



0-87033

Langtidsendringer i makrovegetasjon i innsjøer i Sør-Norge

Eksempler fra Sørlandet og
Maridalsvatn ved Oslo

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undemr.:
O-87033	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3179	Nei

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0411 Oslo	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47 41) 43 033	Telefon (47 65) 76 752	Telefon (47 5) 32 56 40	Telefon (47 83) 85 280
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47 41) 44 513	Telefax (47 65) 76 653	Telefax (47 5) 32 88 33	Telefax (47 83) 80 509

Rapportens tittel:	Dato:	Trykket:
Langtidsendringer i makrovegetasjon i innsjøer i Sør-Norge. Eksempler fra Sørlandet og Maridalsvatn ved Oslo.	1.12.94	NIVA 1994
	Faggruppe:	
	Vassdrag	
Forfatter(e):	Geografisk område:	
Bjørn Rørslett	Oslo, Aust-Agder	
	Antall sider:	Opplag:
	42	

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
TVLF-programmet, NFR	

Ekstrakt:
Rapporten beskriver dokumenterte vegetasjonsendringer i endel sørnorske innsjøer i tidsrommet 1952-94, og setter disse sammen med endringer i bl.a. vannkjemi og vannstandsmanøvreringer.

4 emneord, norske

1. Langtidsendringer
2. Akvatiske makrofytter
3. Sure innsjøer
4. Vassdragsregulering

4 emneord, engelske

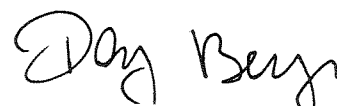
1. Long-term changes
2. Aquatic macrophytes
3. Acidic lakes
4. Hydropower development and river regulation

Prosjektleder



Bjørn Rørslett

For administrasjonen



Dag Berge

ISBN82-577-2658-3

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
OSLO

O-87033

Langtidsendringer i makrovegetasjon i innsjøer i Sør-Norge.

Eksempler fra Sørlandet og Maridalsvatn ved Oslo

Oslo, 1. november 1994

Saksbehandler:	Bjørn Rørslett
Medarbeidere:	Tor Erik Brandrud
	Bjørn A. Faafeng
	Stein W. Johansen
	Tone Jøran Oredalen

For administrasjonen: Dag Berge

Innholdsfortegnelse

Forord	i
Sammendrag	ii
1. Innledning	1
2. Undersøkte lokaliteter	4
3. Tidsendringer i vegetasjon		
3.1. Metodiske utfordringer	5
3.2. Tidsendringer på faste prøveflater i Maridalsvatn	6
3.3. Eksperimentelle studier på tidsendringer i Maridalsvatn	9
3.4. Utviklingen i Otravassdraget		
3.4.1. Venneslafjord	12
3.4.2. Kilefjord	14
3.4.3. Åraksfjord	16
3.4.4. Hartevatn	19
3.4.5. Vegetasjonstuvikling i Hartevatn etter 1982	21
3.4.6. Breivevatn	23
3.4.7. Sæsvatn - Breidvatn	24
3.5. Andre lokaliteter	27
4. Diskusjon	29
Litteratur	32

Forord

Oppgaven med å klarlegge vegetasjonsutviklingen i sørnorske vatn har pågått siden 1988, finansiert innenfor rammen av TVLF prosjektet "Langtidsendringer i makrovegetasjon i forsurede innsjøer. Fase II". De feltmessige delene av arbeidet ble stort sett avsluttet i 1992-93. Det er innsamlet betydelige mengder data som vil bli bearbeidet for publisering i egnede, internasjonale tidsskrifter. Deler av aktivitetene innenfor prosjektet er allerede brakt frem til publisering.

Arbeidet med å karakterisere tidsutvikling i vannvegetasjonen har et naturlig langsiktig perspektiv, og blir således bare mer verdifullt desto lenger tidsseriene blir. Derfor vil NIVA søke å følge opp deler av lokalitetene også i fremtiden. Bare på denne måten kan det bringes endelig klarhet i omfang og hastighet som vegetasjonsprosessene har i disse innsjøene.

Jeg har hatt hjelp av en rekke personer til den praktiske gjennomføringen av oppgaven. Knut Kvalvågnæs, Bjørn A. Faafeng og Tone Jøran Oredalen har bistått ved krevende dykkeroppgaver i ulike vatn. Tor Erik Brandrud og Stein W. Johansen har deltatt i feltarbeid på Sørlandet, og den førstnevnte har bestemt materiale av undersjøiske moser fra dette området. Stein W. Johansen og Jozsef Kotai har stått for feltarbeid og forsøk i Maridalsvatn, der også Johan Ahlfors og Arne Veidel har bidratt. En hjertelig takk rettes til alle som har deltatt.

Oslo, 1. november 1994

Bjørn Rørslett

Sammendrag

Prosjektet "*Langtidsendringer i makrovegetasjon i forsurede innsjøer. Fase II*" har siktet mot å innsamle og sammenstille vegetasjonsdata fra innsjøer i Sør-Norge, slik at en eventuell tidsutvikling i lokalitetenes plantedekke kan kvantifiseres. I første rekke er det innsjøer i Setesdal som er undersøkt, fordi man her hadde opplysninger om vegetasjonsforholdene fra 1950-52 (2 lokaliteter) og 1967-76 (5 lokaliteter). Vatna i Setesdal dekker en pH-gradient fra 5.3 til 6.6. Maridalsvatn ved Oslo har inngått som en ikke-forsuret referanse med fastrutedata som favner tidsrommet 1981 til 1993. Det har vært innsamlet og systematisert data fra en rekke andre lokaliteter i tillegg.

Innenfor rammen av prosjektet er det innsamlet data om vannvegetasjon, optiske forhold og vannkjemi. Optiske forhold vil bli fremstilt i en egen rapport, mens de øvrige data er sammenstilt her. Eksperimenter i Maridalsvatn er beskrevet kortfattet.

Høyereliggende innsjøer er funnet å ha optiske egenskaper som endres sakte fra år til annet, mens flere av lavlandsinnsjøene har vist store svingninger. Indisier er fremkommet på at forsurede innsjøer kan skifte visuell farge, og gå fra en brun til en grønn tilstand med innslag av blått. Samtidig blir undervannslyset relativt sett meget rikere på ultrafiolett (UV). Dette kan ha vidtgående biologiske konsekvenser og temaet vil bli fulgt opp i annen sammenheng.

En foreløpig analyse av de innsamlede data viser at flere vatn, spesielt i de øvre og minst påvirkede delene av Otra-vassdraget, har hatt en nokså stabil vannvegetasjon over perioder på 10-20 år, mens andre innsjøer kan oppvise betydelige variasjoner. Ekspansjon av undersjøiske torvmosematter og forekomst av mattedannende blågrønnalger er ikke et vanlig fenomen i de undersøkte innsjøene. Det finnes eksempler på tilbakegang av torvmoser også. Derimot er det åpenbart at stor forekomst av trådformede alger er svært vanlig. Det er indikasjoner på at algeforekomstene har økt i senere år, også på lokaliteter som ligger langt unna store tilførsler av sur nedbør.

Arter nevnt i utenlandsk litteratur som begunstiget av sur nedbør er krypsiv (*Juncus bulbosus*) og horntorvmose (*Sphagnum auriculatum*). Begge artene er til dels vanlige i de undersøkte innsjøene. Torvmose er funnet i innsjøer med pH > 6.0, men størst forekomst har arten i litt mer sure vatn (pH 5.5-6). Det er dokumentert ett eksempel på sikker ekspansjon av torvmose, men i den samme innsjøen er det samtidig tilbakegang for torvmose på en annen lokalitet. Krypsiv har nådd stor utbredelse i flere innsjøer i Otra-vassdraget, uten at disse er spesielt sure (pH 5.5 - 5.9). Derimot er krypsiv ikke vanlig i Herefossfjorden i Tovdal, der pH ligger vesentlig lavere (pH 4.6-5.3). Krypsiv er en opportunistisk art som kan slå seg opp ved ulike kombinasjoner av miljøfaktorer, hvorav surt vann er én, men ikke alene avgjørende, faktor.

Fastrutedata fra Maridalsvatn har dokumentert at det er naturlige svingninger i utvikling og forekomst av vannplanter. Dette er forhold som er viktige å forstå dersom man skal tolke ulikheter mellom data fra forskjellige tidspunkt og samme lokalitet. Forsøkene i Maridalsvatn viser at undervannslysklima og sannsynligvis vanntemperatur er med på å bestemme kvalitativ og kvantitativ utvikling av en art. Slike variasjoner "legger" seg over og tilslører de langsiktige utviklingstrender i plantedekket. Vegetasjonen preges i minst én vekstsesong av foregående ugunstige vekstvilkår, ifølge forsøkene i Maridalsvatn.

Vegetasjonsdata fra et stort antall innsjøer i Norden (Norge, Sverige, Finland og Danmark) er sammenstilt og analysert i forhold til miljøfaktorer. Artsrikdommen i disse nordiske innsjøene bestemmes av ett sett faktorer, som delvis er uavhengige:

- Areal: Større innsjøer er gjennomgående mer artsrike enn mindre innsjøer. Dette skyldes økt habitatdiversitet.
- Høyde over havet: Lavlandssjøer er rikere enn tilsvarende vatn i høyereliggende strøk.
- Vannstandsvariasjon: En viss fluktusjon i vannstand (1-3m årlig) begunstiger enkelte vegetasjonselementer, i sær visse kortskuddsplanter, men er fortsatt innenfor tåleområdet for permanent neddykkete arter. Over 4m årlig vannstandsending utarmes vegetasjonen meget hurtig.
- Vannkjemi: pH er den enkeltstående faktorer som påvirker artsrikdommen i størst grad. Ved pH fra 5.5 og lavere skjer det en hurtig utarming av vannvegetasjonens diversitet. Meso-eutrofe innsjøer er artsrikere enn oligotrofe vatn. Dystrofe innsjøer er fattigere enn oligotrofe, og lavest diversitet har hypertrofe innsjøer. Disse skiftningene kan føres tilbake på nærings- og lysforhold.

1. Innledning

Akvatisk makrovegetasjon omfatter karplanter, moser og større alger. Disse plantegruppene kan ha stor betydning for stoffkretsløp og økologisk balanse i akvatiske økosystemer (Hutchinson, 1975), og påvirker direkte og indirekte såvel bunnfauna som fisk ved å utgjøre beite- og skjuleområder. Vegetasjonen har også en effekt hva erosjonsdemping angår. I sur nedbørssammenheng har bl.a. vegetasjonens betydning for hydrokjemiske omsetningsprosesser vært diskutert (Grahn, 1977, 1985; Farmer, 1990; Maessen et al., 1992). Vegetasjonsendringer i samband med forsuring har vært viet stor oppmerksomhet bl.a. i Sverige (Grahn, 1977; Svedäng, 1988) og i Nederland (Arts & Leuwen, 1988; Arts et. al., 1990). Respons på bl.a. toksiske aluminiumsforbindelser i sure innsjøer har vært studert av flere forskermiljøer (Yan et al., 1985; Sprenger & McIntosh, 1989) og økofysiologisk tilpasning er antydning å være viktig for enkelte arter (Wetzel et al., 1985; Svedäng, 1990).

Norsk forskning på feltet akvatisk makrovegetasjon har tradisjonelt stått svakere enn i andre skandinaviske land. Kunnskapen om vannvegetasjonens respons på en forsuring har dermed vært beskjeden. I den internasjonale litteraturen (f.eks. Farmer, 1990) er det spredt et inntrykk av forsursingsrespons i norske innsjøer som baserer seg på til dels alvorlige feiltolkninger av to norske arbeider (disse er: Halvorsen, 1977; Nilssen, 1980), se Brandrud & Mjelde (1993). Dette har ført til at vi har manglet innsikt i hva forsuring betyr for innsjøers akvatiske vegetasjon, omfanget av et eventuelt problem, og de langtidsendringer som skjer.

Oppgaven med å klarlegge vegetasjonsutviklingen i éndel sørnorske vatn har pågått siden 1988, finansiert innenfor rammen av TVLF prosjektet "*Langtidsendringer i makrovegetasjon i forsurede innsjøer. Fase II*". Prosjektet har hatt følgende målsetninger

- klarlegge vegetasjonens respons på ytre miljøfaktorer, bl.a. belyst ved transplantasjonsforsøk langs miljøgradienter.
- beskrive naturlig utvikling (suksesjoner) vs. kulturbetinget utvikling ved økende forsuring.
- nå frem til prediktive modeller for artsforekomst basert på nisjeteori og plantedemografi.
- etablere modeller for lysklima under vann og sammenlikne forholdene i sure og ikke-sure innsjøer.

Transplantasjonsteknikk er brukt for å skape "kunstige" vertikalgradienter for bl.a. lys, trykk og temperatur (Dennison & Alberte, 1986). Dette ble valgt for eksperimenter med *Isoëtes lacustris* i Maridalsvatn 1991/92-93 (Rørslett & Johansen, 1994 submitted). Langtidsutvikling kan vurderes ved gjentatt undersøkelse av vegetasjon på tidligere godt undersøkte lokaliteter, ved utvurdering og kvantifisering av informasjon på flybilder, og ved systematisering av all tilgjengelig informasjon inklusive rapporter, hovedfagsoppgaver ol. I samband med prosjektfase I

ble det innsamlet éndel slike data uten at de den gang ble videre bearbeidet. Disse data er nå vurdert og inkludert i fase II delen av prosjektet.

Optiske målinger, både på PAR irradians og spektralfordeling, er systematisk utført på samtlige lokaliteter hvor vannvegetasjon også er studert kvantitativt. På grunnlag av måledata er det utviklet teoretiske modeller som beskriver lysfeltets avtak motdyp (Rørslett, in prep.).

Til sammen foreligger det nå data som kan beskrive vegetasjonsutvikling og endring på en rekke lokaliteter i Sør-Norge.

Optiske egenskaper

Målinger er gjennomført i Setesdal (Sæsvatn, Breivevatn, Hartevatn, Flåren, Åraksfjord, Kilefjord og Venneslafjord), Tovdal (Oggevatn, Herefossfjord), Oslo (Maridalsvatn), Førde (HUMEX Skjervatjern) og Haugesund (Stakkestadvatn, Tornesvatn). I tillegg er eldre data fra disse samt nær tju andre lokaliteter systematisert og under bearbeiding. Optiske egenskaper vil bli behandlet separat (Rørslett, in prep.) og berøres bare kort i denne rapporten.

Høyereliggende innsjøer er funnet å ha optiske egenskaper som endres sakte fra år til annet, mens flere av lavlandsinnsjøene har vist store svingninger. Indisier er fremkommet på at forsurede innsjøer kan skifte visuell farge, og gå fra en brun til en grønn tilstand med innslag av blått. Samtidig blir undervannslyset relativt sett meget rikere på ultrafiolett (UV). Dette kan ha vidtgående biologiske konsekvenser. Målinger i slike "blåsure" innsjøer for å belyse sammenhengen mellom fargeskiftning og biologiske endringer er svært påkrevd og innledende feltstudier vil bli initiert høsten 1993. Påvisningen av økende UV nedtrenging i sure vatn er ny og årsaken til fenomenet er uklar. UV-betinget nedbrytning av humus kan bidra til at vannmassene endres slik målingene tyder på.

Botaniske referansedata

Undervannsregistreringer er utført i Setesdal (Sæsvatn-Breidvatn, Breivevatn, Hartevatn, Flåren, Åraksfjord, Kilefjord, Venneslafjord), Tovdal (Herefossfjord) og Oslo (Maridalsvatn). Tilleggsdata er innsamlet fra bl.a. Oggevatn (Tovdal), Brøbørvatn og Heilandsvatn (Gjerstadvassdraget) og Åbortjern (Tistedal).

En foreløpig analyse av de innsamlede data viser at flere vatn har hatt en nokså stabil vannvegetasjon over perioder på 10-20 år, mens enkelte innsjøer kan oppvise betydelige variasjoner. Ekspansjon av undersjøiske torvmosematter og forekomst av mattedannende blågrønnalger er ikke et vanlig fenomen i de undersøkte innsjøene. Det finnes eksempler på tilbakegang av torvmoser også. "Svenske" tilstander slik det er beskrevet f.eks. fra Gårdsjön (Grahn, 1985) synes lite utbredt (jfr. også Brandrud & Mjelde, 1993). Derimot er det åpenbart at stor forekomst av trådformede alger er svært vanlig. Det er indikasjoner på at algeforekomstene har økt i senere år, også på lokaliteter som ligger langt unna store tilførsler av sur nedbør.

Vegetasjonsdata fra et stort antall innsjøer i Norden (Norge, Sverige, Finland og Danmark) er sammenstilt og analysert i forhold til miljøfaktorer (Rørslett, 1991a). Artsrikdommen i disse nordiske innsjøene bestemmes av ett sett faktorer, som delvis er uavhengige:

- Areal: Større innsjøer er gjennomgående mer artsrike enn mindre innsjøer. Dette skyldes økt habitatdiversitet.
- Høyde over havet: Lavlandssjøer er rikere enn tilsvarende vatn i høyereliggende strøk.
- Vannstandsvariasjon: En viss fluktuasjon i vannstand (1-3m årlig) begunstiger enkelte vegetasjonselementer, i sær visse kortskuddsplanter, men er fortsatt innenfor tåleområdet for permanent neddykkete arter. Over 4m årlig vannstandsending utarmes vegetasjonen meget hurtig.
- Vannkjemi: pH er den enkeltstående faktor som påvirker artsrikdommen i størst grad. Ved pH fra 5.5 og lavere skjer det en hurtig utarming av vannvegetasjonens diversitet. Meso-eutrofe innsjøer er artsrikere enn oligotrofe vatn. Dystrofe innsjøer er fattigere enn oligotrofe, og lavest diversitet har hypertrofe innsjøer. Disse skiftningene kan føres tilbake på nærings- og lysforhold.

Data om utbredelse av planter i forhold til miljøfaktorer generelt har blitt satt sammen av Brandrud & Mjelde (1993) i et arbeid om vannvegetasjonens tålegrenser. Dette omhandler også beskrivelser av noen til dels godt dokumenterte endringer i vannvegetasjon i samband med forsuring. Resultatene fra Brandrud & Mjelde (1993) er fremstilt på artsnivå, mens Rørslett (1991) anvendte data om makrovegetasjonen på innsjønivå. Hovedtrekkene i de to undersøkelsene er like, selv om de vanskelig kan sammenliknes direkte.

Vannvegetasjon er særlig godt egnet til nisjeanalyse fordi vannmiljøet preges av en kompleks hovedgradient i dyp (Hutchinson, 1975; Rørslett & Agami, 1987). Det eksisterer interessante, men lite utforskete, sammenhenger mellom risiko- og livslengdeanalyse i medisinsk statistikk, analyse av feiltrater for tekniske komponenter, økologisk nisjeteori og plantedemografi (Rørslett, 1987b, 1988c; Rørslett & Brettum, 1989). Forsøkene med stivt brasmegras (*Isoëtes lacustris*) i Maridalsvatn var lagt opp for å belyse slike relasjoner (Rørslett & Johansen, 1994 submitted).

Prosjektets målsetning er å belyse betydningen av ytre faktorer og naturlige prosesser gjennom tid og rom (sukkesjoner) for størrelsen av en arts nisjerom. Ut ifra dette kan man vurdere muligheten for å anvende nisjemodeller til å beregne effekt av miljøendringer. De første skritt på denne veien er tatt i og med de eksperimentelle studiene på stivt brasmegras (*I. lacustris*).

2. UNDERSØKTE LOKALITETER

De undersøkte lokalitetene er satt opp i tab.1 nedenfor og omfatter fortrinnsvis innsjøer der det eksisterte eldre botaniske undersøkelser samt opplysninger om vannkjemi. Samtidig var det ønskelig å ta med vatn som var besøkt mer enn én gang, for å kunne få et bilde av kortvarige svingninger i plantedekket. I en rent statistisk forstand er utvalget ikke "representativt" (dvs. stokastisk) og en generalisering må derfor gjøres med forsiktighet ut ifra de innsamlede data.

Tabell 1. Undersøkte lokaliteter: Morfometriske og vannkjemiske data. Verdier som gjennomsnitt for undersøkelsestidsrommet. Vannkjemidata basert på tilgjengelige NIVA undersøkelser samt data fra SFTs overvåkingsprogram (1980-92).

Innsjø	Tidsrom	H.o.h. (m)	Areal km ²	pH	Konduktivitet mS m ⁻¹	Total P mg P m ⁻³	Tot-N mg N m ⁻³
Venneslafjord	1976-84	38	1.7	5.4	1.9	8	304
Kilefjord	1972-89	167	5.5	5.5	1.5	5	210
Åraksfjord	1972-92	203	11.2	5.8	1.5	5	295
Hartevatn	1972-89	757	6.0	6.3	1.3	4	211
Breivevatn		757					
Sæsvatn- Breidvatn	1972-92	897	3.1	6.4	1.2	3	159
Maridalsvatn	1963-88	148	3.9	6.7	3.1		350

Tabell 2. Oppsummering av vannstandsforhold i de undersøkte innsjøene. Persentilpunktene for underskridelsestid ("non-exceedance", w₂₅, w₇₅) og andre statistiske mål er beregnet på grunnlag av døgnvannstander innhentet fra NVE, Oslo for de angitte tidsrom. Alle referanser er i m på lokal vannstandsskala.

Innsjø	Periode	Median	Gj.snitt.	Minimum.	Maksimum	w ₂₅	w ₇₅
Venneslafjord	1964-79	38.24	38.36	37.97	(41.26)		
Kilefjord	1952-77	166.85	166.97	165.98	169.19	166.78	167.05
	1978-92	166.96	167.03	165.95	169.33	166.87	167.11
Byglandsfjord/- Åraksfjord	1945-76	202.44	201.98	198.07	203.99	201.48	202.81
Maridalsvatn	1991-93	2.14	2.12	1.43	1.76	1.97	2.27
Hartevatn	1945-82	757.90	757.15	752.07	759.70	755.63	759.13
Hartevatn	1983-93	757.94	757.96	756.37	759.36	757.55	758.24
Breivevatn	1945-82	757.90	758.17	757.3	759.70	757.3	759.13
Breivevatn	1983-93	757.94	757.97	757.3	759.36	757.55	758.24
Sæsvatn- Breidvatn	1945-77	2.57	1.99	0.00	3.50	1.10	2.71

Vegetasjonsdata fra de undersøkte innsjøene i Setesdalen er fremstilt i tab.3 (på s. 35). Forøvrig kan det henvises til Rørslett (1989a) og de spesialarbeider som er nevnt under hver av innsjøene.

3. TIDSENDRINGER I VANNVEGETASJON

3.1. Metodiske utfordringer

Endringer i vegetasjonen på en gitt lokalitet kan anta flere ulike aspekter, av såvel kvantitativ som kvalitativ natur:

- Nye arter kan komme inn
- Eksisterende arter kan forsvinne
- Tilstedeværende arter kan øke i mengde
- Arter kan gå tilbake i omfang uten å forsvinne
- Det kan skje forskyvninger (opp/ned) langs f.eks. vertikalgradienten

Tidsendringer i undervannsvegetasjon er statistisk og faglig sett komplisert å påvise dersom forandringene ikke er utpregede, kvantitativt sett. Dette skyldes bl.a. at slik vegetasjon nesten bestandig besitter en meget høy grad av ujevn fordeling ("patchiness"), slik at ulikheter fra ett tidspunkt til det neste like gjerne kan komme av lokalvariasjon som være uttrykk for en reell endring. Bruk av faste prøveflater vil kunne dempe disse vanskelighetene, helt eller delvis.

Ulempen ved tidsstudier der det bare eksisterer to prøvetidspunkt (T_1 og T_2) er at slike data simpelthen mangler ekstra "frihetsgrader". Det er flere muligheter for hvordan forskjellene ved de to tidspunktene kunne oppstå, og det kan *a posteriori* ikke avgjøres vilken av disse som er korrekt:

1. Det kan være en naturlig bølgedal i forekomst ved tidspunkt T_1 , som sammenliknet med situasjonen ved tidspunkt T_2 gir inntrykk av en reell endring
2. Vegetasjonens artssammensetning er endret, men ikke dens kvantitativ utvikling
3. Vegetasjonens artssammensetning er uendret, men kvantitativ forekomst er endret
4. Det kan ha skjedd sammenfallende endringer både i artsinventar og mengde av vannvegetasjon
5. Det kan ha vært prøvetakingsfeil og andre tilfeldigheter som slår ulikt ut ved tidspunkt T_1 og T_2 . Sannsynligheten er betydelig for at det f.eks. vil kunne påvises flere arter ved T_2 dersom observatøren har helt, eller delvis, kjennskap til observasjonene ved T_1 .

Data som er innhentet ved flere tidspunkter vil, til en viss grad, avbøte problemene og det er høyst påkrevd at tidsseriene utføres på en slik måte at de gir tolkbare data. Det er et tankekors at man for ettertiden vil miste kunnskap om utviklingen f.eks. i vannvegetasjonen fordi det ikke satses på faglig forsvarlige registreringsringer over tid. En sammenlikning med en enkeltstående, eldre undersøkelse er selvsagt bedre enn ingenting, men man må i langt større grad enn tilfellet er nå være påpasselig med tolkningene av eventuelle forskjeller. De naturlige svingningene som kan forventes i et akvatisk plantedekke er det spesielt viktig å ha godt kjennskap til. De statistiske feilmarginer pga. prøvetakingsopplegg og observatørfeil kan heller ikke overses. Derfor vil det kreves store observerte endringer før de kan ansees å være reelle. Den klumpvise romfordelingen som alle vegetasjonsdata har forsterker behovet for et stort prøveantall (Rørslett, 1987b).

Lokalitetene i Setesdal er undersøkt ved flere anledninger i tidsrommet 1976-93. Faste ruter ble anlagt i 1988 i Venneslafjord, men det viste seg at dykking på stedet ble vanskeliggjort av utrast synketømmer og denne lokaliteten kunne derfor ikke følges senere. Referanseflatene i Hartevatn, Breivevatn og Sæsvatn ble oppmerket og fotografert 1988 og deretter fulgt frem til 1993. For disse lokalitetene forelå det eldre data om plantedekket (Andersen, 1952).

I Maridalsvatn ble de første transektene med fastruter opprettet i 1981, og deretter besøkt med ujevne mellomrom frem til 1994.

Felles for alle referansetransektene, både i Otravassdraget og i Maridalsvatn, var at det skjedde et betydelig tap av merker i den øvre delen av transektet. Dette kan tilbakeføres på iserosjon og betyr at det kan være svært problematisk å følge vegetasjonen over tid på grunt vann.

Vannkjemidata fra de ulike lokalitetene er sammenstilt på grunnlag av foreliggende rapporter fra NIVA og SFT. Det har vært nødvendig i noen tilfeller å benytte data fra innløp (Ose bru, innløp Åraksfjord) og utløp (Hartevatn, Breidvatn, delvis Venneslafjord). Stort sett har de undersøkte vatna hurtig gjennomstrømming (Rørslett, 1989a) og dette vil redusere omfanget av eventuelle feil introdusert ved ikke å måle i selve innsjøen.

Lysdata fra lokalitetene er hentet ut ifra bl.a. primærdata lagret på NIVA og ifra publiserte måletall. Nedstrålende irradians under vann, $I(v,t)$, er modellert som produktet av innstrålende irradians I_{0+} , vannoverflatens transmittans T_s , og den dybdespesifikke svekningstermen, $\exp[-K(v)]$. Det dybdespesifikke svekningsintegralet K og overflatetransmittans T_s er estimert ved ikke-lineær regresjonsanalyse (Rørslett, in prep.).

Irradians på gitt dyp, $I(v,t)$ [$\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$] kan konverteres til daglig insolasjon, $q_d(v)$ [E m^{-2}] ved å integrere over ett døgn ved hjelp målt eller estimert innstrålende irradians. For å beregne gjennomsnittlig insolasjon, $Q(z)$ [$\text{E m}^{-2} \text{d}^{-1}$] over en lengre tidsperiode, er det nødvendig å utføre en såkalt Lagrangiansk til Euleriansk transformasjon (Rørslett, 1984, 1987) ved hjelp av data om daglig vannstand $W(t)$,

$$Q(z|t_1, t_2) = (t_2 - t_1)^{-1} \sum_{t_1}^{t_2} q_d[u(t) - z]$$

hvor z er Euleriansk koordinat, orientert negativt under medianvannstand W_{median} og

$$u(t) = W(t) - W_{\text{median}}$$

Disse beregningene er utført på lysdata fra Maridalsvatn.

3. 2. Tidsendringer på de faste prøveflatene i Maridalsvatn

Referanseflatene i Maridalsvatn ble opprettet i 1981-82 på 4 stasjoner langs vest- og nordsiden av innsjøen. Plasingene var valgt for å være representative for en klar eksponeringsgradient, fra et sterkt eksponert habitat (MA1, MA4) til et beskyttet (MA3). Stasjon MA2, en middels eksponert lokalitet, er også anvendt for eksperimentelle formål (Rørslett & Johansen, 1994 submitted).

De faste flatene ble avmerket i felt ved hjelp av PVC-vinkler som ble slått ned i substratet. På hver vinkel er det montert en centimeterskala slik at sedimentasjons- og erosjonsprosesser kan klarlegges. Vertikalintervallet 0.7 til 4.7 m under medianvannstand (dvs. $z=-0.7$ til -4.7m) er

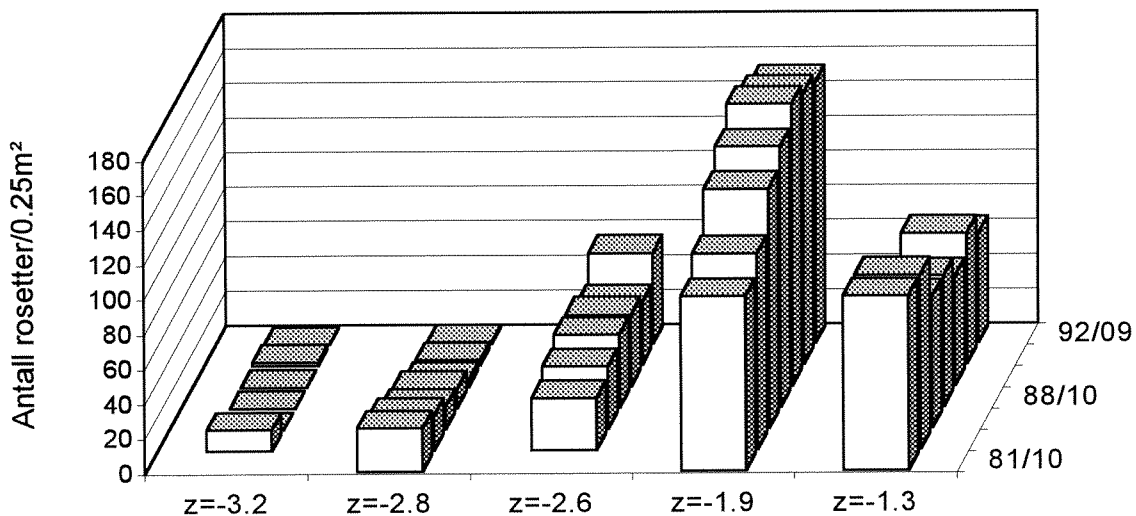
dekket og alle stasjonene har transekter som passerer igjennom *Isoëtes lacustris*-sonen. Rute-størrelsen er valgt til 0.25 m^2 , som samsvarer med dekkningen ved den stereofotografiske metoden rutinemessig anvendt på NIVA (i følge Rørslett et al. (1978); brukt frem til 1990, senere har man tatt i bruk en mindre flate, $30 \times 40 \text{ cm}$ dvs. 0.125 m^2).

Registreringer er utført ved 9 anledninger i årene 1981-92, men ikke alle stasjonene er dekket samtidig. Det oppsto betydelige vansker med referansemerkene på grunt vann, idet de fleste ble ødelagt av isgang én eller flere ganger i løpet av disse årene. Derfor er samtlige merker over $z=-1.1 \text{ m}$ tatt ut av tidsseriene.

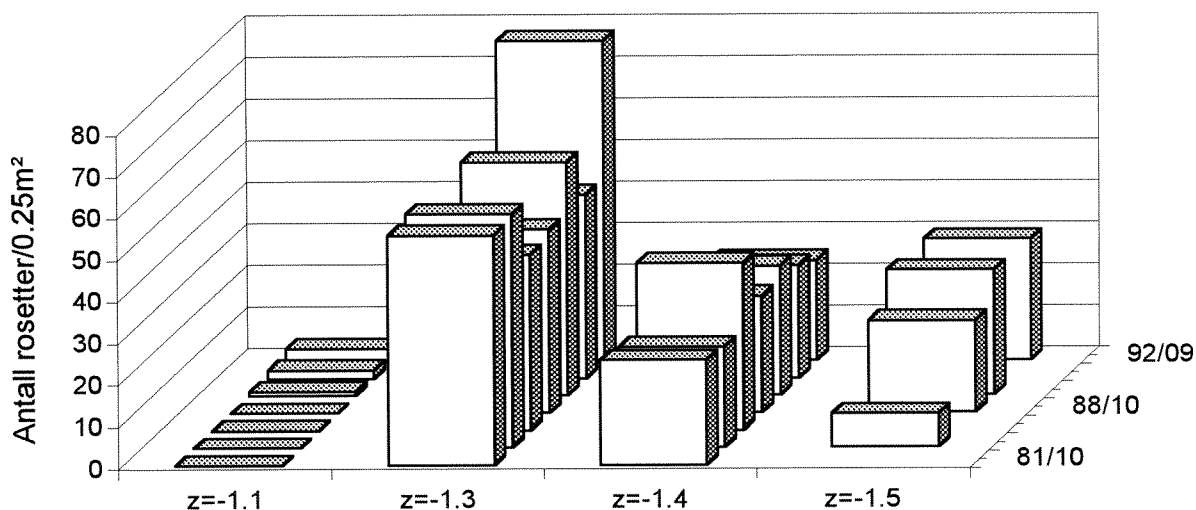
Resultater fra Maridalsvatn

Siden tidstrendene var tilnærmet identiske på samtlige stasjoner, er det valgt å presentere en samlet fremstilling av to viktige arter, *Isoëtes lacustris* og *Lobelia dortmanna*. Disse preger hver sin vertikalsone, men overlapper i utbredelse. *L. dortmanna* forekommer fra $z=+0.2$ til -0.7 (øvre grense på hhv. beskyttede og eksponerte lokaliteter) ned til omkring -1.6 m , mens *I. lacustris* vokser fra -0.6 til -2.8 m , på enkelte lokaliteter også til -3.5 m . Den andre av brasmegrasartene, *I. setacea*, dekker vertikalområdet fra 0.0 til ca -1 m , men er ingen steder vanlig i Maridalsvatn.

Begge arter har et stabilt område der deres bestandstetthet svinger rundt en gjennomsnittsverdi uten klare tidsvariasjoner. For *Lobelia dortmanna* er dette ved ca $z -1.3 \text{ m}$, for *Isoëtes* ved omlag -2 m . I den øvre delen av *L. dortmanna*-sonen på eksponert lokalitet er isskuring en medvirkende årsak til lav skuddtetthet. Rundt nedre grense (referanserute -1.5 m) har skuddtettheten økt betydelig fra 1981/82 til 1992. Dette kan tolkes som en pågående nedvandring av arten i vertikalområdet (jfr. fig. 2).



Figur 1. Tidsutvikling i antall bladrosetter for *Isoëtes lacustris* (stivt brasmegras) langs en vertikalgradient i Maridalsvatn. Data for tidsrommet 1981-92. z-koordinatene (i m) er definert som avvik fra medianvannstand.



Figur 2. Tidsutviklingen av *Lobelia dortmanna* (Botnegras) langs en vertikalgradient i Maridalsvatn, 1981-92.

For *Isoëtes* er tidsutviklingen éntydig negativ på de dypeste referanserutene, fra -2.8 m og nedover. Stort sett forsvant arten fra 1981/82 til 1992 (fig.1). Fordi tilbakegangen fant sted parallelt i tid og på samme vertikalnivå på alle stasjonene, er det naturlig å sette dette i samband med endringer i lysklimaet. Dette aspektet er belyst eksperimentelt 1991-93 (se senere avsnitt, side 9).

Isoëtes lacustris er en art med en typisk stresstolerant livsstrategi (Murphy et al., 1990). Det er å vente at denne arten med sitt saktevoksende livssett vil vise langsomme endringer over tid. Data fra fastrutene i Maridalsvatn bestyrker dette inntrykket. Elodeiden *Myriophyllum alterniflorum*, en opportunistisk art, kom inn på én av fastrutene ($z=-2.6$ m, MA1) i 1990 og har holdt seg der senere. Forøvrig er det ingen artsmessige endringer å spore på noen av referanserutene over en drøyt tiårs periode. Algematter på bunnen er påvist ved én anledning (1992).

Referanserutene i Maridalsvatn dokumenterer at det selv i et tilsynelatende stabilt og konstant utformet vegetasjonsdekke kontinuerlig skjer endringer. Plantedekket er ikke "uforanderlig" selv om artssammensetningen ikke skifter. Størst endringer skjer langs yttergrensene i det som Rørslett (1987) betegnet som "Spatial survival niche". Her er artene mest følsomme og sårbare for svingninger i miljøfaktorene. Konkurransen mellom artene er ikke medvirkende til skiftningene i vegetasjonen, fordi vi observerer slike endringer uansett om det er én eller flere arter til stede.

Vannkjemiske forhold i Maridalsvatn er lite endret i senere tid, men det kan spores en svak økning i nitrogennivåene (Holtan & Brettum, 1989). Vatnet er fortsatt klart oligotroft, selv om verdiene for næringsstoffer ligger noe høyere enn i Otravassdraget (tab. 1). Undervannsklima (se tab. 4, s.36) virker å være lite endret de siste 10-15 år.

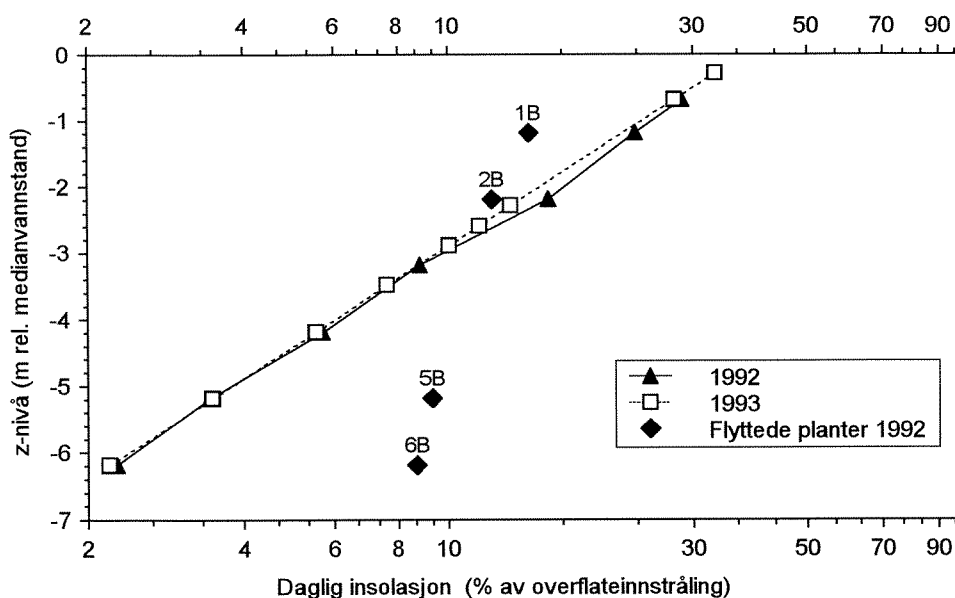
3. 3. Eksperimentelle studier på tidsendringer i Maridalsvatn

I vårene 1991-93 ble det utført omfattende forsøk med *Isoëtes lacustris* i Maridalsvatnet (Rørslett & Johansen, 1994 submitted). Pottede planter av *I. lacustris* er flyttet langs hele dybdegradienten i et syklisk mønster. Lys, temperatur og vannstand er registrert kontinuerlig under forsøket. Forsøkene løper også i 1994, men resultatene herfra er ennå ikke klare.

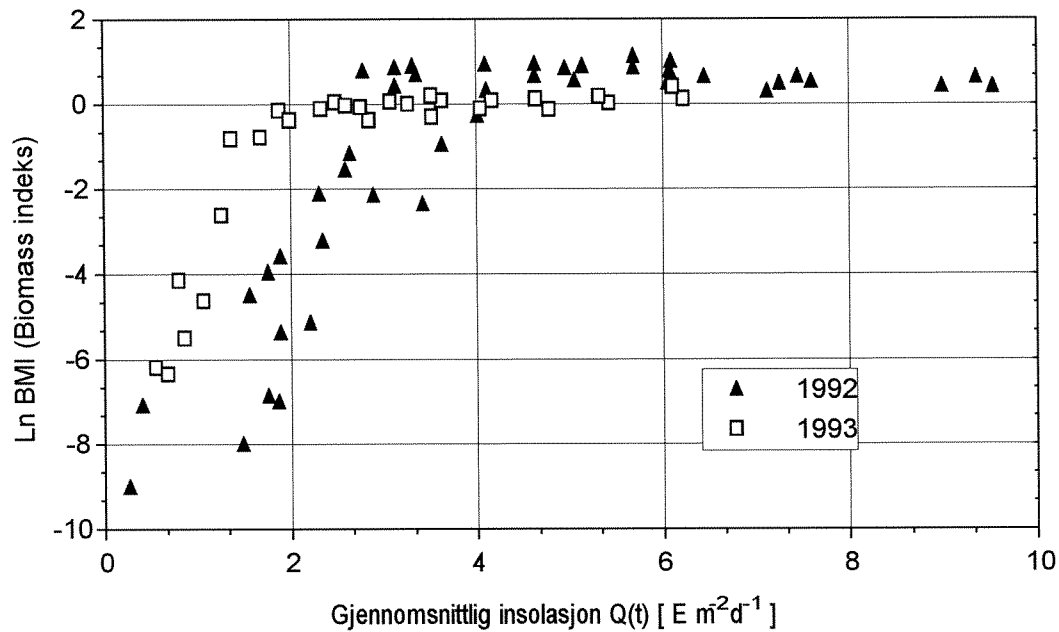
Vannstanden i Maridalsvatn varierte 1.27m i løpet av undersøkelsesperioden. Fordi innsjøen brukes som vannkilde for Oslo skifter vannstanden mer uregelmessig enn det som er vanlig. Dette påvirket forsøksopplegget i Maridalsvatnet og gjorde det umulig å fortøye plantene i flytebøyer slik planen opprinnelig var. De er derfor plasert i pottes direkte på bunnen. Plante-materialet for forsøkene ble hentet fra z-området -1 til -2 m, hvor hovedforekomsten av *Isoëtes lacustris* er i innsjøen. Skuddene ble satt ut på vanddyb fra 0.5 til 6 m og veksten fulgt med jevne mellomrom frem til islegging hvert år. I 1992 ble utvalgte grupper av planter flyttet etter et syklisk mønster langs vertikalgradienten. Forsøksopplegget er detaljert i Rørslett & Johansen (1994 submitted).

Insolasjon langs vertikalgradienten er fremstilt på fig.3 og viser at brasmegrasets nedre grense faller omlag sammen med 10%-nivået for insolasjon. Omsatt i absolute verdier tilsvarer dette 5-6 W (PAR) m⁻² energieffekt på årsbasis til brasmegrasbestandene, eller omkring det dobbelte av hva som tidligere ble antatt å være nødvendig basert på overflate irradiansverdier (Rørslett, 1988c). Daglengde og islegging er antakelig viktige faktorer som påvirker energibehovet til denne arten.

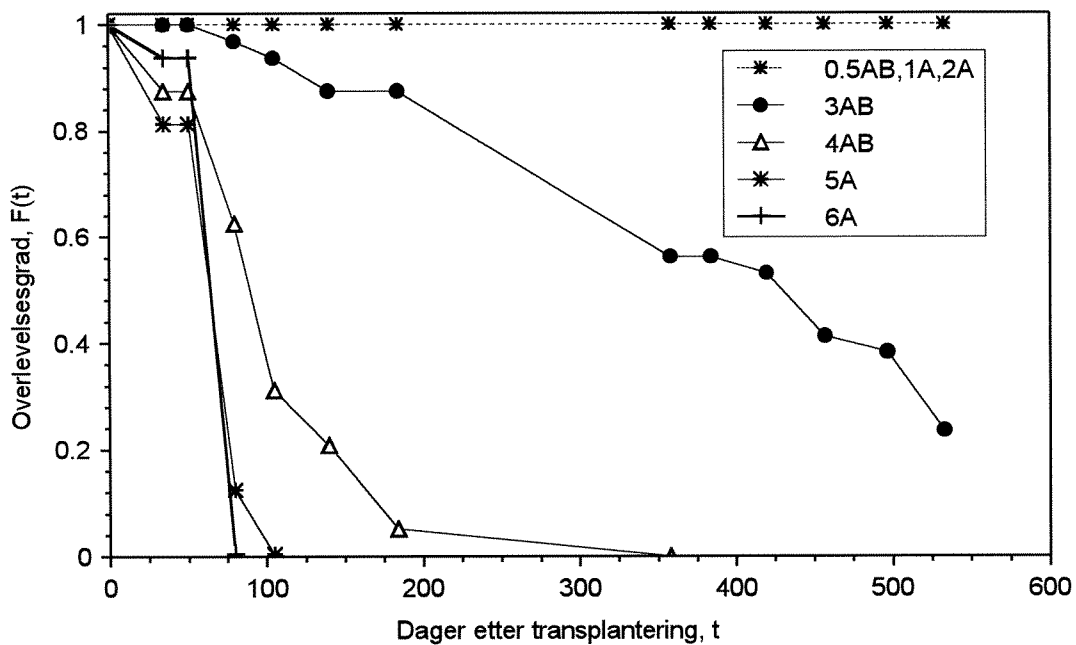
Forsøksplantene utviklet seg normalt alle år ved en gjennomsnittlig insolasjon over 2-2.5 E m⁻² d⁻¹, se fig. 4. Det var noe ulikheter mellom årene som kan skyldes forskjell i vanntemperatur, siden vannmassene i sommermånedene 1993 gjennomsnittlig var 2.2 °C kaldere enn i 1992. Under insolasjonsnivået 2 E m⁻² d⁻¹ falt biomasseverdiene svært hurtig. Både dårlig kvantitativ utvikling av bladstørrelse, lavt antall blad og høy dødelighet bidro til dette resultatet (Rørslett & Johansen, 1994 submitted).



Figur 3. Vertikalfordelingen av insolasjon (korrigert for skiftende vannstand) i Maridalsvatn 1992-93.



Figur 4. Biomasseutvikling (semikvantitativ indeks, BMI, se Rørslett & Johansen, 1994 submitted) av stivt brasmegras (*Isoëtes lacustris*) i forhold til mottatt insolasjon ved forsøkene i Maridalsvatn. Data fra stasjonære planter.



Figur 5. Overlevelse som funksjon av tid for planter av stivt brasmegras (*Isoëtes lacustris*) i Maridalsvatn, utplantet langs en vertikalgradient (1992-93). Gruppebetegnelse tilsvarende initielt vanddyb. Etter Rørslett & Johansen (1994 submitted).

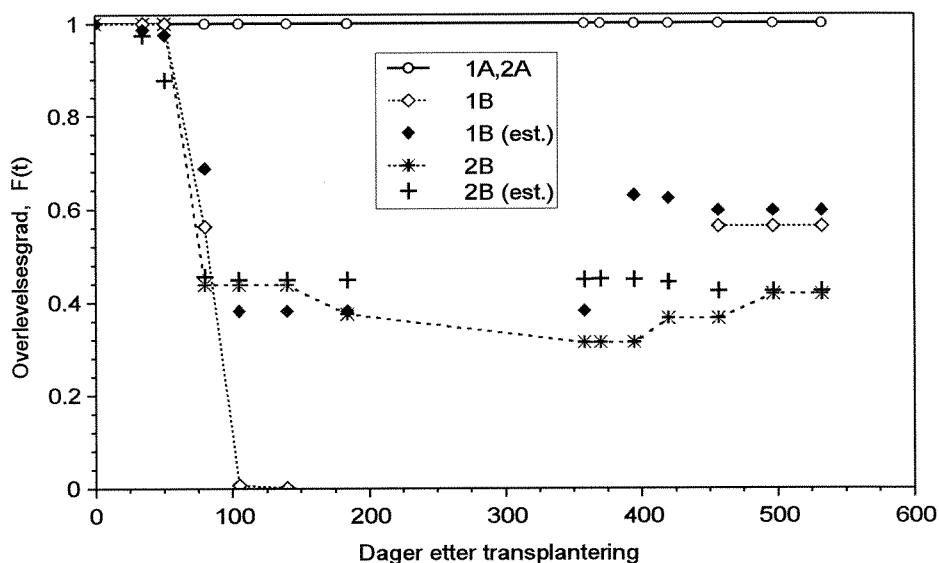
Fra 3 m vanddyb og nedenfor økte dødeligheten blant brasmegrasplantene hurtig med tiden, se fig.5. Dødeligheten var så stor på dypt vann at eksakte overlevelseskurver ikke kunne beregnes innenfor rammen av forsøksopplegget. Derimot var data fra 3-4 m nivåene bedre egnet, siden de dekket tidsrom på 1-2 år. Beregnet som overlevelsesgrad, F , ble følgende relasjoner funnet mellom F og antall dager etter transplantering (t),

$$\text{Nivå 3 m: } F = \exp [-(0.0021t)^{1.83}] \quad (\text{lineær } r^2 \text{ 98.3\%, } p < 0.001)$$

$$\text{Nivå 4 m: } F = \exp [-(0.0086t)^{2.03}] \quad (\text{lineær } r^2 \text{ 96.5\%, } p < 0.001)$$

Disse relasjonene tilsvarende en Weibull-type overlevelsesmodell (Rørslett & Johansen, 1994 submitted), som var forventet på et teoretisk grunnlag dersom plantenes overlevelse styres av lys-tilgang (Rørslett, 1987a). I forsøkene hvor plantene ble flyttet var temperaturforskjeller innenfor vertikalgradienten praktisk talt eliminert og ingen planter ble utsatt for endringer større enn 0.3 °C ved flyttingen. Det kan i denne sammenheng nevnes at døgnvariasjonene i temperatur på brasmegrasets naturlige habitat, og for de transplanterte stasjonære skuddene, kunne overstige 7 °C mens termoklinen etablerte seg (mai-juni). Effekten av forsøket var dermed å isolere lysgradienten i forhold til øvrige dybderelaterte faktorer.

Planter som ble flyttet etter et syklisk mønster mottok tilnærmet lik gjennomsnittlig insolasjon uavhengig av aktuelt dyp, men hadde ulik "lyshistorie" siden tidspunktet for lav lysintensitet varierte betraktelig. Det viste seg at dødelighet bare kunne utsettes i kort tid (1-2 mnd) for dypvannsplanter (5-6m) som ble flyttet opp i lysgradienten; belastningene som skapes ved lav lysintensitet kunne ikke repareres i løpet av kort tid. For planter som ble satt på 1-2 m vanddyb etter å ha vært plassert på 5 m og 6 m i 30 dager var redusert vitalitet påvist selv etter ett år, jfr. fig. 6 (Rørslett & Johansen, 1994 submitted). Forhistorien til en populasjon bestemmer dermed i betydelig grad utviklingen slik den registreres etterpå. Forsøkene viste også at rekkefølgen av påvirkningene var av betydning.



Figur 6. Overlevelse av flyttede brasmegrasplanter i Maridalsvatn (1992-93). Gruppebetegnelse er initielt vanddyb, "A" og "B" betegner hhv. kontroll og flyttede planter. Se fig. 3 for tilsvarende insolasjonsnivå for de flyttede plantene. Beregnet overlevelse fra statistisk analyse av mortalitet-lys relasjoner er markert med kryss.

3.4. Utviklingen i vatn i Setesdal

3.4.1. Venneslafjord

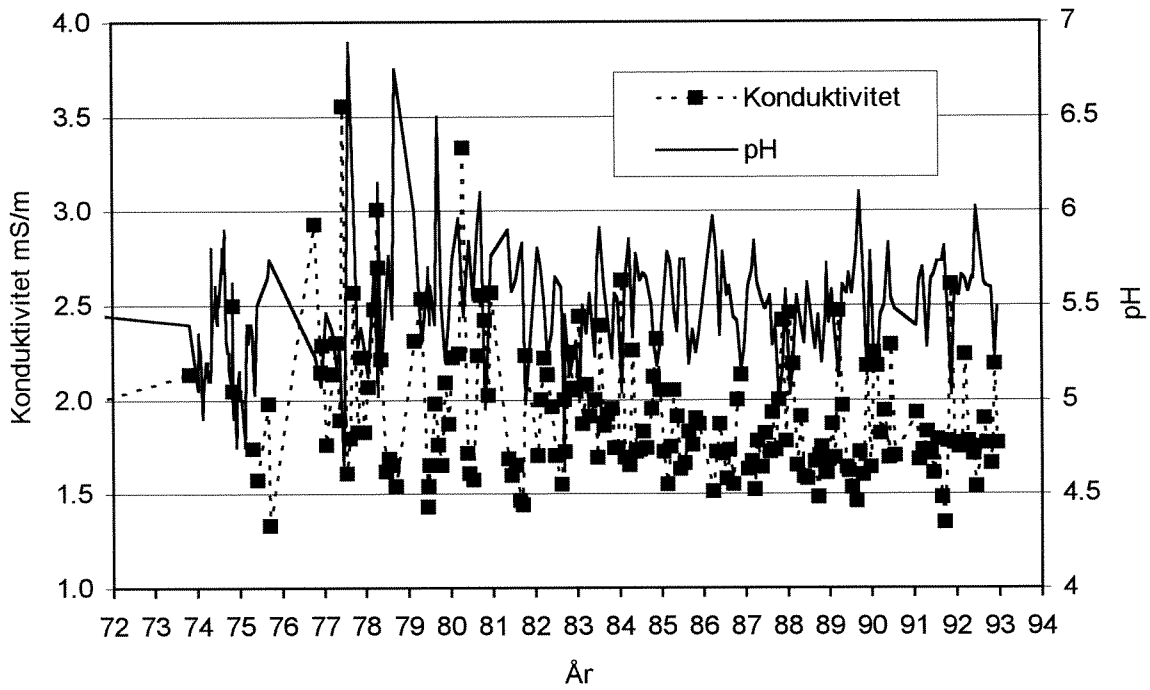
Lokaliteten ble botanisk undersøkt første gang i 1976 (Grande et al., 1980; Rørslett, 1985a, 1986). Venneslafjord er spesiell ved å være en ekstrem gjennomstrømmingssjø; teoretisk oppholdstid er under ett døgn (Rørslett, 1988b). Det er store grunne områder, særlig i nord, som er sterkt bevokst med krypsiv (*Juncus bulbosus*). I tillegg danner flótgras (*Sparganium angustifolium*) store kolonier sammen med krypsivet. Venneslafjord er i forhold til arealet dén av Otravassdragets vatn som har høyest artsdiversitet (Rørslett, 1986). Innsjøen utmerker seg ved hyppig forekomst av gytjeblererrot (*Utricularia intermedia*) og storblærerrot (*U. vulgaris*) på flere meters dyp; ingen av disse artene er særlig vanlige i vassdraget og er heller ikke kjent som dypvannsplanter. Trass i lav pH (se nedenfor) har Venneslafjord bra forekomst av langskuddsplanten vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*), en art som regnes for å være forsureningstruet på Sørlandet (jfr. Brandrud & Mjelde, 1993). Det er vist at tusenbladplantene fra Venneslafjord er genetisk beslektet med former fra sure skotske sjøer (Harris et al., 1992).

Vannkjemisk sett er Venneslafjord den sureste av samtlige lokaliteter i Otravassdraget, med pH gjennomsnittlig rundt 5.4 (aritmetrisk snitt; geometrisk middel er 5.3). Næringsmessig er vatnet oligotroft, men ikke så ekstremt som de mer høyereliggende innsjøene i vassdraget. pH varierer sterkt innenfor året, men gjennomsnittsverdien er uendret de siste 25 år (se fig. 7). Nitrogen- og fosforverdiene viser en avtakende trend etter 1980. Vannmassene i Venneslafjord er omlag like klare som innsjøene oppstrøms og siktedypet er 8-10m (se tab.4 på s. 37).

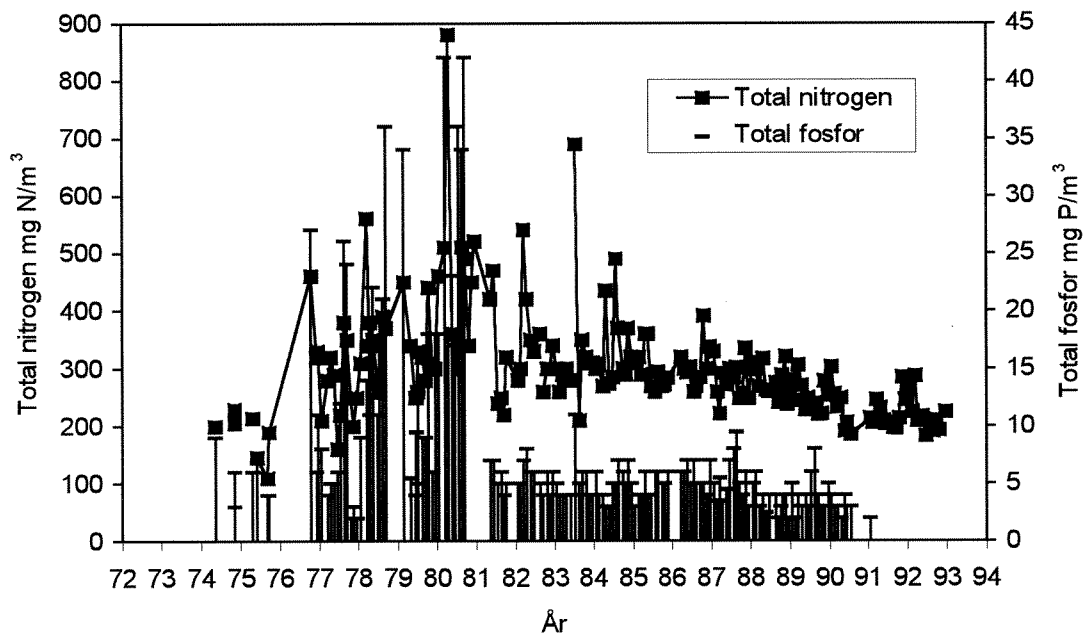
Krypsivekspansjonen i Venneslafjord er rimelig godt dokumentert med bl.a. flybilder og har antakelig skjedd frem til midten av 1980-tallet. Det foreligger flybilder fra 1969 som viser langt mindre plantevekst i Kilefjorden (Rørslett, 1986). Det har vært en tendens til tiltakende høy vintervannstand kombinert med noe lavere sommervannstand etter 1964. Det er bare tale om forskyvninger i størrelsesorden 20-30 cm, men dette ser ut til å ha influert på bl.a. islegging av fjorden. Et annet trekk er en tendens til stabilisering av median vannstand opp gjennom årene (Rørslett, 1986). De hydrologiske endringene kan, slik det er påvist andre steder i Otra (Rørslett, 1984, 1987a, 1988a), ha gjort forholdene gunstigere for vekst av krypsiv.

I 1976 var det etablert frodige matter av torvmose (*Shagnum auriculatum*) og disse var særlig dominerende på dypt vann, ned til rundt 9 m (Grande et al., 1980). Epifyttiske alger var lite fremtredende dette året. I 1986 og 1988 var derimot epifyttiske alger til dels voldsomt utviklet. Algematter på bunnen var stedvis 10 cm tykke og besto av trådformede grønnalger, kiselalger og noen blågrønnalger. Dominerende former var grønnalgene *Zygnema* og *Microspora* (Rørslett, 1986). Torvmosemattene var lite velutviklede i 1988, sammenliknet med i 1976.

Fra 1976 til 1986-88 økte forekomstene av krypsiv noe i Venneslafjord, mens torvmose gikk tilbake. Forøvrig var det små endringer å spore i vegetasjonens sammensetning. Ved befaring av Venneslafjord i 1992 var forholdene likartet situasjonen 4 år før.



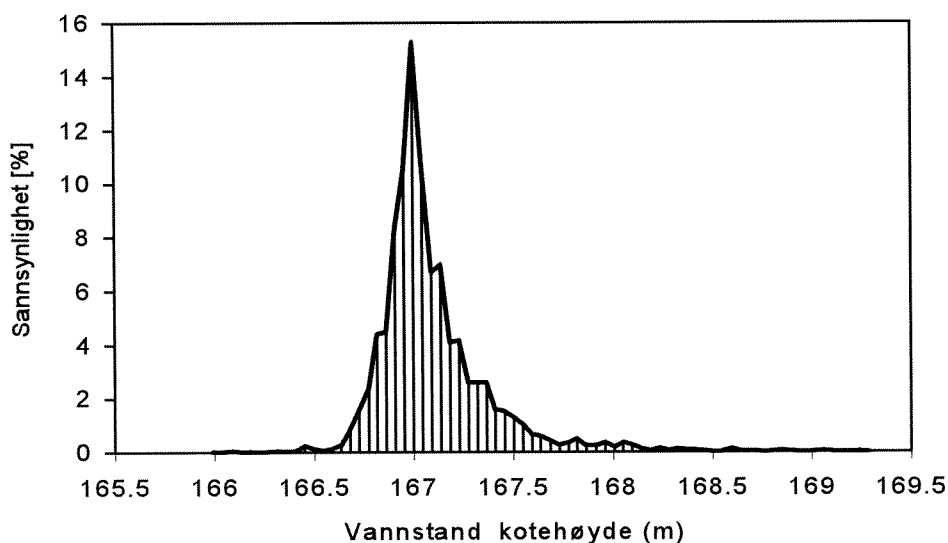
Figur 7. Tidsutviklingen av pH og konduktivitet i Venneslaffjord (utløp og i frie vannmasser) 1972-94.



Figur 8. Tidsutvikling av total nitrogen og total fosfor i Venneslaffjord (utløp og i frie vannmasser).

3.4.2. Kilefjord

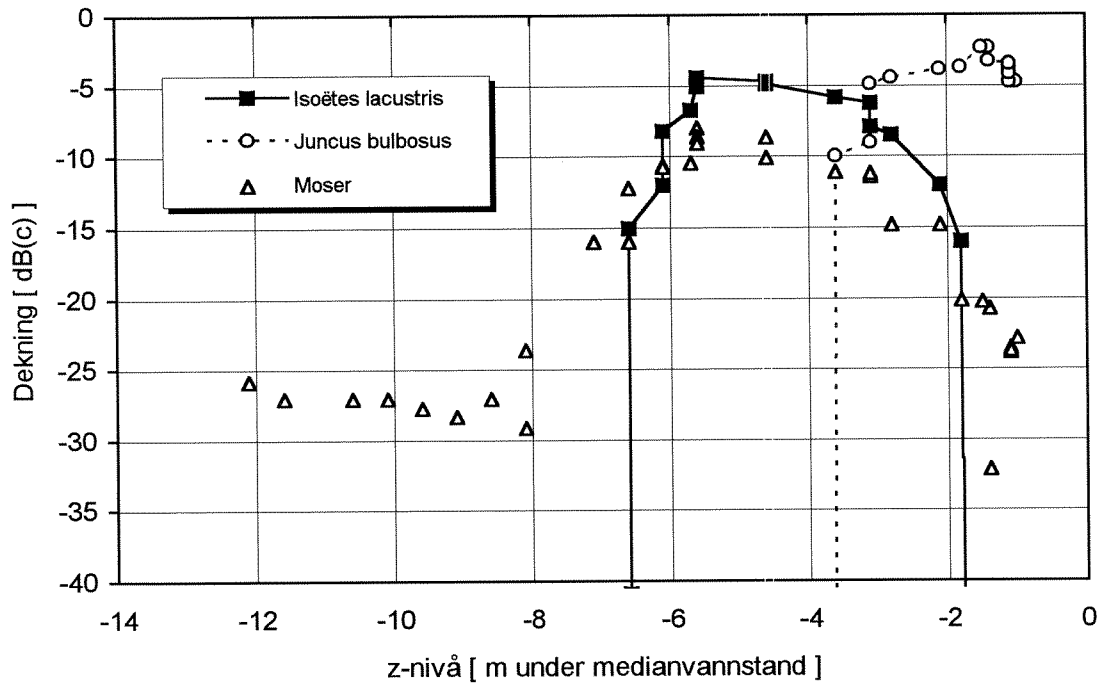
Kilefjord er en utvidelse av Otra sør for Evje og omfatter i denne rapporten også Breidflå, som ligger nord for Hornesund. Innsjøen er regulert, men har en temmelig jevn og symmetrisk fordeling av vannstander (Rørslett, 1988b) idet Kilefjord virker som et inntaksmagasin for nedenforliggende kraftverk (Iveland, Steinsfoss). Dagens regulering stammer fra 1952. Vannstandsfordelingen (fig. 9) 1978-92 er nær identisk med situasjonen for 1952-77 (jfr. Rørslett, 1988b). Vannmassene er noe sure og næringsfattige og vannets transparens er høy (Rørslett, 1985a, 1988b). Ut ifra de sparsomme måledata som eksisterer på vannkjemi, virker det som Kilefjord er lite endret etter 1972. Gjennomsnittlig pH ligger på 5.5 og plaserer innsjøen som noe sur.



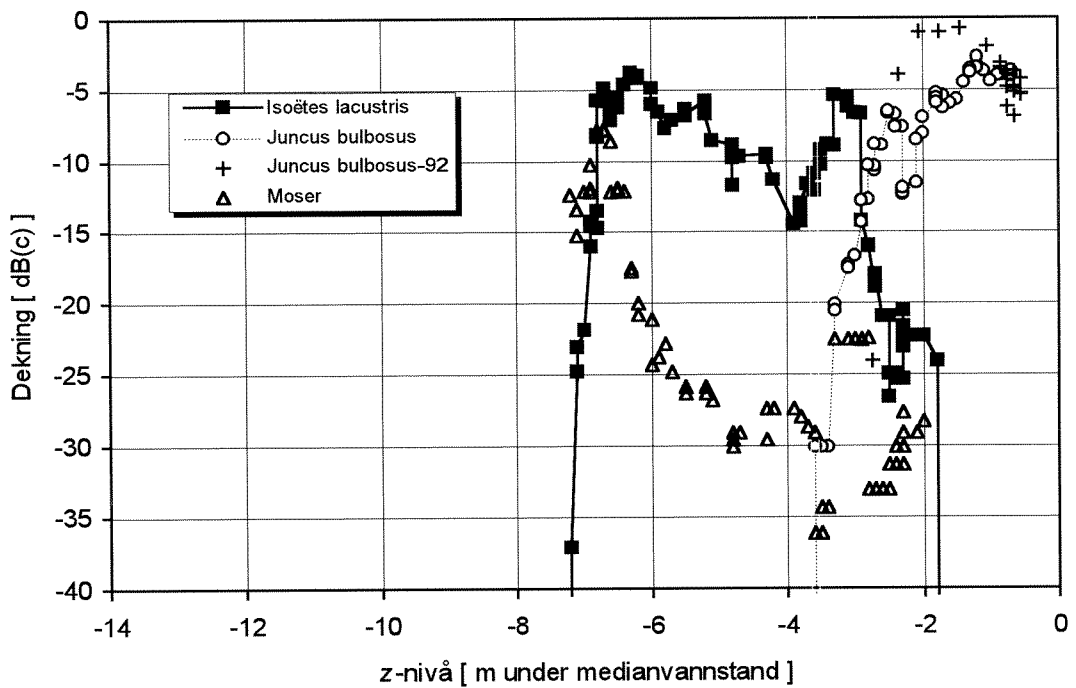
Figur 9. Vannstandsfordeling i Kilefjord, 1978-92. Basert på døgnverdier.

I denne delen av Otravassdraget er flere vannplanter, som krypsiv (*Juncus bulbosus*) og flótgras (*Sparganium angustifolium*), kjent som problemskapende allerede på 1960-tallet (Rørslett, 1967; 1987d, 1988a, 1988d, 1989b). Tidligere undersøkelser har klart vist at vannstandsfluktuasjonene er gunstige for etablering av krypsiv og flótgras (Rørslett, 1967).

Spesielt for Kilefjord er dokumentasjonen av sikker ekspansjon av horntorvmose (*Sphagnum auriculatum*) som mattedannende i den avskjermede Storebukta, lengst sør i innsjøen (Hvoslef, 1985). Forekomsten var uendret i tidsrommet 1988-93 og er den mest omfattende bestand av mattedannende torvmose som er kjent i Otravassdraget. Ved Hornesund, nordover i Kilefjord, har derimot submers torvmose gått betydelig tilbake i tidsrommet 1976-93, jfr. fig. 10-11. Tilbakegangen er særlig merkbar i vertikalintervallet 2-6 m under medianvannstand, noe som gjør det lite trolig at fysiske påkjenninger på grunt vann har vært utslagsgivende. Såvel i 1976 som i 1989-93 var det samme området kolonisert av stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*), med tilnærmet lik forekomst hele tiden. Det kan heller ikke spores økt konkurranse f.eks. fra krypsiv (*Juncus bulbosus*), siden denne arten ikke har ekspandert nevneverdig mot dypere vann etter 1976. Krypsiv har hatt en viss fremgang på grunt vann fra 1989 til 1992-93, men denne endringen (+3-5 dB) er bare litt større enn usikkerhetsnivået ved prøvetakingen og kan derfor skyldes tilfeldigheter. Det koloniserte vertikalområdet for krypsiv er uendret fra 1976 til 1992-93. For de øvrige artene er det ubetydelige endringer. Blærerot (*Utricularia* spp.) er riktignok omskiftelig i sin dybdeforekomst, men dette er ventet for arter som er frittflytende. Algematter på bunnen ble registrert i 1992-3, ikke i 1976.



Figur 10. Vertikalfordeling av ulike elementer i vannvegetasjonen i Kilefjord ved Hornesund, 1976.



Figur 11. Vegetasjonens dybdefordeling i Kilefjord ved Hornesund. Data for 1989 og 1992-93 er kombinert for moser og *Isoetes lacustris*, mens forekomst *Juncus bulbosus* er vist separat for 1989 (trekanter) og 1992-93 (kryss). Det ble ikke tatt prøver under 7.5m disse årene.

3.4.3. Åraksfjord

Fjorden utgjør sammen med den egentlige Byglandsfjord (nedstrøms Storstraumen) det største vannsystemet i Otravassdraget. Den nominelle regulerings høyden er 5 m og innsjøen har vært regulert for kraftformål siden tidlig i dette århundret. Vannstandskurven følger et tidsmønster som er typisk for "Storage hydrolakes type H3" (Rørslett, 1988) og når laveste vannstand sent på vinteren. Strendene er gjennomgående sterkt eroderte og det er lite finmateriale i strandsonen med unntak av de nordligste partiene, hvor Otra munner ut ved Ose-Reiårsfossen. Her finnes langgrunne deltadannelser med finsandig materiale og rik pusleplantevegetasjon (Rørslett, 1983). Langs østsiden sør for Sandnes er det også grunner med finmateriale og éndel vegetasjon (Rørslett, pers. obs. 1994).

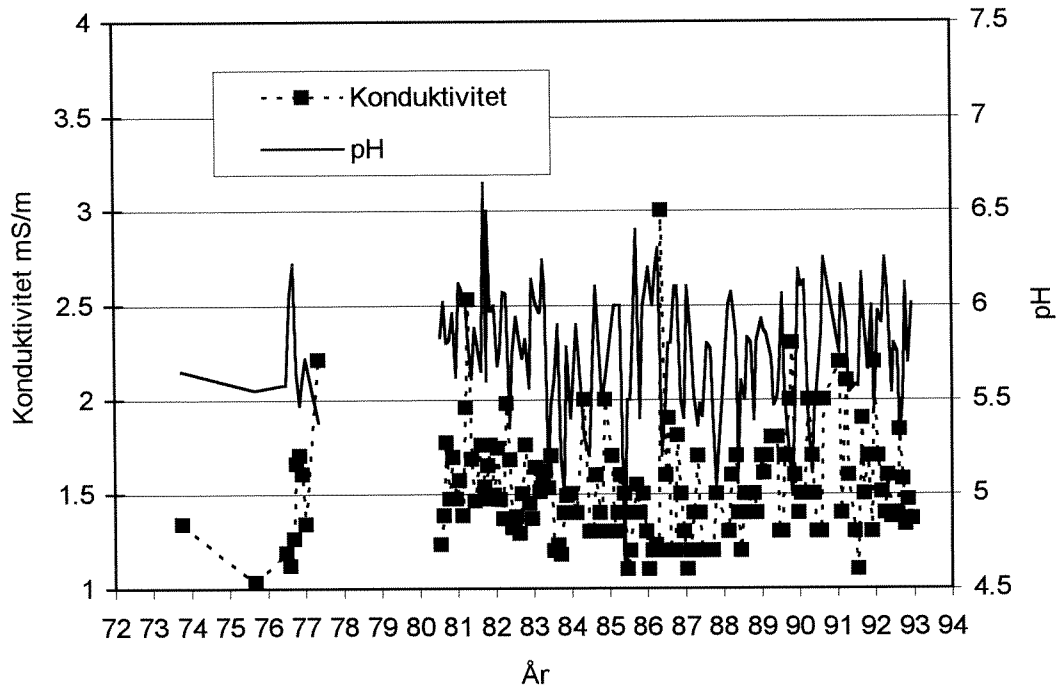
Åraksfjorden har svakt sure, næringsfattige vannmasser og høy transparens (Rørslett, 1983). Vannvegetasjonen domineres av stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) og krypsiv (*Juncus bulbosus*), som preger hver sin vertikalsone (se fig. 14-15). Blærerotarter (*Utricularia* spp.), vannboende moser (*Polytrichum*, *Bryum*, levermoser (*Nardia compressa*) og torvmose (*Sphagnum*)) utgjør sammen med ferskvannssvamp (*Spongilla lacustris*) et karakteristisk dypvannssamfunn. I Åraksfjord ble blærerot i 1976 funnet til 13 m under medianvannstand.

Mattedannelse av torvmoser er registrert i flere områder i Åraksfjord, ved Frøysnes på vestsiden av innsjøen, og flere steder sørover fra Sandnes på østsiden. Torvmoseteppene er svært tette og frodige og forekommer fra 2 til 5 m under medianvannstand. Felles for områdene med torvmosematter i Åraksfjorden er at lokalitetene er mindre eksponerte enn det vanlige i vatnet, samt at det sannsynligvis er noe lokal næringstilgang fra dyrket mark innenfor.

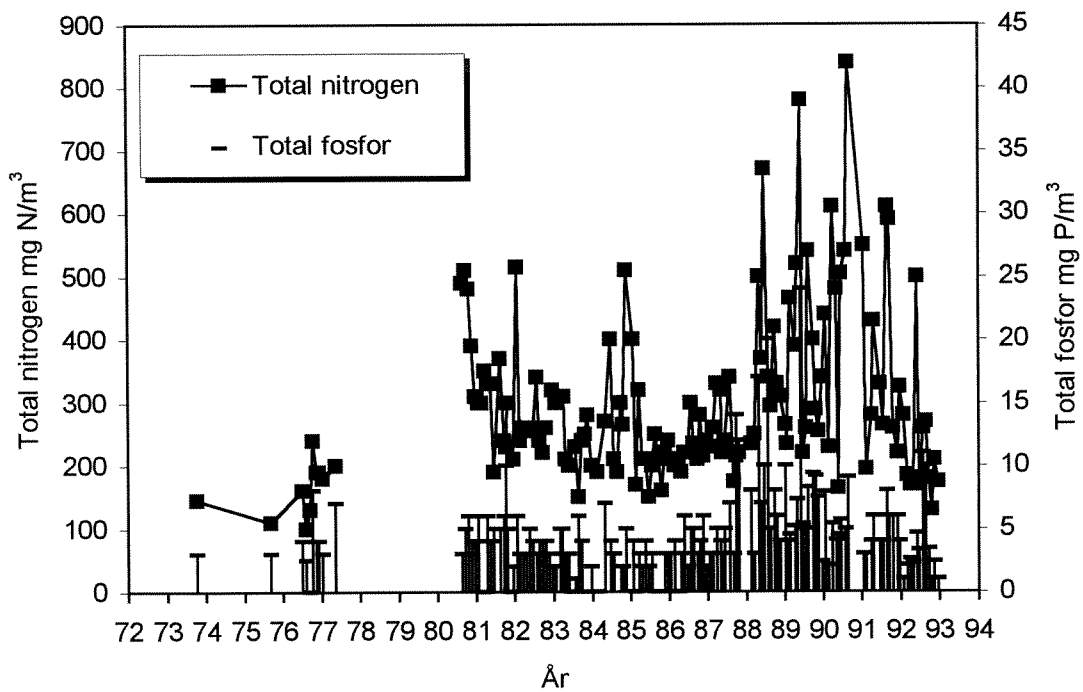
Det foreligger visse indikasjoner på en øket vekst av krypsiv i Åraksfjord. Ved Skåmedal, hvor vegetasjonsprøver ble tatt 1976 og 1993, var det i 1993 noe større innslag av krypsiv i den øvre del av strandsonen. Det var store ansamlinger av døde planter på dypt vann i 1993, sannsynligvis transportert ut i fjorden fra Otra, hvor krypsiv både ved Valle og nedstrøms Brokke har ekspandert sterkt de siste 20 årene (Rørslett, 1988a, 1988d, 1989b; Rørslett et al., 1989). Ekspansjonen av krypsiv i denne delen av Otra har nær sammenheng med regulering av vassdraget for kraftproduksjon (Rørslett, 1987a, 1987d; Rørslett et al., 1990). I samband med innfrysningforsøk ved Brokke vintrene 1991 og 1992 ble store mengder løsrøpne planter tatt med isen og transportert nedstrøms. Noe av dette plantematerialet kan ha overlevd, selv om andelen sannsynligvis er liten. Det er verdt å merke seg at også i 1976 ble det observert nedsunkne og døde rester av krypsiv på dypt vann i Åraksfjord, noe som viser at det i lengre tid har vært omfattende driv av denne arten i vassdraget.

Øvrig vannvegetasjon i Åraksfjord er nær identisk såvel i artsinventar som i vertikalforekomst 1976-93 (se fig. 14-15). I likhet med hva som ble observert i Kilefjord, se omtale s. 14, er det endringer i fordeling av blærerot (*Utricularia* spp.). Disse plantene er ikke rotfestet og vil derfor trolig oppvise raske skiftninger i vertikalforekomst, uten at slike endringer kan tillegges noe særlig betydning. Bildet av blærerot som et fast innslag i dypvannssamfunnet er det samme såvel i 1976 som i 1993.

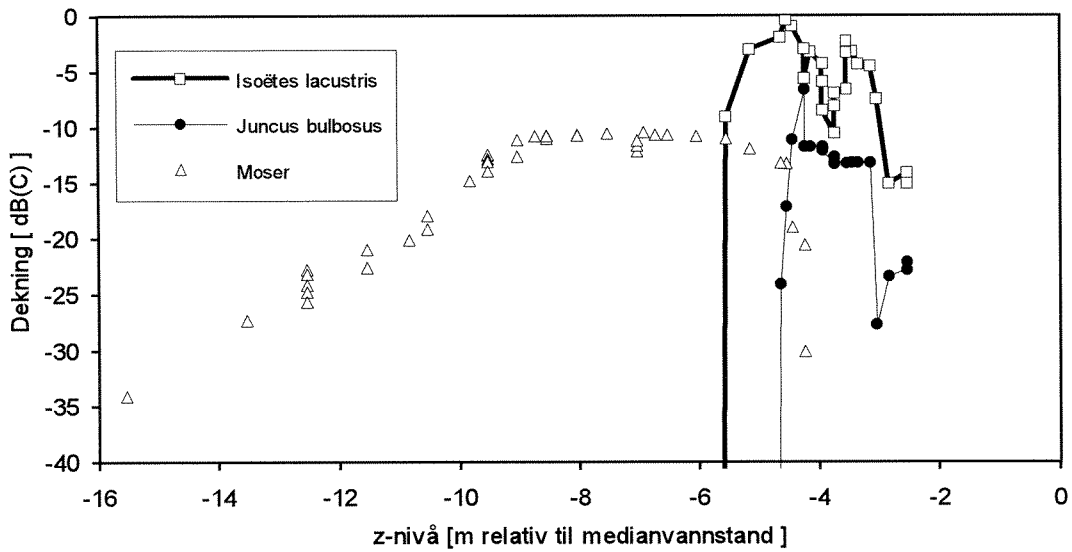
Vannkjemisk sett virker Åraksfjord som det her har skjedd lite de siste 10-20 årene. Det er imidlertid nylig observert økning av nitrogennivåene inn i innsjøen, i Otra ved Ose bru (se fig. 9). Hvor reelle disse økningene er kan være usikkert, siden det ikke kan utelukkes at målingene fanger opp et rent lokalt tilsig. Anleggsvirksomheten i samband med Hekni elvekraftverk er likevel en mulig kilde til økt nitrogenmengde i elva.



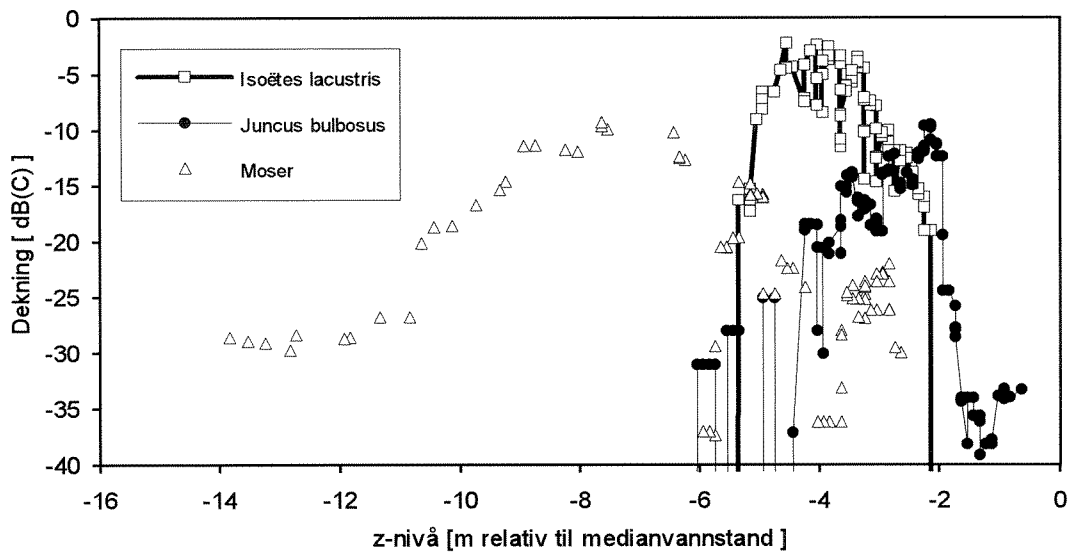
Figur 12. Tidsutviklingen av pH og konduktivitet i Åraksfjord (innløp ved Ose og i frie vannmasser) 1972-94.



Figur 13. Tidsutviklingen av total nitrogen og total fosfor i Åraksfjord (innløp ved Ose og i frie vannmasser) 1972-94.



Figur 14. Vertikalfordeling av vannvegetasjon i Åraksfjord ved Skåmedal 1976.



Figur 15. Vannvegetasjonens dybdefordeling i Åraksfjord ved Skåmedal 1993.

3.4.4. Hartevatn

Innsjøen ligger i et område med båndgneisser. Det er lyse, finkornede kvarts-feltspatbergarter som dominerer. Nordvest for Hartevatn finnes endel kvartsporfyrer, mens det øst for Hartevatn opptrer plutoniske granitter. Felles for disse bergartene er at de er svakt sure og forvitret sent. De gir derfor et næringsfattig jordsmonn og et avrenningsvann som inneholder lite løste salter. Hovden er et befolkningssenter ved Hartevatn og dette påvirker innsjøen i noen grad, selv om rensetiltak er utført (Rørslett et al., 1978). Innsjøen kan betegnes som oligotrof med klart vann.

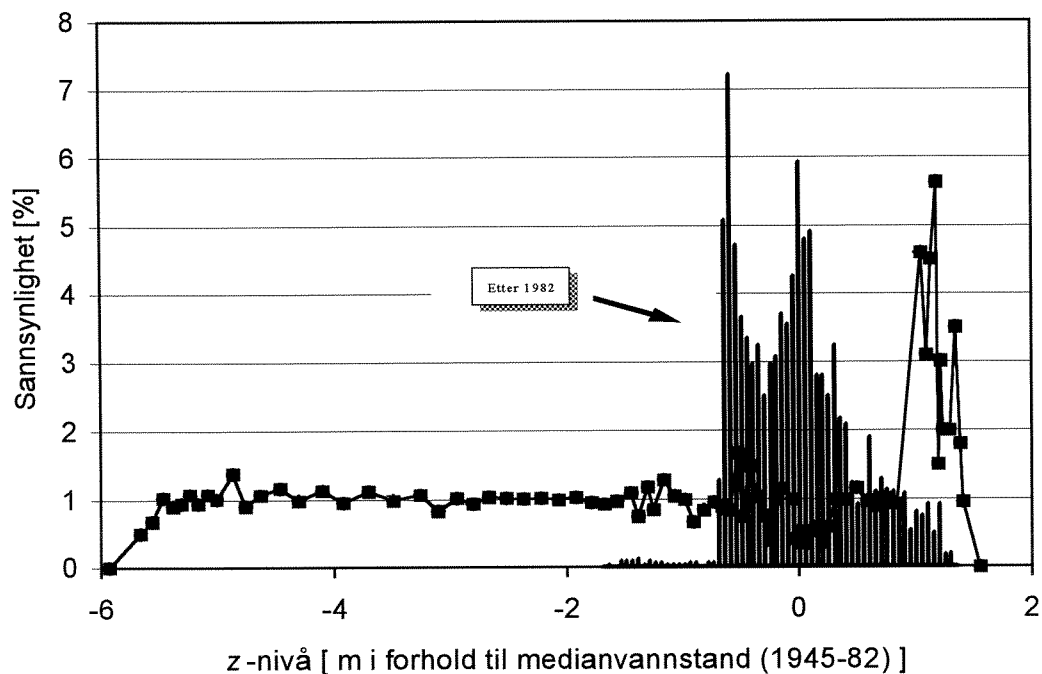
Hartevatn ble demt opp rundt 1. verdenskrig og har helt frem til 1982 vært regulert med en nominell regulerings høyde på 7.0m. Den virkelige vannstandsvariasjonen i perioden 1945-82 var 7.5 m (se tab. 1). Vannstandsvariasjonene har fulgt et mønster som er karakteristisk for type H3 "Storage hydro-lakes" (Rørslett, 1988a): Fordelingen av vannstander er sterkt høyre-skjev og har en lang hale som tilsvarer at alle nedtappingsnivåer er omlag like sannsynlige (se fig. 16). Dette betyr at reguleringsvirkningene gjør seg sterkt gjeldende over et vidt område i strandsonen. De øvre 4-5 m der er sterkt påvirket av vannstandsendringer, fra k. 760 til rundt k. 755.

Etter en endring i Otras regulering rundt 1980 ble Hartevatn ikke lenger anvendt som langtidsmagasin. Det ble bygd en pumpestasjon ved Breive for å pumpe vann fra Hartevatn-Breivevatn opp i en tunnel som går fra utløp Lislevatn (oppstrøms Hartevatn) til Vatnedalsmagasinet. Pumpedriften skjer innenfor et vertikalområde på 1.6 m. Den nye reguleringen av Hartevatn, som opererer innenfor rammen av den gamle konsesjonen, gjør at innsjøen nå ligger betydelig lavere i vannstand (rundt 1 m) enn tilfellet var i sommerhalvåret før 1983. Median vannstand er derimot praktisk talt identisk for begge periodene (se tab. 1, side 4). Etter 1982 er variasjonsbredden i vannstand sterkt redusert. Tilsammen betyr den nye manøvreringen at erosjonskreftene konsentreres i et smalt strandområde, med en tilhørende risiko for utvasking av finpartikulært materiale. Fordi denne sonen allerede tidligere var berørt ved regulering, kan det antas at utvaskingen er relativt beskjeden, noe som delvis bekreftes av vannkjemiske data (jfr. fig. 17).

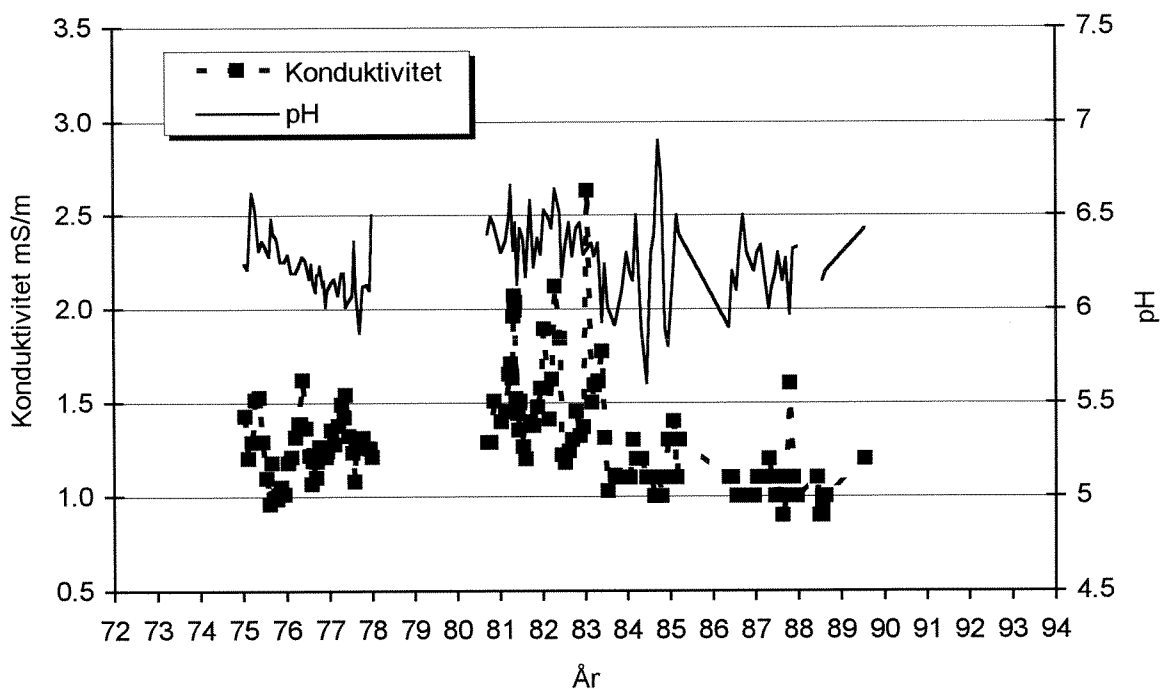
De vannkemiske forholdene i Hartevatn viser at innsjøen er lite sur (pH i gjennomsnitt 6.3) og har vannmasser med lavt innhold av næringsstoffer og oppløste salter. Det er observert visse variasjoner i pH som kan tyde på "surstøt" i samband med snøsmeltningen (fall i pH til 5.6-5.9), men datamaterialet er spinkelt og har for utilstrekkelig tidsoppløsning til å fastslå dette med sikkerhet.

Den nye manøvreringen initiert etter 1982 kan ha medført en kortvarig økning i oppløste salter og høyere konduktivitet, men utslagene er temmelig beskjedne (se fig. 17-18). Nivåene både av nitrogen og fosfor ligger lavt i samsvar med innsjøens næringsfattige status, men er noe høyere enn i vatna oppstrøms. Dette kan skyldes såvel tilførsler fra Hovden som fra det lokale nedslagsfeltet. Datamaterialet gir ikke grunnlag for å hevde at det har vært en klar økning i det totale nitrogennivået i Hartevatn fra 1972 av.

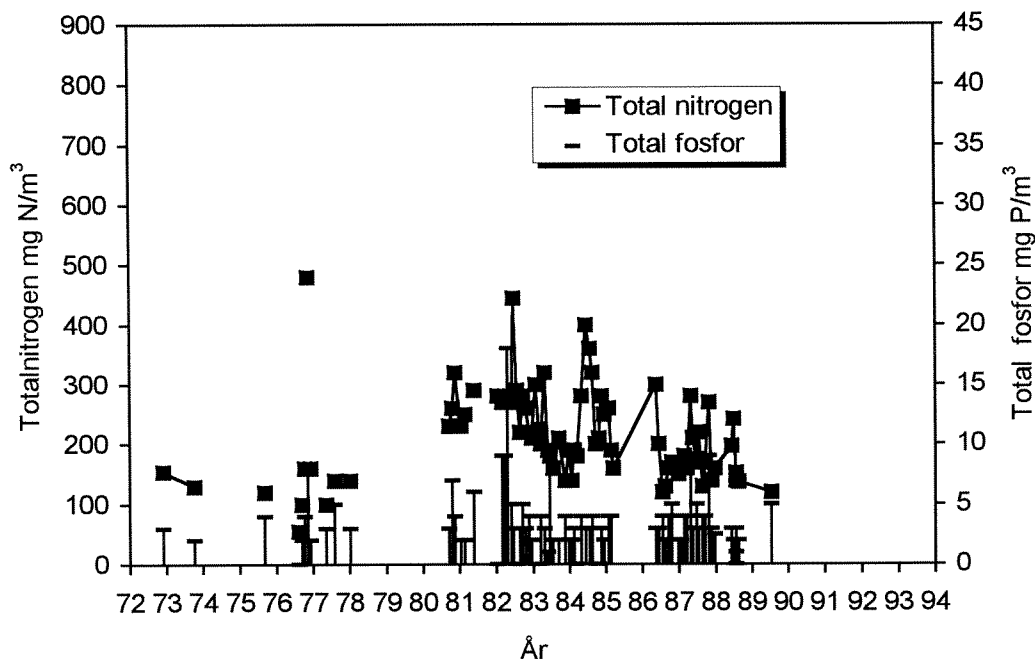
Lysdata fra Hartevatn er stilt sammen i tab.4, s. 36. Forholdene i Hartevatn er betydelig mer omskiftelig enn ellers vanlig i området, og dette kan ha sammenheng med manøvreringen av innsjøen, som bidrar til at erosjonsprodukter kommer ut i vannmassene. Periodevis er Hartevatn svært klart, og ikke ved noe tidspunkt har vannmassene vært mindre uklare enn at det er grunnlag for plantevekst på 3-5 m vanddyp eller mer. Dette tilsvarer imidlertid den del av strandsonen som iallefall tidligere var sterkt erodert.



Figur 16. Sannsynlighetsfordelingen av vannstander i Hartevatn 1945-92. Data er delt opp i to perioder; 1945-82 og 1983-92. Hartevatn ble regulert etter et nytt mønster fra årsskiftet 1982/83.



Figur 17. Tidsutvikling av pH og konduktivitet i Hartevatn. Data inkluderer målinger i utløp (SFT stasjon 600) samt målinger foretatt på innsjøen (NIVA, 1972-77).



Figur 18. Tidsutvikling av total nitrogen og total fosfor i Hartevatn. Data fra de frie vannmassene er tatt med (1972-77 og 1988-89).

3.4.5. Vegetasjonsutviklingen i Hartevatn etter 1982

Vegetasjonen i Hartevatn ble undersøkt somrene 1950-52 og resultatene er fremstilt av Andersen (1952). NIVA undersøkte Hartevatn første gang i 1976 (Rørslett et al., 1978; Rørslett, 1983).

Andersen (1952) fant at Hartevatnets vegetasjon bar sterkt preg av vannstandsfluktuasjonene. Det manglet praktisk talt undervannsplanter og innsjøens dominerende art var den amfibiske kortskuddsplanten evjesoleie (*Ranunculus reptans*). Andre planter av samme vekstform, som var hyppige i 1976 og senere, er nålesivaks (*Eleocharis acicularis*), sylblad (*Subularia aquatica*) og småvokste sivarter (*Juncus* spp.).

Andersen (1952) anga ikke vannboende moser ifra Hartevatn. Slike former, spesielt torvmose (*Sphagnum* sp., antakelig *S. auriculatum*) ble observert i betydelig omfang i 1976 og utgjorde sammen med kransalger (*Nitella* sp.) og ferskvannssvamp (*Spongilla lacustris*) et svært karakteristisk dypvannssamfunn (Rørslett, 1983). Flere moser, som ikke er bestemt til art, inngikk i dette samfunnet.

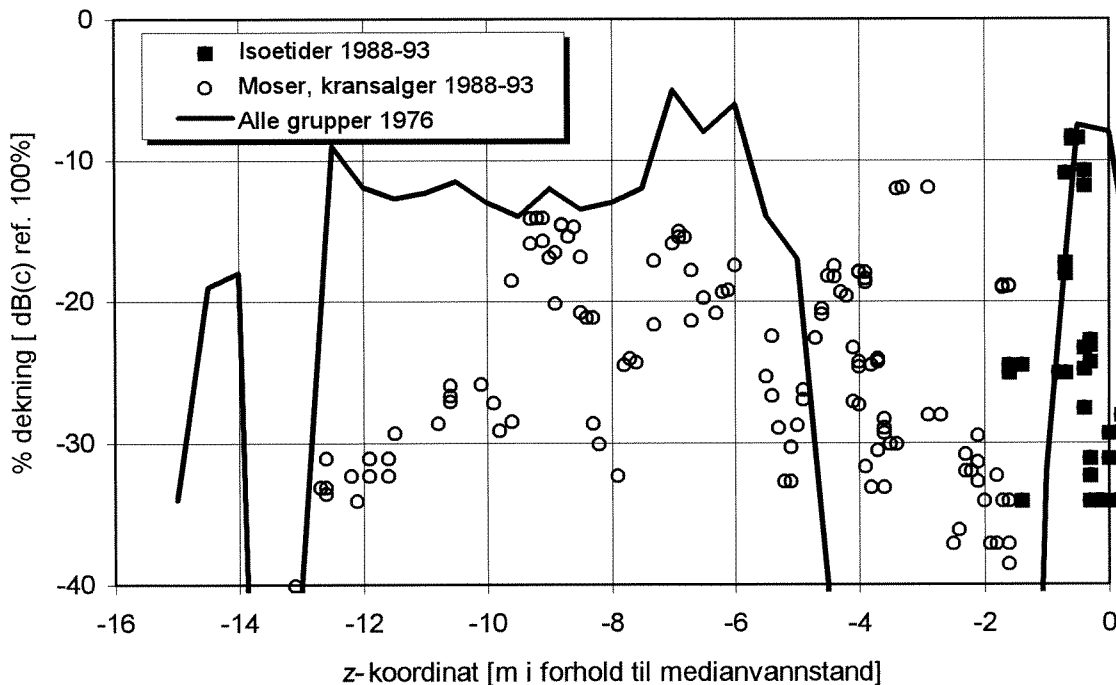
Forøvrig var Hartevatn frem til 1982 preget av svært sparsom vekst av ekte vannboende arter. Bare sporadisk forekom småplanter av flótgras (*Sparganium angustifolium*), klovasshår (*Callitriche hamulata*) og i strandsonen også noe mykt brasmegras (*Isoëtes setacea*). Den endrete manøvreringen av Hartevatn (fra 1982/83) betød at vannboende arter fikk langt bedre vilkår i øvre deler av strandsonen. I 1988 var det begynnende kolonisering av flótgras, krypsiv (*Juncus bulbosus*) og klovasshår rundt k. 756-757 på beskyttede lokaliteter. Senere, i 1992-93,

var krypsiv nokså vanlig langs store strandstrekninger, men uten noe sted å danne masseforekomster. De øvrige vannartene hadde også økt i mengde, særlig gjaldt dette klovasshår som ofte opptrådte sammen med krypsiv. Flótgras-koloniene nær Otras utløp i Hartevatn var betydelige, men forøvrig hadde ikke denne arten slått seg tilsvarende opp i Hartevatn som de to forannevnte artene. Mykt brasmegras, evjesoleie og andre små kortskuddsarter fikk økt utbredelse etter 1983, men fortsatt var disse plantene sterkt flekkvis forekommende i 1993. Årsaken er antakelig mangel på egnet substrat i strandområdene.

Trolig som en følge av mindre fluktuasjoner i vannstand etter 1982/83 har det foregått en større grad av sedimentering i strand- og vannområdene i Hartevatn. Dette vil på sikt gi bedre betingelser for kortskuddsvegetasjon på grunt vann, men samtidig synes økt sedimentering på dypt å ha bidratt til en reduksjon i mose- og ferskvannssvamp. Dypvannssamfunnet er pr. 1993 redusert betraktelig (se fig. 19) i dekningsgrad og samtidig forskjøvet oppover flere vertikalmeter. Den tidligere helt vegetasjonsfrie sonen i strandprofilen er nå kolonisert av sparsom mose- og kransalgeforekomster. Karplanter er fortsatt knapt tilstede i dette vertikallintervallet (se fig. 19).

Kortskuddsvegetasjonen har samme markante konsentrasjon i vertikalprofilen 1992-93 som i 1976, men topp-punktet i forekomst er forskjøvet noe nedover (se fig. 19). Endringen tilsvarer den effektive senkingen av vannstand som faktisk har funnet sted i Hartevatn da den nye manøvreringen ble iverksatt, jfr. fig. 16 (på s. 20).

Hartevatn manglet, som nevnt innledningsvis, i påfallende grad brasmegrasvegetasjon før 1982 og dette ble allerede kommentert av Andersen (1952). Etter 1982 er stivt brasmegras (*Isoëtes lacustris*) sporadisk å finne i vatnet, men forekomstene virker foreløpig å være svært ustabile og det er ikke påtruffet "enger" av arten slik vi finner det i de nærliggende innsjøene.

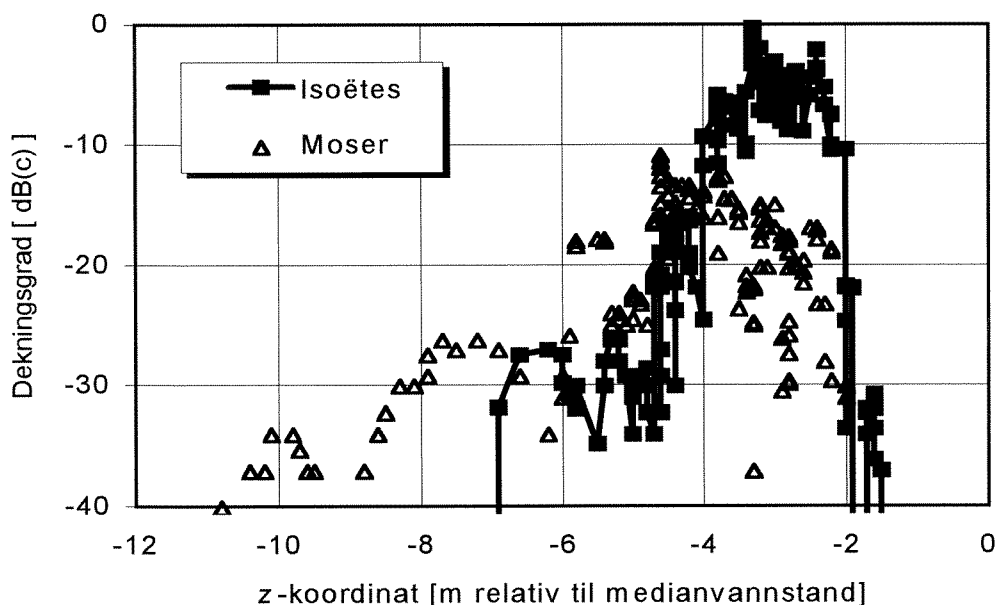


Figur 19. Vegetasjonsfordeling langs vertikalgradienten i Hartevatn, 1976 og 1988-93.

3.4.6. Breivevatn

Breivevatn er tilknyttet Hartevatn gjennom en kanal, som tillater vannstanden i disse to innsjøene å variere i takt fra k. 757.3 og over. Som følge av dette har aldri vannstanden i Breivevatn svingt like mye som i Hartevatn på den tid da sistnevnte oppviste størst reguleringsgrad, frem til 1982. Breivevatn anvendes nå som inntak for pumpestasjonen på Breive, som bringer vann fra Hartevatn-Breivevatn inn på inntakstunnelen til Vatnedalsvatn. Dette medfører at vannstanden i Breivevatn antakelig varierer hurtigere enn før, innenfor en variasjonsbredde på 1.6m fra kote 757.3 til k. 758.9. Innsjøen ble ikke oppdemt rundt 1. verdenskrig slik Hartevatn ble.

Andersen (1952) undersøkte vannvegetasjonen i Breivevatn 1950-52, og fant en dominans av *Isoëtes lacustris* i "dybde"området 2 til 5m. Det er litt uklart hva Andersen (1952) brukte som utgangspunkt for sine dybdeangivelser, men trolig i tilfellet Breivevatn (og Hartevatn) var det aktuell vannstand. Dette betyr i såfall omkring k. 759.0-759.2 eller $z \approx + 1.0-1.3$ m (1983-92). Øvre grense i 1950-52 skulle da ligge omkring k. 757.0 og nedre grense ved omlag k. 754.0. Som fig. 7 viser, synes det ikke å ha skjedd noen utvikling i brasmegrasets samlede vertikallutbredning i løpet av 40 år (når man tar hensyn til fotometodens bedre dataoppløsning på dypt vann og ved lav skuddtetthet). Hovedtyngden av brasmegras forekommer nå i området z -1.9 (k. 756.1) til -4.8 m (k. 753.2), med tilfeldig og transient kolonisering til omlag -7 m. I dypområdet, under omtrent -5 m (k. 753.0), var plantene døde i 1993. Slike svingninger i bestandstettheten innenfor den transiente delen av artens nisje er normal (Rørslett, 1987). Derimot kan det se ut som brasmegraset har forskjøvet seg noe nedover i vertikalprofilen (omkring 1 m) sett i forhold til kotehøyde, noe som er i samsvar med endringene i hydrologi (se kurve for Hartevatn, fig. 16). En viss usikkerhet foreligger fordi utgangspunktet for de gamle dybdegrensene er uklart, jfr. ovenfor.



Figur 7. Vertikalfordelingen av *Isoëtes lacustris* og moser i Breivevatn, 1988-93. Medianvannstand for Hartevatn-Breivevatn referer til tidsrommet frem til 1983.

Vannvegetasjonen i Breivevatn (1976-)1988-93 er svært lik den Andersen (1952) beskriver. Fortsatt er det dominerende vegetasjonsinnslaget de undersjøiske engene av stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*). Verken i kvantitativt eller kvalitativt henseende kan det spores noen klar utvikling i disse koloniene. De nye undersøkelsene dokumenterer at det finnes meget sporadiske forekomster av submers *Sphagnum* i dypområdene i Breivevatn, noe som ikke ble nevnt i Andersen (1952). Dypvannssamfunn av vannmoser (*Fontinalis*) omtales derimot av Andersen (1952). Det ble ikke funnet mosesamfunn av sikkert bestembar *Fontinalis* i 1988-93, men derimot utvikling av andre moser, særlig bladmoser (*Bryum pseudotriquetrum*, *Drepanocladus trichophyllus*, *D. exannulatus* m.fl.). Arten *B. pseudotriquetrum* vokser i en svært grov form, som kan forveksles med andre arter. Dessuten forekommer ulike levermoser, men disse er vanskelige å artsbestemme på undervannsbildene med unntak av den særpregede arten *Blepharostoma trichophyllum*, som ble observert spredt inne i brasmegrasengene. Det er usikkert om det har skjedd en artsendring i det undersjøiske mosesamfunnet i Breivevatn siden Andersens undersøkelse, siden *Fontinalis* cf. *antipyretica* omtales også fra andre vatn der bare *Bryum* m.fl. nå finnes. Feilbestemmelser kan ikke utelukkes pga. *Bryums* vekstsett. Andersen (1952) omtaler spredt forekomst av krypsiv (*Juncus bulbosus*) i Breivevatn. Denne arten finnes i ytterst beskjedne bestander nå og har trolig gått tilbake, kvantitativt sett, etter 1950-52.

De vannkjemiske forholdene i Breivevatn er lite studert, og det er derfor ikke mulig å lage en fremstilling av tidsutvikling i vatnet. Sannsynligvis er innsjøen tilnærmet lik Hartevatn i vannkjemisk henseende - de sparsomme data som finnes tyder iallefall på dét. pH ligger litt i overkant av 6,0, så Breivevatn er ikke utpreget surt.

Vannmassene har høyere transparens enn i Hartevatn og en markant blågrønn farge, som likner på den i de høyereliggende Sæsvatn-Breidvatn (Rørslett, under utarb.). Det er registrert betydelig nedtrenging av UV-A og UV-B i Breivevatn (Rørslett, under utarb.). Andersen (1952) nevner at Breivevatn rundt 1952 hadde "grønnblå" farge i motsetning til "grønn" for Hartevatn, altså nøyaktig slik det man kan observere 40 år senere.

3.4.7. Sæsvatn - Breidvatn

Disse to vatnene behandles under ett, siden de etter regulering tidlig i dette århundret i praksis er ett sammenhengende vannsystem. Den nominelle reguleringshøyden er nokså beskjedne, 2,5m, og innsjøene tappes i stor grad bare ned om vinteren. De er typiske representanter for gruppen "H3: Storage hydrolakes" (Rørslett, 1988a). Vannkjemisk sett er vatna sterkt næringsfattige og det har ikke skjedd noen påvisbar endring her de siste 20 år (se fig. 21-22). Innsjøene utmerker seg ved å ha den høyeste pH og laveste konduktivitet i hele Otravassdraget (se tab. 1, s. 4).

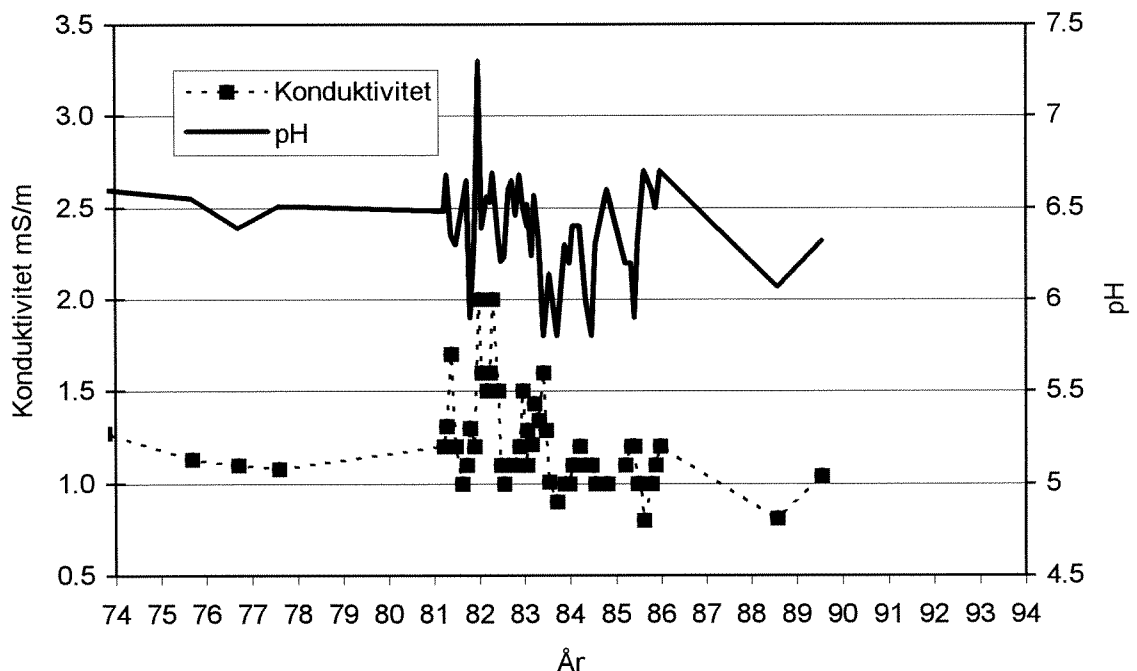
Vannfargen er blågrønn, som i Breivevatn, og transparensen er høy. Secchiskive-verdier > 10m er regelmessig målt, i likhet med i Breivevatn. Også i Sæsvatn er det betydelig nedtrenging av kortbølget UV-A og UV-B stråling i de øvre vannlagene (Rørslett, under utarb.).

Strendene er gjennomgående steinete og tilnærmet frie for vegetasjon, slik tilfellet også er for Breivevatn og Hartevatn. I områdene omkring sundet mellom vatnene er det noe mer løsavsetninger i strandsonen, og her finnes det til dels frodig elvesnelle sammen med store starrbestand. I tillegg forekommer det her flere arter av de ettårige isoetidene, f.eks sylblad (*Subularia aquatica*) og evjesoleie (*Ranunculus reptans*).

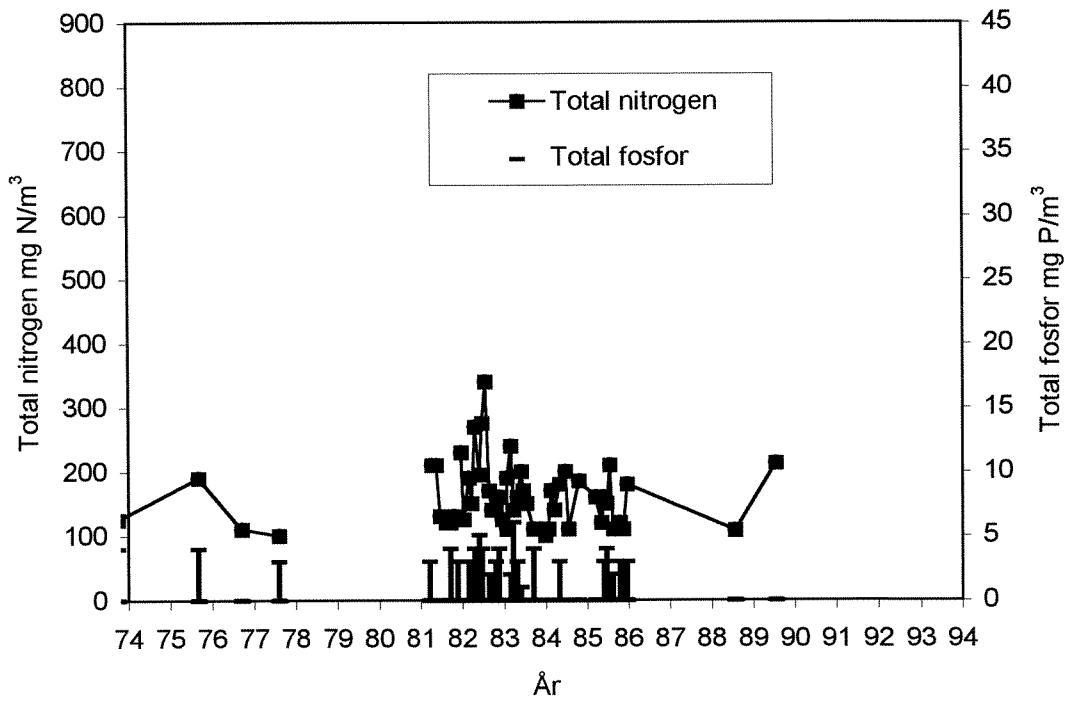
På litt dypere vann, nedenfor en tilnærmet vegetasjonsfri sone skapt ved is- og frosterosjon, forekommer enger med stivt brasmegras (*Isoëtes lacustris*) og vannboende moser (se fig. 23). Som i Hartevatn og i Breivevatn finnes det også i Sæsvatn-Breidvatn noe undersjøisk torvmose (*Sphagnum auriculatum*), men forekomsthyppheten er gjennomgående meget lav. Mattedannelse ble ikke observert i 1976 eller 1988-93. Andre bladmoser, deriblant *Bryum pseudotriquetrum* er, som i de fleste av Otravassdragets høyereliggende vatn, temmelig vanlig i dypvannsområdet.

Det ble ikke funnet sikre tegn på endringer i vegetasjonsbildet i disse vatna i tidsrommet 1976-92. Sammenliknet med beskrivelsen gitt av Andersen (1952) virker det som vegetasjonen er nesten identisk med forholdene 40 år tidligere. Det er noen små taksonomiske irregulariteter som kan kommenteres: Andersen (1952) oppga fjellpiggnopp (*Sparganium cf. hyperboreum*) fra disse vatna, mens det nå bare ble observert flótgras (*S. angustifolium*). Fordi Andersen (1952) nevner at *S. cf. hyperboreum* vokste på "3.45 m dyp" (tilsvarende antakelig $z - 3.2$ m) er dette høyst trolig en feilbestemmelse for *S. angustifolium*. Ekte *S. hyperboreum* finnes imidlertid i flere smådammer i nærheten av Sæsvatn-Breidvatn. Tilsvarende er angivelsen av *Fontinalis cf. antipyretica* fra Sæsvatn-Breidvatn noe tvilsom, i likhet med tilsvarende anførsel for Breive (se kommentarer s.24).

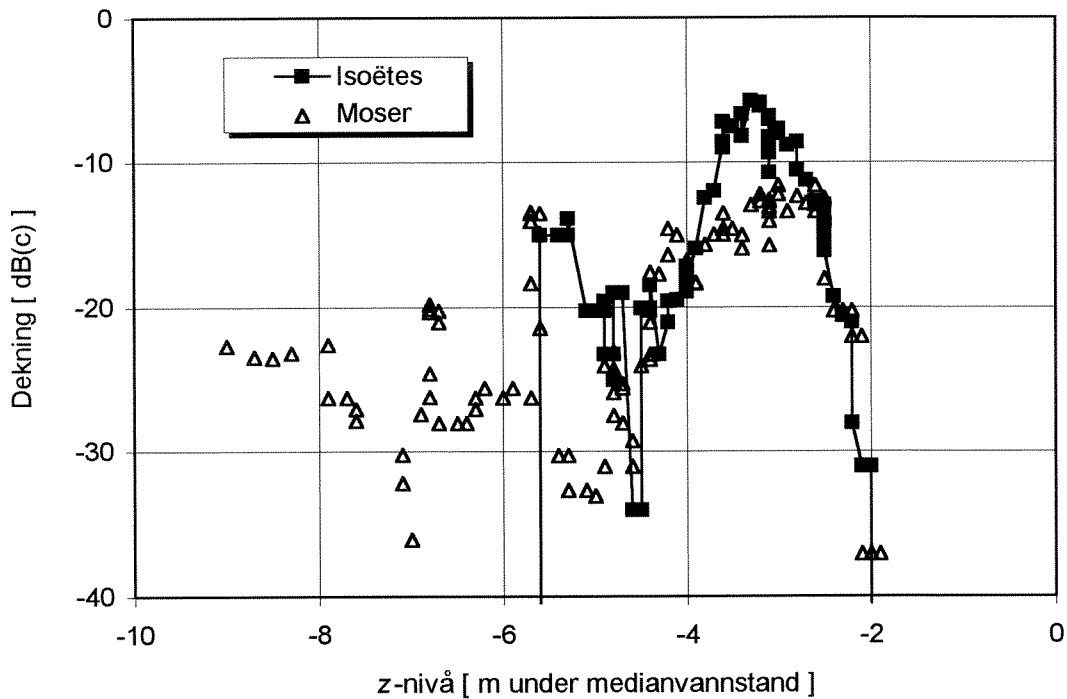
Øvre Langeidvatn, beskrevet i Andersen (1952), er nå sterkt regulert og har tapt all submers vegetasjon. Andersens beskrivelse kan være en indikasjon på hvorledes de høyereliggende innsjøene i regionen var utformet vegetasjonsmessig, før reguleringseffektene gjorde seg gjeldende i større eller mindre grad. Spesielt interessant er at Andersen (1952) omtaler submers torvmose (*Sphagnum auriculatum*) fra denne innsjøen, 881 m.o.h. Dette kan tyde på at torvmose rundt 1950 var et signifikant utbredt vegetasjonselement i denne innsjøen, som på dette tidspunktet rimeligvis ikke var forsuret. Tilsvarende trekk er også fortsatt tilstede i andre innsjøer i denne regionen, hvor nåtidig pH ligger rundt 6.3-6.5.



Figur 21. Tidsutvikling av pH og konduktivitet i Breidvatn (utløp).



Figur 22. Tidsutvikling av total nitrogen og totalfosfor i Breidvatn (utløp).



Figur 23. Vertikalfordelingen av stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) og moser i Breidvatn-Sæsvatn. Data samlet for perioden 1976-92.

3.5. Andre lokaliteter

Brørbørvatn (Gjerstadvassdraget)

Innsjøen er en typisk gjennomstrømmingssjø nederst i Gjerstadvassdraget. Vannmassene er brunfargede og næringsfattige, selv om innsjøen neppe kan betegnes som sterkt oligotrof (jfr. Hindar & Rørslett, 1990). Vannet er middels surt (pH 5.3). Andre data om innsjøen og vannvegetasjonen er gitt av Hindar & Rørslett (1990).

Brørbørvatn har hatt stor bevoxsning med krypsiv (*Juncus bulbosus*) iallefall de siste 35 årene (Rørslett, pers. obs. 1960-94). De siste 10 årene er krypsivkoloniene markert tettere og frodigere enn før. Annen vannvegetasjon er likevel ikke utkonkurrert pga. vekst av krypsiv. Brørbørvatn har høy tetthet av tjønngas (*Littorella uniflora*), botnegras (*Lobelia dortmanna*) og mykt brasmegras (*Isoëtes setacea*). Derimot er det relativt lite av det stive brasmegraset (*I. lacustris*) i vatnet. Submers torvmose forekommer på dypt vann uten noen steder å danne matter. Det er også spor av blågrønnalgeovertrekk på bunnen på dypt vann. Epifyttiske alger er lite fremtredende.

Heilandsvatn (Gjerstadvassdraget)

Innsjøen ligger øverst i Gjerstadvassdraget og er omtalt i Nilssen (1980). Vannmassene er sterkt brunfargede (se tab. 4, s. 37) og bunnen er løs og dyaktig. Vannvegetasjonen var 1989-92 omlag slik den ble beskrevet av Nilssen (1980), selv om vatnet i mellomtiden er kalket. Stivt brasmegras (*Isoëtes lacustris*), krypsiv (*Juncus bulbosus*) og undersjøisk torvmose er de viktigste innslagene i vegetasjonsbildet sammen med gul nøkkerose (*Nuphar lutea*) og soleinøkkerose (*N. pumila*). Det er ikke tegn på at krypsiv har spredt seg nevneverdig etter kalking av innsjøen, slik det er rapportert om fra andre lokaliteter i Norge (Roelofs et al., 1994).

Heilandsvatn har spor av blågrønnalger på bunnen (overtrekk på slam). Epifyttiske alger er lite utviklet.

Oggevatn (Tovdal)

Halvorsen (1977) beskriver innsjøens makrovegetasjon grundig. Ogge er sterkt oppdelt i mindre deler og det er mange sund og viker, ofte med noe forskjellig vegetasjon. Halvorsen (1977) påpeker at epifyttiske alger, neddykkete torvmoser og krypsiv har stor utbredelse i Ogge. Situasjonen 1993 var svært lik den Halvorsen beskriver. Brandrud & Mjelde (1993), som også undersøkte Ogge og sammenliknet med Halvorsens opplysninger, kom frem til omlag samme resultat, men hevder at det har skjedd en nedgang i artsrikdom (diversitet) etter 1976. Flere arter som ikke ble registrert av Brandrud & Mjelde (1993) i Ogge, ble likevel observert der høsten 1993 (bl.a. *Myriophyllum alterniflorum*). I tillegg ble det funnet f.eks. vrangblærerrot (*Utricularia ochroleuca*), som ikke er med på lista for Ogge i Brandrud & Mjelde (1993). Moss & Næss (1981) angir flere arter som heller ikke er tatt med i Brandrud & Mjelde (1993), men som ble observert i felt i 1993 (bl.a. buntsivaks, *Eleocharis multicaulis*). Det synes derfor lite trolig at det er en reell nedgang i diversitet i Oggevatn.

Vannmassene i Ogge beskrives såvel av Halvorsen (1977) som Spikkeland (1978) å være brunfargede og sure, med et middels siktedyp på 3-5 m. I 1993 ble det derimot funnet klart, grønt vann med høy nedstråling av UV-komponenter (Rørslett, in prep.) og siktedyp på > 10 m.

Herefossfjorden (Tovdal)

Innsjøen beskrives kortfattet bl.a. Spikkeland (1978). Makrovegetasjonen ble undersøkt i 1988, 1989 og 1993. Kortsukksvegetasjon dominert av stivt brasmegras (*Isoëtes lacustris*) og tjønngras (*Littorella uniflora*) er svært utbredt langs de vindeksponerte strendene. Krypsiv (*Juncus bulbosus*) spiller liten rolle, med unntak for etpar beskyttede bukter i nord, og det samme gjelder undersjøisk torvmose. Enkelte år er det påfallende mye påvekstalger i Herefossfjord, spesielt i 1989 og 1992 var bunnen og plantene fullstendig dekket av et tykt lag alger.

Herefossfjorden er sur, pH 4.6-5.3, og har vannmasser som var sterkt brunfargede i 1978 (Spikkeland, 1979) med siktedyp rundt 4-5 m. I 1989 var vannfargen blågrønn og siktedypet lå rundt 10 m. Derimot var den brune vannfargen med høy lyssvekning re-etablert i 1992 (se tab. 4, s. 37). Det påfølgende året, 1993, var Herefossfjordens vannmasser igjen blåfargede, men pga. tekniske feil på utstyr ble de optiske forholdene ikke studert denne gang.

Grasvatn og Grastjern (Kristiansand)

Vatna nevnes først og fremst fordi de var svært sure (pH 4.1-4.4), hadde klart blått vann ("blå-surt") og ikke stor vekst verken av krypsiv eller torvmoser. Limmologiske data for 1988 er gitt av Hindar (1990). Begge vatn er nå kalket og bør vegetasjonsundersøkes på nytt.

Åbortjern og Blanktjern (Tistedal)

Disse vatna ligger i områder med skrinn furuskog og tynt jordsmonn. Visuelt utmerker de seg ved en klar blå farge ("blåsure"). De har forekomst av neddykkete torvmoser, litt krypsiv og forøvrig en "normal" vannvegetasjon hvor botnegras (*Lobelia dortmanna*) er fremtredende. Begge vatn har matter av blågrønnalger på dypt vann, slik det er beskrevet fra vestsvenske kystsjøer (Gårdsjön osv., Grahn, 1977, 1985). Forekomsten av buntsivaks (*Eleocharis multicaulis*) er ny for Østfold, og er interessant fordi den danner et bindeledd mellom sydsvenske sure innsjøer og vatna på Sørlandskysten.

4. DISKUSJON

Vannkjemiske data fra de enkelte lokalitetene er helt klart av blandet kvalitet, og det er et åpent spørsmål om måledata f.eks. fra utløpet egentlig kan sies å være representativ for vannmassene i selve innsjøen. Der hvor data finnes såvel fra innsjø som utløp (f.eks. Hartevatn) virker likevel forskjellene å være ubetydelige. I mangel på andre alternativer godtas derfor at de foreliggende data beskriver tidsutviklingen i de forskjellige innsjøene som er med i studiet.

Utviklingen i pH over tid er ikke éntydig for noen av innsjøene. Det er svært store variasjoner innenfor ett og samme år, noe som var ventet (jfr. Henriksen et al., 1981). SFTs overvåkningsprogram har nå løpt i omlag 20 år med data innsamlet på månedsbasis i en rekke elver på Sørlandet og viser at det ikke er noen klar trend i pH. Faktisk var 1992 det gunstigste år mhp. pH i hele programperioden (SFT, 1993). Hundre-sjøers undersøkelsen til SFT og NIVA viser at det har skjedd små endringer i pH, mens nitratinnholdet er nær fordoblet i løpet av 20 år (SFT, 1993). Prognoser tidlig på 80-tallet som antydte en signifikant tidsmessig nedgang i pH (Henriksen et al., 1981) i elver på Sørlandet har ikke slått til, jfr. SFT (1993). Foreløpig må en trekke den konklusjon at pH ikke er endret de siste 20-30 år i området.

Det er ulogisk å kalle en sur lokalitet for "forsuret" dersom man ikke samtidig kan påvise eller sannsynliggjøre at en signifikant pH-senking har funnet sted. I store deler av Otravassdraget er en slik pH-reduksjon ikke sikkert påvist, og den må isåfall ha funnet sted minst 30-40 år tilbake i tiden. Derimot er lokalitetene i varierende grad sure. Variasjonsbredden for den sureste innsjøen i Otravassdraget, Venneslafjord, er fra pH 4.6 til 6.9 med en aritmetrisk middel på 5.4 og et geometrisk middel på pH 5.3. På den andre siden ligger Breidvatn, med pH 6.4 (aritmetrisk middel) og en variasjon som spenner fra pH 5.8 til 7.3.

Vannvegetasjonens endringer igjennom tiden er noen steder ubetydelig, mens andre undersøkte lokaliteter kan oppvise klare forandringer. I områder hvor påvirkningen av sur nedbør er minst, som øverst i Otravassdraget, er endringene minst og flere lokaliteter virker å være tilnærmet identisk vegetasjonsmessig med beskrivelser fra tidlig på 1950-tallet (Andersen, 1952). Tilsvarende resultater kom Halvorsen (1977) frem til, ved å reinventere et 20-talls Agdervatn under marin grense, disse lokalitetene ble først beskrevet av Braarud & Aalen (1938). Slike lavlandslokaliteter kan antas å ha noe større motstandskraft mot forsurening pga. gunstigere geologi i nedslagsfeltene.

I Breivevatn og Sæsvatn-Breidvatn er det submerse plantedekket tilnærmet uendret etter et tidsrom på rundt 40 år (1950-52 til 1992-93). De endringer som finnes ligger hovedsakelig på et taksonomisk plan og kan skyldes divergerende oppfatninger om plasseringen av enkelte taksa. Noen reell forskjell i artsinventar foreligger sannsynligvis ikke. Derimot har de fotografiske data innsamlet i 1988-93 vist at det er visse svingninger i yttergrenser for stivt brasmegras (*Isoëtes lacustris*) og dette medfører at kvantitative mål som f.eks. kolonisert dybdesone også vil variere. Uten høy tidsoppløsning i datamaterialet kunne slike skiftninger lett feiltolkes. Variasjonene i yttergrenser tilsvarer den transiente delen av artens romlige (her: vertikale) nisje og det er vist såvel teoretisk og empirisk (Rørslett, 1987b; Rørslett & Agami, 1987) som eksperimentelt (Rørslett & Johansen, 1994 submitted) at de påregnelige endringene i utbredelsen er en funksjon av artenes livshistorie og generasjonstid. Hurtigvoksende organismer, f.eks. alger, vil tilsvarende raskt skifte sin utbredelse langs vertikalgradienter. Dette er også observert på flere av lokalitetene, bl.a. i Kilefjord og Herefossfjord, hvor bentiske algematter dukker opp for like raskt å forsvinne.

Svært interessant også i samband med diskusjoner i internasjonal litteratur om vegetasjonsendringer som følge av forsuring, er påvisningene av undersjøisk torvmose (*Sphagnum auriculatum*) på klart ikke-forsurede lokaliteter med pH vedvarende over 6. Disse observasjonene føyer seg til merknadene i Brandrud & Mjelde (1993): Torvmose er et naturlig og utbredt fenomen i næringsfattige norske innsjøer, ikke et nytt floragelement som tilkommer ved en forsuring slik hevdet av Grahn (1985) for sure svenske innsjøer. Når det gjelder mattedannelse av torvmose gir de tilgjengelige data fra Otra-, Tovdals- og Gjerstadvassdraget et noe forvirrende bilde. Mattedannende undersjøisk torvmose er kjent fra store deler av Otravassdraget, mest utpreget i nedre deler (Venneslafjord, Kilefjord), men finnes også høyere opp (Åraksfjord, Flåren, Harte-vatn (før 1982) og forefinnes ved gjennomsnitts pH fra 5.3-5.5 til ca. 6.0. Submers torvmose nevnes særskilt av Andersen (1952) fra en rekke høyereliggende vatn i Aust-Agder, bl.a. Øvre Langeidvatn (nå regulert) som ligger nær Sæsvatn-Breidvatn og på det samme, vannkjemisk sett, gunstige geologiske underlag.

I nabovassdraget, i Tovdalen, som med pH rundt 5.0 (SFT, 1993) gjennomgående er betydelig surere enn Otra, finnes mattedannende torvmose i Tovdalselva nedstrøms Herefossfjord, men mangler i selve innsjøen (pH 4.6-5.3). Oggevatn (pH 4.8) har stedvis mattedannelse av torvmose (Halvorsen, 1977; Brandrud & Mjelde, 1993). I Gjerstadvassdraget finnes mattedannelse i Gjerstadvatn (pH 5.0-5.2), men ikke i det like sure og nedstrøms beliggende Brørbørvatn (Hindar & Rørslett, 1990). Eksemplene kan forfleres og viser med all tydelighet at mattedannende submers torvmose ikke er et direkte pH-relatert fenomen. Det er heller ingen éntydig sammenheng mellom gjennomstrømmingssjøer og forekomst av torvmosematter.

Ekspansjon av undersjøiske torvmosematter omtales i internasjonal litteratur som ett av hovedtrekkene ved forsuring i næringsfattige innsjøer (Grahn, 1985; Farmer, 1990 o.fl.). Brandrud & Mjelde (1993) tilbakeviser at slik moseekspansjon er typisk for sure innsjøer i Sør-Norge. Den samme konklusjon kan trekkes fra den foreliggende undersøkelsen. Ett sikkert tilfelle er dokumentert, i sørenden av Kilefjorden hvor submers torvmose har bredt seg massivt i Storebukta i tidsrommet 1967-85 (Hvoslef, 1985). Ekspansjonen er likevel ikke éntydig fordi det er påvist en klar tilbakegang for undersjøisk torvmose litt lenger nord i Kilefjord, jfr. s. 14. Venneslafjord hadde allerede godt utviklede matter av torvmose i 1976 og også her er det indikasjoner på en viss tilbakegang i senere tid (fotoregistrering 1988). I Hartevatn har submers torvmose avtatt kraftig i tidsrommet etter 1976, muligens i samband med den nye manøvreringen av vannstanden i dette vatnet. Åraksfjord har lokalt omfattende torvmosematter, men det er ikke klarlagt om disse har ekspandert. Felles for samtlige forekomster av torvmose i Otravassdraget er at pH-verdiene ligger mellom pH 5.4 og 6.3. Masseforekomst er registrert ved pH 5.8 (Åraksfjord) og pH 5.9-6 (Flåren).

Praktisk talt uten unntak forekommer undersjøisk torvmose på dypt vann, eller på de dypeste områdene hvis lokaliteten er grunn, og danner ofte dybdegrensene for vegetasjon. Siden det oftest mangler torvmosebestander i strand- eller tilstøtende myrområder er en kolonisering derfra, slik internasjonal litteratur antyder (Grahn, 1977, 1985; Raven, 1988), lite trolig. Neddykket torvmose er et karaktertrekk i næringsfattige, sure-svakt sure vatn på Sørlandet og har trolig eksistert slik i lang tid. Det er først i ny tid man har sett etter mosen, og funnet den.

Den andre "karakterarten" i samband med forsuring er krypsiv (*Juncus bulbosus*). Erfaringsdata og litteturutsagn om denne arten spriker i alle retninger. Trass i at ekspansjon av krypsiv hevdes å være et typisk tegn ved forsuring (bl.a. Farmer, 1990) foreligger det ikke noen

dokumentert preferanse for krypsiv til lokaliteter med lav pH. Tvert imot viser data sammenstilt av Brandrud & Mjelde (1993) et særdeles ikke-signifikant samband mellom frekvens av krypsiv og pH ($\chi^2_{(5)}=3.0$, $P < 0.7$; basert på tab.1 i Brandrud & Mjelde, 1993).

Sikkert belagte tilfeller av krypsivekspansjon er heller sjeldne, såvel i Norge som ellers. Derimot er det mange situasjoner der det antas, mer eller mindre på godt grunnlag, at det har skjedd en økning i forekomst av denne planten. De best dokumenterte økningene er i Otra, hvor det uten unntak er fysiske endringer i miljøfaktorene som kan ha utløst ekspansjon av krypsiv (Rørslett, 1988a, 1989b). Venneslafjord er et eksempel hvor koblingen mellom fysisk inngrep og økt vekst er mindre fremtredende enn høyere opp i Otra, men også på denne lokaliteten kan ikke betydningen av vannføringsendringer (og manglende islegging) oversees som en sannsynlig forklaringsvariabel (Rørslett, 1986).

Utenom sørlandsvatna er det ett eksempel på økning av krypsiv som er interessant å nevne. Hallevatn i Brunlanes (Vestfold) er en svakt oligotrof (pH 6.2, konduktivitet 5.3 mS/m, total N 680 mg/m³, total P 8 mg P/m³) og noe humøs innsjø hvor krypsiv i tidsrommet 1960-90 har blitt dominerende i bukter på bekostning av bl.a. kranstusenblad (*Myriophyllum verticillatum*), rust-tjønnaks (*Potamogeton alpinus*) og andre langskuddsarter. I samme tidsrom har torvmose ekspandert på bunnen. Kranstusenblad ble funnet siste gang i Hallevatn i 1980-81 (Rørslett, pers. obs.).

I senere tid har det blitt publisert en mulig sammenheng mellom kalking av vassdrag og sterk ekspansjon av krypsiv (Roelofs et al., 1994). En tilsvarende relasjon kan ikke spores i de vatna som er gransket i dette studiet. Heilandsvatn, som ble kalket mot slutten av 1980-årene, hadde såvel før som etter inngrepet en stabil vannvegetasjon hvor krypsiv var vanlig forekommende, men ikke i noen masseforekomst. Heller ikke i svenske sjøer har krypsiv slått til etter kalking (Eriksson et al., 1983).

Krypsiv er, trass i forskning i Norge, Sverige og Nederland, fortsatt en plante med flere uløste gåter enn svar. Det er klarlagt at planten trives under ekstremt næringsfattige situasjoner, hvor nitrogen:fosfor forholdet blir tilsvarende svært høyt, > 20 (Rørslett et al., 1990) og dette kan indikerer at fosfor er en begrensende faktor for krypsiv. Nitrogenkonsentrasjonen i krypsivplantene er middels høyt, typisk mellom 2 og 3% av askefri tørrvekt, mens fosfor ligger rundt 0.1% (data i Rørslett et al., 1990). En kombinert økt tilførsel av nitrogen og en liten økning i tilgjengelig fosfor vil derfor kunne resultere i sterk vekst av krypsiv. Dette er mekanismer som kan operere uavhengig av lav pH på voksestedet. Krypsiv er da heller ikke dokumentert å trives, iallefall ikke i masseforekomst, ved pH særlig under 5.3.

LITTERATUR

- Andersen, T., 1952. Makrovegetasjonen i vann på kysten av Vest-Agder samt i høyereliggende strøk av Agder og Telemark. Hovedfagsoppg. botanikk, Universitetet i Oslo.
- Arts, G.H.P. & Leuven, R.S.E.W., 1988. Floristic changes in shallow soft waters in relation to underlying environmental factors. *Freshwat. Biol.*, 20: 97-111.
- Arts, G.H.P., Van der Velde, G., Roelofs, J.G.M. & Van Sway, C.A.M., 1990. Successional changes in the soft-water macrophyte vegetation of (sub)atlantic, sandy, lowland regions during this century. *Freshwat. Biol.*, 24: 287-294.
- Brandrud, T.E. & Mjelde, M., 1993. Tålegrenser for overflatevann. Makrovegetasjon. NIVA rapport O-90137, nr. 2936, 44 s.
- Brandrud, T.E. & Johansen, S.W., 1994. Effects of acidification on macrophyte growth in the HUMEX lake Skjervatjern, with special emphasis on *Sphagnum auriculatum*. *Environ. Internat.*, 20: 329-342.
- Braarud, T. & Aalen, O.J., 1938. Undersøkelser over makrovegetasjonen i endel Aust-Agder vatn. *Nytt Mag. Naturvidensk.*, 79:1-48.
- Dennison, W.C. & Alberte, R.S., 1986. Photoadaptation and growth of *Zostera marina* L. (eelgrass) transplants along a depth gradient. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 98: 265-282.
- Eriksson, F., Hörnström, E., Mossberg, P. & Nyberg, P., 1983. Ecological effects of lime treatment of acidified lakes and rivers in Sweden. *Hydrobiologia*, 101: 145-164.
- Farmer, A., 1990. The effects of lake acidification on aquatic macrophytes - a review. *Environ. Poll.*, 65: 219-240.
- Grahn, O., 1977. Macrophyte succession in Swedish lakes caused by deposition of airborne acid substances. *Water, Air Soil Pollut.*, 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.
- Grande, M., Rørslett, B. & Hals, B. 1980. Overvåkingsundersøkelser i nedre Otra. Fremdriftsrapport for 1979. NIVA rapport O-73012 VI,36 s.
- Halvorsen, K., 1977. Makrofyttvegetasjonen i endel vann på Agder. SNSF TN/36/77, Oslo.
- Harris, S.A., Maberly, S.C. & Abbott, R.J., 1992. Genetic variation within and between populations of *Myriophyllum alterniflorum* DC. *Aquat. Bot.*, 44: 1-21.
- Henriksen, A., Snekvik, E. & Volden, R., 1981. Endringer i pH i perioden 1966-1979 for 38 norske elver. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT/NIVA rapport 2/81, 69 s.
- Hindar, A. & Rørslett, B. 1989. Forsuringseffekter av en barkfylling nederst i Gjerstadvassdraget i Aust-Agder. NIVA rapport O-88105, 23 s.
- Holtan, G. & Brettum, P., 1989. Kontrollundersøkelse av Maridalsvatnet. Årsrapport 1988. NIVA O-85138, rapportnr. 2186, 14s.
- Hutchinson, G.E., 1975. A Treatise on Limnology. III. Limnological Botany. Wiley, New York, 660 pp.
- Jackson, M.B. & Vandermeer, E.M., 1990. Effects of neutralization and early reacidification on filamentous algae and macrophytes in Bowland Lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47: 432-439.
- Maessen, M., Roelofs, J.G.M., Bellemakers, M.J.S. & Verheggen, G.M., 1992. The effects of aluminium, aluminium/calcium ratios and pH on aquatic plants from poorly buffered environments. *Aquat. Bot.*, 43: 115-127.
- Moss, O.O. & Næss, I., 1981. Oversikt over flora og vegetasjon i Tovdalsvassdragets nedbørfelt. Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer, Universitetet i Oslo, rapport 23.

- Murphy, K.J., Rørslett, B. & Springuel, I., 1990. Strategy analysis of submerged lake macrophyte communities: an international example. *Aquat. Bot.*, 36: 303-323.
- 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.
- 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.
- Røelofs, J.G.M., Brandrud, T.E. & Smolders, A.J.P., 1994. Massive expansion of *Juncus bulbosus* L. after liming of acidified SW Norwegian lakes. *Aquat. Bot.*, 48: 187-202.
- Rørslett, B., 1967: Kilefjorden i Otra. Virkningen av vassdragsreguleringen på høyere akvatisk vegetasjon. NIVA rapport O-118/66, O-113/65, 16 s.
- Rørslett, B., 1984. Environmental factors and aquatic macrophyte response in regulated lakes - a statistical approach. *Aquat.Bot.*, 19: 199-220.
- Rørslett, B., 1985a. Regulation impact on submerged macrophytes in the oligotrophic lakes of Setesdal, South Norway. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 2: 2927-2936.
- Rørslett, B., 1985b. Death of submerged macrophytes - actual field observations and some implications. *Aquat.Bot.*, 22: 7-19.
- Rørslett, B., 1986. Vannvegetasjon i Venneslafjorden. Foreløpig vurdering av tilgroing 1986. Norsk institutt for vannforskning, rapport O-86094, 25 s.
- Rørslett, B., 1987a. Tilgroing i Otra nedstrøms Brøkke. Problemanalyse og forslag om tiltak. NIVA rapport O-86130, 40 s.
- Rørslett, B., 1987b. A generalized spatial niche model for aquatic macrophytes. *Aquat. Bot.* 29: 63-81.
- Rørslett, B., 1987c. Niche statistics of submerged macrophytes in Tyrifjord, a large oligotrophic Norwegian lake. *Arch. Hydrobiol.*, 111: 283-308.
- Rørslett, B., 1987d. Tilgroing nedstrøms kraftverk - et voksende problem? *K. norske Vidensk.Selsk. Rapp. Bot. Ser.* 1987,1: 18-25.
- Rørslett, B., 1988a. Aquatic weed problems in a hydroelectric river: the R.Otra, Norway. *Regulated Rivers*, 2: 25-37.
- Rørslett, B., 1988b: An integrated approach to hydropower impact assessment. I. Environmental features of some Norwegian hydro-electric lakes. *Hydrobiologia*, 164: 39-66.
- Rørslett, B., 1988c: Niche extension of aquatic macrophytes in hydrolakes: Predictive assessment of environmental impacts. *Internat. Rev. ges. Hydrobiol.*, 73: 129-143.
- Rørslett, B., 1988d. Forekomst av vegetasjon i regulerte vassdrag. Problemidentifisering og omfang. NIVA rapport O-88003, 41 s.
- Rørslett, B., 1989a: An integrated approach to hydropower impact assessment. II. Submerged macrophytes in some Norwegian hydro-electric lakes. *Hydrobiologia*, 175: 65-82.
- Rørslett, B., 1989b. Aquatic macrophyte problems associated with hydropower development on Norwegian rivers. In: Laikari, H. (Ed.), *IAWPRC Advances in Water Pollution Control, River Basin Management - V*, pp. 275-283.
- Rørslett, B., 1987a. Statistics of the underwater light field: an empirical model. *Internat. Rev. Ges. Hydrobiol.*, 72: 1-25.
- Rørslett, B., 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquat. Bot.*, 39: 173-193.
- Rørslett, B. & Agami, M., 1987. Downslope limits of aquatic macrophytes: a test of the transient niche hypothesis. *Aquat. Bot.*, 29: 83-95.
- Rørslett, B. & Brettum, P., 1989: The genus *Isoetes* in Scandinavia: an ecological review and perspectives. *Aquat. Bot.*, 35:223-261.
- Rørslett, B. & Hvoslef, S., 1986: Makrovegetasjon i norske innsjøer. II. Empiriske art-areal relasjoner. *K. norske Vidensk.Selsk. Rapp. Bot. Ser.* 1986,2: 76-87.

- Rørslett, B., Brandrud, T.E. & Johansen, S.W., 1990. Tilgroing i terskelbasseng i Otra ved Valle. Problemanalyse og forslag om tiltak. NIVA rapport O-88033, nr. 2442, 117 s.
- Rørslett, B., Green, N.W. & Kvalvågnes, K., 1978. Stereophotography as a tool in aquatic biology. *Aquat.Bot.*, 4: 73-81.
- Rørslett, B., Mjelde, M. & Johansen, S.W., 1989. Effects of hydropower development in Norwegian rivers: present state of knowledge and some case studies. *Regul. Rivers*, 3: 19-28.
- Rørslett, B., Tjomsland, T., Løvik, J.E., Lydersen, E., Mjelde, M. & Grande, M. 1981: Under-søkelse av Øvre Otra. NIVA rapport O-72198, 180 s.
- Rørslett, B., Tjomsland, T., Steffensen, J.L. & Grande, M. 1978: Hartevatn og regulering av Øvre Otra. NIVA rapport O-133/77, 128 s.
- SFT, 1993. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1992. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 533/93, 296 s.
- Spikkeland, I., 1979. Hydrografi og evertebratfauna i innsjøer i Tovdalsvassdraget 1978. Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer, Universitetet i Oslo, rapport 8.
- Sprenger, M. & McIntosh, A., 1989. Relationship between concentrations of aluminium, cadmium, lead, and zinc in waters, sediments, and aquatic macrophytes in six acidic lakes. *Arch. Environ. Contamin. Toxicol.*, 18: 225-231.
- Svedäng, M.U., 1988. The macrophytes in Lake Änketjärn - a lake dominated by *Juncus bulbosus* L. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.*, 73: 181-190.
- Svedäng, M.U., 1990. The growth dynamics of *Juncus bulbosus* L. - a strategy to avoid competition? *Aquat. Bot.*, 37: 123-138.
- Wetzel, R.G., Brammer, E.S., Lindström, K. & Forsberg, C. 1985. Photosynthesis of submersed macrophytes in acidified lakes. II. Carbon limitation and utilization of benthic CO₂ sources. *Aquat. Bot.*, 22: 107-120.
- Yan, N.D., Miller, G.E., Wile, I. & Hitchin, G.G., 1985. Richness of aquatic macrophyte floras of softwater lakes of differing pH and trace metal content in Ontario, Canada. *Aquat. Bot.*, 23: 27-40.

Tabell 3. Vannvegetasjon i de undersøkte innsjøene i Setesdal. Data fra Andersen (1952), Rørslett (1967, 1985a, 1986, 1989a), Rørslett et al. (1978, 1981) og feltobservasjoner.

Angivelser : +: observert, •: sparsom forekomst, ••: vanlig, •••: dominerende. A: Andersen (1952).

	Vennesla- fjord 1976-93	Kile- fjord 1967- 93	Åraks- fjord 1976-93	Flåren 1976-93	Hartevatn 1950-82	Hartevatn 1990-93	Breivevatn 1952-93	Breidvatn- Sesvatn 1950-93
Eleocharis acicularis (L.)R.&S.	••	•	•	•	••	••	•	•
Isoëtes lacustris L.	•	•••	•••	•	?A	+	•••	•••
Isoëtes setacea Lam.	•	••	•	•	•	•	•	•
Juncus bulbosus L.	•••	•••	•••	•••	+	••	+	+
Littorella uniflora (L.)Asch.	•	••	•	•				
Lobelia dortmanna L.	••	•••	••	•	?A			•
Ranunculus reptans L.	•	•	•	•	••	••	•	••
Subularia aquatica L.	•	•	••	•	•	••	•	••
Sparganium angustifolium Michx.	•••	•••	••	•••	+	••	•	••
Sparganium glomeratum Læst.	•							
Sparganium hyperboreum Læst.					?A			
Sparganium natans L.	•	•						
Callitriche hamulata Kütz.	•	•	•	••	+	••	•	•
Callitriche palustris L.			•			•		
Myriophyllum alterni- florum L.	•	•	•	•				
Utricularia intermedia Hayne	••	•						
Utricularia minor L.	•	•	•	•				
Utricularia ochroleuca R.Hartm.	•••	••	••	•				
Utricularia vulgaris L.	•••	••	•	••				
Sphagnum spp.	•••	••	••	•••	••	•	•	•
Fontinalis spp.		•			•?	•	•?•	•?
Bryophyta (indet.)		•	••	•	•	••	•	••
Levermoser (indet.)		•	•				•	•
Nitella spp.	•	•	•	•	••	•	•	•
Spongilla cf.lacustris	•	•	•	••	••	•	•	•

Tabell 4. Sammenstilling av lysdata fra de undersøkte innsjøene, analysert etter en lineær regresjonsmodell: $\ln I(v) = a - k \cdot v$ (modellen tilsvarer den tradisjonelt brukte i limnologisk litteratur). Det er oppgitt to dybdeområder for de tilfelle hvor lyskurven krummer sterkt.

Innsjø/dato	Siktedyp (m)	Dybdeintervall (m)	Lineær svekn. $k \text{ m}^{-1}$	St.feil SE (k) m^{-1}	Forklaringsgrad r^2 (%)
Maridalsvatn					
810519	7.3	0.1-10	0.478	0.018	99.2
		1-10	0.458	0.016	99.4
810609	5.7	0.1-10	0.588	0.054	95.2
		1-10	0.558	0.057	95.0
810629	7.5	0.1-16	0.391	0.005	99.8
		1-16	0.385	0.003	99.9
810803	7.0	0.1-16	0.435	0.012	99.0
		1-16	0.428	0.012	99.0
810817	6.5	0.1-16	0.439	0.022	96.8
		1-16	0.424	0.022	96.9
810907	6.0	0.1-20	0.404	0.013	98.4
		1-20	0.396	0.013	98.5
810918	6.0	0.1-20	0.397	0.006	99.7
		1-20	0.390	0.005	99.8
920824		0.1-13	0.392	0.0014	99.1
		2-13	0.372	0.0011	99.5
930325	(under is)	0.5-5.5	0.592	0.0008	99.9
Sæsvatn					
830614	12.0	0.2-20	0.288	0.006	99.3
		1-20	0.281	0.006	99.5
830712	12.0	0.2-20	0.265	0.003	99.8
		1-20	0.263	0.003	99.9
890913		0.1-14	0.180	0.0008	98.2
		2-14	0.179	0.001	97.7
920927		0.1-12	0.260	0.0009	99.1
		2-12	0.244	0.0008	99.4
930809		0.5-18	0.214	0.0003	99.9
Breidvatn					
830614	12.0	0.2-6	0.303	0.011	99.1
		1-6	0.280	0.004	99.9
830711	12.0	0.2-6	0.298	0.008	99.5
		1-6	0.282	0.004	99.0
Hartevatn					
830614	7.0	0.2-14	0.445	0.017	98.1
		1-14	0.413	0.011	99.2
830711	8.5	0.2-12	0.323	0.003	99.9
		1-12	0.324	0.003	99.8
8809		1-20	0.313	0.001	99.7
890914	11.0	0.1-12	0.235	0.0009	98.6
		2-12	0.213	0.0003	99.9
920928		0.1-13	0.323	0.0012	99.0
		2-13	0.303	0.0003	99.9
930810	>10	3-20	0.293	0.0007	99.7

Tabell 4 (forts.)

Innsjø/dato	Siktedyp (m)	Dybde- intervall (m)	Lineær svekn. $k \text{ m}^{-1}$	St.feil SE (k) m^{-1}	Forklarings- grad r^2 (%)
Breivevatn					
8809		1-22	0.216	0.0024	99.2
890914		0.1-10	0.256	0.0008	98.5
		2-10	0.243	0.0007	99.1
920928		0.1-13	0.276	0.0009	99.1
		2-13	0.256	0.0008	99.3
930810		0.1-20	0.204	0.0005	99.6
		1.5-20	0.197	0.0003	99.8
Åraksfjord					
931025		0.1-10	0.397	0.0008	99.6
Kilefjord					
830615	10.0	0.2-9	0.344	0.009	99.4
		1-9	0.326	0.004	99.9
830711	9.5	0.2-9	0.349	0.007	99.7
		1-9	0.334	0.003	99.9
920930		0.1-13	0.421	0.002	98.4
		2-13	0.417	0.001	98.9
Venneslafjord					
830615	7.8	0.2-18	0.370	0.004	99.8
		1-18	0.363	0.003	99.9
830711	9.6	0.2-20	0.350	0.006	99.6
		1-20	0.342	0.006	99.7
Oggevatn					
930812		0.1-20	0.484	0.0026	97.7
		2-20	0.454	0.0028	98.1
Herefossfjord					
890915 (blått vann)	>10	0.1-10	0.304	0.0014	97.7
		2-10	0.282	0.0011	98.5
920930 (brunt vann)	4	0.1-9	0.677	0.0016	99.7
		2-9	0.657	0.0009	99.9
Heilandsvatn					
890916		0.1-10	0.748	0.0014	99.5
920930		0.1-6	1.18	0.0043	99.3
Brøbørvatn					
881004		1-10	0.864	0.0016	99.8



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2658-3