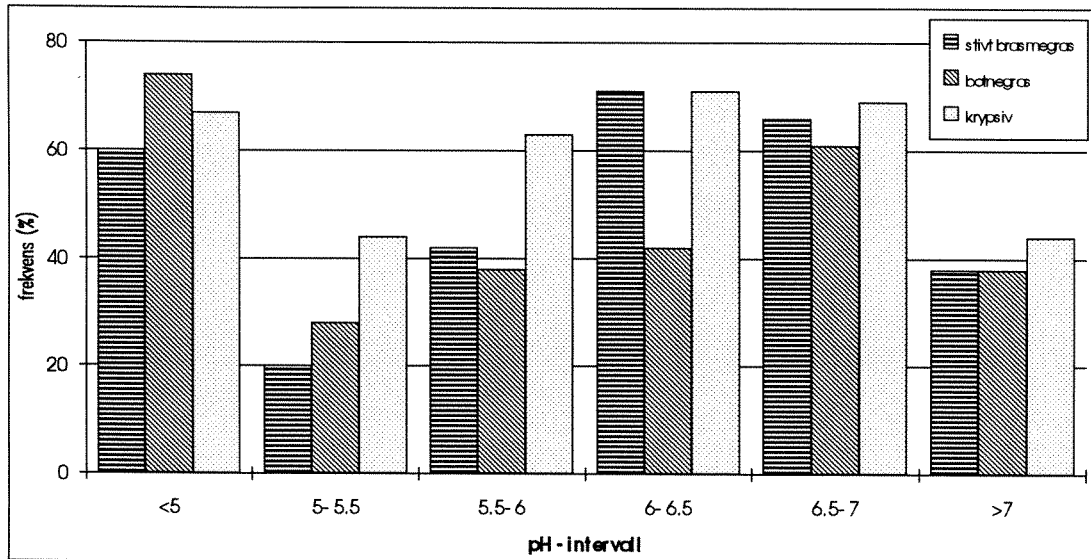
LEVERMOSER:

mattemose	<i>Marsupella emarginata</i>
nyremose	<i>Nardia compressa</i>
bekketvebladmose	<i>Scapania undulata</i>

pH = ca. 4.3-7.5(-8)

I den regionale undersøkelsen framkommer et forholdsvis stort element som synes mer eller mindre **indifferent til pH**, og som forekommer med meget høy til relativt høy frekvens også i den aller sureste gruppen av innsjøer. Frekvenstillene for disse artene ligger generelt noe høyere i den aller sureste kategorien, i forhold enn i den nest sureste kategorien (fig. 1, tab 1. vedl.), men dette kan delvis skyldes en skjevhet i materialet (trolig ligger det en underrepresentasjon i kategorien(e) pH 5.0-5.5(-6.0) pga. flere mindre grundige undersøkelser her, mens kategorien pH<5.0 er dominert av én, spesielt grundig undersøkelse).

Det sterkt syretolerante elementet omfatter alle våre vanlige, flerårige kortskuddsplanter, inkludert krypsiv (fig. 1), dessuten flytebladsplanter innenfor nøkkerose-gruppen og flótgras, samt flere av blærerot-artene (langskuddsplanter). Mange av disse kan betraktes som utpregete ubikvister i Norge (brasmegras- og nøkkerose-artene, samt flótgras), mens enkelte er noe klimatisk begrenset mot nord (krypsiv, botnegras og tjønngras).

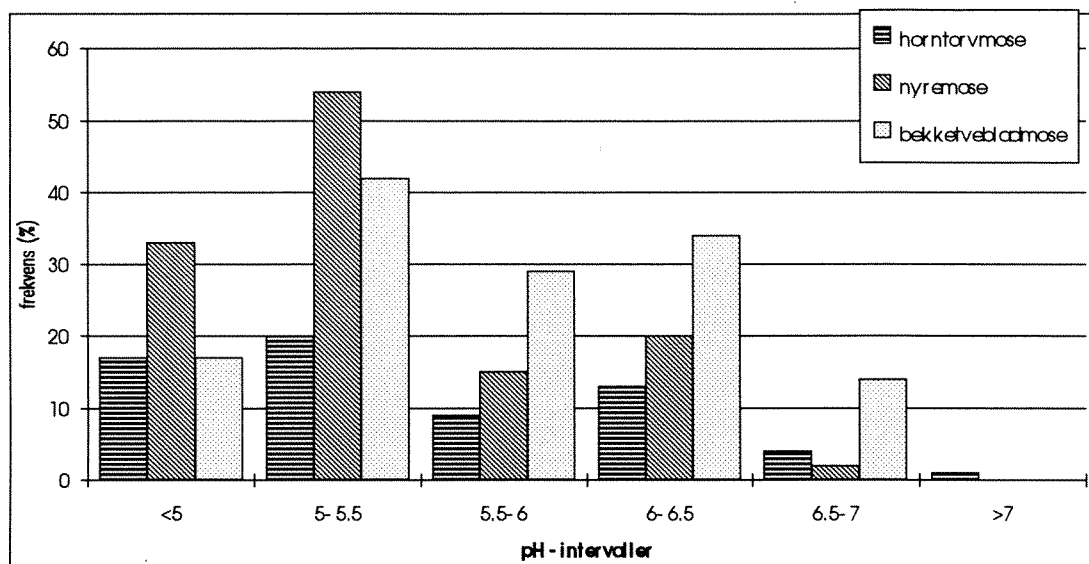


Figur 1. Eksempler på fordeling av sterkt syretolerante høyere planter langs en surhetsgradient; stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*), botnegras (*Lobelia dortmanna*) og krypsiv (*Juncus bulbosus*). Frekvens er angitt som % forekomst i det regionale materialet innenfor hver pH-kategori (jfr. tab. 1, vedl.).

Alle karplantene innenfor dette elementet synes å greie seg også ved høyere pH-verdier. De må derfor betraktes som indifferente til den delen av syre-base- gradienten som er oppfanget i materialet. Kortskuddsvegetasjonen, som betraktes som et karakter-element i næringsfattige (oligotrofe), forsuringsutsatte sjøer ("Lobelia-sjøer") vil bli nærmere diskutert i kap. 4.1.

Krypsiv og flótgras er de artene som har høyest frekvens i materialet (tab. 1, vedl.), og sammen med botnegras og stivt brasmegras utmerker disse seg ved særlig høy frekvens i den sureste kategorien (fig. 1).

Det er to grupper som peker seg ut blandt de syretålende moseartene, først og fremst undersjøisk, mattedannende torvmose, som overveiende dreier seg om étt artskompleks (horntorvmose, se kap. 2.3), samt de tre dominerende levermosene i rennende vann; nyremose, mattemose og bekketvebladmose (fig. 2, tab. 1, vedl.). Enkelte av moseartene innenfor denne kategorien synes ikke bare å være syretålende, men også "syre-elskende" (acidofile), dvs. de opptrer fortrinnsvis i den nedre delen av pH-skalaen ($\text{pH} < 5.5$), og bare sjelden ved $\text{pH} > 6.5$. Det er særlig nyremose som utpeker seg som acidofil (fig. 2).



Figur 2. Eksempler på fordeling av sterkt syretolerante vannmoser langs en surhetsgradient; hornormose (*Sphagnum auriculatum* coll.), nyremose (*Nardia compressa*) og bekketvebladmose (*Scapania undulata*). Frekvens er angitt som % forekomst i det regionale materialet innenfor hver pH-kategori (jfr. tab. 1, vedl.).

3.2.1.2 Moderat syretålende element

Viktige arter:

KORTSKUDDSPLANTER:

sylblad *Subularia aquatica*
 evjesoleie *Ranunculus reptans*

LANGSKUDDSPLANTER:

vanlig tusenblad *Myriophyllum alterniflorum*
 klovasshår *Callitriche hamulata*
 småvasshår *Callitriche palustris*

FLYTEBLADSPLANTER:

vanlig tjønnaks *Potamogeton natans*
 kysttjønnaks *Potamogeton polygonifolius*

BLADMOSER:

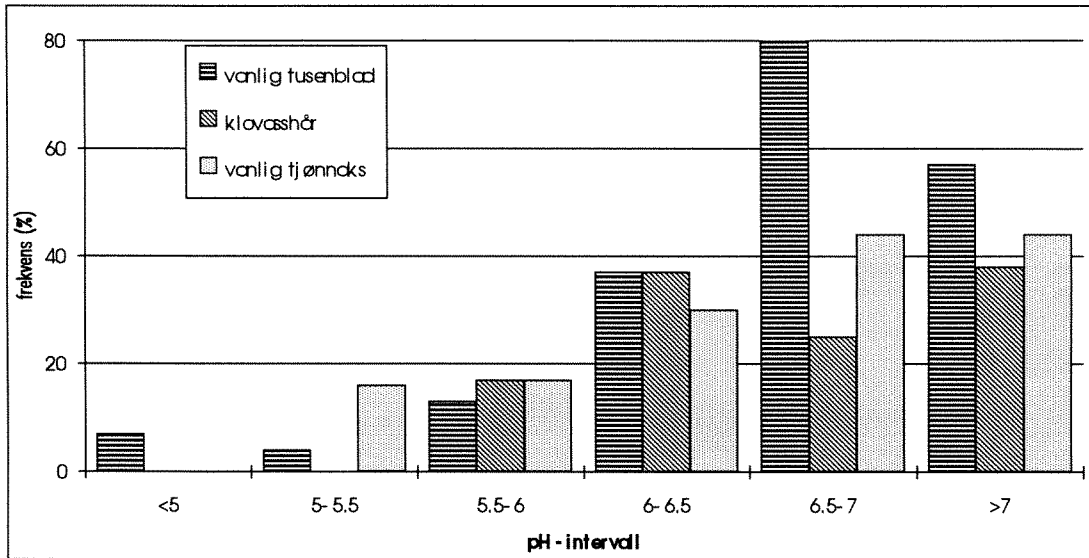
vrangklomose *Drepanocladus exannulatus*
 vanlig elvemose *Fontinalis antipyretica*
 slank elvemose *Fontinalis dalecarlica*

pH = ca. (5.0-)5.5-8.0

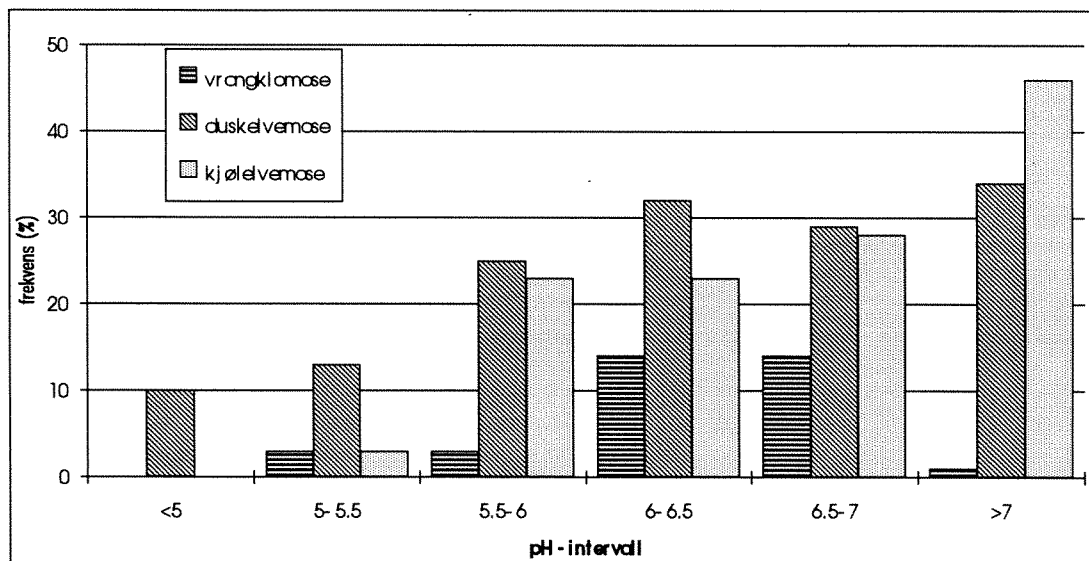
Denne gruppen omfatter noen få høyere planter, samt noen av de viktigste akvatiske bladmosene (fig.3, 4, tab.1, vedl.). Blandt mosene er nok listen mulig å gjøre lengre. Kategorien omfatter relativt vidt utbredte arter som synes å være fraværende i de aller sureste forekomstene, og elementet er derfor spesielt interessant i tålegrense-sammenheng (se kap. 2.3). Artene kan opptre i (svært) næringsfattig, og dermed forsurningsfølsomt vann, men synes ofte å foretrekke noe mer næringsholdig sediment, og flere

av artene (f.eks. vanlig tjønnaks) antas å bli begunstiget av eutrofiering. Næringsgradienten er som oftest korrelert med syre/base-gradienten, og det kan derfor være vanskelig å skille disse to effektene fra hverandre.

Både vanlig tusenblad og vanlig tjønnaks er unntaksvis registrert ved $\text{pH} < 5.0$ (fig. 3), men dette er meget små forekomster som kanskje kan betraktes som rest-populasjoner som i ferd med å utgå, eller som har særlig gunstig mikrohabitat (bekkeutløp o.l.).



Figur 3. Eksempler på fordeling av moderat syretolerante høyere planter langs en surhetsgradient; vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*), klovasshår (*Callitriche hamulata*) og vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*). Frekvens er angitt som % forekomst i det regionale materialet innenfor hver pH-kategori (jfr. tab. 1, vedl.).



Figur 4. Eksempler på fordeling av moderat syretolerante vannmoser langs en surhetsgradient; vrangklomose (*Drepanocladus exannulatus*), duskelvemose (*Fontinalis dalecarlica*) og kjølelvemose (*Fontinalis antipyretica*). Frekvens er angitt som % forekomst i det regionale materialet innenfor hver pH-kategori (jfr. tab. 1, vedl.).

3.2.1.3 Svakt syretålende element

Viktige arter:

LANGSKUDDSPLANTER:

rusttjønnaks	<i>Potamogeton alpinus</i>
småttjønnaks	<i>Potamogeton berchtoldii</i>
gråttjønnaks	<i>Potamogeton gramineus</i>
hjertertjønnaks	<i>Potamogeton perfoliatus</i>
sturvassoleie	<i>Ranunculus peltatus</i>

KRANSALGER:

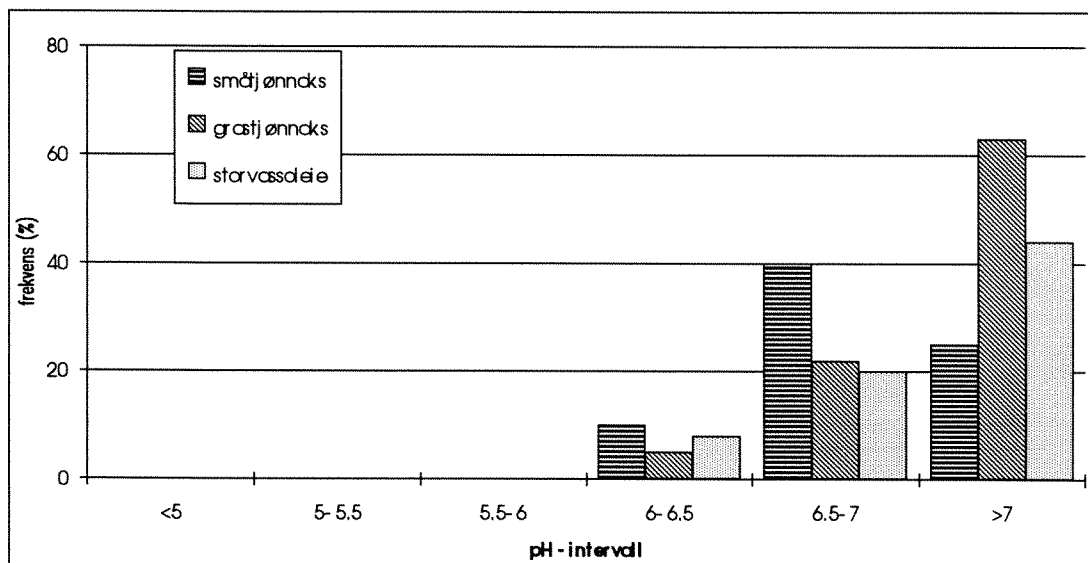
- *Nitella flexilis/opaca*

BLADMOSER:

tjønnmose	<i>Calliergon giganteum</i>
spydmoser	<i>Calliergonella cuspidata</i>
vanlig bekkemose	<i>Hygrohypnum ochraceum</i>
bekkeblomstermose	<i>Schizidium alpicola coll.</i>
makkmoser	<i>Scorpidium scorpidioides</i>

pH = ca. (5.5-)6.0-8.0(-9.0)

Dette er arter som har høy frekvens i nøytrale-svakt sure vannforekomster (fig. 5), men som overveiende er mindre utbredte enn forrige kategori. Artene er vanligst på Østlandet og nordover, og er bl.a. typiske for våre oligotrofe, større innsjøer som Mjøsa og Randsfjorden, samt større, sakteflytende elver, men har nok sitt tyngdepunkt i noe mer næringsrike (mesotrofe) forekomster. Typisk for de mest oligotrofe forekomstene er at det her som regel er jevn tilførsel av mer eller mindre næringsrikt sediment.



Figur 5. Eksempler på fordeling av svakt syretolerante høyere planter langs en surhetsgradient; småttjønnaks (*Potamogeton berchtoldii*), gråttjønnaks (*Potamogeton gramineus*) og sturvassoleie (*Ranunculus peltatus*). Frekvens er angitt som % forekomst i det regionale materialet innenfor hver pH-kategori (jfr. tab. 1, vedl.).

I denne kategorien inngår også enkelte mose-arter typisk for lite sure, hurtigstrømmende elver og bekker (f.eks. vanlig bekkemose). Blant de høyere plantene består elementet utelukkende av langskuddsplanter, særlig tilhørende slekten tjønnaks.

Dette elementet hører i liten grad hjemme i våre mest oligotrofe (ultraoligotrofe) vassdrag, men vil være forsøringsutsatt i områder med noe mer næringsrikt sediment/vannmasser (oligotrofe-mesotrofe vassdrag), som f.eks. i belastede områder på Østlandet, samt under marin grense på Sørlandet. Om de store Østlandsvassdragene skulle bli forsuret til $\text{pH} < 6.0$, vil dette elementet bli kraftig rammet.

3.2.1.4 Ikke-syretålende element

Viktige arter:

LANGSKUDDSPANTER:

høstvasshår	<i>Callitriche hermaphroditica</i>
akstusenblad	<i>Myriophyllum spicatum coll.</i>
blanktjønna	<i>Potamogeton lucens</i>
nøkketjønna	<i>Potamogeton praelongus</i>
dvergvassoleie	<i>Ranunculus confervoides</i>

KRANSALGER:

-	<i>Chara spp.</i>
---	-------------------

$\text{pH} = \text{ca. } 7.0-9.0$

Dette elementet er knyttet til innsjøer med høyt elektrolyttinnhold (kalksjøer, brakkvann) og dermed stor bufferkapasitet, og er derfor ikke interessant i forsøringsssammenheng. Slike innsjøer er sjeldne, og er i liten grad inkludert i undersøkelsen. De overnevnte artene forekommer derfor med meget lav frekvens i materialet (tab. 1, vedl). Langskuddsvegetasjon er typisk, sammen med kransalger. Artene som er listet opp ovenfor, må bare sees på som utvalgte eksempler.

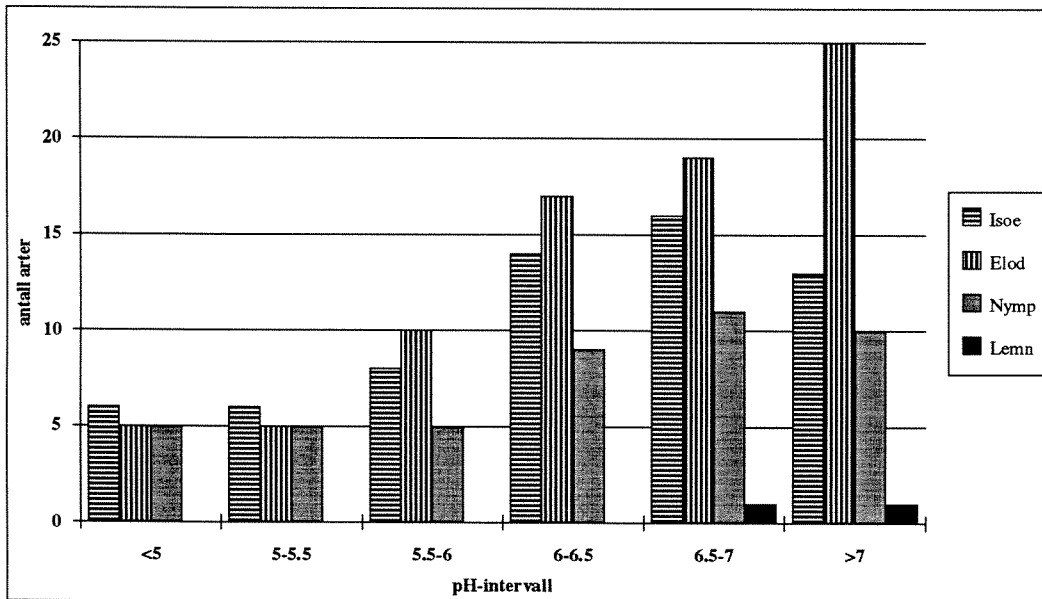
3.2.2 Variasjon i artsdiversitet

Artsdiversiteten av høyere planter viser seg på regional basis å være godt korrelert med pH (fig. 1). Dette er også i tråd med tabell 1, vedlegg (vedl.) og ovenstående oppdeling i grupper som gradvis faller fra ettersom det blir surere. Dette innebærer at en tålegrense for høy artsdiversitet går ved pH ca. 6.0-6.5, mens for middels artsdiversitet er grensen pH ca. 5.5. Under pH 5.5 synker ikke artsdiversiteten nevneverdig. Det er imidlertid store forskjeller innenfor hver pH gruppe, avhengig av klimafaktorer, og ikke minst størrelsen på innsjøen, samt den nisjevariasjonen (bl.a. i substrat) som foreligger innenfor innsjøen. Således vil f.eks. artsdiversiteten være høyere i en stor, forsuret innsjø med varierende eksponering og substrat, enn i en liten, sur myrputt med dy-bunn (jfr. også Rørslett 1991).

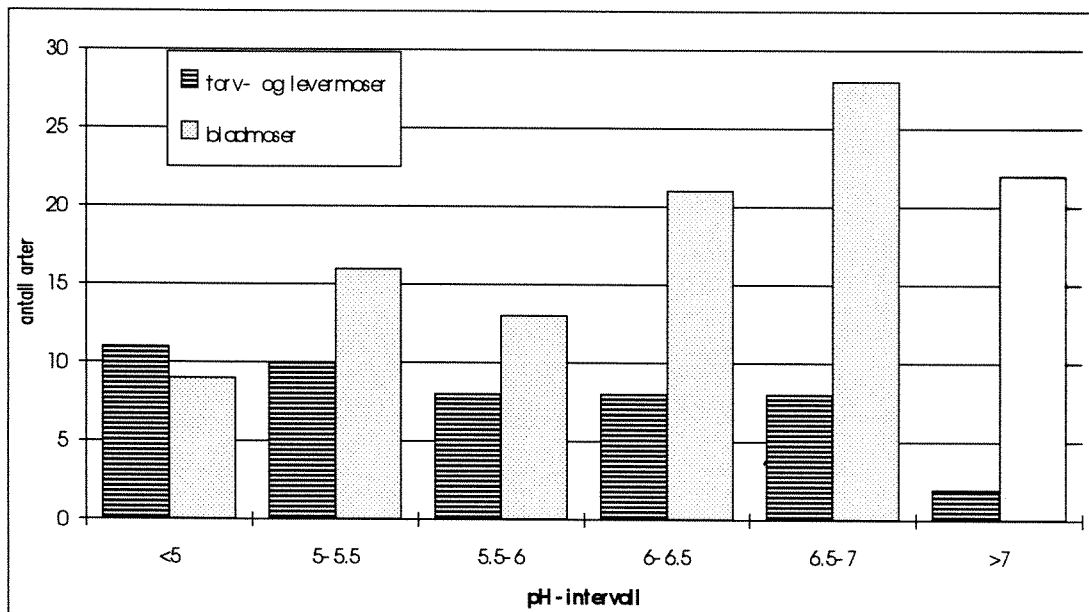
Artsdiversiteten varierer også mye mellom de forskjellige livsformgruppene. Således viser langskuddsvegetasjonen den klareste nedgangen i diversitet med synkende pH , og ved pH lavere enn 5.5 opptrer bare blærerotartene (*Utricularia* spp.) og vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*).

Artsdiversiteten av moser viser et tilsvarende mønster som de høyere plantene når det gjelder variasjon langs surhetsgradienten. Vi finner en økende diversitet ved økende pH , opp til omtrent $\text{pH}=7.0$. Det er bladmosene som "styrrer" denne tendensen i materialet; diversiteten av bladmosene er tredobbelte så høye

ved pH 6.5-7 som ved pH <5.0. Levermosene og torvmosene har derimot en motsatt tendens, og viser synkende diversitet ved økende pH. Ved pH>7.0 forekommer det nesten ikke torv- eller levermoser i materialet.



Figur 6. Artsdiversitet av høyere vannplanter (fordelt på livsformgrupper) langs en regional surhetsgradient. Basert på vegetasjonsdata fra 162 norske innsjø- og elvelokaliteter (hovedsakelig innsjølokaliteter). Diversiteten er beregnet som totalt antall arter registrert innenfor hvert pH-intervall (jfr. tab. 1, vedl., vedl.). Livsformgrupper: Isoetider = kortskuddsplanter. Elodeider = langskuddsplanter. Nypaeider = flytebladsplanter. Lemnider = flytere.



Figur 7. Artsdiversiteten av vannmoser langs en regional surhetsgradient. Basert på data fra 464 norske innsjø- og elvelokaliteter (hovedsakelig elvelokaliteter). Diversiteten er beregnet som totalt antall arter innenfor hvert pH-intervall (jfr. tab. 1, vedl., vedl.).

3.2.3 En sammenlikning mellom forsurete og naturlig sure vannforekomster

De fleste innsjøene i materialet med $\text{pH} < 5.0$ (og mange også med $\text{pH} < 5.5$) er fra Sørlandet, og er kraftig påvirket av forsuring. Materialet av mer eller mindre naturlige, sterkt sure forekomster er derfor for lite til entydig å kunne vurdere forskjellen på disse to gruppene. Den sureste innsjøen innenfor den sistnevnte gruppen er Skjervatjern ved Førde (inngår i HUMEX-prosjektet, jfr. Gjessing 1991), med pH ca. 4.6 og humøst vann. Tjernet er karakterisert av torvmose-dominans, noe flytebladsplanter, og noen forekomster av kortskuddsplanter, m.a.o. en vegetasjon typisk også for de forsurete forekomstene på Sørlandet. Ved å sammenlikne data fra før forsuring på Sørlandet med data fra ikke-forsurete, næringsfattige innsjøer fra andre regioner, kan en også ane visse forskjeller, og det kan synes som artsdiversiteten i hei-områdene på Sørlandet også før forsuring har vært noe lavere enn for tilsvarende ikke-forsurete sjøer i andre regioner (innenfor pH -klassen 5.5-6.5; jfr. også kap. 3.3 om tidsserier). Materialet fra før og etter forsuring på Sørlandet er imidlertid såpass heterogent at denne antagelsen er beheftet med stor usikkerhet. Antagelsen viser iallefall at man skal være varsom med å fastsette tålegrenser bare på bakgrunn av en sammenlikning mellom regioner med i utgangspunktet ulik geologi, hydrologi, vannkjemi og muligens også ulik vegetasjonshistorie.

3.3 Tidsserier

Det ble i 1991 foretatt en re-undersøkelse av enkelte forsurete innsjøer som har vært detalj-undersøkt tidligere, før forsuringen satte inn for alvor (tab. 2). Gevingvassdraget i Tvedestrand og Risør kommune, ble vektlagt, da man her finner innsjøer innenfor et spekter som har blitt svakt til betydelig forsuret siden de ble undersøkt første gang i 1936 (Braarud & Aalen 1938). Videre ble også det store og vegetasjonsmessig forholdsvis varierte Gjerstadvatn prioritert for gjen-undersøkelse. De fleste av de øvrige innsjøene i undersøkelsen til Braarud & Aalen (1938) er enten ikke blitt forsuret, eller de er kalket, og har derfor vært uegnet for re-undersøkelse. Det ble også foretatt registreringer i to av innsjøene som ble undersøkt av Andersen (1952), men begge disse er påvirket av kalking; den ene hadde vært kalket to år ved undersøkelsestidspunktet (Homsvatn), mens den andre (Ommundsvatn) har tilførsel fra innsjø som er kalket siden 1985. Vegetasjonsforholdene i disse to innsjøene må derfor antas å avspeile dels en lang forsuringshistorie og dels en moderat (og kortvarig) kalkpåvirkning. To innsjøer som første gang ble kartlagt etter at de ble forsuret, i 1975-76 (Halvorsen 1977) ble også re-undersøkt, bl.a. for å se på korttids- og langtids forsuringseffekter på undersjøiske torvmosematter.

Tabell 2. Oversikt over de reundersøkte innsjøene 1991.

fylke	kommune	innsjø	tidligere botaniske undersøkelser
AA	Gjerstad	Gjerstadvatn	Braarud & Aalen 1938, Wærvågen 1985
"	Tvedestrand	Gulspettvatn	Braarud & Aalen 1938
"	"	Hofsdalsvatn	Braarud & Aalen 1938
"	"	Størdalsvatn	Braarud & Aalen 1938, Halvorsen 1977
"	"	Sandvatn	Halvorsen 1977
"	Tovdal	Oggevatn	Halvorsen 1977
VA	Mandal	Ommundsvatn	Andersen 1952
VA	"	Homsvatn	Andersen 1952

3.3.1 Generell beskrivelse av vegetasjonsforholdene i 1991

De undersøkte innsjøene er (foruten Homsvatn) relativt store og inkluderer beskyttede bukter og gruntområder med varierende substrat og skulle således dekke opp de viktigste nisjene for oligotrofe vannplanter.

Artsdiversiteten (8-11(-13) karplanter pr. innsjø) og artssammensetningen var i store trekk lik innenfor de 8 undersøkte innsjøene (tab. 3). Kortskuddsvegetasjonen inkludert krypsiv (*Juncus bulbosus*) var det viktigste vegetasjonselementet, riktignok med et konstant innslag av flytebladsvegetasjon. Krypsiv ble registrert i samtlige innsjøer, og arten var dominerende på mange av lokalitetene. Krypsivet dominerte først og fremst i beskyttede vik og bukter med organisk substrat, men var også meget kraftig utviklet i "marbakken" langs sund, ved innløp/utløp og andre steder med en viss gjennomstrømning. I mere "normal" strandsonering med vegetasjonsdekning opptrådte krypsivet beskjedent, gjerne i blanding med den øvrige kortskuddsvegetasjonen, eller i en smal sone på middels dyp (omkring 1.5 m).

Kortskuddsvegetasjonen forøvrig var meget velutviklet på fastere substrat, gjerne på mudderblandet sand og grus. Den dominerende kortskuddsplanten var botnegras (*Lobelia dortmanna*), stedvis også tjønngras (*Littorella uniflora*), mens stivt brasmegrass (*Isoetes lacustris*) normalt dannet kraftige dypvannsenger.

Tabell 3. Vannvegetasjonen i utvalgte innsjøer på Sørlandet undersøkt 1991 (se tabell 2). Tidligere vegetasjonsdata fra 1937 (Braarud & Aalen 1938), 1950-52 (Andersen 1952), 1975-76 (Halvorsen 1977) og 1982 (Wærvågen 1985) er inkludert i tabellen. Undersøkelsene fra 1991 omfatter 2-5 lokaliteter i hver innsjø. Dataene fra tekst og tabeller i de forskjellige undersøkelsene er standardisert til en grov, tredelt skala: 1: **sjelden**; 2: spredt til **vanlig**; 3: stedvis eller helt **dominerende**. (Noen av disse tallene er beheftet med usikkerhet, det gjelder særlig angivelsene av isoetider fra 1937, her har opplysningene for tre av innsjøene vært for sparsomme til å skille ut dominerende arter.)

GJE=Gjerstadvatn, **GUL**=Gulspettvatn, **HOF**=Hofsdalsvatn, **STØ**=Størdalsvatn, **SAN**=Sandvatn, **OGG**=Oggevatn, **OMM**=Ommundsvatn og **HOM**=Homsvatn.

Fete typer: arter i (svak) framgang. *Kursiv*: arter i tilbakegang.

Innsjøkode	GJE		GUL		HOF		STØ			SAN		OGG		OMM		HOM		
Undersøkelsesår	37	82	37	91	37	91	37	75		75	91	75	91	50	91	50	91	
	91						91											
<i>ISOETIDER</i>																		
<i>Eleocharis multicaulis</i>					2	2	2	1	2									
<i>Isoetes lacustris</i>	2	2	2	2	2	2	3	3	2	2		1	2	1	2	2	2	2
<i>Isoetes setacea</i>	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	3	2		1
Juncus bulbosus coll.	2	3	3	2	2	2	3	2	2	2	3	3	3	3	3	3	2	3
<i>Littorella uniflora</i>	2	2	2			2	2	3	2	2	1	1	3	3	1	3		
Lobelia dortmanna	2	3	3	2	3	2	3	3	3	3	1	1	3	3	3	3	2	1
<i>Ranunculus reptans</i>	2	1	2											1				
<i>Subularia aquatica</i>	1		1										1					
<i>ELODEIDER</i>																		
<i>Callitriche palustris</i>	1		1															
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	1		1			1		1					1		1	1		
<i>Potamogeton alpinus</i>	1																	
Utricularia minor	1	1	1		2	1	2		2		2	2	1	1		2		1
<i>Utricularia intermedia</i>	1	1	1								1	1	1	1				
<i>Utricularia vulgaris</i>						1							1	1		1		
<i>NYMPHAEIDER</i>																		
<i>Nuphar lutea</i>	3	3	2	2	2	2	2	2	3	2	2	3	2	2	1	1	1	1
<i>Nymphaea alba coll.</i>	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	3	2	1		1		1	
<i>Potamogeton natans</i>	2	2	1			2		2	1								1	1
<i>Sparganium angustifolium</i>	1	2	2		2	2	2	1	1	2	1	1	2	2	2	2	1	1
<i>MOSER</i>																		
<i>Drepanocladus exannulatus</i>	1		1			2	2											
<i>Fontinalis dalecarlica</i>			1															
Sphagnum auriculatum	2	?	3			2	3		1		2	2	3	3		1		1
antall isoetider	7	6	7	4	4	6	6	6	6	6	4	5	6	6	5	5	3	4
antall elodeider	5	4	2	0	1	3	1	1	0	1	2	2	4	3	2	2	1	1
antall nymphaeider	4	4	4	2	3	4	3	4	4	3	3	3	3	2	3	2	4	3
tot. ant. karplanter	16	14	13	6	8	13	10	10	10	10	9	10	13	11	10	9	8	9
moser	2	?	2	?	0	2	2	?	0	1	1	1	1	1	0	1	0	1

Flytebladsplantene oppviste en bemerkelsesverdig jevn forekomst gjennom materialet: gul nøkkerose (*Nuphar lutea*) var vanlig (men nesten aldri dominerende) på de aller fleste lokalitetene, mens fløtgras (*Sparganium angustifolium*) opptrådte i små, spredte bestander på alle lokalitetene.

Langskuddsvegetasjonen spilte en meget beskjeden rolle i disse forsurete innsjøene, og bortsett fra forekomster av småblærerot (*Utricularia minor*) var denne vegetasjonen nærmest manglende i materialet.

Undersjøiske matter av hornormose (*Sphagnum auriculatum coll.*) ble registrert i 3 av 8 innsjøer (7 av 22 lokaliteter), mens innslaget av andre akvatiske mosearter var ubetydelig, og knyttet til overgang sumpvegetasjon, meget dype områder (*Drepanocladus exannulatus*) eller partier med stor gjennomstrømning (*Fontinalis dalecarlica*).

3.3.2 Tidsutvikling

I tabell 3 er våre registreringer fra 1991 sammenliknet med tidligere undersøkelser. Mindre, kvantitative tidsendringer i vannvegetasjonen kan være vanskelig å fange opp i denne sammenliknende oppstillingen, da både Braarud & Aalen (1938) og Halvorsen (1977) mangler kvantitative angivelser i sine tabeller, mens Andersen (1952) og Wærvågen (1985) opererer med en tre-delt (subjektiv) skala for mengdeangivelse. Imidlertid er vegetasjonsforholdene på lokalitetene ofte beskrevet meget detaljert (og dels vegetasjonskartlagt, jfr. Halvorsen 1977), slik at endringene i mange tilfeller likevel kan vurderes nokså nøyaktig. Dataene fra de forskjellige undersøkelsene er derfor forsøkt omgjort til en sammenliknbar, semikvantitativ skala i tabell 3.

Tabell 3, samt en nøye gjennomgang av de eldre vegetasjonsbeskrivelsene, indikerer at det generelt har skjedd **kun små vegetasjonsforandringer** i de fleste innsjøene. Endringene synes dessuten overveiende å være av kvantitativ og ikke kvalitativ art; dvs. alle de dominerende vegetasjonselementene/-vegetasjonstypene er fortsatt intakte. Tendensen er den samme gjennom hele materialet; enkelte vanlig/dominerende vegetasjonselementer har økt, mens enkelte sjeldne elementer har gått tilbake eller forsvunnet. For de i utgangspunktet mest artsrike innsjøene (Gjerstadvatn, Hofsdalsvatn og Oggevatn) har det skjedd en nokså entydig nedgang i artsdiversiteten (tab. 3). Men det er allikevel registrert en betydelig variasjon når det gjelder graden av endringer; fra nærmest status quo i vegetasjonsforholdene i Gulspettvatn til en lokalt kraftig framvekst av undersjøisk torvmose (*Sphagnum auriculatum coll.*) og krypsiv i det nærliggende Hofsdalsvatn. Dette til tross for at disse innsjøene har hatt en svært lik forsuringsutvikling (jfr. Wright & Snekvik 1977, samt primærdata (upubl.) fra 1000-sjøersundersøkelsen).

Mange av de mindre vegetasjonsendringene som er registrert er av en slik karakter at det kan være vanskelig å vurdere om de har sammenheng med forsuringen av innsjøene eller ikke. Innsjøene er lite påvirket av andre typer forurensning eller inngrep, men endringen kan nok i mange tilfeller skyldes de mer tilfeldige, antageligvis ofte sykliske endringene som vannvegetasjonen gjennomgår over tid (jfr. f.eks. Macan 1977). Imidlertid er det visse gjennomgående utviklingstrekk som er av interesse i forsuringssammenheng, bl.a. fordi de er overensstemmende med resultatene fra den regionale undersøkelsen.

3.3.3 Arter som har gått tilbake eller forsvunnet

Det er særlig tre arter som peker seg ut når det gjelder tilbakegang innenfor vårt tidsseriemateriale, og som synes å ha nådd sin tålegrense i disse innsjøene: Både vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*), storblærerot (*Utricularia vulgaris*) og vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*) er nesten helt forsvunnet fra de undersøkte lokalitetene. Av de i størrelsesorden 16-18 registrerte forekomstene/lokalitetene av disse artene før (eller rett etter) forsuring ble bare 4 gjenfunnet i 1991, og disse forekomstene var på dette tidspunktet meget små.

Vanlig tusenblad ble i 1991 registrert ved utløpet av en bekk til Ommundsvatn (her stod den også i 1950), mens vanlig tjønnaks kun ble gjenfunnet som en sterkt redusert forekomst ved utløpsosven av Gjerstadvatn, samt en meget liten forekomst kloss opp i kalkgrusen i et kalket bekkeutløp i Homsvatn. Den sistnevnte kan meget vel være en re-etablering etter kalkingen i 1989. Storblærerot ble kun gjenfunnet i Oggevatn.

I Gjerstadvatn ble det registrert vanlig tusenblad og vanlig tjønnaks på flere steder både i 1937 (Braarud & Aalen 1938) såvel som i 1982 (Wærvågen 1985). I 1982 ble det kun registrert to små bestander av vanlig tusenblad på ialt 16 undersøkte lokaliteter, mens vanlig tjønnaks var vanlig på to av lokalitetene. Til tross for godt angitte lokaliteter og grundig ettersøking i 1991, ble av disse bare gjenfunnet én redusert forekomst av vanlig tjønnaks, og de resterende må ansees som (iallefall temporært) utgått. Forøvrig kan bemerkes de relativt store forekomstene av vanlig tjønnaks fra Størdalsvatn som ble beskrevet av Braarud & Aalen (1938) og som idag er helt forsvunnet (tab. 3).

Vanlig tusenblad ble i 1975/76 registrert i en bukt i nordenden av Oggevatn (Halvorsen 1977). Oggevatn var på den tiden relativt betydelig forsuret (pH ca. 4.8), og dette er den sureste forekomsten vi har registrert for denne arten innenfor vårt regionale materiale (tab. 1, vedlegg). Bestanden bestod imidlertid i 1975/76 av noen få individer, og ifølge avbildingen i Halvorsen (1977) befant disse seg i en meget lite vital tilstand, de var kortvokste og nedmudrete. En grundig ettersøking med negativt resultat i 1991 tilsier at forekomsten nå er utgått. Dette til tross for at deler av Oggevatn er kalket siden 1985, men det gjelder ikke bukta i nord der det tidligere fantes vanlig tusenblad. Vurdert ut ifra den meget kraftige algepåveksten innenfor denne bukta, er vannkvaliteten i denne bukta iallefall periodevis fortsatt meget sur.

Utbredelsen og bestandsstørrelsen på storblærerot framkommer ikke så detaljert i de eldre undersøkelsene. Trolig ble arten registrert med kun få individer, men det er iallefall påfallende at arten bare er gjenfunnet i én av de fire innsjøer der den tidligere er registrert.

Sylblad (*Subularia aquatica*) er en ettårig art med store, naturlige bestandssvingninger, og siden den dertil er sjelden i undersøkelsesområdet, må tidsutviklinger her vurderes med forsiktighet. Ut fra beskrivelsen i Braarud og Aalen (1938) kan det imidlertid synes som om denne arten tidligere var betydelig vanligere i Gjerstadvatn. I undersøkelsen i 1982 (Wærvågen 1985) ble ikke denne arten registrert i det hele tatt, mens vi bare registrerte arten på én (nokså avstengt) lokalitet i 1991. Følgearten evjesoleie (*Ranunculus reptans*) som har en liknende livssyklus med forholdsvis store år-til-år svingninger, ble registrert som langt vanligere og videre utbredt langs Gjerstadvatnet i 1991 enn i 1982, og synes således iallefall ikke å være på tilbakegang. Derimot synes ikke den generelt høye frekvensen av evjesoleie i det totale materialet til Braarud & Aalen (1938) (registrert i 10 av 40 innsjøer) å stå i forhold til dagens forekomst i (forsurete) Sørlandsinnsjøer (jfr. tabell 1, vedlegg). Bortsett fra Gjerstadvatn (som er moderat forsuret; pH 5.0-5.2) kjenner vi ikke til eksempler på livskraftige evjesoleiebestander i (sterkt) forsurete innsjøer. Arten ble riktignok såvidt registrert i Oggevatn både i 1975/76 (Halvorsen 1977) og i 1991, men det kan bemerkes at arten i 1991 bare opptrådte over vannnivå i beitet, kortvokst og åpen strandeng, mens arten var helt fraværende fra den ellers velutviklede kortskuddsvegetasjonen under vannnivå der arten burde ha hatt alle muligheter for å trives. Opphøring av beite er forøvrig en faktor som kan bidra til tilbakegang for disse artene som er avhengig av en åpen strandsone med kortvokst vegetasjon.

Hvit nøkkerose (*Nymphaea alba* coll.) viser også en tilbakegang i materialet, og i etpar innsjøer framkommer det ganske klart at tilbakegangen har en nøye sammenheng med en tilsvarende framgang for gul nøkkerose (*Nuphar lutea*). Disse to artene opptrer ofte i blandingsbestander, og det synes m.a.o. å ha skjedd en konkurransemessig forskyvning i favør av gul nøkkerose. Hvit nøkkerose opptrer imidlertid fortsatt med vitale bestander i flere av innsjøene, og man kan neppe si at tålegrensene for denne arten er overskredet, selv i de mest sterkt og vedvarende forsurete innsjøene i materialet.

3.3.4 Arter som har gått fram

Ifølge tabell 3 har fire arter hatt en svak til tydelig økning i de forsurete innsjøene. I noen tilfeller er denne framgangen godt dokumentert om man går nøyer inn på vegetasjonsbeskrivelsene.

Krypsiv (*Juncus bulbosus*) var registrert i alle innsjøene før forsuring, og var iallefall stedvis vanlig. Imidlertid er det klare holdepunkter for at arten har gått fram i 3 av de 7 innsjøene som ble undersøkt i 1950 eller før. Den ene av disse innsjøene (Homsvatn) hadde riktignok vært påvirket av kalking i to år da den ble re-undersøkt i 1991, men de store arealene med krypsiv-vegetasjon ble i 1991 vurdert å være eldre enn to år.

Den best dokumenterte økningen av krypsiv har skjedd i Gjerstadvatn. Denne langsmale innsjøen var over store deler (særlig gjennom de trangere sundene, samt nær utløpsosen) i 1991 dominert av kraftig, høyvokst krypsiv, mens denne planten ikke ble angitt som spesielt vanlig i 1937, men bare ble nevnt på lik linje sammen med en rekke andre kortskuddsplanter (Braarud & Aalen 1938). Krypsiv-økningen ble antydnet allerede av Wærvågen (1985), basert på registreringer i 1982. Krypsiv-vegetasjonen var da meget kraftig utviklet i det nedre hovedbassenget, og vegetasjonstypen synes i grove trekk å ha stabilisert seg - eller økt noe - den siste tiårs-perioden.

Krypsivet har også gått fram i Hofsdalvatn, men her bare helt lokalt. Ved undersøkelsen i 1937 var arten ingensteds særlig framtrædende eller dominerende. Med etpar unntak stemmer dette godt med situasjonen i 1991: Krypsivvegetasjonen manglet ofte helt i den ordinære strandsoneringen, og opptrådte kraftig og velutviklet kun i tilknytning til to gruntområder h.h.v. i det søndre og nordre bassenget av innsjøen. Gruntområdet i nord er beskrevet i detalj av Braarud & Aalen (1938), og av dette framgår at krypsivet her må ha ekspandert bl.a. på bekostning av bestander av vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*), buntsivaks (*Eleocharis multicaulis*) og kortskuddsvegetasjon.

Horntorvmose (*Sphagnum auriculatum*) opptrådte med mattedannende dypvannsbestander i tre av innsjøene. Så langt man kan tolke de eldre arbeidene, har det også tidligere vært rikelig med torvmose her, og det er ingen holdepunkter for at denne dypvannsvegetasjonen har ekspandert i noe større omfang. Imidlertid ble det i 1991 i den nordligste bukta av Hofsdalsvatn registrert svært frodige torvmosematter også langt inn på gruntområdene. Disse iøynefallende mattene dekket store arealer og så stedvis ut til å overvokse kortskuddsvegetasjonen, og dagens omfang står ikke i samsvar med beskrivelsen hos Braarud & Aalen (1938): "Isoetidene danner matter av noe varierende sammensetning, i enkelte bukter sterkt iblandet moser: *Sphagnum* og *Drepanocladus*-arter". Videre beskrives den aktuelle bukta i nord mer i detalj, uten at torvmose-vegetasjon blir nevnt spesielt. Det virker derfor nokså entydig at det her har skjedd en torvmose-ekspansjon. Forøvrig ble horntorvmose registrert i 7 av 8 innsjøer i 1991, men i flere tilfeller med svært små forekomster av driv-eksemplarer, som kan stamme fra bekke- eller kant-vegetasjon. Slike forekomster kan være oversett i de eldre arbeidene.

Småblærerot (*Utricularia minor*) er ingen vanlig art i materialet, og opptrer med spredte, små bestander. Den ble imidlertid i 1991 registrert i alle 8 innsjøene, mot bare 4 i de tidligere undersøkelsene, og bare i 2 av innsjøer som ble undersøkt før 1952. Denne arten har neppe vært oversett på tilsvarende måte som eventuelle enkelt-eksemplarer av torvmose, og den betydelige framgangen må derfor antas å være reell (særlig fordi det er registrert en tilsvarende tilbakegang av storblærerot, og disse artene er lette å skille).

Botnegras (*Lobelia dortmanna*) er også registrert med en viss framgang i flere innsjøer, fra tidligere "vanlig" til nå (sterkt) "dominerende". Det er imidlertid i flere tilfeller vanskelig å tolke hyppighetsangivelsen av botnegras hos Braarud & Aalen (1938), slik at denne utviklingstendensen er beheftet med usikkerhet. Det er likevel påfallende at botnegras hos Braarud & Aalen som regel nevnes på lik linje med andre kortskuddsplanter som tjønngras (*Litorella uniflora*) og mykt brasmegras (*Isoetes setacea*), mens disse idag spiller en mer underordnet betydning, særlig på grunt vann. Det kan derfor synes som det har skjedd en viss forskyvning i dominansforholdene i kortskuddsvegetasjonen, og at muligens arter som tjønngras har gått noe tilbake på bekostning av botnegras.

4. SAMMENFATTENDE VURDERING AV DE ENKELTE VEGETASJONSELEMENT

4.1 Kortskuddsvegetasjon

Resultatene fra Norge står i kontrast til situasjonen slik den er beskrevet i Mellom-Europa. Mens man i Nederland har funnet at kortskuddsvegetasjonen (herunder ikke medregnet krypsiv eller "pusleplanter") bare kan greie seg i en kort periode når pH synker under 5.0 (Arts 1990a), har man i Norge (på Sørlandet) et mer eller mindre intakt - og ofte svært frodig - kortskuddssamfunn etter 20-30 års kraftig forsuring. En regional undersøkelse fra Finland (Kenttämies m. fl. 1985, Heitto 1990) viser også en intakt kortskuddsvegetasjon i sure innsjøer, men disse er gjennomgående ikke like sterkt forsuret som våre Sørlandsinnsjøer.

Våre data synes å være de eneste (publiserte) observasjoner så langt i Europa som indikerer at kortskuddsplantene i regional målestokk kan greie å opprettholde livskraftige bestander i sterkt, vedvarende forsurete forekomster med pH-verdier i intervallet 4.3-5.0 (jfr. også Rørslett og Brettum 1990). Dette elementet forekommer i Norge også i naturlig sterkt sure lokaliteter (med pH ned til 4.6), med tilsynelatende vitale individer. Både tidsserie-materialet og den regionale sammenstillingen indikerer faktisk at en viktig art som botnegras (*Lobelia dortmanna*) er mest hyppig og dominerende i de forsurete innsjøene. Tidsserie-materialet viser imidlertid også at kortskuddsvegetasjonen lokalt kan bli overvokst og utradert av andre vegetasjonstyper etter forsuring. Muligens kan dette være en langsomt tiltagende utvikling på lang sikt, men en dramatisk korttidseffekt på denne vegetasjonen synes iallefall å kunne avkrefte for norske forhold.

"Pusleplanteelementet" (av kortlevete dvergplanter) ser ut til å være langt mere forsuringsfølsomt enn de øvrige og mer vanlige kortskuddsplantene. I vårt materiale har pusleplantene en tålegrense omtrent ved pH 5.5, mens det ikke er funnet noen tålegrense for de langlevete isoeidene. Mye tyder på at disse dvergplantene, sammen med vanlig tusenblad (kap. 4.3) er de høyere plantene som har blitt kraftigst påvirket av forsuringen i våre vassdrag.

Den mest omfattende og hittil viktigste makrofyttundersøkelsen av forsurete vann på Sørlandet ble utført av Halvorsen (1977). Hennes rapport gir en grundig dokumentasjon på at kortskuddsvegetasjonen på det tidspunktet fortsatt var det dominerende elementet i de forsurete innsjøene. Det er derfor en ren misforståelse når det framføres i enkelte, sentrale internasjonale arbeider (f.eks. Farmer 1990, s. 224) at Halvorsen (1977) dokumenterer tilbakgang av kortskuddsplanter i Norge. Derimot framgår av Halvorsens rapport at kortskuddsvegetasjonen først og fremst opptrådte i eksponerte, samt noe dypere områder, med mere dominans av krypsiv og flytebladsplanter i beskyttede områder. Denne vegetasjonsfordelingen er godt i overensstemmelse med det som er beskrevet også fra før forsuringen satte inn (Braarud & Aalen 1938, Andersen 1952).

I Nederland er det blitt anført tre mulige årsaker til tilbakegang av kortskuddsplanter; økt konkurranse, endrete substratforhold og fysiologisk inaktivering/hemming (jfr. Arts m. fl. 1989). Betydningen av disse forholdene skal i det følgende vurderes i lys av resultatene fra Norge:

Konkurransforhold: Kortskuddsvegetasjonen synes normalt ikke å ha fått noen betydelig økt konkurranse i norske forsurete innsjøer. Torvmose-matter, samt algematter som kan tenkes å overvokse kortskuddsvegetasjonen, er i liten grad observert, eller er som regel begrenset til (svært) dype områder. Tett, "aggressiv" teppevekst av krypsiv synes også å være knyttet til bestemte habitater, slik at det normalt foreligger en habitat/nisje-differensiering mellom krypsiv og den "ekte" kortskuddsvegetasjonen (jfr. kap. 4.2).

Substratendringer: Slike endringer, pga. redusert nedbrytning kan muligens gi utslag i mindre vannforekomster, men i større innsjøer med mer omrøring vil antageligvis sedimentasjonsområdene av omfang bli omtrent som før, og vil derfor i liten grad påvirke kortskuddsvegetasjonen. En annen situasjon er imidlertid i områder med sterk framvekst av krypsiv. Observasjoner bl.a. fra regulerte vassdrag indikerer at framvekst av krypsiv ofte er ledsaget av en betydelig akkumulering av organisk materiale. Her vil kortskuddsvegetasjonen etterhvert forsvinne, særlig stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*), som i nedmudrete krypsivbestander bare forekommer som store, eldre individer uten ny rekruttering (jfr. Rørslett m. fl. 1990). Observasjoner fra Nederland indikerer at kortskuddsplantene ikke spirer i anaerobt, organisk krypsiv-sediment, selv etter at krypsivet er fjernet (J. Roelofs, pers. medd.).

Fysiologisk inaktivering: Det synes ikke å foregå noen betydelig veksthemming, inaktivering eller skadedannelse hos disse plantene ved lave pH-verdier (4.5-5.0) i Norge, hverken i forsurete lokaliteter, eller i naturlig sure, hvor plantene har eksistert lenge under så lave pH-verdier. Disse observasjonene er også i tråd med enkelte laboratorieforsøk med botnegras (*Lobelia dortmanna*) som bare viste inaktivering ved pH 4.0 (Laake 1976, Hendrey m. fl. 1976). Reduserte veksthastigheter er observert ved noe høyere pH, men disse plantene er tilpasset å vokse sakte, og kan øyensynlig overleve hvis de unngår for sterk konkurranse. I kanadiske undersøkelser ble det ikke funnet systematiske forskjeller i produktivitet av biomasse for botnegras innenfor pH-intervallet 4.3 - 6.7 (France & Stokes 1988, Hunter m. fl. 1986). Foreløpige resultater fra vekstforsøk innenfor HUMEX-prosjektet i det sterkt sure Skjervatjern ved Førde, indikerer at botnegras såvel som stivt brasmegras vokser meget godt både generativt og vegetativt ved pH 4,6 (Johansen & Brandrud 1992).

Som en konklusjon kan en antyde at det synes å være et komplekst sett av årsakssammenhenger som ligger bak et sammenbrudd i kortskuddsvegetasjonen slik det er beskrevet fra Nederland (jfr. bl.a. Farmer 1990), og at denne årsakskombinasjonen ikke er tilstede i Norge. Sikkert er det ihvertfall at de kjemiske endringene ved forsuring ikke nødvendigvis er nok for å overskride tålegrensene for denne vegetasjonstypen, og at den fysiologiske tålegrensen m.h.p. forsuring ennå ikke er nådd i Norge (Sørlandet). Med andre ord, disse plantene kan opprettholde livskraftige bestander ved pH < 5.0 hvis de har egnet substrat og ikke har for stor konkurranse fra andre bentiske planter. Dette er også i tråd med vurderingene i Rørslett og Brettum (1990), i et større, autøkologisk arbeid over brasmegras-artene.

Dermed framstår også konkurranse-hypotesen som den mest sannsynlige enkelt-forklaringen på tilbakegangen i Nederland (og andre land i Mellom Europa). De fleste forsurete innsjøer i Nederland er små, grunne og beskyttede, og derfor vil antageligvis ofte hele/store deler av bunnarealet være tilgjengelig for krypsiv-etablering. Vannforekomstene er dessuten ofte isolerte, med liten tilførsel av spredningsenheter utenfra. Slike forekomster vil være særlig sårbare for endringer. Dessuten kan man tenke seg at Nederland representerer et mindre optimalt klima for disse artene, og at dette kan være med på å forklare at bestandene her er mer sårbare enn i Norge.

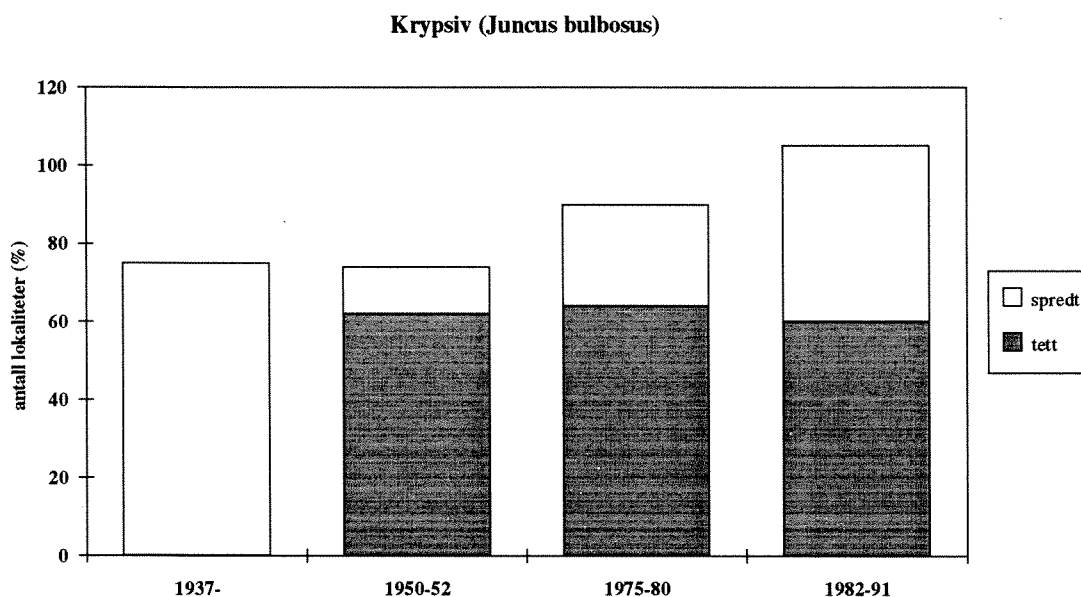
4.2 Krypsiv

I internasjonal forsuringsslitteratur er det ofte henvisning til to norske arbeider for å dokumentere vegetasjonsendringer generelt, og spesielt framvekst av krypsiv i forsurete områder på Sørlandet (jfr. bl.a. henvisninger i Farmer 1990, Arts 1990a, Roelofs 1983, Svedäng 1990, Roberts m. fl. 1985). Går man de omtalte norske arbeidene etter i sømmene, foreligger det imidlertid ingen dokumentasjon av forsuringsrelaterte vegetasjonsendringer.

Det ene arbeidet som ofte siteres er Halvorsen (1977), som er publisert på norsk, og det andre arbeidet er en zoologisk undersøkelse som berører botaniske forhold i noen få linjer (Nilssen 1980).

Halvorsen (1977) undersøkte 25 vann i Agder, og kunne påvise at krypsiv var en av de 2-3 dominerende artene i materialet. Hun beskrev også et eget samfunn dominert av krypsiv (såkalt Fluitans-samfunn, oppkalt etter en av vannformene av krypsiv; *Juncus bulbosus* f. *fluitans*), karakteristisk for de sure(ste) Sørlandsinnsjøene. Imidlertid kunne hun ikke påvise noen framvekst av denne planten, tvert i mot konkluderte hun med at det ikke hadde skjedd merkbare endringer i løpet av 40 år i en del innsjøer som tidligere var blitt undersøkt av Braarud & Aalen (1938). Både Braarud og Aalen (1938) og Andersen (1952) beskriver kraftig dominans av krypsiv i Sørlandsinnsjøer fra tidspunkter før forsuringen satte inn for alvor. Våre re-undersøkelser av endel av disse innsjøene i 1991 viser imidlertid at krypsiv på enkelte lokaliteter nok har ekspandert, men dette er ikke det typiske og normale mønsteret.

I Figur 8 er forsøkt antydning av en regional tidsutvikling for krypsiv på Sørlandet, basert på det totale, tilgjengelige materialet fra de forskjellige periodene, hvilket omfatter i hovedsak de ovenfornevnte regionale studier. Dette materialet har den hovedsvakheten at det er forskjellige innsjøer som er undersøkt innenfor hver tidsperiode, men indikerer ihvertfall ingen tydelig, regional økning i krypsivforekomstene fra før krigen og fram til idag. Artens utbredelse i Sørlandsvassdragene kan med noenlunde sikkerhet fastslås å være lite endret de siste 50 årene: Krypsiv er, og har antageligvis alltid vært utbredt i de fleste vann (ca 75-90 %) på Sørlandet. I våre 8 tidsserie-innsjøer opptrådte krypsivet, - tidligere som nå, med 100% frekvens i materialet.



Figur 8. Frekvens av krypsiv i lavlandsinnsjøer (< 500 m oh.) på Sørlandet i fire perioder, 1937 (n=40 innsjøer), 1950-52 (n=16), 1975-80 (n=52) og 1982-91. Tett krypsivvegetasjon innebærer at arten er vanlig til (lokalt) dominerende i innsjøen. Oppstillingen er basert på Braarud & Aalen (1938), Andersen (1952), Halvorsen (1977), Drangeid & Pedersen (1982), Drangeid (1984), Kroglund (1982), Vøge (1988) og egne observasjoner (jfr. kap. 3.3).

Den kvantitative forekomsten av krypsiv kan være endret noe mer. Ifølge Figur 8 har "tett krypsivvegetasjon" på Sørlandet ikke økt siden 1950, men materialet er noe begrenset og av ujevn kvalitet på de forskjellige tidsperiodene (det største og mest nøyaktige materialet er for perioden 1975-80). I vår tidsserie-studie ble krypsiv registrert som vanlig eller stedvis dominerende i 6 av 8 innsjøer (dvs. 75%) i 1991, mot bare 3 av 8 i tidligere undersøkelser. Dette indikerer at krypsiv-tettheten kan ha økt noe etter forsuring, iallefall lokalt, selvom dette ikke er fanget opp i det regionale materialet. Egne, spredte observasjoner fra enkelte sterkt belastede områder, f.eks. Grimstad-granitt-området i Åmli

(Aust-Agder) og anortositt-området ved Egersund (Rogaland) tyder på høyere krypsiv-tetthet i disse områdene enn det som framkommer i Figur 8, men dette gjenstår å dokumentere med tilstrekkelig tallmateriale.

Tidsstudier som påviser en kraftig ekspansjon av krypsiv er kjent også fra Norge, nærmere bestemt fra Otra, Aust-Agder. I Otra ovenfor Vennesla har det imidlertid ennå ikke skjedd noen merkbar forsuring, derimot har tilgroingen her sannsynligvis sammenheng med reguleringen av vassdraget pga stabilisering av vannstand (Rørslett 1988, Rørslett m. fl. 1990). Kraftig forøket krypsivvekst synes også å være et fenomen i tilknytning til kalkede innsjøer på Sørvestlandet (pers. obs., samt data fra miljøvern avdelingen hos Fylkesmannen i Rogaland), men dette blir undersøkt særskilt i et nylig igangsatt prosjekt (Brandrud & Mjelde in prep.).

Ekspansjon av krypsiv som en følge av forsuring synes tidligere i Norge bare å være dokumentert i Vegård (i enkelte bukter og sund) og Gjerstadvatn i Aust-Agder. Da disse ble inventert på begynnelsen av 1980-tallet (h.h.v. Drangeid & Pedersen 1982, Wærvågen 1985) ble det stedvis observert en større dominans av krypsiv i forhold til det som er beskrevet fra før 1950 (h.h.v. Kvifte 1941, Braarud & Aalen 1938). Utviklingen i Gjerstadvatn er ytterligere underbygget ved vår re-undersøkelse fra 1991.

På bakgrunn av rapportene om mer eller mindre massiv framvekst av krypsiv i Sverige og Nederland i forbindelse med forsuring (jfr. kap. 2.1), er det verdt å merke seg at en slik utvikling i Norge bare er dokumentert i forbindelse med to innsjøer, og her også bare i begrensede deler av innsjøen.

4.2.1 Krypsivets økologi og vekstformer

Krypsivet tåler, og synes også i noen situasjoner å bli begunstiget av (sterk) sedimentasjon (jfr. Rørslett m. fl. 1990, Braarud 1928). Dette kan forklares ved plantens spesielle voksemåte; med "skuddetasjer" oppover på de vegetative plantene. Hver etasje er en flerårig, selvstendig enhet med røtter og rosettblader som vokser videre selvom de nedenforliggende delene drukner i sediment. Dette gjør plantene velegnet i organisk, akkumulerende dy-aktig substrat, et substrat som pga dekomposisjon også er en verdifull CO₂-kilde for plantene. Det er i beskyttede områder på mer eller mindre organisk substrat arten har sitt hoved-habitat i svakt sure til (sterkt) forsurete innsjøer (jfr. bl.a. Halvorsen 1977). På mer eksponerte strender i større innsjøer kan derimot ikke arten greie seg eller den vokser dårlig, og i dette habitatet, samt på dypere vann, kan de typiske kortskuddsplantene som stivt og mykt brasmegras, botnegras og tjønngras rå grunnen mer eller mindre alene.

En observerer ofte en tilsynelatende stabil sameksistens mellom krypsiv og kortskuddsplantene i mer beskyttede områder med noe organisk substrat. Krypsivet opptrer da som regel i en bestemt dybdesone (omkring 1.5 meters dybde), i en ikke-aggressiv, kortvokst vekstform bestående av sterile basalrosetter med få eller ingen opprette skuddetasjer (jfr. Rørslett m. fl. 1990), og denne krypsiv - brasmegras - botnegras vegetasjonstypen er ofte beskrevet hos Halvorsen (1977) fra Sørlandet. Krypsivet kan derimot også opptre i en annen, og mer aggressiv vekstform på mudderbunn. Denne vekstformen er karakterisert av meget frodige, lange, flerårige, fertile skudd som når overflaten, og som tilslutt kan danne kompakte "vaser" av sideskudd med rosetter. I ekstreme tilfeller utvikles kompakte flytematter i overflaten. En slik vekstform er observert i sterkt forsurete lokaliteter (Halvorsen 1977, samt pers. obs.). Det er sjelden observert noen annen undervegetasjon i slike bestander, og det er sannsynlig at kortskuddsvegetasjonen blir "kvalt" hvis den blir overvokst av en slik vekstform.

4.2.2 Årsaker til aggressiv krypsivvekst

Årsaken til "aggressiv" vekst av krypsiv i forbindelse med forsuring er i noen grad diskutert i kapittel 2.1. Økt tilgang på CO₂ synes ifølge nederlandske undersøkelser å være en nøkkelfaktor for økt krypsivvekst ved forsuring (Roelofs et al. 1984). Det kan imidlertid tenkes at forhøyet CO₂-produksjon - hvis det forekommer - er et forbigående fenomen ved forsuring: Ved langvarig forsuring vil omsetning og dermed CO₂-produksjonen i sedimentet gå ned, og dermed burde også veksten av krypsiv gå ned. Dette kan være forklaringen på at vi i norske, langtidforsurete innsjøer oftest ser liten økning i krypsivbestandene, - i motsetning til de dramatiske korttidseffektene som er rapportert fra Sverige og Nederland (kap. 2.1).

4.3 Langskuddsvegetasjon

Likevekten når det gjelder inorganisk karbon forskyves fra bikarbonat mot karbondioksyd ved forsuring, og ved pH < 5.5 finnes ikke tilgjengelig bikarbonat i vannmassene. Dette pH-nivået synes å stemme godt overens med tålegrensen for mange langskuddsplanter (jfr. tabell 1, vedlegg) som er kjent som bikarbonat-brukere (kap. 2.2).

Imidlertid spiller langskuddsvegetasjonen generelt en kvantitativ liten rolle i næringsfattige, forsuringfølsomme innsjøer. F.eks. ser det ut til at det svakt syretålende elementet av tjønnaks-arter (*Potamogeton* spp.) (jfr. kpt. 3.2.1.3) på Sørlandet bare forekommer under marin grense, og selv der har liten utbredelse (jfr. bl.a. Braarud & Aalen 1938). En kan altså regne med at tålegrensen for dette elementet forlengst er overskredet i de forsurete områdene over marin grense på Sørlandet, men spørsmålet er om disse artene noen gang (jallefall i historisk tid) har hatt noen nevneverdig utbredelse i dette oligotrofi-området. En rekke Sørlandsinnsjøer (riktignok mange relativt høyt over havet) ble undersøkt av Andersen (1952), og han fant ikke dette elementet. Fravær av dette elementet over marin grense på Sørlandet også før forsuring kan skyldes utbredelsesmønstre; artene synes gjennomgående å være svakt østlige (men finnes i alle landsdeler), eller at disse artene krever noe mer ionerikt vann og/eller ionerikt sediment enn det som har vært tilgjengelig i grunnfjellsområdene på Sørlandet. Uansett må en anta at dette elementet er truet av forsuring i områdene under marin grense på Sørlandet, og i forsuringutsatte områder på Østlandet, og *Potamogeton*-elementet ser ut til å falle ut når pH kommer under 5.5/6.0.

Det finnes også enkelte langskuddsplanter, f.eks. vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*), som er noe mer syretålende (i kap. 3.2.1.1.2 betegnet som "moderat" syretålende). Vanlig tusenblad er ifølge vårt materiale den mest utbredte langskuddsplanten i næringsfattige innsjøer, og dette gjør arten meget godt egnet som indikatorart på biologiske forsuringseffekter. Ifølge eldre undersøkelser synes det som denne arten fantes spredt over marin grense på Sørlandet før forsuring (Andersen 1952, Kvifte 1941). I dag ser det ut til at arten er meget sjelden eller utgått i de forsurete områdene (jfr. bl.a. Halvorsen 1977, Drangeid & Pedersen 1982). Vår tidsserie-undersøkelse dokumenterer tilbakegang og bortfall av vanlig tusenblad fra flere innsjøer, og underbygger således den forsuringfølsomheten og toleranse-grense som framtrer i det regionale materialet. Disse resultatene er også i overensstemmelse med utenlandske undersøkelser (kap. 2.1).

Vanlig tusenblad framstår dermed som det best dokumenterte eksemplet på en iøynefallende, høyere vannplante som har nådd sin tålegrense i oligotrof-området på Sørlandet, og som grunnet forsuring er iferd med å forsvinne fra hei-områdene. Øvre Otra synes nå å være det eneste vassdraget (over marin grense) i denne landsdelen der arten fortsatt har opprettholdt større, levedyktige bestander (jfr. Rørslett m. fl. 1990). Dette vassdraget er imidlertid ikke vesentlig forsuret (ovenfor Vennesla).

I vår tidsserie-undersøkelse framtrer også storblærerot (*Utricularia vulgaris*) som en art som har gått tilbake etter forsuring (tab. 3). Ifølge den regionale sammenstillingen er imidlertid arten registrert i flere (sterkt) forsurete innsjøer, og det trengs trolig et større materiale for sikkert å kunne fastslå tålegrenser for denne arten. Blærerot-artene er forøvrig avvikende på flere måter som langskuddsplanter, og er bl.a. ikke kjent som bikarbonat-brukere. De nærstående artene småblærerot (*Utricularia minor*) og gytteblærerot (*Utricularia intermedia*) er sterkt syretålende, og småblærerot synes til og med å være begunstiget av forsuring (tab. 3). Storblærerot foretrekker vanligvis mer næringsrike vannforekomster enn sine slektninger, og muligens er denne planten begrenset av næringsmangel i (sterkt) forsurete vassdrag.

4.4 Mosevegetasjonen

Vannmosene synes generelt å oppta snevrere intervaller langs pH-gradienten enn de høyere vannplantene (dvs. de har smalere nisjer langs denne gradienten) (jfr. tab. 1, vedl.). Dette innebærer at de må antas å være følsomme overfor pH-endringer, herunder forsuring. Mosene viser i hovedsak to typer av respons: De vannboende torvmosene og levermosene har sitt optimum i den sure delen av skalaen (pH < 5.5), mens bladmosene (med unntak av gråmoser; *Racomitrium* og bjørnemoser; *Polytrichum*) er begrenset til den svakt sure/nøytrale delen av skalaen. Bladmosene synes å ha sitt optimalområde ved pH > 6.0 (-5.5), dvs. i lite eller ikke forsurete vassdrag, og forekommer sjelden ned til pH 5.0(-4.5).

Våre vanligste arter i slekten elvemose (kjølelvrose, *Fontinalis antipyretica*, og duskelmose; *F. dalecarlica*) ser nå ut til å være nærmest fraværende i de mest forsurete områdene på Sørlandet (jfr. bl.a. Moss & Næss 1981 for Tovdalsvassdraget, Pedersen & Drangeid 1984 for Lyngdalsvassdraget), og forekommer vanlig bare i mindre forsurete vassdrag som Suldalslågen (Rørslett m. fl. 1989) og deler av Otra (Rørslett m. fl. 1990). På Vestlandet er disse artene vanlige f.eks. i den lite påvirkede Eksingedalselva (Brandrud m.fl. 1992), mens de ikke er registrert i det forsurete nabovassdraget Modalselva (Mjelde og Rørslett 1987), noe som riktignok også kan skyldes hydrologiske og substratmessige forhold.

Selvom det er sparsomt med data om disse artene fra Sørlandselvene fra før de ble forsuret, kan man anta at disse lite næringskrevende artene tidligere hadde en betydelig utbredelse på Sørlandet, slik de idag synes å ha nesten overalt ellers i landet, og at de nå har gått tilbake og stedvis gått helt ut i disse områdene på grunn av forsuring. Tålegrensene for disse artene synes overveiende å stemme overens med tålegrensene for fisk, iallefall mer følsomme fiskeslag som ørret (jfr. bl.a. Lien m. fl. 1989), og en kan derfor i grove trekk anta at området med fiskedød og "elvemosedød" på Sørlandet er omtrent sammenfallende.

Elvemosene angis i enkelte floraer og vannkvalitetsundersøkelser å være forurensningstolerante (jfr. bl.a. Hallingbäck & Holmåsen 1985), men dette dreier seg sannsynligvis utelukkende om en eutrofieringstoleranse (Lindstrøm 1989), og iallefall ikke en forsuringstoleranse.

Elvemosene kan også opptre som mattedannende på bløtbunn i innsjøer, men her er vrangklomose (*Drepanocladus exannulatus*) vel så vanlig. Denne ser ut til å ha lignende pH-krav som elvemosene (tab. 1, vedl., jfr. også Malme 1978), og har trolig også nådd sin tålegrense på Sørlandet. Av mer krevende arter kan nevnes makkrose (*Scorpidium scorpioides*) som trives best i noe mer elektrolyttrike innsjøer omkring nøytralpunktet (jfr. Brettum 1971), eller helst i kalksjøer (Mjelde & Brandrud 1990), og denne har nok aldri hatt noen nevneverdig utbredelse på Sørlandet (jfr. Andersen 1952).

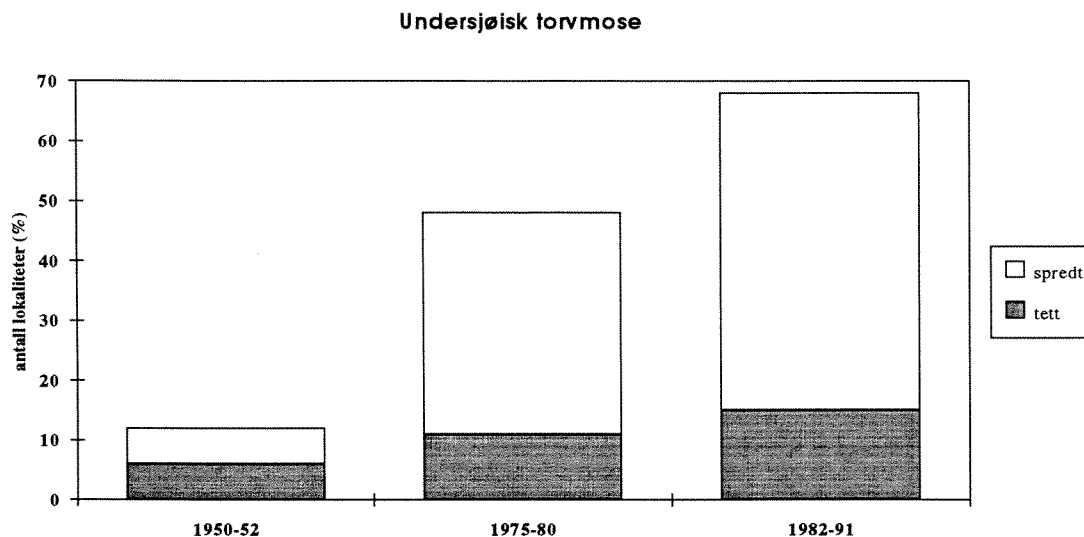
På bløt innsjøbunn synes det bare å være torvmosene som greier seg ved forsuring (se kap. 4.5).

De elveboende mosenes egnethet som indikatorarter overfor eutrofiering er godt dokumentert i Norge (jfr. f.eks. Lindstrøm 1989), mens disse mosenes indikatorverdi overfor forsurening i liten grad tidligere har vært påvist. Det viktigste unntaket her er Drangeid & Pedersen (1984) som påviste at dominans av nyremose (*Nardia compressa*) var begrenset til utpreget sure lokaliteter i Lyngdalsvassdraget (pH 4.4-5.5), og forfatterene introduserte begrepet *Nardia compressa*-elver om forsurete Sørlandsvassdrag. Slike sure *Nardia*-elver og bekker er seinere beskrevet av bl.a. Steinnes og Hveem (1985) og Bendiksen (1988). Bekketvebladmose (*Scapania undulata*), som i Wales ble anført som indikator-art for de sureste vassdragene, ble av Drangeid & Pedersen (1984) funnet i de minst sure bekkene/elveavsnittene i Lyngdalsvassdraget (pH 5.5-6). Våre resultater fra et større regionalt materiale er rimelig i samsvar med dette; det er en viss forskyvning i pH-optima mellom nyremose (optimal pH 4.5-5.5) og bekketvebladmose (optimal pH 5.0-6.5). Imidlertid synes ikke denne forskyvningen å gjelde for andre deler av Vest Europa, da Ormerod m. fl. (1987) i Wales fant at begge artene hadde høyest frekvens i pH-gruppen 4.5-5.0. Ifølge Satake (1989) som undersøkte bekketvebladmose i sure til ekstremt sure vassdrag i vulkanske områder i Japan, har arten her en nedre tålegrense ved pH 3.9, og i ett tilfelle fra Rocky Mountains er bekketvebladmose registrert med rikelige forekomster ved pH 3.75 (Mc Knight & Feder 1984).

4.5 Undersjøisk torvmose

I Figur 9 er det forsøkt antydnet en regional tidsutvikling av innsjø-torvmose på Sørlandet 1950-90, basert på en gjennomgang av de regionale undersøkelsene som har inkludert vannmosevegetasjon på en antatt forsvarlig måte (jfr. Brandrud 1991). Med alle de begrensningene dette heterogene materialet har, synes iallefall forekomster med mattedannende torvmose (trolig kun horntorvmose; *Sphagnum auriculatum*) å være godt dokumentert, og større mosematter kan neppe tenkes å være helt oversett i undersøkelsen, (eventuelt bortsett fra rene dypvannsforkomster). Ifølge Figur 9 kan frekvensen av mattedannende torvmose synes å ha økt noe, fra 6% i perioden før 1950 (2 av 33 innsjøer) til h.h.v. 11% og 12% for periodene 1975-80 og 1982-90. Imidlertid er det forskjellige innsjøer fra forskjellige del-områder som er inkludert i undersøkelsene, slik at tallene ikke er direkte sammenliknbare. Lokalt kan nok også andelen innsjøer med mattedannende torvmose være noe høyere, i vårt tidsseriemateriale ble mattedannende torvmose registrert i 3 av 8 innsjøer, og det er grunn til å anta at det var matter her også tidligere. I tidsseriematerialet hadde torvmosematterne økt sin utbredelse i én av innsjøene.

En kan merke seg at spredte, enkeltstående individer av undersjøisk torvmose er registrert i en langt større andel av materialet. Denne prosentandelen er beheftet med betydelig usikkerhet og kan være underestimert i deler av materialet. Enkeltskudd eller små bestander av torvmose er lett å overse, men registreringene omfatter på den annen side også myrarter som ikke antas å kunne trives i vann, og som antageligvis representerer tilfeldig drivmateriale som kan greie seg en viss tid på innsjøbunnen. I tidsserie-materialet ble enkelt-eksemplarer av "ekte innsjøtorvmose" (horntorvmose) registrert i 7 av 8 innsjøer.



Figur 9. Frekvens av undersjøisk torvmose (overveiende hornormose; *Sphagnum auriculatum*) i lavlandsinnsjøer på Sørlandet i tre perioder, 1950-52, 1975-80 og 1982-90. Oppstillingen er basert på Andersen (1952), Halvorsen (1977), Drangeid (1982), Drangeid & Pedersen (1984), Vøge (1988) og egne observasjoner (jfr. kap. 3.3).

Omfattende, mattedannende undersjøisk torvmose er dokumentert i et titalls tilfeller i forsurete områder på Sørlandet; Steinevatn i Sokndalsvassdraget (betydelig torvmosedekning; Drangeid 1984), Rossevatn og Skolandsvatn i Lyngdalsvassdraget (Pedersen 1973, Pedersen & Drangeid 1984), Selura ved Flekkefjord (pers. obs.), Oggevann i Tovdalsvassdraget og Åsvann i Vegårdsvassdraget (Halvorsen 1977), Venneslafjorden i Otravassdraget (torvmose dominerer på dypt vann; ingen endring 1976-85; Rørslett 1986), Gjerstadvatn i Gjerstadvassdraget og Hofsdalsvatn i Gjevingvassdraget (jfr. tidsserieundersøkelsen) og samt Hovnesvatn og Fotlandsvatn i Egersundsområdet (Vøge 1988). Bare i de sistnevnte undersøkelsene (Hofsdalsvatn, Hovnesvatn og Fotlandsvatn) foreligger det observasjoner over tid som indikerer at torvmosene er på framvekst og kan overgro den opprinnelige vegetasjonen (jfr. tidsserieundersøkelsen, samt observasjoner 1982-1986 i Vøge (1988)).

Tilgjengelige litteraturdata fra Norge er i tråd med data fra Nord-Amerika og Finland, og gir ikke grunnlag for å postulere noen dramatisk ekspansjon av undersjøisk torvmose, slik det er rapportert fra Vest-Sverige (og Nederland). Det er særlig tre forhold som underbygger en slik konklusjon:

- 1) Data fra en rekke forsurete innsjøer (pH 4.5-5.5) på Sørlandet fra perioden 1975 til 1990 indikerer at undersjøisk torvmose spiller en underordnet rolle, og at mattedannende bestander finnes i mindre enn 15% av materialet (fig. 9).
- 2) Data fra før forsuring viser at torvmose også tidligere var tilstede på Sørlandet, i enkelte tilfeller også mattedannende, ved pH omkring 6 (Andersen 1952, Kvifte 1949, jfr. også tab. 3 og fig. 9).
- 3) Data fra ikke-forsurete områder på Nord-Vestlandet, viser at undersjøisk torvmose her har en minst like høy frekvens som i de forsurete Sørlandinnsjøene (forekommer tildels vanlig i 16 av 23 innsjøer, med pH 5.3-7.2, jfr. Malme 1978). I enkelte tilfeller kan denne torvmosevegetasjonen bli meget kraftig, og danne mer enn 50 cm høye tepper (Skjervatjern, Førde, jfr. Gjessing 1991).

Med andre ord synes undersjøiske torvmoser å være et naturlig element i norske, oligotrofe, sure/svakt sure sjøer, med vid utbredelse iallefall i oseaniske strøk på Sør- og Vestlandet. Torvmosematter som et dominerende trekk i vannvegetasjonen synes derimot å være relativt sjelden, og der det forekommer slike matter er disse ofte begrenset til dypere områder, gjerne nedenfor dybdegrensen for kortskuddsvegetasjonen.

4.5.1 Genetiske og økologiske egenskaper hos undersjøisk torvmose

Felles for de fleste observasjonene av torvmose-ekspansjon er at tilgroingen synes å kunne skje meget hurtig, med dannelse av tette og tildels høye tepper i løpet av noen få år. Dette er også i tråd med populasjonsstudien fra Gårdsjön (Grahn 1988), som kunne dokumentere veksthastigheter opp til 8 cm pr. år ved pH < 5.0, noe som er usedvanlig høyt sammenliknet med torvmoser i myr. Ut i fra disse data burde de undersjøiske torvmosene forlenget ha oppfylt sin nye nisje i de sterkt forsurete innsjøene på Sørlandet, og det virker derfor vanskelig å forklare at vital, mattedannende torvmose bare skal forekomme i en liten del av de ellers tilsynelatende nokså likartede innsjøene, spesielt fordi undersjøisk torvmose er tilstede som enkeltindivider i et flertall av lokalitetene.

En sannsynlig forklaring på misforholdet mellom tilstedeværelse av torvmose (som er vanlig) og forekomst av aggressiv, mattedannende torvmose (som er sjelden), kan være at det i Skandinavia kun er et fåtall, og sannsynligvis bare en art eller artskompleks (horntorvmose, *Sphagnum denticulatum* coll. = *S. auriculatum* coll.) som er istand til å etablere vitale, langlevete undersjøiske matter som kan dominere vannvegetasjonen. En annen art, vassstorvmose (*Sphagnum cuspidatum*), kan også enkelte ganger opptre med undervannsformer (Grahn 1985, Arts 1990b), men synes da vanligvis bare å forekomme på grunt vann i særlig beskyttede lokaliteter, som en forlengelse av forekomster i torvkanten. Horntorvmose-komplekset finnes også i myrvegetasjon, og kan forekomme, men synes ikke å være spesielt vanlig i torvkantene langs vannet. Det er med andre ord bare en meget liten del av de torvmosefragmentene som føres ut i vannet som kan tenkes å etablere seg og danne et langlevet element på innsjøbunnen.

Horntorvmosekomplekset har en meget komplisert systematikk med stor form-variasjon (jfr. Dirkse 1985). Vannformene synes å skille seg morfologisk på flere punkter fra myrformene og angis ofte med egne navn. I Aust Agder forekommer to distinkte vannformer (*Sphagnum auriculatum/inundatum* f. *obesum* og f. *crassicladium*, jfr. Pedersen 1973). Det er imidlertid ikke klarlagt hvorvidt disse vannformene er rent miljøbetingete vekstformer (fenotyper) av myrformene, eller genetisk adskilte former (genotyper, økotyper) selvom flere observasjoner peker i retning av det første (vekstmodifiserbarhet i vann i forhold til på land, samt observerte gradienter i forekomst fra myr og ut i små, grunne bekkefar i myra jfr. Pedersen 1973). De fleste forfattere (bl.a. Grahn 1986, Raven 1988) forklarer torvmose-ekspansjon ved en slik spredning fra tilliggende myrreal, og i så fall må vannformene av horntorvmose være rent miljøbetingete. Det er imidlertid også mulig at vannformen(e) av horntorvmose er velavgrensete og veltilpasset(e) genetiske form(er):

- (i) Myrformene av horntorvmose har en vid økologisk amplitude, men vokser (i motsetning til andre torvmosearter som kan opptre på innsjøbunn) normalt ikke spesielt fuktig, og iallefall ikke permanent neddykket, slik at det er en påfallende tosidighet (diskontinuerlig nisjerom) i artens økologi.
- (ii) Vannformen(e) synes svært veltilpasset et liv i vann, og synes å ha et stabilt primærhabitat på dypt vann, der den gjerne danner dybdegrensen for vannvegetasjonen (registrert ned til 9 meters dybde i Venneslafjorden; Rørslett 1986, og til 10 m. i Skolandsvatnet i Lyngdalsvassdraget; Pedersen 1973).

Den tilfeldige, flekkvise opptreden av mattedannende torvmose i sure og antatt optimale Sørlandsinnsjøer kan indikere at vannformen(e) har betydelige spredningsbarrierer, og at den/de ikke kan spres over land (dvs. fra myr). Men det kan alternativt forklares ved at horntorvmose-komplekset relativt sjelden forekommer i tilgrensende myrreal.

Antagelsen av at mattedannende torvmose på innsjøbunn representerer en eller flere genetiske former forklarer imidlertid ikke den påfallende forskjell det synes å være i torvmose-tetthet mellom Vest-Svenske og sørlandske forsurete innsjøer. I begge områder synes forekomstene å tilhøre de samme

vannformer av horn-torvmose (som i Sverige går under navnet forsuringstorvmose). Muligens kan forskjeller i vannkjemi være en forklaring. Denne antagelsen blir også understøttet av observasjoner fra Nederland, der vannformene av horn-torvmose er begrenset til de noe mer næringsrike, forsurete forekomstene (Arts 1990b). Det kan derfor synes som horn-torvmosen har en tålegrense, - ikke når det gjelder surhet, men når det gjelder næringstilgang, som holder den i sjakk på Sørlandet. Horn-torvmose i myr er en rent minerogen art som vanligvis opptrer i intermedieære myrkanter/sumper med kalsiuminnhold på 1 mg/l eller mer (Pedersen 1973). En annen mulig begrensning kan være at arten, som akkumulerer aluminium, kan bli vekst-inhibert ved for høye Al-konsentrasjoner i vannet.

Den beskjedne opptreden av undersjøisk torvmose i forsurete Sørlandsinnsjøer, samt dens økologi, med tilsynelatende stabil opptreden i distinkte dybdesoner, gir grunnlag for å moderere Grahn (1986) sine dystre spådommer med hensyn til de næringsfattige, såkalte Lobelia-sjøenes framtid i Skandinavia: Det foreligger svært liten dokumentasjon for at torvmosene vil overtar kortskuddsplantenes nisje i disse innsjøene. Mattedannende torvmose synes først og fremst å være knyttet til dypvannsområder, og i de fleste norske tilfellene synes torvmosemattene å kunne eksistere side om side med velutviklet kortskuddsvegetasjon (jfr. bl.a. diskusjon i Rørslett & Brettum 1989). Torvmoseforekomster på grunnere vann synes å være mer sporadiske og antageligvis mer kortlevete, bl.a. er torvmosene langt mer følsomme for eksponering og ustabilitet enn kortskuddsvegetasjonen. Generelt må en regne med at torvmosene også vil være gjenstand for de naturlige, sykliske svingningene som vannvegetasjonen, spesielt i grunntområder, vanligvis vil være utsatt for (jfr. bl.a. Macan 1977).

Arts (1990b) påpeker at forhøyete CO₂-verdier langs innsjøbunnen (som begunstiger torvmose-veksten) kan være et forbigående fenomen, idet nedbrytningen av organisk materiale (som frigir CO₂) etterhvert blir langsommere ved langvarig forsuring. Hun antyder m.a.o. at den raske framveksten av torvmoser en har observert i tilknytning til raske pH-fall etterhvert kan bli redusert/reversert.

Grahn (1985, 1986) betegner undersjøisk torvmose som et nytt floraelement, knyttet til acido-oligotrofe sjøer, og gir på den måten et inntrykk av at dette elementet ikke fantes tidligere i naturlig sure vannforekomster. Denne oppfatningen kan klart tilbakevises, dels ved norsk materiale, som viser at undersjøisk torvmose også forekommer på uforsurete lokaliteter, spesielt i oseaniske strøk, samt i høyereliggende områder (jfr. bl.a. Malme 1978, Andersen 1952), dels ved en rekke eldre arbeider fra forskjellige områder både i Europa og Nord Amerika (jfr. Hendrey 1982).

4.6 Er tålegrensene overskredet?

Generelt er tålegrensene for våre viktigste typer av vannvegetasjon ikke overskredet i forsurete innsjøer, mens det derimot synes å ha skjedd en overskridelse m.h.p. viktige vegetasjonselement i forsurete elver. Det er spesielt elvemosevegetasjonen som synes å ha nådd sin tålegrense i forsurete vassdrag på Sørlandet, og begge de to viktigste elvemoseartene (duskelvmose og vanlig elvmose) ser idag ut til å være meget sjeldne i denne landsdelen (over marin grense). Basert på våre regionale data ser det ut til at tålegrensene for dette elementet ligger omkring pH 5.0-5.5, altså omtrent tilsvarende grensene for fiskedød.

I våre forsurete innsjøer er de typiske og dominerende vegetasjonsutformingene (kortskuddsvegetasjon og flytebladsvegetasjon) fortsatt intakte, og alle norske data tyder på at viktige arter som botnegras og stivt brasmegras vokser like godt selv etter langvarig eksponering for pH-verdier omkring 4.5. Denne mangelen på overskridelse av tålegrenser - særlig for kortskuddsvegetasjon - er ikke i overensstemmelse med tidligere antagelser i internasjonal litteratur, og må sees i sammenheng med den beskjedne eller manglende ekspansjonen av krypsiv og torvmose i forsurete områder av Norge. Vår tidsserie-studie har riktignok dokumentert at submers torvmose og (særlig) krypsiv har ekspandert på enkelte lokaliteter etter forsurening, men dette har skjedd i et langt mindre omfang enn det som har vært antatt og postulert i litteraturen, og denne ekspansjonen utgjør bare i meget begrenset grad noen trussel mot den opprinnelige vegetasjonen i forsurete innsjøer.

Selvom hovedtrekkene i vegetasjonen i forsurete innsjøer er intakte, viser tidsserie-studien at tålegrensene for enkelte sjeldnere arter er overskredet. Mest utpreget er dette for vanlig tusenblad som tidligere hadde en ganske vid utbredelse i forsuringsfølsomme områder, men som nå ser ut til å ha forsvunnet fra mange av disse.

5. LITTERATUR

- Andersen, T. 1952. Makrovegetasjonen i vann på kysten av Vest-Agder samt i høyereliggende strøk av Agder og Telemark. H.oppg. bot. Univ. Oslo; 101 s.
- Arts, G.H.P. 1990a. Deterioration of atlantic soft-water systems and their flora, a historical account. 197 pp., Meppel. (Thesis).
- Arts, G.H.P. 1990b. Aquatic bryophyta as indicators of water quality in shallow pools and lakes in the Netherlands. *Ann. Bot. Fennici* 27: 19-32.
- Arts, G.H.P., de Haan, A.J., Siebum, M.B. & Verheggen, G.M. 1989. Extent and historical development of the decline of Dutch soft waters. *Proc. K. Ned. Akad. Wetensch.* C92: 281-296.
- Arts, G.H.P., Roelofs, J.G.M. & de Lyon, M.J.H. 1990. Differential tolerance among soft-water macrophyte species to acidification. *Can. J. Bot.* 68: 2127-2134.
- Aulio, K. 1987. Rapid decline of mass occurrence of *Juncus bulbosus* in a deacidified freshwater reservoir. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 63: 41-44.
- Bendiksen, E. 1989. Napetjørnsvassdraget og tilgrensende vassdrag. *Botaniske undersøkelser. Økoforsk utredn.* 1988:18; 54 s.
- Brandrud, T.E. 1990. Enhanced growth of macrophytes in weir basins in a regulated Norwegian river. In: Barrett, P.R.F. et al. (ed.) 8th international symposium on aquatic weeds. *Proceedings EWRS, Uppsala*; 55-60.
- Brandrud, T.E. 1991. Submerged *Sphagnum* moss carpets, rule or exception in acid or acidified lakes? (in) Gjessing, E. (ed.) Extended abstract from "Førde-seminar" 1991: 12-13. NIVA-rep.
- Brandrud, T.E., Mjelde, M. og Lindstrøm, E-A. 1992. Tilgroing med vannvegetasjon i terskelbasseng i Eksingedalen, Hallingsdalselva og Skjoma. Omfang, årsaker og tiltak. NIVA-rapp. O-90136.
- Brettum, P. 1971. Fordeling og biomasse av *Isoetes lacustris* og *Scorpidium scorpioides* i Øvre Heimdalstjern, et høyfjellsvann i Sør-Norge. *Blyttia* 29(1):1-11.
- Braarud, T. 1928. Den høiere vegetasjon i Hurdalssjøen. *Nyt Mag. Naturvidensk.* 67:1-53.
- Braarud, T. & Aalen, O.J. 1938. Undersøkelser over makrovegetasjonen i endel Aust-Agder-vatn. *Nytt Mag. Naturvidensk.* 79: 1-48.
- Catling, P.M., Freedman, B., Steward, C., Kerekes, J.J. & Lefkovitch, L.P. 1986. Aquatic plants of acid lakes in Kejimikujik National Park, Nova Scotia; floristic composition and relation to water chemistry. *Can. J. Bot.* 64: 724-729.
- Corley, M.F.V., Crundwell, A.C., Düll, Hill, M.O. & Smith, A.J.E. 1981: Mosses of Europe and the Azores; an annotated list of species, with synonyms from the resent literature. *J.Bryol.* 11: 609-689.
- Dirkse, G.M. 1985. *Sphagnum* sect. *subsecunda* in Nederland. *Res. Inst. Nat. Management. Rep.* 85/2; 28 pp.
- Drangeid, S.O.B. 1984. Botaniske undersøkelser av Sokndalsvassdraget. *Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo. Rapp.* 72; 56 s.
- Drangeid, S.O.B. & Pedersen, A. 1982. Botaniske inventeringer i Vegårdsvassdragets nedbørfelt. *Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo. Rapp.* 36; 75 s.
- Eriksson, F., Hurnstrum, E., Mossberg, P. & Nyberg, P. 1983. Ecological effects on lime treatment of acidified lakes and rivers in Sweden. *Hydrobiologia* 101: 145-164.
- Farmer, A.M. 1990. The effects of lake acidification on aquatic macrophytes - an review. *Environmental Pollution* 65: 219-240.
- Farmer, A.M. & Spence, D.H.N. 1986. The growth strategies and distribution of isoetids in Scottish freshwater lochs. *Aquat. Bot.* 26: 247-258.
- France, R.L. & Stokes, P.M. 1988. Isoetid-zoobenthos associations in acid-sensitive lakes in Ontario, Canada. *Aquat. Bot.* 32: 99-114.
- Frisvoll, A.A., Elvebakk, A., Flatberg, K.I., Halvorsen, R. og Skogen, A. 1984: Norske navn på moser. *Polarflokken* nr. 1, årg. 8.
- Gjessing, E. 1991. Humic lake acidification experiment. Status September 1990, one week before start of the treatment. *HUMEX rep.* 1/91; 24 pp.

- Grahn, O. 1977. Macrophyte succession in Swedish lakes caused by deposition of airborne acid substances. *Water, Air and Soil Pollution* 7: 295-305.
- Grahn, O. 1985. Macrophyte biomass and production in Lake Gårdsjön - an acidified clearwater lake in SW Sweden. *Ecol. Bull.* 37: 203-212.
- Grahn, O. 1986. Vegetation structure and primary production in acidified lakes in southwestern Sweden. *Experientia* 42: 465-470.
- Grahn, O., Hultberg, H. & Landner, L. 1974. Oligotrophication - a self-accelerating process in lakes subjected to excessive supply of acid substances. *Ambio* 3(2): 93-94.
- Grahn, O., Sangfors, O. 1988. A comparative study of macromycetes in lake Gårdsjön, during acid and limed conditions. In: Dickson, W. (red.). Liming of lake Gårdsjön. An acidified lake in SW Sweden. National Swedish Environmental Protection Board. Report 3426: 281-308.
- Grolle, R. 1983. Hepatics of Europe including the Azores: an annotated list of species, with synonyms from the recent literature. *J. Bryol.* 12: 403-459.
- Hallingbäck, T. & Holmåsen, I. 1985. Mossor. En fälthandbok. Interpublishing; 288 s.
- Halvorsen, K. 1977. Makrofyttvegetasjonen i endel vann på Agder. SNSF-rapp. TN 36/77; 154 s.
- Heitto, L. 1990. Macrophytes in Finnish forest lakes and possible effects of airborne acidification. In: Kauppi et al. Acidification in Finland. Berlin, Heidelberg: 963-972.
- Hendrey, G.R. 1982. Effects of acidification on aquatic primary producers and decomposers. In: Johnson, R.E. (ed.) Acid rain/fisheries. Proc. Int. Symp. Acid Precip. Fish. Imp. Am. Fish. Soc. Bethesda.
- Hendrey, G.R., Baalsrud, K., Traaen, T., Laake, M. & Raddum, G. 1976. Acid precipitation: Some hydrobiological changes. *Ambio* 5(5-6): 224-227.
- Hinneri, S. 1976. On the ecology and phenotypic plasticity of vascular hydrophytes in a sulphate-rich, acidotrophic freshwater reservoir, SW coast of Finland. *Ann. Bot. Fennici* 13: 97-105.
- Hogbom, A.G. 1921. Om vitriolbildning i naturen såsom orsak till massdud i våra innsjöar. *Svensk Fiskeritidsskr.* 30: 41-55.
- Hunter, M.L., Jr., Jones, J.J. & Witham, J.W. 1986. Biomass and species richness of aquatic macrophytes in four Maine (U.S.A.) lakes of different acidity. *Aquat. Bot.* 24: 91-95.
- Hutchinson, G.E. 1970. The chemical ecology of three species of *Myriophyllum* (Angiospermae, Haloragaceae). *Limnol. & Oceanogr.* 72: 1-5.
- Jackson, S.T. & Charles, D.F. 1988. Aquatic macrophytes in Adirondack (New York) lakes: patterns of species composition in relation to environment. *Can. J. Bot.* 66: 1449-14660.
- Johansen, S.W. & Brandrud, T.E. 1992. Macrovegetation in lake Skjervatjern. Status of growth and survival experiments. HUMOR/HUMEX Newsletter 2/1992: 5-8.
- Kenttämies, K., Haapaniemi, S., Hynynen, J., Joki-Heiskala, P. & Kämäri, J. 1985. Biological characteristics of small acidic lakes in southern Finland. *Aqua Fennica* 15(1): 21-33.
- Kohler, A. & Schoen, R. 1984. Versauerungsresistenz submerser Makrophyten, erste Ergebnisse. (in:) Wieting, J. et al. Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Berlin.
- Kvifte, R.M. 1941. Undersøkelser over den høyere vegetasjon i Vegårdvann. *H. oppg. bot. Univ. Oslo*; 72 s.
- Langangen, A. 1974. Ecology and distribution of Norwegian charophytes. *Norw. J. Bot.* 21: 31-52.
- Lid, J. 1987. Norsk, svensk og finsk flora. Det norske samlaget.
- Lien, L., Henriksen, A., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1989. Tålegrenser for overflatevann - fisk og evertrebrater. Foreløpige vurderinger og videre planer. *Naturens Tålegrenser, rapp.* 3.
- Lindstrøm, E.-A. 1989. Begroingsssamfunn i Numedalslågen. En sammenstilling av observasjoner fra 1967-1986. MVU-rapp. B73-1989; 20 s.
- Laake, M. 1976. Effekter av lav pH på produksjon, nedbryting og stoffkretsloop i littoralsonen. Resultater av feltforsøk i Tovdal 1974-75. SNSF-prosjektet. Rapp. IR 29/76.
- Maberly, S.C. & Spence, D.H.N. 1983. Photosynthetic inorganic carbon use by freshwater plants. *J. Ecol.* 71: 705-724.
- Macan, T. T. 1977. Changes in the vegetation of a moorland fishpond in twenty-one years. *J. Ecol.* 65: 95-106.

- Malme, L. 1978. Floristic and ecological studies of bryophytes in some Norwegian inland lakes. *Norw. J. Bot.* 25: 271-279.
- McKnight, D.M. & Feder, G.L. 1984. The ecological effect of acid conditions and precipitation of hydrous metal oxides in a Rocky Mountain stream. *Hydrobiologia* 119: 129-138.
- Melzer, A. & Rothmeyer, E. 1983. Die Auswirkung der Versauerung der beiden Arberseen im Bayerischen Wald auf die Makromyzetenvegetation. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 54: 9-18.
- Melzer, A., Held, K. & Harlacher, R. 1985. Die Makrophytenvegetation der Grossen Arbersee - neueste Ergebnisse. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 56: 217-222.
- Mjelde, M. & Rørslett, B. 1987. Modalsvassdraget, Hordaland fylke. Konsekvenser for vannkjemiske og biologiske forhold ved utvidet regulering i Modalsvassdraget. NIVA rapp. O-87104.
- Mjelde, M. & Brandrud, T.E. 1990. Tårstadvassdraget. Botaniske undersøkelser i Tennvatn, Sommarvatn, Kjerkaugvatn, Nautåvatn og Langvatn 1990. NIVA rapp. O-90179; 13 s.
- Moss, O.O. & Næss, I. 1981. Oversikt over flora og vegetasjon i Tovdalsvassdragets nedbørfelt. *Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo. Rapp.* 23.
- Mäkirinta, U. 1989. Classification of South Swedish isoetid vegetation with help of numerical methods. *Vegetatio* 81:145-157.
- Nilssen, J.P. 1980. Acidification of a small watershed in Southern Norway and some characteristics of acidic aquatic environments. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 65: 177-207.
- 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. *Freshwat. Biol.* 18: 545-557.
- Pedersen, A. 1973. Myrvegetasjonsstudier i Austre Moland herred, Aust-Agder, med spesiell vekt på *Sphagnum*-artenes autøkologi. H.oppg. spes. bot. Univ. Oslo; 375 s.
- Pedersen, A. & Drangeid, S.O.B. 1984. Flora og vegetasjon i Lyngdalsvassdragets nedbørfelt. *Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo. Rapp.* 73; 101 s.
- Raven, P.J. 1988. Occurrence of *Sphagnum* moss in the sublittoral of several small oligotrophic lakes in Galloway, Southwest Scotland. *Aquat. Bot.* 30: 223-230.
- Roberts, D.A., Singer, R. & Boylen, C.W. 1985. The submersed macrophyte communities of Adirondack lakes (New York, USA) of varying degrees of acidity. *Aquat. Bot.* 21: 219-235.
- Roelofs, J.G.M. 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands I. Field observations. *Aquat. Bot.* 17: 139-155.
- Roelofs, J.G.M., Schuurkes, J.A.A.R. & Smits, A.J.M. 1984. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters. II. Experimental studies. *Aquat. Bot.* 18: 389-411.
- Rørslett, B. 1986. Vannvegetasjon i Venneslafjorden. Foreløpig vurdering av tilgroing 1986. NIVA rapp. O-86130; 40 s.
- Rørslett, B. 1988. Aquatic weed problems in a hydroelectric river: the R. Otra, Norway. *Regulated Rivers* 2: 25-37.
- Rørslett, B. 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquat. Bot.* 39: 173-193.
- Rørslett, B., Johansen, S.W. & Blakar, I.A. 1989. Biologiske effekter i Suldalsvassdraget fra Ulla-Førre-utbyggingen. Problem-identifisering og tiltak. NIVA-rapp. O-88050; 172 s.
- Rørslett, B., Brandrud, T.E. & Johansen, S.W. 1990. Tilgroing i terskelbasseng i Otra ved Valle. Problemanalyse og forslag om tiltak. NIVA-rapp. O-88033; 118 s.
- Rørslett, B. & Brettum P. 1990. The genus *Isoetes* in Scandinavia: An ecological review and perspectives. *Aquat. Bot.* 35: 223-261.
- Sand-Jensen, K. & Rasmussen, L. 1978. Macrophytes and chemistry of acidic streams from lignite mining areas. *Bot. Tidsskr.* 72(2-3): 105-112.
- Satake, K., Nishikawa, M. & Shibata, K. 1989. Distribution of aquatic bryophytes in relation to water chemistry of the acid river Akagawa, Japan. *Arch. Hydrobiol.* 116(3): 299-311.
- Schuurkes, J.A.A.R., Kok, C.J. & den Hartog, C. 1986. Ammonium and nitrate uptake by aquatic plants from poorly buffered and acidified waters. *Aquat. Bot.* 24: 131-146.
- Seddon, B. 1972. Aquatic macrophytes as limnological indicators. *Freshw. Biol.* 2: 107-130.

- Skjelkvåle, B.L. & Wright, D. 1990. overview of areas sensitive to acidification: Europe. Acid Rain Res. Rep. 20/1990; 22 pp.
- Steinnes, A. & Hveem, B. 1985. Vegetasjon og flora i Kilåvassdraget, Telemark. Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo. Rapp. 81.
- Steward, C.C. & Freedman, B. 1989. Comparison of the macromyphyte communities of a clearwater and a brownwater oligotrophic lake in Kejimikujik National Park, Nova Scotia. Water, Air & Soil Pollution 46: 335-341.
- Svedäng, M.U. 1988. The macrophytes in lake Änketjärn - A lake dominated by *Juncus bulbosus* L. Int. Rev. gesamen Hydrobiol. 75: 181-190.
- Svedäng, M.U. 1990. The growth dynamics of *Juncus bulbosus* L. - a strategy to avoid competition? Aquat. Bot. 37: 123-138.
- Vöge, M. 1988. Tauchuntersuchungen der submersen Vegetation in skandinavischen Seen unter besonderer Bewecksichtigung der Isoetiden-vegetation. Limnologica 19(2): 89-107.
- Wile, I & Miller, G. 1983. The macrophyte flora of 46 acidified or acid-sensitive soft water lakes in Ontario. Water Res. Branch, Ontario Minist. Environ. Rep., 35 pp.
- Wortelboer, F.G. 1990. A model on the competition between two macrophyte species in acidifying shallow soft-water lakes in the Netherlands. Hydrobiol. Bull. 24(1): 91-107.
- Wærvågen, S.B. 1985. En limnologisk studie av Gjerstadvann i Aust-Agder, med spesiell vekt på zooplanktonsamfunnets livshistorier og populasjonsdynamikk. H.oppg. spes. zool. Univ. Oslo
- Yan, N.D., Miller, G.E., Wile, I. & Hitchin, G.G. 1985. Richness of aquatic macrophyte floras of soft water lakes of different pH and trace metal content in Ontario, Canada. Aquat. Bot. 23: 27-40.3.

6. VEDLEGG

Tabell 1 (følgende sider). Samletabell over de viktigste vannplantenes frekvens i det regionale materialet, fordelt på surhetskategorier (pH-klasser). Frekvens er beregnet som % forekomst innenfor hver pH-kategori, og Nsum angir totalt antall forekomster av hver art. Arter med mindre enn 3 forekomster i materialet er utelatt. Tabellen er fordelt på 4 livsformgrupper av høyere planter, samt kransalger og vannmoser, og tabellen er sortert på stigende pH-tyngdepunkt (median pH).

Tabell 1.

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

pH		<5	5:<5.5	5.5:<6	6:<6.5	6.5:<7	>=7	Nsum
.....								
ANTALL PRØVER fordelt pr. PH ==>		15	25	24	41	41	16	162
TAXON	Median(PH)							
Utricularia spp.	5.30	7	8	3
Utricularia ochroleuca	5.99	.	.	21	13	3	13	13
Utricularia intermedia	5.99	40	.	17	13	13	7	21
Utricularia minor	6.33	20	8	25	27	35	13	38
Callitriche stagnalis	6.36	.	.	.	5	5	.	4
Callitriche hamulata	6.41	.	.	17	37	25	38	35
Potamogeton polygonifolius	6.51	.	.	5	.	3	7	3
Utricularia vulgaris	6.51	14	4	13	27	35	32	36
Callitriche palustris	6.56	.	.	21	35	40	32	40
Myriophyllum alterniflorum	6.61	7	4	13	37	81	57	62
Ranunculus trichophyllus	6.61	.	.	.	8	5	13	7
Potamogeton berchtoldii	6.75	.	.	.	10	40	25	24
Ranunculus peltatus	6.80	.	.	.	8	20	44	18
Potamogeton alpinus	6.90	.	.	5	3	35	69	27
Potamogeton gramineus	6.90	.	.	.	5	22	63	21
Potamogeton perfoliatus	6.95	.	.	.	3	20	57	18
Callitriche spp.	6.96	.	8	.	.	3	19	6
Hippuris vulgaris	7.04	.	.	5	5	10	44	14
Potamogeton praelongus	7.17	8	38	9
Potamogeton gramineus x perfoliatus	7.33	25	4
Ranunculus confervoides	7.34	.	.	.	3	.	25	5

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

pH		<5	5:<5.5	5.5:<6	6:<6.5	6.5:<7	>=7	Nsum
.....								
ANTALL PRØVER fordelt pr. PH ==>		15	25	24	41	41	16	162
TAXON	Median(PH)							
Juncus bulbosus	6.26	67	44	63	71	69	44	100
Littorella uniflora	6.31	40	20	21	37	42	25	52
Isoetes lacustris	6.31	60	20	42	71	66	38	86
Lobelia dortmanna	6.31	74	28	38	42	61	38	75
Limosella aquatica	6.41	.	.	.	10	3	13	7
Isoetes setacea	6.46	47	4	42	61	76	69	85
Ranunculus reptans	6.48	.	8	34	61	64	57	70
Subularia aquatica	6.51	7	.	25	54	61	50	62
Eleocharis acicularis	6.61	.	.	21	32	44	50	44
Crassula aquatica	6.80	.	.	.	5	10	13	8
Peplis portula	6.90	.	.	.	3	3	13	4
Elatine hydropiper	6.95	.	.	.	3	3	13	4
Alopecurus aequalis	7.10	.	.	.	10	5	57	15

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

pH		<5	5:<5.5	5.5:<6	6:<6.5	6.5:<7	>=7	Nsum
.....								
ANTALL PRØVER fordelt pr. PH ==>		15	25	24	41	41	16	162
TAXON	Median(PH)							
Lemna minor	6.85	8	7	4

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

pH		<5	5:<5.5	5.5:<6	6:<6.5	6.5:<7	>=7	Nsum
.....								
ANTALL PRØVER fordelt pr. PH ==>		15	25	24	41	41	16	162
TAXON	Median(PH)							
Nymphaea candida	4.81	40	4	.	3	5	7	11
Nuphar pumila	5.99	20	.	.	3	8	.	7
Sparganium hyperboreum	6.25	.	.	.	10	3	7	6
Sparganium angustifolium	6.31	74	44	59	61	76	63	102
Nymphaea alba coll.*	6.41	14	12	25	22	35	25	38
Nuphar lutea	6.41	54	28	30	25	54	44	61
Potamogeton natans	6.51	.	16	17	30	44	44	45
Sparganium emersum	6.75	.	.	5	.	8	13	6
Sparganium minimum	6.80	.	.	.	3	15	19	10
Polygonum amphibium	6.85	.	.	.	5	5	13	6

*: inkluderer N. candida i endel undersøkelser

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

pH		<5	5:<5.5	5.5:<6	6:<6.5	6.5:<7	>=7	Nsum
.....								
ANTALL PRØVER fordelt pr. PH ==>		15	25	24	41	41	16	162
TAXON	Median(PH)							
Nitella spp.	6.46	.	.	.	5	5	.	4
Chara spp.	6.56	.	.	.	3	5	7	4
Nitella opaca	6.61	.	.	9	18	35	25	27
Chara fragilis	6.80	10	19	7

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

pH	<5	5:<5.5	5.5:<6	6:<6.5	6.5:<7	>=7	Nsum
.....							
ANTALL PRØVER fordelt pr. PH ==>	31	39	49	66	90	189	464
TAXON	Median(PH)						
Amblystegium spp.	6.90	.	.	.	2	.	1
Blindia acuta	7.02	4	13	17	32	30	41
Bryum pseudotriquetrum	6.31	.	.	7	.	.	4
Bryum spp.	7.30	.	.	.	3	7	14
Calliergon spp.	6.70	.	.	.	2	.	1
Calliergon cordifolium	6.75	.	.	.	5	.	4
Calliergon cuspidata	6.90	.	.	2	4	1	5
Calliergon giganteum	7.10	1	1
Campylium stellatum	6.90	.	.	.	2	.	1
Chiloscyphus spp.	6.40	.	.	2	.	.	1
Dichylema falcatum	7.02	2	2
Drepanocladus spp.	6.70	.	.	.	4	.	3
Drepanocladus aduncus	6.45	.	.	2	2	.	2
Drepanocladus exannulatus	6.61	.	3	3	14	14	1
Drepanocladus fluitans	6.75	.	.	3	.	5	1
Drepanocladus trichophyllus	6.46	.	.	5	2	4	.
Fontinalis spp.	6.33	.	.	.	5	2	.
Fontinalis antipyretica	7.02	.	3	23	23	28	46
Fontinalis dalecarlica	6.90	10	13	25	32	29	34
Fontinalis hypnoides	6.30	.	.	.	2	.	.
Fontinalis squamosus	6.38	.	.	.	5	.	.
Hygrohypnum alpestre	6.93	2	1
Hygrohypnum alpinum	6.56	.	.	.	2	7	.
Hygrohypnum luridum	7.20	2
Hygrohypnum ochraceum	7.05	4	3	25	28	37	54
Hygrohypnum smithii	7.39	7
Hygrohypnum spp.	7.11	.	.	3	.	5	12
Hypnum lindbergii	6.80	2	.
Marsupella aquatica	6.29	.	11	7	14	2	.
Marsupella emarginata	5.35	4	31	13	5	.	.

Marsupella sphacelata	5.20	4	16	7
Marsupella spp.	5.40	4	6	3	.	2	.	5
Nardia compressa	5.30	33	54	15	20	2	.	52
Nardia scalaris	5.30	7	24	11
Oligotrichum hercynicum	5.35	.	6	2
Pholia gracilis	6.63	6	.	5
Polytrichum commune	5.30	4	26	3	7	.	.	16
Polytrichum longisetum	5.35	.	6	2
Racomitrium microcarpum	4.55	4	1
Racomitrium aciculare	5.72	20	24	15	13	10	.	39
Racomitrium aquaticum	5.50	4	3	5	4	.	.	6
Racomitrium spp.	6.90	.	3	.	.	8	3	13
Rhacomitrium aciculare	5.20	4	16	3	.	.	.	8
Rhacomitrium aquaticum	5.92	.	3	11	5	3	.	11
Rhacomitrium fasciculare	5.00	4	11	5
Rhacomitrium heterostichum	5.20	.	8	3
Riccardia spp.	6.40	.	.	.	2	.	.	1
Scapania dentata	6.80	2	.	1
Scapania irrigua	4.64	4	1
Scapania spp.	5.99	4	6	17	5	6	4	25
Scapania undulata	5.92	17	42	29	34	14	.	69
Schistidium agassizi	7.05	.	.	.	4	9	24	54
Schistidium alpicola	7.05	.	3	.	.	3	8	17
Schistidium alpicola var rivulare	7.32	.	.	.	2	2	5	11
Schistidium spp.	7.20	1	1
Scorpidium scorpioides	6.66	.	.	.	4	10	1	12
Sphagnum spp.	6.04	.	3	9	13	2	.	14
Sphagnum auriculatum coll.	5.80	17	20	9	13	4	1	28
Sphagnum majus	4.81	4	1
Sphagnum papillosum	4.61	10	3

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. Jaworovski, 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 forsurningsfølsomhet 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 forsurningsfølsomhet i naturlig jord. Universitetet i Trondheim, AVH (stensil).
- 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 0-89185,2.
- 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 (i trykk)
- 28 Brettum, P. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Planteplankton. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90137/E-90440, rapport-3 (i trykk)
- 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 (i trykk)

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjon

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2356-8