



0-89104

Vegetasjonsetablering
i Meltingen,
en regulert innsjø i
Nord-Trøndelag:
Erfaringer fra forsøk i
1989 - 92

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

| | |
|-------------------------|-----------------|
| Prosjektnr.: O-89104 | Undernr.: |
| Løpenr.: 3039 | Begr. distrib.: |

| | | | | |
|--|---|--|---|--|
| Hovedkontor Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00 | Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13 | Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53 | Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33 | Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09 |
|--|---|--|---|--|

| | | |
|---|---|------------------------------|
| Rapportens tittel: VEGETASJONSETABLERING I MELTINGEN, EN REGULERT INNSJØ I NORD-TRØNDELAGE: ERFARINGER FRA FORSØK I 1989-92 | Dato: 1.04.94 | Trykket: NIVA 1994 |
| | Faggruppe: VASSDRAG | |
| Forfatter(e): Bjørn Rørslett Stein Singaas Stein W. Johansen | Geografisk område: Nord-Trøndelag | |
| | Antall sider: 60 | Opplag: 50 |

| | |
|------------------------------|-------------------------|
| Oppdragsgiver: NVE | Oppdragsg. ref.: |
|------------------------------|-------------------------|

Ekstrakt:

I årene 1989-92 ble det utført forsøk med vegetasjonsetablering i Meltingen, et nord-trønderisk magasin med 21m reguleringshøyde. 5 arter ble forsøkt utplantet med behandlinger som gjødsling, torvtilsetning, erosjonsmatter samt kombinasjoner av disse. Det ble også gjort forsøk med gjødsling av stedege vegetasjon. Resultatene viste at dødeligheten varierte sterkt mellom forsøksartene og en eksponeringsgradient. Svinn av planter som følge av erosjon og masseforflytning i strandsonen varierte mellom 11 og 14% for artene i forsøkene. Erosjonsutsatte lokaliteter hadde lavere grad av overlevelse enn beskyttede steder. Gjødsling var den behandlingsform som hadde størst positiv effekt på de utplantede artene. Gjødsling av naturlig vegetasjon ga økning i ugras- og grasvegetasjon og noe reduksjon av amfibisk vegetasjon den første vekstsesongen. Gjødsling av naturlig vegetasjon ga påvisbare effekter flere år etter tiltaket.

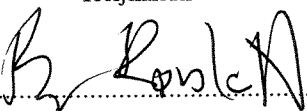
4 emneord, norske

1. Vassdragsregulering
2. Revegetering
3. Makrovegetasjon
4. Biotopjustering

4 emneord, engelske

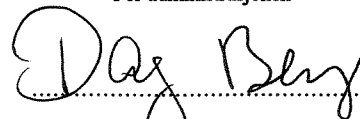
1. Regulated lakes
2. Revegetation
3. Aquatic macrophytes
4. Ecological management

Prosjektleder



Bjørn Rørslett

For administrasjonen



Dag Berge

ISBN 82-577-2497-1



O-89104

**VEGETASJONSETABLERING I MELTINGEN, EN
REGULERT INNSJØ I NORD-TRØNDELAG:
ERFARINGER FRA FORSØK I 1989-92**

Oslo, 1.4. 1994

For administrasjonen: Dag Berge

Prosjektleder: Bjørn Rørslett

Medarbeidere: *Stein Singsaas (Universitetet i Trondheim, Botanisk avdeling).*

Stein W. Johansen

Forord

Prosjektet "Revegetering i regulerte magasin" inngår i Biotopjusteringsprogrammet som ledes av Norges vassdrags- og energivesen (NVE), og er utført i samarbeid mellom NIVA og Universitetet i Trondheim, Botanisk avdeling. Den foreliggende rapporten omhandler alle deler av prosjektet. Prosjektperioden omfatter årene 1989-91, med noe etterarbeid og kontroll i felt 1992-93. Vannstandsdata o.l. er bearbeidet fram til og med 1991 slik at hoveddelen av forsøksperioden dekkes.

Feltarbeidet er i hovedsak utført av Stein W. Johansen og Stein Singaas. Disse har også stått for det meste av bearbeidingen av de innsamlede data. Stein Singaas har skrevet de spesifikt botaniske avsnittene, mens Bjørn Rørslett og Stein W. Johansen sammen har forfattet den øvrige teksten.

Oslo 1.4. 1994

Bjørn Rørslett

Innholdsfortegnelse

| Avsnitt | Side |
|--|-------------------|
| SAMMENDRAG | < i> |
| 1. INNLEDNING | 1 |
| 2. MATERIALE OG METODER | |
| 2.1 Lokalteten | 2 |
| Områdebeskrivelse | 4 |
| Tidligere undersøkelser-sammenlikningsgrunnlag | 4 |
| 2.2 Hydrologiske forhold i Meltingen | 5 |
| 2.3 Vegetasjonsanalyser i reguleringssonen | 6 |
| Generelt | 6 |
| Metodikk | 6 |
| 2.4 Eksperimentelt opplegg med vegetasjonsetablering | 7 |
| Forsøksarter | 7 |
| Utplantingsfeltene: Forsøksopplegg | 7 |
| Felt med naturlig vegetasjon | 8 |
| Registrering av planteforekomst og livstilstand | 10 |
| 3. RESULTATER | |
| 3.1 Vannstandsforhold 1984-91 | 11 |
| 3.2 Lysklima under vann | 13 |
| Optiske forhold og modeller | 13 |
| Målinger i Meltingen | 14 |
| 3.3 Feltobservasjoner av vegetasjon 1989-92 | 18 |
| Generelle trekk i vegetasjonsutviklingen | 18 |
| Floristiske endringer som følge av reguleringen | 19 |
| 3.4 Ruteanalyser av naturlig vegetasjon | 19 |
| Prøveflater langs vertikalgradienter | 20 |
| Analyser i fast vertikalnivå | 21 |
| 3.5 Kort om utvalgte arter i reguleringssonen i Meltingen | 24 |
| 3.6 Forekomster av stedegen, selvtablert sølvbunke | 28 |
| 3.7 Eksperimenter med vegetasjonsetablering | 29 |
| 3.8 Høsting av naturlig vegetasjon | 36 |
| 4. DISKUSJON | 43 |
| LITTERATUR | 46 |
| VEDLEGGSTABELLER | |

SAMMENDRAG

I årene 1989-91/2 ble det utført forsøk med vegetasjonsetablering i Meltingen, et nord-trøndersk magasin med 21 m reguleringshøyde. Forsøkene omfatter 17 prøvefelt med tilsammen 520 småruter på 0.25 m². Behandlingene var gjødsling, torvtilseting, erosjonsmatter samt kombinasjoner av disse. Den stedege vegetasjon ble brukt i 9 felt, mens 5 arter ble utplantet på de øvrige feltene. Plantene ble satt ut i 1989 og 1990, og veksten fulgt 2-4 ganger årlig. Hoveddelen av eksperimentene ble avsluttet i 1991. De siste feltobservasjonene ble gjort våren 1992 samt 1993.

Resultatene viste at dødeligheten varierte sterkt mellom forsøksartene og langs en eksponeringsgradient. Størst dødelighet viste sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*) på eksponert strand, mens den særpregede økotypen "elve"bunke (*D. cespitosa* var. *glauca*) hadde den laveste dødeligheten av alle gras-slagene. Svinn av planter som følge av erosjon og masseforflytning i strandsonene varierte mellom 11 og 14% for artene i våre forsøk. Erosjonsutsatte lokaliteter hadde lavere grad av overlevelse enn beskyttede steder.

Gjødsling hadde en klar positiv effekt på grad av overlevelse og fekunditet (andel av planter med frøsetting) for sølvbunke etter 3 vekstsesonger. Utplantet "elve"bunke ga tilsvarende resultater, men utmerket seg ved å ha betydelig lavere dødelighet enn hovedtypen av sølvbunke. "Elve"bunke på beskyttet strand hadde svært stor grad av overlevelse, rundt 97% etter én vekstsesong. Høsting av forsøksplanter viste at totalbiomassen ble signifikant forøket ved gjødsling. Siden rot- og skuddbiomasse øker i takt, betyr dette at gjødslede felter får mer plantedecke og samtidig mer rottorv. Begge forholdene er gunstige for å stå imot erosjon og utvasking av finmateriale på strendene.

Den statistiske utsagnskraften i forsøkene avtok sterkt etter 3 vekstsesonger. Flere forhold bidro til dette. Forsøksfeltene ble uheldig påvirket av menneskelig aktivitet (vandalisme, raseringer) og antallet gjenværende planter ble etterhvert for lavt til at effekter av de ulike behandlingene kunne etterspores og testes. Slike vansker kan løses i nye forsøksopplegg dersom kostnadsrammene tillater dette.

Korttidforsøk med gjødsling av naturlig vegetasjon viste at 50 g/m² førte til økning av ugras og noe reduksjon av amfibisk vegetasjon, mens 200 g/m² ga sterk økning av gras, mindre økning av ugras og størst tilbakegang for stedegen vegetasjon. Gjødsling av naturlig vegetasjon ga påvisbare effekter flere år etter tiltaket.

I tillegg til forsøkene ble det utført rute- og transektanalyser på stedegen vegetasjon, for å klarlegge i hvilken grad denne vegetasjon overlevde og eventuelt klarte å re-etablere seg på reguleringsstrendene.

Disse analysene omfatter bare strandområder som ble tørrlagt i prosjektperioden. Undervannsregistreringer ble vurdert, men funnet å være for kostnadskrevene innenfor rammen av dette prosjektet.

Vegetasjonsanalysene dokumenterte forekomst av ugras- og pionerarter av terrestrisk opprinnelse, sammen med fragmenter av den vannvegetasjonen som hadde forekommet i Meltingen før reguleringen. Vi fant ikke indikasjoner på innvandring av arter som ikke allerede forekom i området. Hvorvidt Meltingen permanent har tapt arter ifra den flora som fantes før reguleringen, er usikkert. Men det er også klart at forekomstene av éndel arter i selve Meltingen-magasinet nå er betinget av kontinuerlig innvandring og spredningsenheter fra refugier i randområdene (Åfjorden og Stryken).

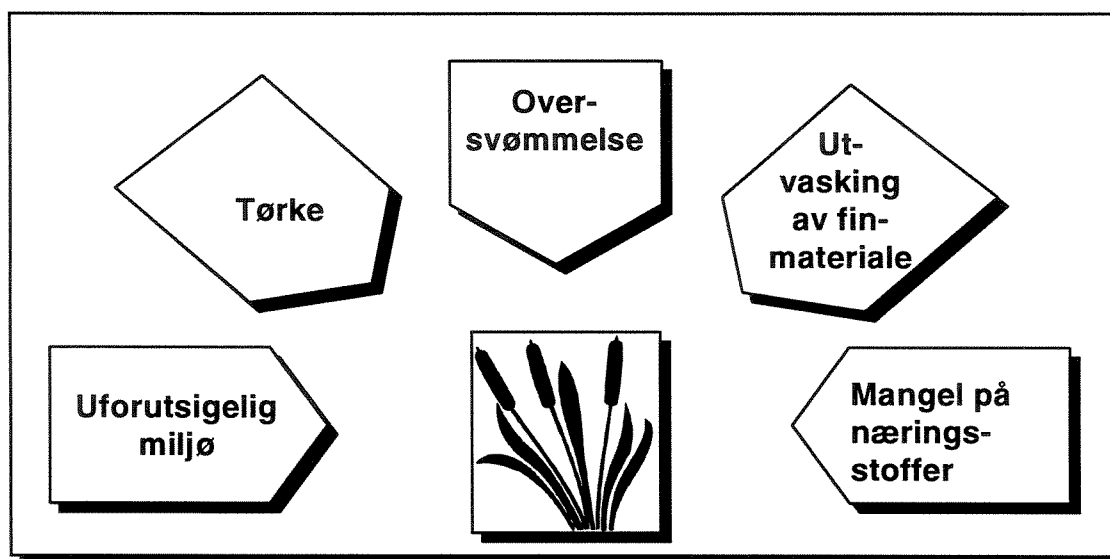
Vannkvaliteten i Meltingen utmerker seg ved relativt gunstige forhold for vekst av neddykkete langskuddsplanter, selv om næringsnivåene er moderate. Imidlertid setter lysklimaet under vann en dybdegrense ved 2.5-3m for permanent vekst av undervannsplanter. Det tilgjengelige området for vekst av undervannsplanter "krympes" av dårlig lysforhold og vannstandsvariasjoner, og slike planter har små muligheter i år hvor Meltingen opereres med mange meters vannstandsvariasjon i vekstsesongen. Som følge av "våte" år 1987-90, hvor Meltingen sto fylt over k. 214 i lengre tid om sommeren, kunne stedegen vannvegetasjon imidlertid til en viss grad re-etablere seg. Dette var mulig fordi det eksisterte to randområder (Stryken og Åfjorden) der vekstbetingelsene var bedre for permanent forekomst av vannvegetasjon. Slike oppvekstområder ("refugier") bør forekomme dersom et regulert magasin skal kunne koloniseres med ny vegetasjon etter regulering. Like viktig er det at finpartikulært substrat forblir i reguleringssonen, slik at nye vegetasjon får anledning til å rotfeste seg. Finmaterialet gir også rom for en frøbank som hurtig kan spire og bidra til re-etablering av vegetasjon på strandflatene.

Uansett vilke tiltak som gjøres i strandsonen, kan ikke en regulert innsjø av Meltingens type få tilbake et fullstendig naturlig preg hva vegetasjonsforhold angår. Man må avfinne seg med betydelige svingninger i plantedekkets utbredelse og sammensetning, og tolerere at ruderatplanter ("ugras") vil forekomme i en viss mengde. Dessuten vil det å holde på plantedekket og finmaterialet i strandsonen nødvendigvis medføre at magasinet ikke kan kjøres utelukkende etter energimessige retningslinjer. Periodevis bør magasinet holdes lavt (helst en hel sommersesong) slik at plantedekket kan bygges opp i strandsonen og frøbanken der kan fornyes. Gevinsten ved dette tiltaket vil bli mindre erosjon i strandområdene.

1. INNLEDNING

Strandsonen i regulerte innsjøer og magasin er sterkt utsatt for erosjon og kan derfor virke skjemmende når magasinet blir nedtappet (Wassén 1966, Nilsson 1981). Særlig om sommeren kan nedtapping ofte gi synlige skader langs breddene. Én viktig grunn til at erosjonen skyter fart etter regulering, er at plantedekket i strandsonene pleier å forsvinne som følge av det endrete vekstmiljøet (Quennerstedt 1958, Rørslett 1988a, 1989). Vegetasjonen i strandsonen binder finmateriale og hindrer dermed til en viss grad erosjon ved sitt nærvær (Hutchinson 1975, Chambers 1987).

Ved Norsk institutt for vannforskning er det utført en lang rekke undersøkelser av vegetasjon i regulerte vassdrag (Rørslett 1984, 1989, Rørslett et al. 1990). Gjennom disse studiene er vegetasjonens respons på reguleringsinngrep klarlagt i store trekk. En forenklet modell av de faktorene vi antar bidrar mest til å nedbryte plantedekket i en regulert innsjø er skissert i fig. 1. Et uforutsigelig miljø (for plantene) er en konsekvens av reguleringsinngrepet og blir dermed den faktor det minst kan gjøres noe med. Derimot er mangel på næringsstoffer og tap av finmateriale i utgangspunktet mulig å rette på.



Figur 1. En konseptuell modell for de viktigste faktorer som bidrar til at plantedekket brytes ned i en regulert innsjø.

Målsetningen med prosjektet er å klarlegge mulighetene for å etablere vegetasjon i en sterkt regulert innsjø. Prosjektet omfatter konsekvensanalyse og eksperimentelle studier i samband med re-etablering av vegetasjon. Dessuten er stedegen vegetasjon studert for å kaste lys over eventuelt naturlig re-etablering i strandsonen. Meltingen i Nord-Trøndelag, regulert fra 1984 av med største regulerings-

høyde 21 m, ble valgt som lokalitet for forsøkene med vegetasjonsetablering. Denne innsjøen ligger i lavlandet med noe tilstøtende dyrket mark og bebyggelse. Kombinasjonen bosetting-regulering kan i utgangspunktet være konfliktfylt og det er i slike situasjoner ønskelig å redusere de visuelle effektene. Den tverrfaglige angrepsmåten betyr at prosjektet kan dra veksler på faglig innsikt ut over de tradisjonelle fagdisiplinrensene. Dette har gitt nye muligheter i hvorledes prosjektet kunne utføres.

2. MATERIALE OG METODER

2.1 Lokaliteten

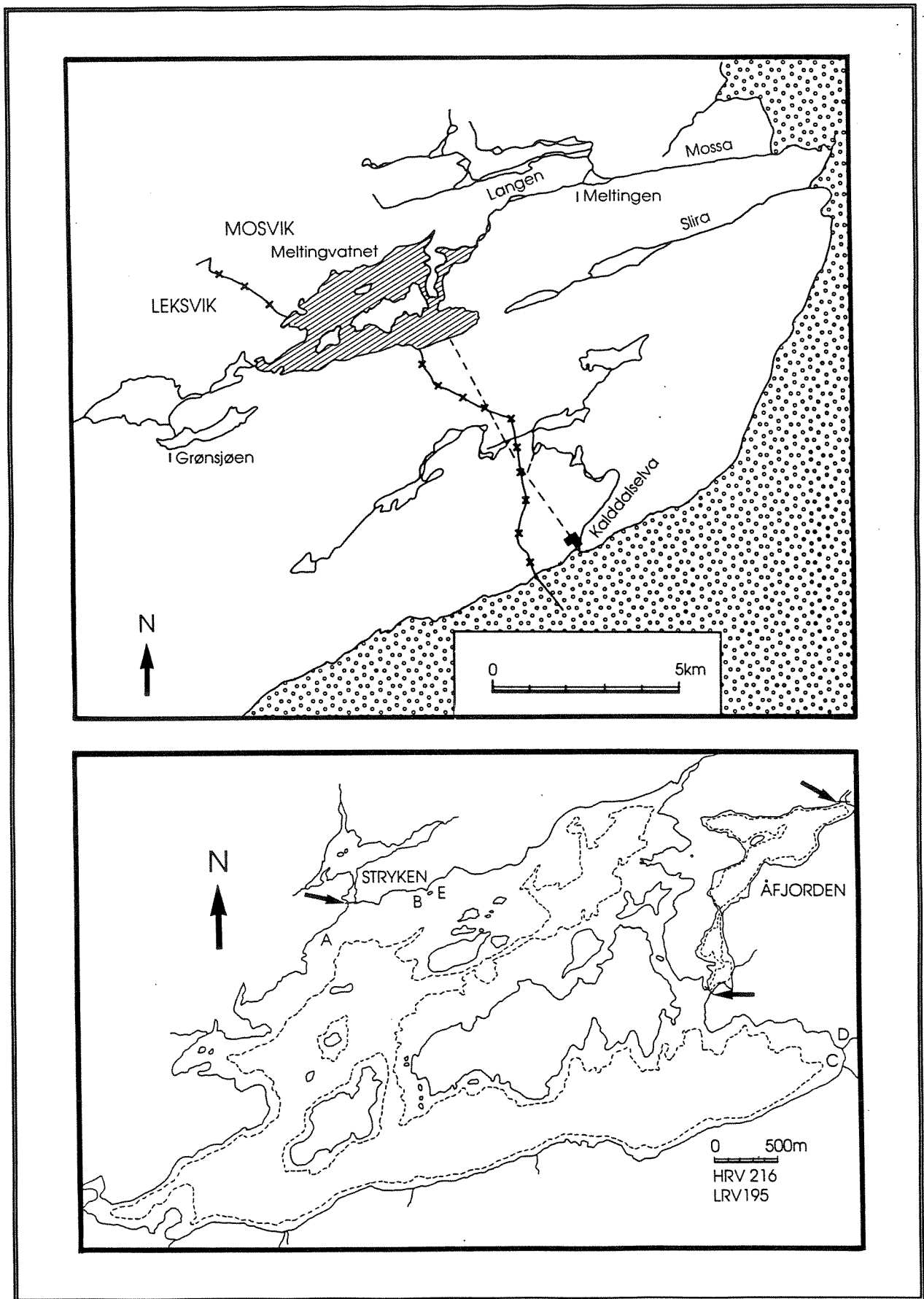
Meltingen ligger i Leksvik og Mosvik kommuner i Nord-Trøndelag (fig.2). Den er en svakt oligotrof (næringsfattig) innsjø, men skiller seg på mange områder fra hva man forbinder med typiske fattige lokaliteter. Lysforholdene er preget av en viss humustilførsel. Etter reguleringen har det forekommet episoder med éndel partikler i vannmassene pga. resuspensjon og erosjon i strandsonen. Viktige parametre som pH og konduktivitet er begge relativt høye og uttrykker innsjøens beliggenhet på noe kalkholdige bergarter.

Representative data for vannkjemi er oppført i tab.1. Meltingen har således relativt god vannkvalitet vel egnet for vekst av langskuddsarter (tusenblad, tjønnaks mv). En floristisk registrering utført før reguleringen påviste forekomst av disse artene, sammen med flytebladsarter (Baadsvik 1980).

Tabell 1. Hydrokjemiske data fra Meltingen 1989. (Analyser: NIVA 1989)

| Dato | | | Farge | Turbi | Ca | Mg | Na | K | SO ₄ | Cl | Tot-N | Tot-P | |
|------|-------|------|--------|-------|-----|------|------|------|-----------------|------|-------|-------|---|
| 1989 | Kond. | Alk. | mg | ditet | | | | | | | | | |
| | pH | mS/m | mmol/L | Pt/L | FTU | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L | µg/L | µg/L | |
| 0613 | 7.38 | 5.29 | 0.127 | 26.0 | 1.7 | 2.80 | 0.79 | 4.44 | 0.44 | 3.4 | 8.6 | 189 | 1 |
| 0922 | 6.73 | 4.94 | 0.135 | 25.5 | 0.8 | 2.79 | 0.82 | 4.66 | 0.45 | 3.3 | 8.0 | 201 | 3 |

Ionesammensetningen av Meltingens vannmasser viser at "sjøsalter" (Na, Cl) er noe anrikt og dette avspeiler trolig innsjøens beliggenhet i et nedbørrikt område. Fargetallene er middels høye og indikerer en viss tilførsel av humusstoffer. Nivåene for næringsstoffene N og P er relativt lave og bekrefter at innsjøen har et lite næringsrikt preg.



Figur 2. Meltingen. Beliggenhet og plassering av prøvefeltene (se tekst for detaljer).

Områdebeskrivelse

Meltingvatnet (Meltingen) tilhører nedbørfeltet til Mossa og er det største vatnet i vassdraget, ca. 9 km². Kotehøyde før regulering var 215 m o.h. Mossavassdraget er ca. 25 km langt og har utløp i Mosvik. Nedbørfeltets areal er ca. 125 km² (Homstvedt 1989). Vassdraget følger en hovedretning fra SV til NØ som vesentlig er strukturbestemt av den geologiske strøkretningen.

Flere vatn inngår i forsenkninger i terrenget. De største, foruten Meltingen, er Store Grønsjøen (224 m o.h.), Litle Grønsjøen (225 m o.h.) og Langen (191 m o.h.). De midtre delene av hovedvassdraget har et moderat fall, mens strekningen oppstrøms Store Grønsjøen og nedstrøms Litle Meltingen har sterkere fall.

Geologi: Berggrunnen i de midtre delene av vassdraget, bl.a. ved de større vatna utgjøres mest av biotittskifer, men også med vesentlige innslag av grønnstein/grønnskifer, f.eks. langs N-sida av Meltingen, men også i SØ (Kilen - Kilabukta), jf. Wolff (1979). Moréne utgjør det meste av løsmassene i nedbørfeltet, jfr. Sollid & Sørbel (1985).

Topografi - landskap - vegetasjon: Landskapet omkring Mossavassdraget er kupert, med skogkledte åser, en del småmyrer og enkelte lågfjellsparti, der Hårfjellet (551 m o.h.) og Slettheia (491 m o.h.) er de høyeste. Skoggrensa ligger for det meste i nivået 450-500 m, og den prosentvis største delen av nedbørfeltet, bl.a. ved Meltingen, kan føres til mellomboreal vegetasjonsregion, jfr. Moen (1987).

Ved Meltingen er blåbærgranskog den dominerende vegetasjonstypen, men også de rikere typene gras-/urterik granskog og høgstaudegranskog kan inngå i begrensa omfang (Baadsvik 1980). Et område med høgstaudegranskog ca. 1 km V for kommunegrensa mot Mosvik, vis á vis Buenget, "Fjellbråtta," er hos Baadsvik (1981) beskrevet som spesielt produktivt og med en rik flora. Ellers inngår også lyngrik furuskog på de tørreste partiene og nedbørmyr/fattigmyr ved Meltingen (Baadsvik 1980).

På N-sida av Meltingen er det et fåtall gardsbruk hvor dyrka mark stedvis går ned mot vatnet, med en smal kantskog imellom.

Tidligere undersøkelser - sammenlikningsgrunnlag

De botaniske data som finnes fra Meltingen og de nærmeste omgivelser refererer seg til Baadsvik (1980). Dette var undersøkelser gjort i forbindelse med utbyggingsplanene på 70-tallet. Arter av vannplanter tatt ved stikkprøver angis. Arter i vannkantvegetasjon, og de viktigste terrestriske vegetasjonstypene ved vatnet nevnes. Som bakgrunn for å forstå dagens vegetasjonsforhold er denne undersøkelsen noe knapp.

På grunn av at reguleringssonen ble oppfattet som skjemmende ønsket Nord-Trøndelag energiverk (NTE) å få utprøvd tiltak som kunne bedre forholdene. NVE startet derfor i 1985 forsøk med utplantning av evjesoleie (*Ranunculus reptans*) (J.A. Eie pers. medd.). Det ble både brukt stede egne planter og planter fra Pålbufjorden i Buskerud, et annet reguleringsmagasin. Det ble også gjort forsøk med utsåing av strandrør (*Phalaris arundinacea*). Her ble en del av forsøket gjort med tilførsel av gjødsel og også behandling av substratet med rive. På et annet felt ble in situ vegetasjon gjødslet. I 1989 og 1990 prøvde vi å finne igjen feltene for å registrere status, men det var ikke mulig fordi ingen deler av feltene var synlige over vann. Først i 1991, ved ekstra lav vannstand, ble feltene gjenfunnet og oppfølgende registreringer gjort. Dette tas opp i et seinere kapittel (se s.18).

2.2 Hydrologiske forhold i Meltingen

Meltingen har en største tillatt reguleringshøyde på 21m, fra HRV 216 til LRV 195. Innsjøen er inntaksmagasin for Mosvik kraftverk og ble fylt i 1984. Vann fra Meltingen føres i tunnel til Mosvik kraftverk. Vannstanden ble i begynnelsen (1984-86) avlest på standard vannmerkestaver utplassert i Meltingen; senere er det benyttet trykkmåler i Mosvik kraftverk. Dette har gitt dataserier på vannstand med noe varierende kvalitet og nøyaktighet. Særlig for årene 1984-86 var det nødvendig å "fylle" inn hull i dataseriene. Til dette er det benyttet lineær interpolasjon. Ved hjelp av interpoleringen kunne det meste av de manglende dataverdiene for 1984/85-86 estimeres. For 1984 ble det tilbake et "hull" i begynnelsen av året. Hydrologisk-statistiske mål for de første årene i Meltingen må dermed tolkes med en viss varsomhet.

I årene etter fyllingen er magasinet kjørt etter ulike tappingsregimer betinget av klima, nedbør og kraftteterspørsel (fig. 4). Kjøringen av Mosvik kraftverk finner sted hovedsakelig vinterstid og stopper omkring midten av april. Deretter fylles magasinet via naturlig tilsig opp til HRV (k. 216). Mosvik kraftverk kan kjøres sommerstid for å holde vannstanden i Meltingen under HRV.

Én arm av magasinet er Åfjorden, som brukes bl.a. til å sikre minstevannføring i utløpselva Mossa. Åfjorden blir "hengende" igjen når vannstanden går under k. 214.6 grunnet en sperredam, og har derfor langt mindre effektive vannstandsvariasjoner enn hoveddelen av Meltingen-magasinet.

Når vannstanden i Meltingen synker blir det blottlagt store strandområder. Særlig på nordsiden gjør dette seg sterkt gjeldende. Det er bygd en liten terskel ved Stryken for å hindre uttapping av vannområdene innenfor (se fig.2).

2.3. Vegetasjonsanalyser i reguleringssonen

Generelt

Analyser av in situ vegetasjon er hovedsakelig gjort som et supplement til den ekperimentelle delen av prosjektet. Hensikten er først og fremst deskriptiv, kvalitativt og kvantitativt; dvs. å angi hvilke arter som inngår og i hvilke mengdeforhold. Formålet har ikke vært klassifikasjon, dvs. gruppering i plantesamfunn. De store variasjonene i vannstand gir ustabile økologiske forhold og dette påvirker vegetasjonen også. En klassifikasjon har derfor ingen eller liten hensikt. Det er heller ikke lagt vekt på utførlig klarlegging mellom vegetasjon og økologiske faktorer. Til dette ville det kreves betydelig mer omfattende undersøkelsesopplegg.

Metodikk

Alle analyser er lagt ut enten i nærheten av forsøksfelt eller i referanseruter (kontrollruter) i forsøksfelt. Beskrivelsen av feltene er gitt på s. 7-10. Feltene er betegnet med A-E og undernummerering ved behov. Analyseruter ble lagt ut på forskjellige tidspunkter og etter noe forskjellige system. I 1989 ble en serie med 3 ruter á 1 m² ruter lagt ut ved hver av plantefeltene A og B. Rutene ble lagt langs ei linje vinkelrett på strandlinja ved forskjellige vertikalnivåer. Ei metallramme, 1m², delt i 25 mikroruter, á 0.2 x 0.2 m ble brukt. Artenes dekning i 1 m²-ruta ble vurdert etter en 9-trinns dekningskala slik:

| | | | | | |
|---|---|------------------------------|---|---|-----------|
| + | = | i vegetasjonen, utenfor ruta | 3 | = | 1/8 - 1/4 |
| s | = | 0 - 1 % | 4 | = | 1/4 - 1/2 |
| u | = | 1 - 3 % | 5 | = | 1/2 - 3/4 |
| 1 | = | 3 - 6 % | 6 | = | 3/4 - 1/1 |
| 2 | = | 1/16(6%) - 1/8 | | | |

I tillegg ble artenes frekvens i prosent beregnet på grunnlag av forekomst/fravær i smårutene. En arts frekvens og dekning er f.eks. angitt som 36-s i tabellene. Total dekning i sjiktene ble estimert i prosent.

I 1990 ble en serie med 8 analyseruter lagt i samme vertikalnivå, dvs. parallelt med strandlinja. Rute-størrelse var her 0.25 m². Ei metallramme med tilsvarende oppdeling i mikroruter (0.1 x 0.1 m) ble brukt. Ved opprettelse av nye forsøksfelter med in situ vegetasjon i 1991 ble 8 analyseruter (0.25 m²) lagt i ubehandlede kontrollruter i hver av feltene DA, DB, DC, EA og EB (tilsammen 40 ruter). Rutene ble analysert to ganger, i begynnelsen av juli og midten av august, for å fange opp utvikling i biomasse i sesongen. Dekning for artene ble estimert på en skala med prosentklassene:

| | | | |
|-----|----|----|-----|
| 0-1 | 10 | 30 | 70 |
| 1 | 15 | 40 | 80 |
| 3 | 20 | 50 | 90 |
| 5 | 25 | 60 | 100 |

I tabellene er artene gruppert sjiktvis i denne rekkefølgen: (tresjikt), (busksjikt), forvede arter, urter, gras i feltsjikt og bladmoser, levermoser, (lav) i bunnsjikt.

Analysenes vertikale plassering i reguleringssonen ble nivellert i forhold til vannstanden i Meltingen ved aktuelt tidspunkt, og senere omregnet til kotehøyde basert på NTEs data for vannstand.

2.4 Eksperimentelle opplegg med vegetasjonsetablering

Forsøksarter

Artene som ble valgt ut til forsøket er tildels godt tilpasset et (semi-)akvatisk liv, og har ønsket vekstform (tuedannende eller med krypende utløpere), jfr. tab.2. Ingen av forsøksartene er definert som rent akvatiske arter av Flatberg (1976). Av sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*) ble det også valgt en spesiell elvestrandtype (var. *glauca*), som er nokså vanlig bl.a. på oversvømte bredder langs Glåmavassdraget. Denne formen omtales som "elve"bunke heretter.

Tabell 2. Oversikt over plantearter utplantet i Meltingen i årene 1989 og 1990.

| Art | Norsk navn | Transplantert fra |
|--|----------------------------|--|
| <i>Deschampsia cespitosa</i> | Sølvbunke | Svellet ved Nitelva +Meltingen |
| <i>D. cespitosa</i> var. <i>glauca</i> | Sølvbunke ("elve"bunke) | Rømua (Akershus) |
| <i>Alopecurus aequalis</i> * | Vassreverumpe | Svellet ved Nitelva |
| <i>Juncus articulatus</i> | Ryllsiv | Leksvik-Meltingen på Fosen |
| <i>Eleocharis acicularis</i> * | Nålesivaks | Rømua (Akershus); Dokka- deltaet i Randsfjord (Oppland) |

* Definert som akvatiske arter av Rørslett (1991)

Utplantingsfeltene: Forsøksopplegg

Det ble anlagt totalt 8 forsøksfeltfelter for utplanting. Alle feltene hadde lik utforming som vist i fig.3, og besto av 32 småruter på 50 x 50 cm som var merket opp med to bambuspinner eller armeringsjern i diagonalen. I hver smårute ble det satt ned 3 planter/rotplugger. Etter utplanting ble hver smårute nivellert og deres kotenivå beregnet ved hjelp av vannstandsdata fra Mosvik kraftverk (tab. 3). Nivelleringene ble utført i 1989-90 og etterkontrollert i 1991.

Forsøkene ble lagt opp som et "randomisert blokk" design og innebar 4 replikasjoner av alle behandlinger: kontroll, tilførsel av kunstgjødsel, organisk stoff og erosjonshindrende matter, samt alle kom-

binasjoner. Forsøket var opprinnelig tenkt å omfatte en nivågradient, men den vedvarende høye vannstanden de to første årene av prosjektet gjorde at vi bare fikk dekket et lite strandområde målt som kotehøyde. I tilknytning til behandlingene ble det anlagt kontrollfelter hvor planter ble satt direkte ned i det naturlige substrat på stedet. Det ble valgt å plante ut plantene i hull med ca. 15 cm som diameter. De ulike tilsetninger ble beregnet ut fra hullenes areal.

Som gjødsel ble brukt fullgjødsel Norsk Hydro "A" nr. 14616 (14% N, 6% P og 16% K på vektbasis). Det ble brukt to ulike tilsetningsmengder, hhv. 4 og 8 g gjødsel pr. plantehull som tilsvarer 225 og 450 g/m². Plantene i feltene AA-AC og CA, CB og CE ble tilført 4 g mens plantene i feltene BA og BB ble tilført 8 g.

Som organisk stoff ble det brukt naturtorv tilsatt surhetsreducerende kalk. Til hvert plantehull ble det tilsatt ca. 4 dl naturtorv og ca. 7 g kalk.

Til erosjonsbeskyttelse ble valgt Tensar Mat™, bestående av fire lag tynn plastnetting vevd sammen til en gjennomtrengelig "luftig" matte med total tykkelse ca. 1.5cm. Etter utplanting, ble det lagt et stykke av matta over hele ruta festet med plugger i hvert hjørne. Det ble klippet hull i matta på de punktene plantene stakk opp. Det ble i utgangspunktet valgt ikke å "fylle" mattene med finmateriale som den egentlig er beregnet på, for å se hvorvidt stedegen materialtransport ville gi stabilisering av mattene.

Utplanting ble gjort i juli 1989 og deretter i mai 1990. Tab.2 gir en oversikt over de 5 artene som ble forsøkt utplantet og hvor de ble hentet fra. Plantene ble tatt opp sammen med en rotplugg på sitt naturlige voksested; denne rotpluggen var i stor grad intakt ved utplantingen. Dette medfører en faktor å ta hensyn til, spesielt det første året da plantene ennå har mye av rotbiomassen i det opprinnelige substratet.

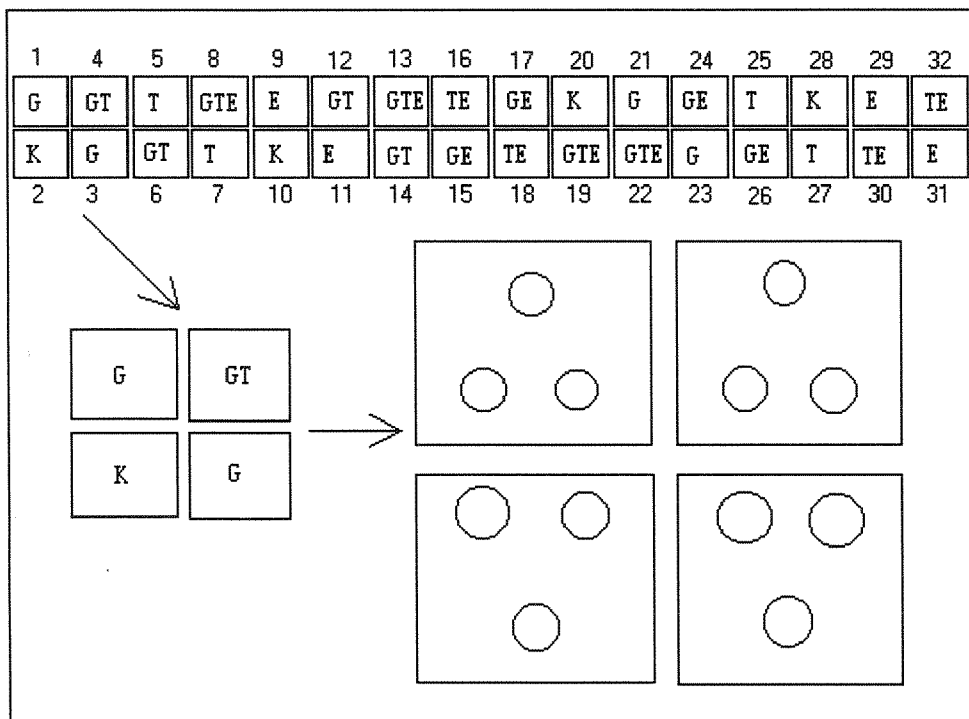
Felt med naturlig vegetasjon

To felt (CC-CD) med naturlig vegetasjon ble etablert i 1990 etter samme mønster som utplantingsfeltene, dvs. med 32 småruter à 0.25 m² pr. felt. Begge feltene ble anlagt på relativt grovt substrat. Felt CD var uten behandling. I felt CC ble det både tilsatt gjødsel og erosjonsmatter. Gjødsel ble tilsatt som pellets, tilsvarende 225 g/m² til hver smårute. Erosjonsmattene ble festet til underlaget med plastplugger uten at det ble laget huller til den eksisterende vegetasjonen.

I 1991 ble det anlagt ialt 7 nye felt på naturlig vegetasjon. Feltene ble anlagt i områder med til dels mye finmateriale og rester av gammel rotbiomasse. Feltene DA og DC samt EA-ED ble anlagt etter samme mønster som tidligere med hver 32 småruter, se fig 3. I disse feltene ble det gjort forsøk med to ulike konsentrasjoner av gjødsel, henholdsvis 50 (G50) og 200 g/m² (G200), som ble løst opp i innsjøvann

og dusjet jevnt over det oppmålte areal. Feltet DB ble opprettet i forbindelse med mer inngående rute-analyse av stedegen naturlig vegetasjon og besto av bare 8 småruter på 0.25 m², uten noen behandling. Foreløpige resultater er publisert av Rørslett et al. (1993).

| | | |
|-----|---|--|
| K | = | kontroll |
| G | = | gjødsel |
| T | = | torv (organisk materiale) tilsatt kalk |
| E | = | erosjonsmatte |
| GT | = | gjødsel + torv |
| GE | = | gjødsel + erosjonsmatte |
| GTE | = | gjødsel + torv + erosjonsmatte |
| TE | = | torv + erosjonsmatte |



Figur 3. Skisse av forsøksopplegg med angitt behandling. Feltene er orientert parallelt med strandlinjen, og omfatter et område på ca 10m x 1.5m.

Registrering av planteforekomst og livstilstand

Plantene i prøveflatene er fulgt i henhold til NIVAs rutiner for undervannsfotografering (Rørslett et al. 1978). Vi bruker et Nikkor 20mm objektiv (94° bildevinkel) og ekstremt finkornet film (Fuji Velvia). En blitz gir standardisert belysning. Bildene granskes under 40X stereolupe. På feltene ble det også høstet planter for bestemmelse av skudd- og rotbiomasse, og innhold av næringsstoffer. Tapte eller høstede planter ble erstattet med nye individer i 1989-90.

Tabell 3. Forsøksfelt etablert i Meltingen 1989-91.

| Felt | Kotenivå (m o.h.) | Etablert | Vegetasjonstype |
|------|-------------------|----------|---|
| AA | 215.50-215.73 | 08.07.89 | <i>Deschampsia cespitosa</i> |
| AB | 215.50-215.71 | 08.07.89 | <i>Alopecurus aequalis</i> |
| AC | 215.51-215.68 | 08.07.89 | <i>Juncus articulatus</i> |
| BA | 215.51-215.69 | 08.07.89 | <i>Deschampsia cespitosa</i> |
| BB | 215.49-215.67 | 08.07.89 | <i>Alopecurus aequalis</i> |
| CA | 214.77-214.93 | 21.05.90 | <i>Elocharis acicularis</i> |
| CB | 214.76-214.89 | 21.05.90 | <i>Deschampsia cespitosa</i> var. <i>glauca</i> |
| CC | 214.76-214.87 | 21.05.90 | Naturlig vegetasjon delvis gjødslet |
| CD | 214.73-214.77 | 21.05.90 | Naturlig vegetasjon |
| CE | 214.71-214.81 | 21.05.90 | <i>Deschampsia cespitosa</i> var. <i>glauca</i> |
| DA | 215.11-215.23 | 29.05.91 | Naturlig vegetasjon delvis gjødslet |
| DB | 214.51-214.68 | 29.05.91 | Naturlig vegetasjon . |
| DC | 213.82-214.15 | 29.05.91 | Naturlig vegetasjon delvis gjødslet |
| EA | 214.91-215.07 | 29.05.91 | Naturlig vegetasjon delvis gjødslet |
| EB | 214.42-214.64 | 29.05.91 | Naturlig vegetasjon delvis gjødslet |
| EC | 214.10-214.45 | 29.05.91 | Naturlig vegetasjon delvis gjødslet |
| ED | 214.17-214.30 | 29.05.91 | Naturlig vegetasjon delvis gjødslet |

Bestemmelse av biomasse ble gjort på utsortert materiale som ble tørket til konstant vekt ved 105° C. Rotandelen er bestemt ved å ta ut delprøver.

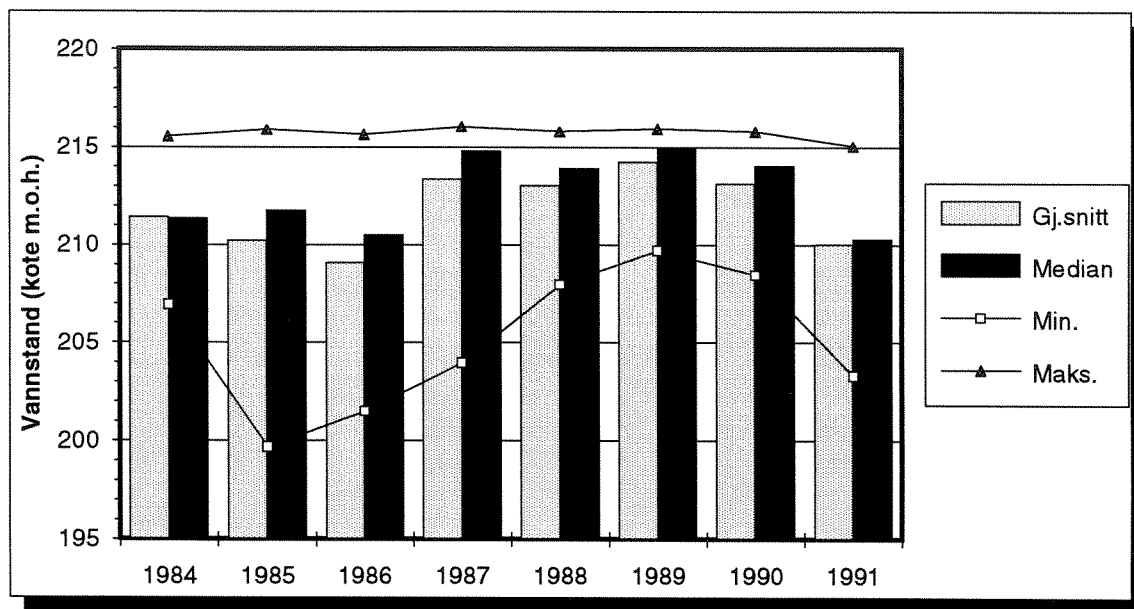
Sommeren 1990 nivellerte vi ut et stort antall individer av naturlig etablert sølvbunke på 2 lokaliteter, samtidig med at plantenes livstilstand ble karakterisert. Disse nivelleringene ble gjentatt sommeren 1991 og våren 1992.

3. RESULTATER

3.1 Vannstandsforhold 1984-91

Etter fyllingen i 1984 har vannstandsforholdene i Meltingen-magasinet variert betydelig år om annet (fig. 4 og tab. 4). Store forskjeller i nedbør og i etterspørsel etter kraft er med på å forklare disse variasjonene. Magasinets fulle reguleringshøyde er ikke tatt i bruk så langt. Laveste vannstand har såvidt underskredet k. 200 (i 1985). Den nominelle reguleringshøyden (k 216-195, 21 m) er dermed en uegnet karakteristikk av vannstandsvariasjonene i Meltingen, slik tilfelle er for mange andre regulerte innsjøer (Rørslett 1988a). Magasinet har imidlertid hvert år vært fylt til nær HRV i kortere eller lengre tid. Tidspunktet for når dette skjedde varierer fra år til annet. I 1984-87 ble magasinet fylt først i 2. halvår.

De "tørre" årene omfatter tidsrommet 1984-86, og 1991. Magasinet ble da fylt først sent på året, og strendene lå tørrlagt gjennom det meste eller hele sommeren. Årene 1987-90 var utpreget "våte", hvor Meltingen sto fylt nær HRV det meste av sommeren. Dermed fikk man en sterk kontrast i miljøforhold hva vegetasjonen angår.



Figur 4. Vannstandsforhold i Meltingen 1984-91. Data fra Nord-Trøndelag energiverk.

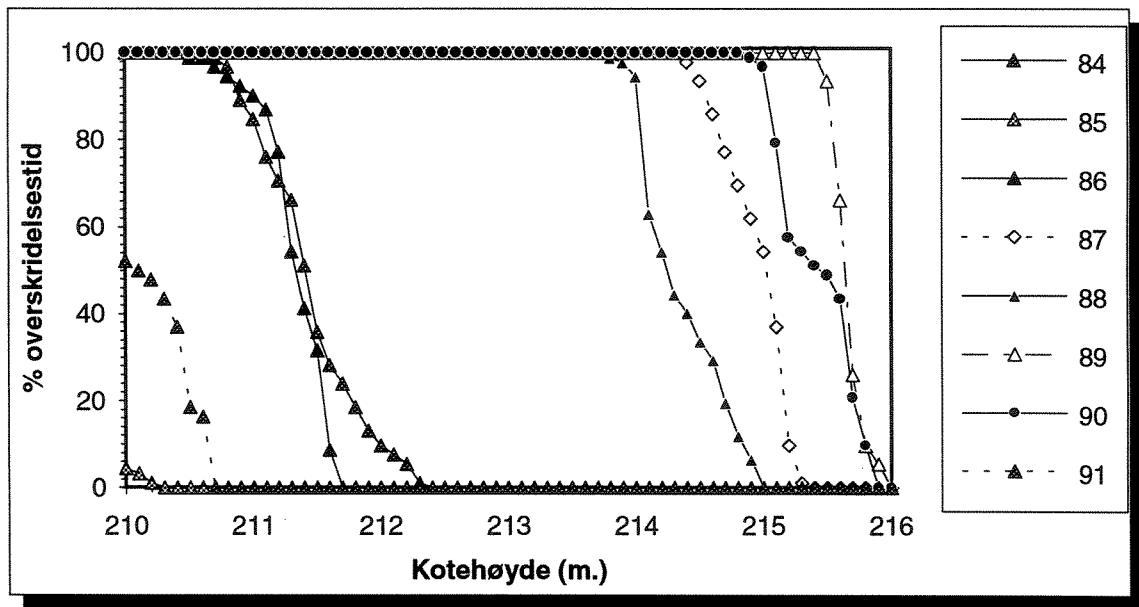
Forskjellen mellom de "våte" og de "tørre" årene i forhold til vegetasjonsetablering kommer tydelig fram ved å se på overskridelsestid for vannstanden i vekstsesongen (1.6-31.8). Dette forholdet er fremstilt i fig. 5 omstående side.

Tabell 4. Vannstandstatistikk for Meltingen 1984-91. Basert på data fra Nord-Trøndelag energiverk (NTE). Manglende data er interpolert hvis mulig. Statistiske mål er beregnet på de justerte dataseriene.

| År | Ant. obs.* | Uten data | Midlere vannstand (m o.h.) | Median vannstand (m o.h.) | Laveste vannstand (m o.h.) | Høyeste vannstand (m o.h.) | St.avvik (m) | St.feil (m) |
|------|------------|-----------|----------------------------|---------------------------|----------------------------|----------------------------|--------------|-------------|
| 1984 | 302 | 64** | 212.02 | 212.05 | 206.94 | 215.54 | 2.06 | 0.12 |
| 1985 | 358 | 7 | 208.51 | 208.95 | 199.70 | 215.89 | 4.51 | 0.24 |
| 1986 | 364 | 1 | 210.34 | 211.28 | 201.49 | 215.64 | 4.11 | 0.22 |
| 1987 | 365 | 0 | 213.21 | 214.80 | 203.95 | 216.04 | 3.17 | 0.17 |
| 1988 | 365 | 0 | 213.15 | 214.05 | 207.95 | 215.80 | 2.23 | 0.12 |
| 1989 | 365 | 0 | 214.22 | 214.90 | 209.70 | 215.95 | 1.60 | 0.08 |
| 1990 | 359 | 6 | 213.18 | 214.05 | 208.45 | 215.80 | 2.47 | 0.13 |
| 1991 | 365 | 0 | 210.08 | 210.40 | 203.30 | 215.05 | 3.31 | 0.17 |

*Etter interpolering i rådata.

**1984-serien begynner først i mars.



Figur 5. Overskridelsestid ("Exceedance") for vannstand i Meltingen 1984-91, i prosent av vekstsesongen 1.6-31.8.

3.2 Lysklima under vann

Optiske forhold og modeller

Under vann bestemmes fotosyntese av tilgang på karbonkilder og lys. Plantene utnytter bølgeområdet 400-700 nm ("PAR"), som utgjør i underkant av 50% av det innfallende sollyset. Under vann svekkes lyset tilnærmet eksponensielt med dyp (Kirk 1983). Samtidig filtreres deler av spektret ut, slik at lysklimaet preges av tiltakende smalspektret lys mot dypet. Dette gjør at svekningskoeffisientene (beregnet over dybdeintervaller) alltid er høyest nær overflaten. Effekten er størst dersom det er betydelige innslag av organisk stoff i vannmassene. En stor del av det innfallende lyset "forsvinner" også i overgangen mellom luft og vann; dette skyldes refleksjoner fra vannoverflaten (albedo) samt at brytningsindeksene i luft og vann er forskjellige (transmisjonstap).

Undervannslys i Meltingen ble målt med standard utstyr (Licor Li-192SB kvantesensor og Li-1000 datalogger). Målingene ble gjort for hver meter ned til 10m dyp, og med mindre intervaller nær overflaten (0.1 og 0.5m). For hvert nivå ble det tatt 20-80 samtidige registreringer av lys i luft og under vann.

Sambandet mellom lys ved gitt dyp, $I(v)$, og innfallende lys I_{luft} er generelt gitt ved følgende uttrykk (Rørslett 1987a):

$$(3.1) \quad I(v) = I_{luft}(1 - A) \exp[-K(v)]$$

hvor faktoren A er tapet i vannoverflaten pga. refleksjon og brytning (tilnærmet lik **albedo**). Faktoren A har en teoretisk minimumsverdi på omlag 0.03 i vindstille vær med sola høyt på himmelen (Kirk 1983). Ofte er A langt høyere og kan ifølge NIVAs måldata fra norske innsjøer overstige 0.2 (dvs. under 80% av innfallende lys kommer ned i vannmassene). Lyssvekningen er her gitt i en generell form, $K(v)$, for å understreke at vannmassenes optiske egenskaper alltid endres nedover i vannsøylen. Likning (3.1) skrives ofte om til en lineær modell,

$$(3.2) \quad \text{Ln } i(v) = -kv + \text{Ln } i_{0+}$$

hvor : (3.2a) $\text{Ln } i(v) = \text{Ln}(I(v) / I_{luft})$

og (3.2b) $\text{Ln } i_{0+} = \text{Ln}(1 - A)$ ¹

dvs. (3.2c) $K(v) = kv$

¹ Vanlig betegnelse i litteraturen på $i(0^+)$ er "lystintensitet like under vannoverflaten". Denne verdien blir brukt som skaleringsfaktor for angivelser av relative lystintensiteter under vann. Som drøftet i teksten, er denne fremgangsmåten helt forkastelig, og medfører grov feilestimering av det faktiske undervannslysklimaet. Relative lystintensiteter er derimot gitt eksakt ved $i(v)$, slik denne er definert i (3.2a).

Med omskrivningen i (3.2) kan lysdata analyseres etter en lineær regresjonsmodell. Denne fremgangsmåten, som dominerer i litteraturen, karakteriserer best den nedre del av lyskurven. Den lineære regresjonsmodellen fører til stor feilvurdering av lystapet i vannoverflaten dersom data fra hele dybdeprofilen anvendes. Årsaken er at uttrykket gitt i (3.2c) bare er en tilnærming til de faktiske forhold. Konstantleddet i regresjonsmodellen er derfor ikke et brukbart estimat for $\ln(1-A)$ (og dermed, for A). Den beste fremgangsmåten blir derfor å bestemme $K(\bullet)$ som en empirisk funksjon av v . Dermed kan de virkelige lysintensitetene under vann finnes. Fordelen er at lysfeltet kan beregnes for enhver verdi av A , f.eks. gjennom døgnet. En ikke-lineær regresjonsmodell er nylig utviklet ved NIVA for å beregne A og K i henhold til (3.1) (Rørslett unpubl.).

Fordi de optiske egenskapene endres igjennom vannsøylen, er det problematisk å bruke én verdi for å angi lyssvekningen. Enklest er å bruke en gjennomsnittsverdi, f.eks. for området 0-10m, gitt som

$$(3.3) \quad \bar{k}_{PAR} = K(v) / v$$

Uttrykket (3.3) vil nesten bestandig gi høyere verdier for k enn de som oppnås ved lineær regresjon (3.2).

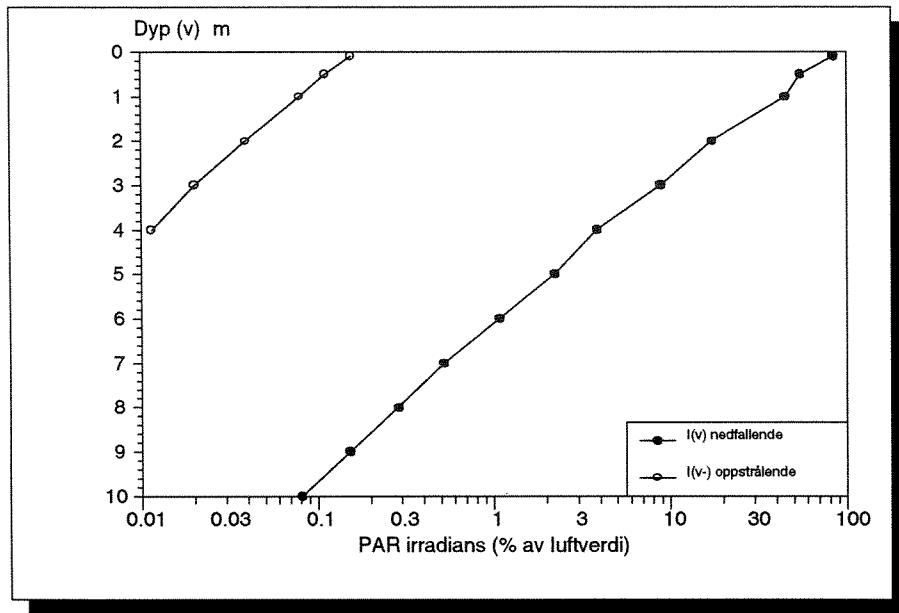
Lysfeltet under vann domineres av nedfallende irradians (I_v). Det er imidlertid alltid en komponent i lysfeltet som stråler oppover pga. spredning (I_{v-}). Forholdet I_{v-}/I_v kalles irradians reflektans (R) og øker med innholdet av partikulært materiale i vannmassene. Særlig lave verdier av R karakteriserer meget klare eller humøse vanntyper (Kirk 1983). Oppstrålende lys bidrar til overflatens albedo.

Total mottatt innstråling i en tidsperiode betegnes som insolasjon (Q). For PAR målinger er det enklest å oppgi Q i enheten Einstein/m²/d. Energienheter (dvs. W/m² og MJ/m²/d) brukes også i litteraturen. En omtrentlig omregningsfaktor for "typisk" undervannslys er $1 \text{ E} \approx 0.24 \text{ MJ}$ (Kirk 1983).

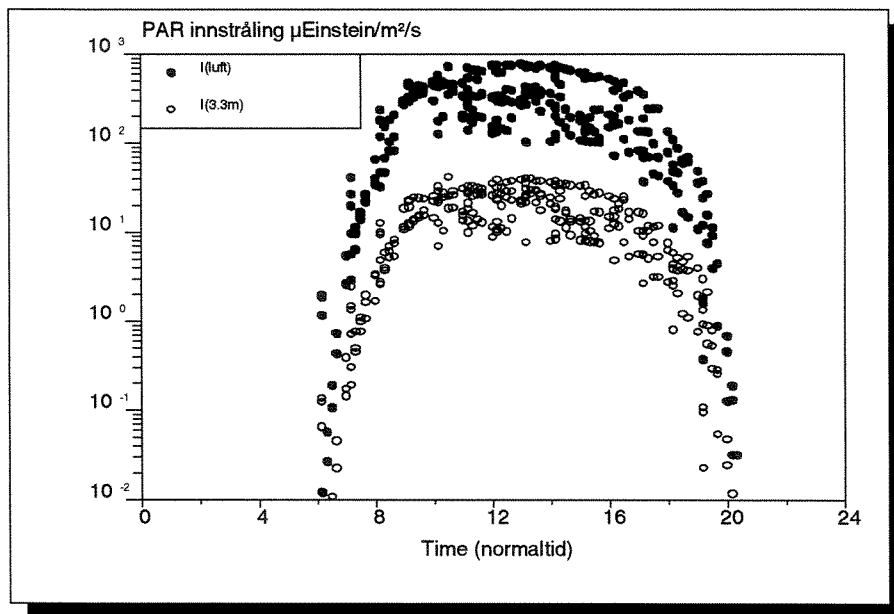
Målinger i Meltingen

Lysforholdene i Meltingen er undersøkt i juni og september 1989. På forsommeren ble det utført vertikalprofilmåling av PAR, mens det på høsten ble utplassert datalogger for å innsamle lysdata gjennom døgnet. Ved begge anledninger ble det også målt irradians reflektans (R).

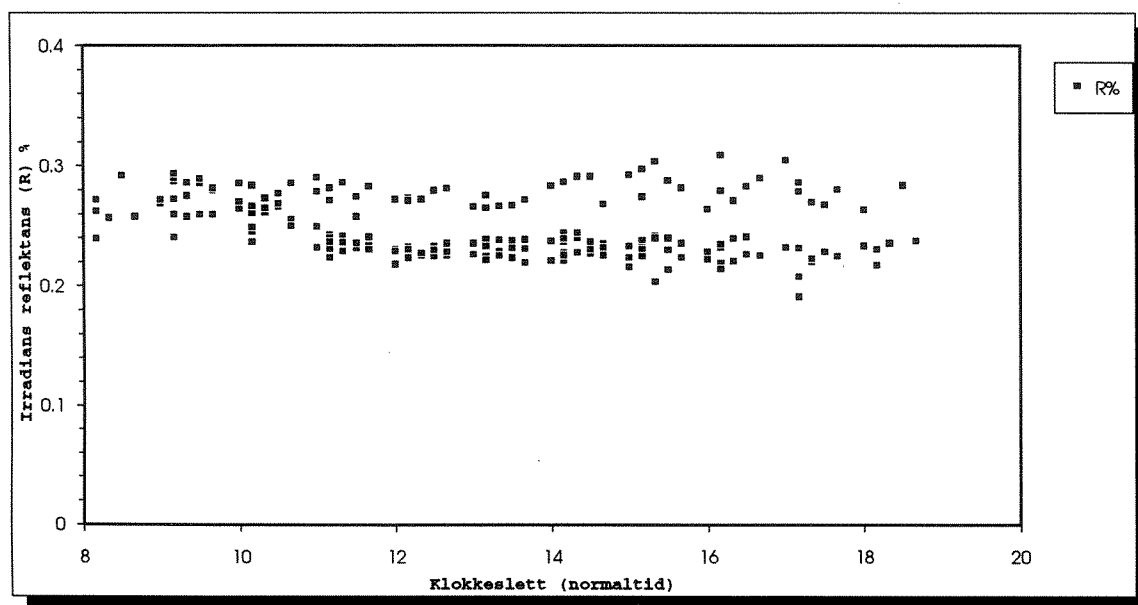
Det ble ikke målt på spektralsammensetning av undervannslysfeltet. Meltingens brunfargede vannmasser har antakelig minst absorpsjon i de gule-røde delene av spektret (dvs. 550-650 nm). Én følge av Meltingens fargede vannmasser er at svekningskoeffisientene og reflektans teoretisk vil øke morgen og kveld. Slike effekter ble da også påvist i Meltingen, men de var lite utpregede.



Figur 6. Vertikalprofil av kvante (PAR) irradians i Meltingen 13. juni 1989. Dataserien er korrigert for overflate-effekt (se tekst). Målinger kl. 1135-1155 (normaltid).



Figur 7. PAR irradians gjennom døgnet i Meltingen (19.-22. september 1989), i luft og ved 3.3m dyp.



Figur 8. Irradians reflektans (R, %) i Meltingen september 1989. Målt i 3.3m dyp.

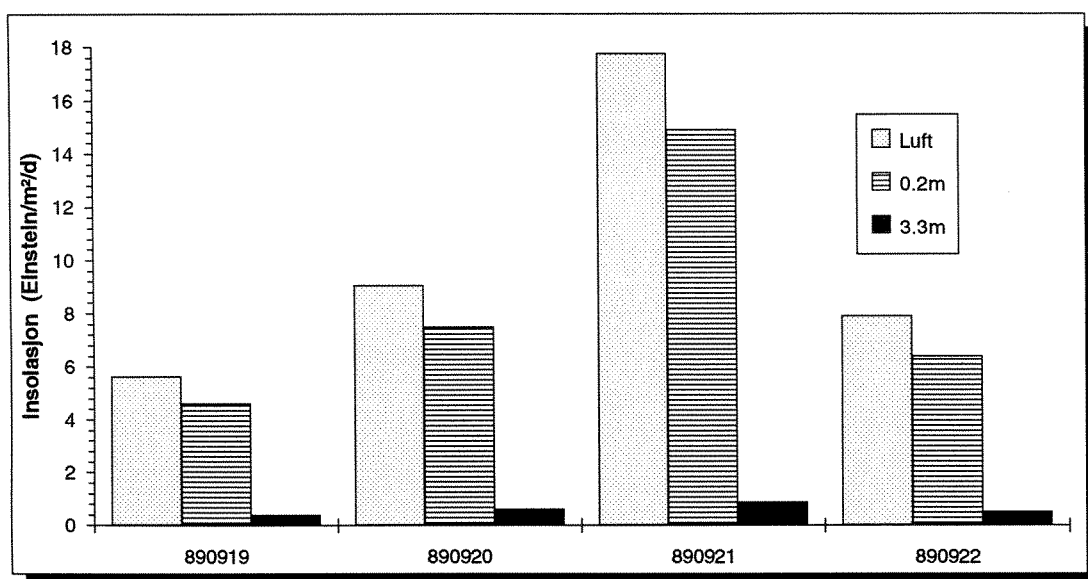
Tabell 5. Lysmålinger i Meltingen 12-13. juni 1989 (dag- og kveldstid). A er beregnet lystap i vannoverflaten. (A = "Albedo". Jfr. forøvrig teksten).

| Dyp (m) | Kl.slett (normaltid) | A lineær regr. (%) | Svekn.koeff. k_{lin} m^{-1} | A ikke-lineær (%) | \bar{k}_{PAR} ikke-lin. m^{-1} | Irradians reflektans R (%) |
|---------|----------------------|--------------------|---------------------------------|-------------------|------------------------------------|----------------------------|
| 0.1-7 | 2100-2115 | 46.5 | 0.881 | 18.5 | 0.923 | 0.2-0.29* |
| 0.1- | 1135-1155 | 14.7 | 0.682 | 9.6 | 0.699 | 0.2-0.24 |

* bare ned til 4m dyp

Data for lyssvekning i Meltingen er oppført i tab.5. Den dybdeveide svekningen \bar{k}_{PAR} lå rundt $0.7 m^{-1}$ på dagtid, og økte med 32% på kvelden. Denne økningen skyldes i første rekke at $K(\lambda)$ påvirkes av spektralfordelingen av det innfallende lys sammen med vannmassenes absorpsjonsegenskaper for de ulike spektralområder. Lav solhøyde førte også til større lystap i overflaten (høyere "albedo").

Insolasjonen (dvs. totalinnstråling pr. flateenhet) i luft varierte fra 6 til 17 Einstein/ m^2/d i september 1989 (fig. 9). Verdiene i overflatelagene (0.2m dyp) lå rundt 82% av luft, mens det på 3.3m dyp ble målt verdier mellom 5 og 7%. Irradians reflektans (R) på 3.3m dyp varierte mellom 0.2 og 0.3 % i løpet av døgnet. Dette er svært lave verdier (jfr. Kirk 1983). Den lave reflektansen bestyrker inntrykket av Meltingen som en noe humuspåvirket lokalitet (fig. 8). Ved måletidspunktet var ikke vannmassene påvirket av partikler.



Figur 9. Fotosyntetisk aktiv innstråling (PAR insolasjon) i hhv. luft, 0.2m og 3.3m dyp i Meltingen september 1989.

Undervannsplanter må motta nok solenergi (PAR) for å kunne vokse. Vilket nivå som er tilstrekkelig, vil variere fra én art til en annen. Plantenes livslengde og veksthastighet spiller også inn: Generelt vil hurtigvoksende arter kunne etablere seg under noe dårligere lysforhold enn mer saktevoksende arter. Rørslett (1987b) har modellert disse forholdene i en såkalt "spatial nisje" modell, og påvist at det området hvor én art kan overleve i lengre tid, alltid er sterkt begrenset i forhold til der hvor arten midlertidig kan greie seg (permanent vs. temporær nisje). For den saktevoksende flerårige arten stivt brasme-gras (*Isoëtes lacustris*) viser erfaringsdata at nedre dybdegrense samsvarer med et gjennomsnittlig relativt lysnivå på 6-10% av innkommende PAR, eller omkring $10 \mu\text{Einstein/m}^2/\text{s}$ ($\approx 2.5 \text{ W/m}^2$, jfr. Rørslett & Brettum (1989)). Som insolasjon utgjør dette $0.5\text{-}2 \text{ E/m}^2/\text{d}$ avhengig av dagslengde og vekstsesongens lengde. Slike lave lysintensiteter forekommer i Meltingen allerede omkring 2.5-3m vanddyb. Maksimumsverdiene ved 3.3 m kom opp i $35\text{-}40 \mu\text{Einstein/m}^2/\text{s}$, men på døgnbasis lå gjennomsnittet bare omkring $8.5 \mu\text{Einstein/m}^2/\text{s}$ (se fig. 7).

Lysmålingene bekrefter at lysklimaet i Meltingen er ugunstig for vekst av undervannsvegetasjon dypere enn omlag 2.5m. Overført til kotehøyder tilsvarer dette at bare området k. 213 - 215.5 var tilgjengelig for etablering av undervannsvegetasjon i de "våte" årene 1987-90. En pionerart som tusenblad (*Myriophyllum*) kan antakelig utnytte hele dette området, mens de saktevoksende isoetidene vil ha problemer med å forekomme permanent ned til k. 213. Unntaket er evjesoleie (*Ranunculus reptans*) som er istand til å re-etablere seg hurtig fra en lokal frøbank, og som dessuten raskt kan utbre seg ved hjelp av utløpere. Permanent forekomst av evjesoleie i artens vegetative form ned til k. 213 er imidlertid ikke mulig (men frøbanken kan selvsagt eksistere igjennom lengre tid).

3.3 Feltobservasjoner av vegetasjon 1989-92

Generelle trekk i vegetasjonsutviklingen

Sommeren 1989 fantes det fortsatt noe innslag av landpreget vegetasjon på strandflatene i Meltingen. Gras-slagene sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*) og skogørkvein (*Calamagrostis purpurea*), sivarter (*Juncus*) forekom spredt, sammen med ugras (høymol, *Rumex longifolius*), unge skudd av vier o.l. På beskyttede lokaliteter var det stor forekomst av moser. Ut på sommeren var all vegetasjon satt under vann. Det ble observert noe vekst av rene vannplanter dette året, f.eks. vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*), evjesoleie (*Ranunculus reptans*) og meget sparsomme forekomster av rosettplantene botnegras (*Lobelia dortmanna*) og stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*). Alle vannplantene opptrådte sterilt ute i selve Meltingen-magasinet.

Innenfor en terskeldam ved Stryken forekom blomstrende hvit (*Nymphaea alba* s.l.) og gul nøkkerose (*Nuphar lutea*) i bra bestand, sammen med frodig mannasøtgras (*Glyceria fluitans*) og krypsiv (*Juncus bulbosus*), den siste i en kraftig undervannsform. Langs breddene vokste flaskestarr (*Carex rostrata*) og trådstarr (*C. lasiocarpa*) rikelig. I terskelen var bunnen sterkt humøs. Ellers i Meltingen forekom starrarter sparsomt, og da som regel knyttet til mikrohabitater med torv.

1990-sesongen utmerket seg ved vedvarende høy vannstand om sommeren. Landboende planter forsvant over store områder, bl.a. kunne vi ikke lenger finne høymol-planter på de stedene hvor arten hadde livskraftige individer i 1989. Forekomstene av vanlig tusenblad økte betydelig, og mannasøtgras vokste i store mengder i noen beskyttede bukter. De lavvokste isoetidene økte også sin forekomst dette året.

Neste år, 1991, hadde lav vannstand til langt ut på sommeren. Vannboende vegetasjon gikk kraftig tilbake i strandområder der disse plantene hadde etablert seg i den "våte" perioden 1989-90. Spesielt gjaldt dette vanlig tusenblad (*M. alterniflorum*) som var forsvunnet helt ved område B. Her dannet arten store kolonier i 1990. Tilbakegangen skyldes nok disse artenes manglende evne til å tilpasse seg et "tørrlagt" levesett. Til gjengjeld fikk man en spiring fra frøbanken i bunnelagene slik at ettårige ugrasarter: åkergråurt (*Gnaphalium uliginosum*), paddesiv (*Juncus bufonius*) sammen med andre sivarter, meldestokk (*Chenopodium album*), linbendel (*Spergula arvensis*) og gras (bl.a. kveinarter (*Agrostis*)) etablerte seg på de blottlagte strandflatene. Også høymol (*Rumex longifolius*) fikk på nytt bra oppslag på stredene.

I 1991 kunne vi for første gang observere prøvefeltene som ble anlagt i 1985 av NVE. Disse feltene lå mellom k. 209.7 og 215, og hadde i lengre tid vært utilgjengelige grunnet høy vannstand påfølgende år.

Det viste seg å være liv i strandrør (*Phalaris arundinacea*) og evjesoleie (*Ranunculus reptans*). I de gamle prøveflatene spirte også mye ugras, antakelig fra en gammel frøbank. Ved nivellering kunne vi fastslå at is/bølgeerosjon hadde fjernet strandrøret mellom k. 215 og 212 mens evjesoleie hadde klart seg noe bedre innenfor dette strandintervallet ned til k. 213. Observasjonene indikerer at arter med fler-årige jordstengler kan overleve lange ugunstige perioder, så sant vekstsubstratet holdes intakt.

Våren 1992 viste at det var omfattende erosjonsskader langs strendene i Meltingen. Disse skadene ble antakelig påført ved det voldsomme uværet som herjet ved årsskiftet 1991/92. Høy vannstand sommer og høst forhindret ytterlig feltarbeid i Meltingen dette året.

Floristiske endringer som følge av reguleringen

Det er ikke mulig på grunnlag av eksisterende rapporter, kombinert med artsobservasjoner 1989-92, å gi en fyldestgjørende dokumentasjon av endringene som følge av reguleringsinngrepet i Meltingen. Det har vært forsøkt å skaffe detaljerte artslistene fra undersøkelsene i 1979, men det har ikke lyktes. Av arter som var nevnt, synes f.eks. gul nøkkerose (*Nuphar lutea*) og kantnøkkerose (*Nymphaea candida*, tilhører *N. alba* komplekset) å ha gått ut etter reguleringen i selve Meltingen, men ikke i Åfjorden eller Stryken. Andre arter som trolig har gått sterkt tilbake er vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*) og tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*); begge arter forekommer i "refugiene" Stryken og Åfjorden og innvandrer i Meltingen i år hvor magasinet holdes på et høyt vannstands nivå. Også vannkantarter som flaskestarr (*Carex rostrata*), elvesnelle (*Equisetum fluviatile*) og takrør (*Phragmites australis*) er nesten ikke observert etter regulering. Antakelig har disse artene gått sterkt tilbake i utbredelse i Meltingen, selv om de ikke har forsvunnet og i år som 1991 kunne slå seg opp på tørrlagte strender. Mer usikker er reguleringens innflytelse på isoetidene, f.eks. evjesoleie (*Ranunculus reptans*) og stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*). Trolig har disse blitt kraftig redusert kvalitativt og kvantitativt sett, og sannsynligvis har reguleringen utøvd størst negativ innflytelse på brasmegraset. Isoetidenes fortsatte eksistens i Meltingen synes å være avhengig av tilførsel med diasporer (spredningsenheter) fra mer gunstige oppvekstområder i Åfjorden. Bunnforholdene i Stryken er noe mindre egnet for enkelte slike livsformer, men observasjoner av drivmateriale viser at isoetidene forekommer i en viss mengde der også.

3.4 Ruteanalyser av naturlig vegetasjon

Disse analysene (tabeller V1-V8 i vedlegg) gir bare et utsnitt av vegetasjonen ved forskjellige nivåer i strandsonen. Det er noe variasjon i hvilke arter som er til stede på forskjellige lokaliteter. Det begrensede antall analyser er derfor ikke fullt ut representative for hele reguleringssonen. Faktorer som sub-

strat, helling, bølgeslagsvirkning og arter i nærliggende vegetasjon er viktige. Variasjonen er størst høyt opp i strandsonen, nær demningsgrensa (HRV), dvs. k. 216.

I det nederste analyserte nivået (A0-1 og B1) er akvatiske rosettplanter (isoetider) viktige. Det andre analyserte nivået er utsatt for stor grad av erosjon høyt opp i strandsonen (A2 og B2). Vegetasjonen er usammenhengende. Tredje nivå (A3 og B3) er lagt ved HRV og har enda større innslag av terrestriske arter enn A2 og B2, men ligger også på ustabil strandmateriale. Felt B ligger noe mer utsatt for bølgeerosjon enn A.

Prøveflater langs vertikalgradienter

Rute A1 (Vedleggstab. V2)

Nivellert: ca. 214.85 m, Neddemt 1989: 190 dg., 1988: 68 dg. (slutten av vekstses.)

Evjesoleie (*Ranunculus reptans*) er mest frekvent. Stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) og sylblad (*Subularia aquatica*) hører også til gruppen rosettplanter (isoetider), som tåler delvis tørrlegging. Av fuktigvoksende landplanter som tåler neddykking finnes sivarter (*Juncus articulatus*, *J. bulbosus*) og starrarter (*Carex cf. nigra*, *C. rostrata*). Mosene er representert ved arter som er knyttet til fuktige vegetasjonstyper. Vrangmoser (*Bryum* spp.) er viktige pionerer på fuktig substrat.

Rute B1 (Vedleggstab. V3)

Nivellert: ca. 215.05 m, Neddemt 1989: 174 dg., 1988: 48 dg. (slutten av vekstses.)

Analyseruta ligger på et nesten flatt sandparti med noe påleiring. Her er færre arter enn i A1, men også med evjesoleie som mest frekvent.

Rute A2 (tab. V2)

Nivellert: ca. 215.25 m, Neddemt 1989: 165 dg., 1988: 33 dg. (slutten av vekstses.)

Analyse i vegetasjon som er svært erosjonsutsatt og med liten totaldekning. Ryllsiv (*Juncus articulatus*) er mest frekvent. Evjesoleie, sylblad og vrangmose er såvidt til stede.

Rute B2 (tab. V3)

Nivellert: ca. 215.80 m, Neddemt 1989: 19 dg., 1988: 0 dg.

Analyseruta ligger slik at den bare er oversvømt i kortere perioder. Ingen vannplanter inngår her. Kulturarter som kvitkløver (*Trifolium repens*), sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*) og småsyre (*Rumex acetosella*) inngår.

Rute A3 (tab. V2)

Nivellert: ca. 216.00 m

Vanligvis ikke neddemt, men er utsatt for bølgeslag. Finmateriale er skylt ut. Bare karplanter er til stede. Tilfeldige arter fra kantskog med gråor inngår.

Rute B3 (tab. V3)

Nivellert: ca. 216.10 m

Over demningsgrensa (HRV), men utsatt for bølgeslag. Terrestriske arter inngår, f.eks. vanlig arve (*Cerastium fontanum*), krattmjølke (*Epilobium montanum*) og småsyre.

Analyser i fast vertikalnivå

Felt A0 (tab. V1)

Nivellert: ca. 214.50 m, Neddemt 1990: 164 dg, 1989: 210 dg.

Analyser er gjort i starten av vekstsesongen før feltet ble oversvømt. Evjesoleie er klart mest frekvent. Av andre rosettplanter er stivt brasmegras og botnegras (*Lobelia dortmanna*) til stede. Veikveronika (*Veronica scutellata*) og siv (*Juncus*)-arter inngår. Bortsett fra vrangmoser (*Bryum* sp.) forekommer fuktighetskrevende moser bare sporadisk. Ved at analyse ble gjort i første halvdel av mai ble bare de artene registrert som enten spirer tidlig eller er vintergrønne. Det siste gjelder de registrerte rosettplantene.

Analyser i forsøksfeltene

Ved at analysene er lagt til kontrollruter, som ligger på et noe høyere nivå, er det lite sannsynlig med gjødslingseffekt i rutene. Hensikten med å legge analysene til forsøksfeltene har vært å kunne kombinere analysedata med den eksperimentelle delen av prosjektet (forsøkene med vegetasjonsetablering).

Område D ble anlagt i 1990 og fulgt i to år, til senhøsten 1991. Orkanen som herjet i distriktet vinteren 1991/92 eroderte alt plantemateriale fra samtlige delfelter DA-DC. Besøk i 1992 og 1993 viste at det ikke var spor av gjenværende planter på noen av forsøksrutene. Selv om område D ligger noe utsatt til, var raseringen av prøveflatene antakelig et resultat av at undervannstopografien "fokuserer" bølgenes energi til D-feltene. Ingen av de andre feltene i Meltingen (A, [B], C og E) ble påvirket i noe særlig grad av vinteruværet.

Felt DA (tab. V4)

Nivellert: ca. 215.25 m, Neddemt 1991: 0 dg., 1990: 79 dg. (i vekstsesongen)

Som i de andre analysene dominerer evjesoleie. Starr- (*Carex*) og siv- (*Juncus*) arter inngår. Til kulturarter kan regnes småsyre, kvitkløver og engkvein (*Agrostis capillaris*). Vrangmoser (*Bryum* spp.) og kildemose (*Philonotis fontana/tomentella*) er de vanligste mosene. Ved re-analyse i august sammenliknet med juli var det ikke stor forskjell i artenes dekning.

Felt DB (tab. V5)

Nivellert: ca. 214.70 m, Neddemt 1991: 11 dg., 1990: 153 dg.

Sammensetningen her er mye lik DA, men med noen flere arter. Tunarve (*Sagina procumbens*) er frekvent her. Moser som ofte opptrer på åpne substrat som vegmose (*Ceratodon purpureus*) og grøftemose (*Dicranella* cf. *schreberana*) går inn. Gjennomsnittlig dekning i sjiktene hadde økt noe fra juli til august. Enkelte av artene viste økt dekning, f.eks. evjesoleie, mens andre ikke hadde påvisbare endringer.

Felt DC (tab. V6)

Nivellert: ca. 214.15 m, Neddemt 1991: 46 dg.(etter vekstses.), 1990: 177 dg.(i vekstses.)

Artssammensetning skiller seg lite ut fra DA og DB. Flótgras (*Sparganium angustifolium*) var til stede i de fleste rutene her. Dette kan nok henge sammen med at et sig fra land påvirker feltet og at det er til stede tilstrekkelig finkornet materiale til å holde på fuktigheten. Foruten evjesoleie er sylblad, tunarve og engkvein (*Agrostis capillaris*) frekvente arter. Totalt i sjiktene er det noe økning i dekning fra juli til august. Foruten for evjesoleie og sylblad er dette spesielt merkbart for "ugrasartene" tunarve og mosene småtaggmose (*Atrichum tenellum*) og grøftemose (*Dicranella* cf. *schreberana*).

Felt EA (tab. V7)

Nivellert: ca. 215.10 m, Neddemt 1991: 0 dg., 1990: 126 dg.

Evjesoleie er også her klart dominerende. I forhold til D-feltene er antall karplanter noe høyere her. Spesielt i gruppen "ugras" er det fler arter, f.eks. meldestokk (*Chenopodium album*), åkergråurt (*Gnaphalium uliginosum*) og rødt hønsegras (*Polygonum lapathifolium* ssp. *lapathifolium*). Sammenliknet med D-feltene ligger E-feltene mer beskyttet mot vind og bølgeerosjon. I det øverste laget er det mye finkornig materiale. Det er en økning i dekning i sjiktene totalt og for enkelte arter fra juli til august.

Felt EB (tab. V8)

Nivellert: ca. 214.65 m, Neddemt 1991: 15 dg., 1990: 155 dg.

Feltet er mye likt EA, men med noe færre arter. Også her var det klar økning i dekning fra juli til august. Dette er mest markert for karplantene.

Oppsummering: vegetasjonsanalyse utenom forsøk med vegetasjonsetablering

Fra andre undersøkelser, f.eks. Sjörs & Nilsson (1976) går det fram at miljøfaktorene ikke kan være for ekstreme hvis det skal være muligheter for at planter kan overleve eller etablere seg. I undersøkelsesområdet synes, foruten vann-nivå, substrattype, helling og eksposisjonsgrad å være viktige faktorer. For substrat er det avgjørende at en viss andel finkornet materiale må finnes. Helling må ikke være for stor slik at utglidning skjer. Eksposisjon har sammenheng med strøklengde, dvs. den sammenhengende strekning bølger kan virke over uten å bli brutt, se f.eks. Rørslett (1987c). Undervannstopografien kan modifisere betydningen av strøklengden, ved at bølgenergi kan "fokuseres" eller forsterkes i visse sektorer.

Analysene gir bare et tidsavgrenset utsnitt av vegetasjonen. Bare feltene DA, DB, DC, EA og EB er analysert to ganger (vekstsesonen 1991). Analyseteknisk er det forbundet med visse problemer å arbeide med planter som er kommet svært kort i sin utvikling.

Prøveflatene oppviser en vegetasjon som gir et "tilfeldig" og rotete inntrykk. Man finner arter fra ulike vegetasjonselementer og -opprinnelse voksende om hverandre. Dette er "normalt" for regulerte innsjøstrender (Wassén 1966, Nilsson 1981, Rørslett 1988b) og viser hvor lite utviklet stuktur vegetasjonen har på slike habitater.

De artene som er registrert i reguleringssonen, kan klassifiseres som enten 1) overlevende in situ eller 2) nyetablerte. Ved de fleste typer av regulering vil det skje en utarming (mindre artsdiversitet) i den opprinnelige vegetasjonen (Andersen & Fremstad 1986). Er den effektive reguleringsgraden moderat kan i éndel tilfeller diversiteten øke (Rørslett 1991). En forskyvning av vegetasjonssonering, opp- eller nedad, regnes som en konsekvens av reguleringsinngrepet (Andersen & Fremstad 1986), men dette er ofte vanskelig å påvise i felt uten å gripe til raffinerte analysemetoder (Rørslett, unpubl. 1992).

Til de overlevende artene som er med i analysene kan sannsynligvis regnes f.eks.: evjesoleie, brasme-gras og botnegras. Mer usikkert er om plassering i reguleringssonen er endret. Starr- og sivarter i analysene synes å være nyetablerte. Tidligere større kantbestand av f.eks. flaskestarr og elvesnelle er på tilbakegang. Til de nyetablerte i reguleringssonen må regnes de rent terrestriske artene (ikke inkludert telmatiske arter = "sumpplanter").

En annen måte å gruppere artene på er etter livsform/voksested. De artene som i 1991 fremdeles var til stede kan deles i 3 grupper. Blant 1) vannplanter, (jfr. Rørslett 1991) kan regnes enkelte limniske amfifytter, dvs. planter som kan tåle periodevis tørrlegging: mykt brasmegras, sylblad og botnegras. Nålesivaks (*Eleocharis acicularis*, forsøksart) tåler mye tørrlegging, men dette betinges av tilsvarende lange perioder med oversvømmelse. Stivt brasmegras tåler svært lite tørrlegging og vil være bundet til substrat som er permanent fuktig dersom plantene ikke er neddykket (Rørslett & Brettum 1989). Av andre obligate vannplanter (jfr. Flatberg 1976), sterkere bundet til vannmassene, har flôtgras (*Sparganium angustifolium*), vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*) og tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) unntaksvis vært observert. Til 2) telmatiske amfifytter dvs. strandarter som tåler oversvømmelse, kan regnes enkelte starr- og sivarter, veikveronika (*Veronica scutellata*), evjesoleie, og "elvebunke" (*Deschampsia cespitosa* var. *glauca*, forsøksart). 3) Terrestriske arter er rent landboende planter, på strendene i Meltingen oftest kulturbundne arter f.eks. syre, tunarve og engkvein. En del åkerugras som f.eks. meldestokk, åkergråurt, rødt hønsegras og linbendel (*Spergula arvensis*) må være spirt fra en frøreserve med levedyktige frø da de ikke ble sett ellers i omgivelsene. Tilsvarende frøbanker er kjent også fra andre reguleringsmagasin, jfr. Nilsson (1981).

Mosene kan kanskje fordeles på et par tilsvarende grupper: 1) kolonisorer på naken jord (også ferskvannsstrand) og 2) myr-/våtmarksarter. Til 1) kan regnes småtaggmose (*Atrichum tenellum*), enkelte vrangmoser (*Bryum* spp.), vegmose (*Ceratodon purpureus*), grøftemose (*Dicranella* cf. *schreberana*), krukkemoser (*Pogonatum* spp.) og flekkmose (*Blasia pusilla*). Under 2) kan føres enkelte tjønnmoser (*Calliergon* spp.), myrstjernemose (*Campylium stellatum*) og engflette (*Hypnum lindbergii*).

3.5 Kort om utvalgte arter i reguleringssonen i Meltingen

En del generelle opplysninger om artene er hentet hos Fægri (1970), Ellenberg (1979) og Grime et al. (1989). Disse opplysningene danner et bakgrunnsbilde for å tolke vegetasjonsanalysene (tab. V1-V8) samt diskusjoner omkring de enkelte artene. Listen er alfabetisk etter vitenskapelig (latinsk) navn.

Vassreverumpe (*Alopecurus aequalis*):

Ikke registrert ifra Meltingen før regulering. Brukt som forsøksart (feltene A-B). Sump- og vannplante, som er klassifisert som en fakultativ isoetide av Rørslett (1991). De nedre deler av planten har gjerne et krypende voksesett. Ellers ved vasskanter og grunt vann, og da med flyteblad. Utvikler luftvev i røttene (Ellenberg 1979). Vassreverumpe går opp i fjellstrøk og finnes over hele landet.

Skogørkvein (*Calamagrostis purpurea*):

Registrert i flaskestarrbestand ved reguleringsgrensen mellom felt B og E. Kan ellers vokse på strender, men er ikke observert å ha ekspandert nedover i reguleringssonen i Meltingen. På felt A observerte vi fragmenter av neddykkete bestander i 1989. Disse bestandene var forsvunnet i 1990.

Meldestokk (*Chenopodium album*):

Vanlig ved felt E. Kulturspredt ugrasart, sannsynligvis innkommet fra nærliggende dyrkamark. Arten kommer raskt inn på strendene. Ekspansjon ved lengre tids tørrlegging av øvre strandsone, men vil gå ut meget hurtig ved neddykking.

"Elve"bunke (*Deschampsia cespitosa* var. *glauca*):

Forsøksart. Er morfologisk skilt fra hovedtypen gjennom smalere, innbøyde blågrønne blader og ofte smalere topp. Hvilken taksonomisk rang den bør ha synes noe uklart. "Elve"bunken er økologisk skilt ved voksested fra hovedtypene av sølvbunke. Den er bundet til ferskvannsstreder og angis fra Vindelälven, Nord-Sverige fra nedre geolittoral og hydrolittoral sone (Erixon 1981). Finnes i sørøst-Norge og nord-Sverige, men totalutbredelsen er ikke klarlagt (Hylander 1953). Taksonet synes å forekomme sirkumpolart (Hulten & Fries 1986). Omkring sølvbunke er det beskrevet liknende raser knyttet til ferskvannsstreder.

Nålesivaks (*Eleocharis acicularis*):

Forsøksart som ikke tidligere var kjent fra Meltingen. Typisk kortskuddplante (sk. isoetide eller rosettplante, Rørslett 1991). Danner underjordiske utløpere som kan gi opphav til sammenhengende matter. På leirete eller sandige strender (oftest fertil) og under vann, da som regel i steril tilstand.

Mannasøtgras (*Glyceria fluitans*):

Etter reguleringen registrert spredt på fuktig finsubstrat. Opptrer generelt som sumpplante (helofytt) eller flytebladplante på grunt vann. I 1990 forekom arten tildels rikelig nær område D på finkornet bunn, men bare som undervannsform. Innenfor terskelen ved Stryken og i Åfjorden har mannasøtgras tildels betydelig forekomst, ofte i en flytende vekstform.

Stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*):

Ikke vanlig, men påvist etter regulering de årene prosjektet har pågått. Typisk rosettplante (isoetide) med spesielt tilpasset karbonmetabolisme (jfr. Rørslett & Brettum 1989). Det stive brasmegraset trives best på finkornet substrat, men forekommer også på temmelig steinet bunn. Synes å tåle noe innfrysing om vinteren dersom substratet ikke beveges (ved isskuring e.l.). Trives best i forholdsvis klart vann. Flere undersøkelser viser at artens vertikale nisje er begrenset nedover av lysfaktoren, jfr. Rørslett (1987b) og Rørslett & Brettum (1989).

Ryllsiv (*Juncus articulatus*):

Forsøksart. Forholdsvis vanlig som nyetablerte småplanter i reguleringssonen. Sumpplante. Danner krypende rotstokker som bidrar til vegetativ formering i tillegg til formering med frø.

Paddesiv (*Juncus bufonius*):

Registrert med konsentrerte forekomster et par steder (ved forsøksfelt D og E). Ettårig. I følge Grime et al. (1989) vokser arten på våte, forstyrrede lokaliteter. Arten er ikke angitt å vokse i vann. Mangler vegetativ formering, men oppgis å danne langtids frøbank.

Krypsiv (*Juncus bulbosus*):

Ikke uvanlig som småplanter i reguleringssonen. Kan opptre både som myrplante og som neddykket langskuddplante. Vassformen er ofte steril med lange skudd. På mudret bunn kan det forekomme grovere vassformer som også er fertile ("*J. kochii*", Rørslett et al. 1990).

Botnegras (*Lobelia dortmanna*):

Ikke vanlig, registrert ved forsøksfeltene A og C. Sannsynligvis til stede også før regulering. Rosettplante. Basisbladene har to vide luftkanaler. I næringsfattig klarvann. Bladrosett er vintergrønn.

Vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*):

Ikke vanlig på eksponerte strender, mer hyppig langs beskyttede strender. Påvist på gunstige lokaliteter etter regulering, men antakelig tilstede før 1984. Arten er generelt forholdsvis vid mhp. næringskrav, men ønsker noe tilgang på bikarbonat, dvs. ikke for sure vannmasser. Pollinering skjer på eller like over vannflata. Spredning foregår med vann eller fugl, og vegetativ spredning er sannsynligvis dominerende for denne arten.

Strandrør (*Phalaris arundinacea*):

Ikke angitt fra Meltingen før regulering. Brukt i utplantingsforsøk i 1985 av NVE. Sumpplante som ofte finnes ved strender og på oversvømte steder, men sjelden permanent under vann. Har velutviklet luftvev (aerenkym). Grime et al. (1989) fremhever at arten kan utvikle lange jordstengler som kan gi opphav til store bestand. Mengden av luftvev i røttene angis å øke etter oversvømmelse.

Vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*):

Ikke vanlig etter regulering, men forekommer bl.a. ved område D og i Åfjorden. Flytebladplante. Er ikke spesielt næringskrevende. Har vindpollinasjon. Fruktene spres med vann. Ifølge Grime et al. (1989) tåler den ikke varig tørrlegging og forekommer hyppigst ved dybder mer enn 75 cm, gjerne i nivået 1-2 m vanddyp.

Evjesoleie (*Ranunculus reptans*):

Er hos Baadsvik (1980) angitt sammen med bl.a. *Isoëtes lacustris* og *Littorella uniflora* på dypere vann enn 0.5-1 m før reguleringen. Rosettplante, såkalt isoetide (Rørslett 1991). Etter reguleringen den dominerende arten der finsubstratet ikke er for sterkt erodert. Danner krypende stengler med dannelse av nye rosetter i et "teppe" som utgjør en klon. Beskrives hos Wassén (1966) som hyppig i tilsvarende sone i Gardiken, Nord-Sverige før utbygging og med sterk evne til vegetativ formering.

I Meltingen blomstrer arten utpå sommeren dersom vannstanden er lav nok. Evjesoleie kan også danne lukkede kleistogame blomster; slike er observert i Meltingen, men frøsettingen ifra disse er tvilsom.

Syrearter (*Rumex* spp.):

Engsyre (*R. acetosa*), småsyre (*R. acetosella*) og vanlig høymol (*R. longifolius*) er registrert i strandsonen etter regulering. *R. acetosella* er mest frekvent. Disse er mer eller mindre kulturprefererte arter som kan gå inn på sandstrender. *R. acetosella* og *R. longifolius* kan opptre med et dypt rotsystem. Syreartene kan alle ha vegetativ formering via rotskudd (Nordhagen 1940). *R. acetosella* danner frøbank (Grime et al. 1989). Utenlandske undersøkelser har dokumentert at *Rumex*-arter kan forekomme i undervannsformer, men hvorvidt disse kan klare seg gjennom flere års neddykking er noe tvilsomt.

Flótgras (*Sparganium angustifolium*):

Registrert ved forsøksfelt D. Sjelden etter regulering. Synes å være avhengig av permanent fuktighet i substratet. Sumplante el. flytebladplante, ofte meterlange blader. Generelt oftest i næringsfattig vann.

Linbendel (*Spergula arvensis*):

Ved forsøksfelt E. Kulturbetinget ugras. Ettårig. Grime et al. (1989) nevner at frøene spirer om våren. Den har selvpollinering og en stor frøproduksjon som danner frøbank. Videre skriver Grime et al. (op. cit.): --- "*occasionally found on sandy silt exposed during summer around margins of reservoirs*".

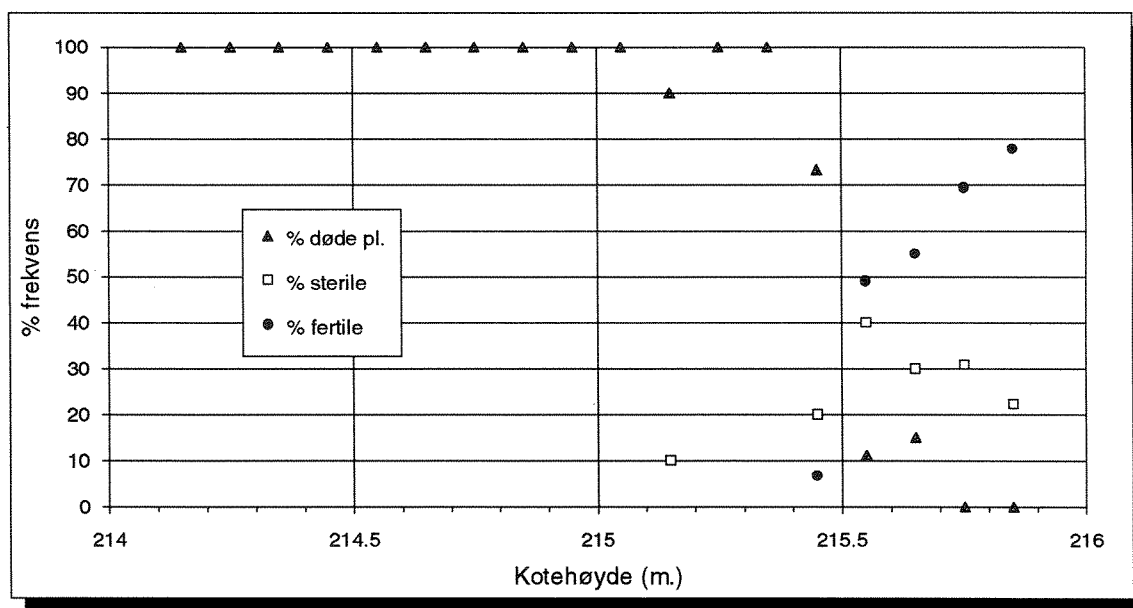
Sylblad (*Subularia aquatica*):

Forholdsvis vanlig på fint substrat sammen med *Ranunculus reptans*. Ettårig rosettplante. Generelt på leirete strender og grunt vann.

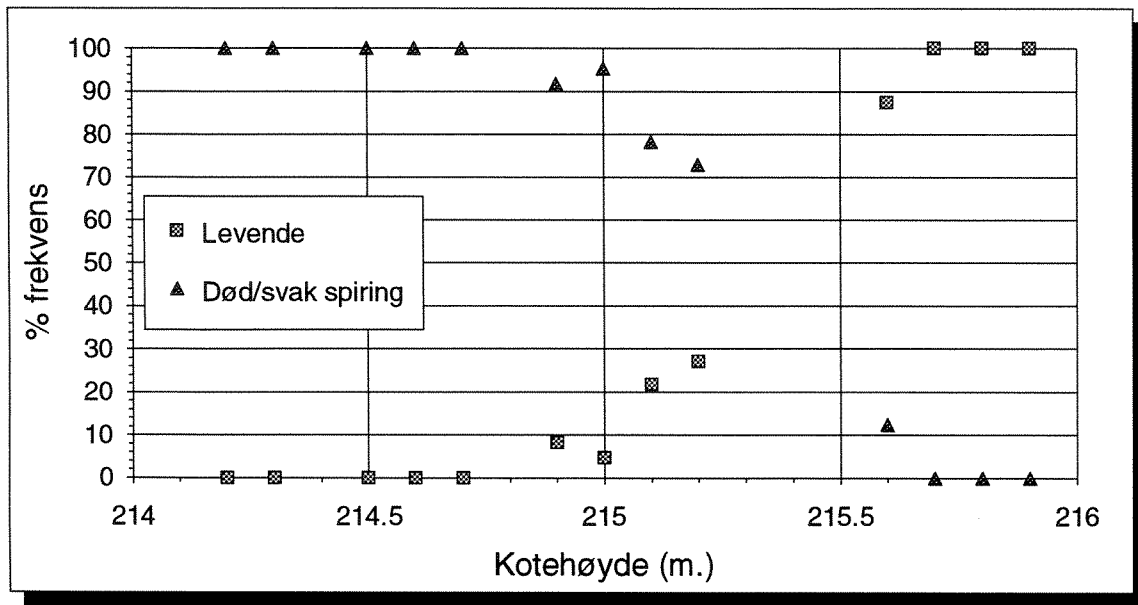
3.6 Forekomster av stedegen, selvtablert sølvbunke

I 1989-90 forekom gamle, døde tuer av sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*) hyppig på strandflatene. Frekvens og plassering av disse tuene ble bestemt ved nivellering i 1990-91. Resultatene er fremstilt i fig. 10-11. I 1990 økte mortalitet for naturlig etablert sølvbunke kraftig like under k.215.5. Dette nivået tilsvarer 30-40% oversvømmingsfrekvens for perioden fram til 1990. På de samme lokalitetene var det i 1991 klare tegn på nykolonisering og nedvandring på stranda (se fig. 11). Noe av materialet som spirte fram dette året, var antakelig kvein (*Agrostis*), som enten ble mobilisert fra den permanente frøbanken i strandområdet, eller som hadde etablert seg på et mikrohabitat bestående av gamle sølvbunketuer. Fordi plantene var så lite utviklet var det svært vanskelig under feltforhold å bestemme materialet éntydig til art.

I mai 1992 var storparten av grastuene på strandflatene døde eller desimert ved erosjon, sannsynligvis pga. orkanen vinteren 1991/92. Feltobservasjoner antydte at mye av grasrestene på stranda var kvein, sannsynligvis etablert i den gunstige 1991-sesongen. Imidlertid forhindret en vedvarende høy vannstand i 1992 oppfølging av eventuell gjenvekst av gras på strandflatene.



Figur 10. Frekvensfordeling av stedegen sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*) i strandsonen 1990. Legg merke til den kraftige økningen i dødelighet ved omlag k. 215.4. Sølvbunke er primært en terrestrisk (landboende) art, men kan vokse temmelig fuktig.



Figur 11. Frekvensfordeling av stedegen sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*) i strandsonen 1991. Lavere vannstand første del av sommeren har gitt re-etablering av sølvbunke, særlig tydelig rundt nivå 215.2. Noe av materialet kan ha inkludert kvein (*Agrostis*). Se teksten for flere opplysninger.

3.7 Eksperimenter med vegetasjonsetablering

Prøvefeltene: Generelt

Referanseflatene som ble anlagt i 1989-90, var bare delvis intakte i 1991-93. Et område (A) ble vandalisert våren 1990, men vi har klart å følge éndel av prøveflatene senere takket være den fotografiske registreringsteknikken. Hovedfelt B møtte senere problemer ved økt ferdsel og det ble ikke iverksatt nye utplantinger i åra etterpå. Våren 1992 ble B-feltet totalrasert. Områdene C-E ligger mer avsides, og her har prøvefeltene greidd seg betydelig bedre. Riktignok kan det ha forekommet noe utilsiktet beiting av sauer (feltene C-D), men bildematerialet viser ikke hvorvidt dette har påført plantene skader. Noe tråkkskader er imidlertid dokumentert herifra.

Erosjonsmattene viste seg å være beheftet med visse problemer, og kunne lett løsne dersom de ikke ble godt festet. Vi opplevde også at mattene ble undergravd av bølgegang, eller ble løftet unna pga. ansamling av stein, grus og finmateriale under mattene. Antakelig er denne type av erosjonsbeskyttelse for lite effektiv til å kunne stå imot naturkreftene i en strandsonen lengre tid om gangen. På enkelte felt, f.eks.

C, holdt erosjonsmattene stand lengre fordi det fantes naturlige "bølgebrytere" utenfor. Men mattene på felt C ble tatt av vinterstormene 1991/92. Felt D ble erodert og rasert samtidig.

Resultater av utplantingene

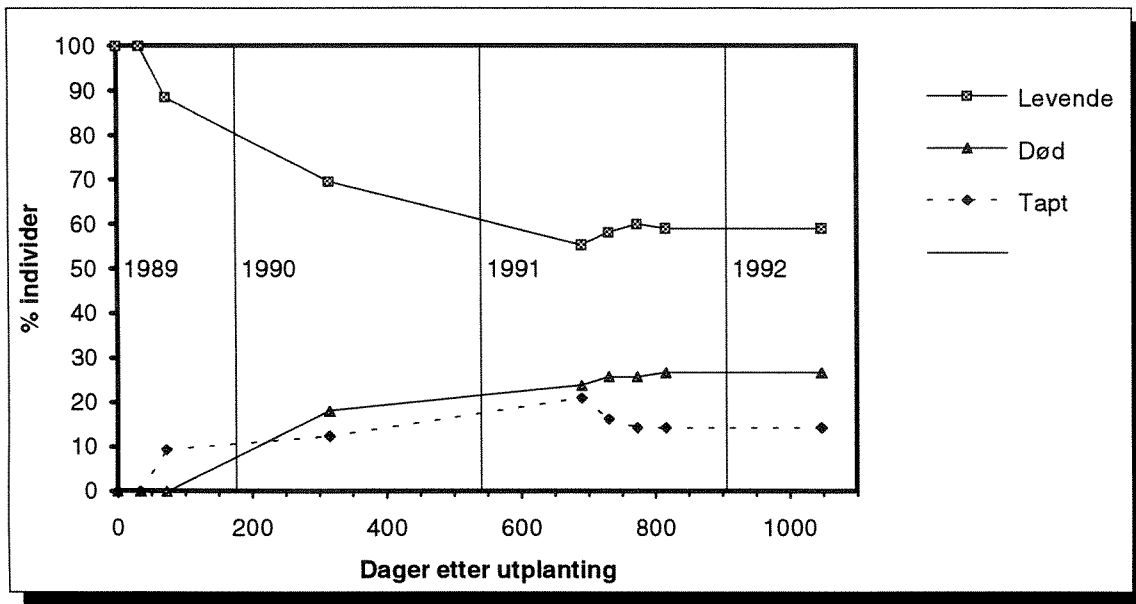
Lengst tidserier har vi på de to nærstående grasslagene sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*) og "elve"-bunke (*D. cespitosa* var. *glauca*). Disse to er også forsøkt langs eksponeringsgradienter. Resultatene fra de øvrige forsøksartene er oppført i fig.15 så langt data er bearbeidet (til og med 1992).

Sølvbunke

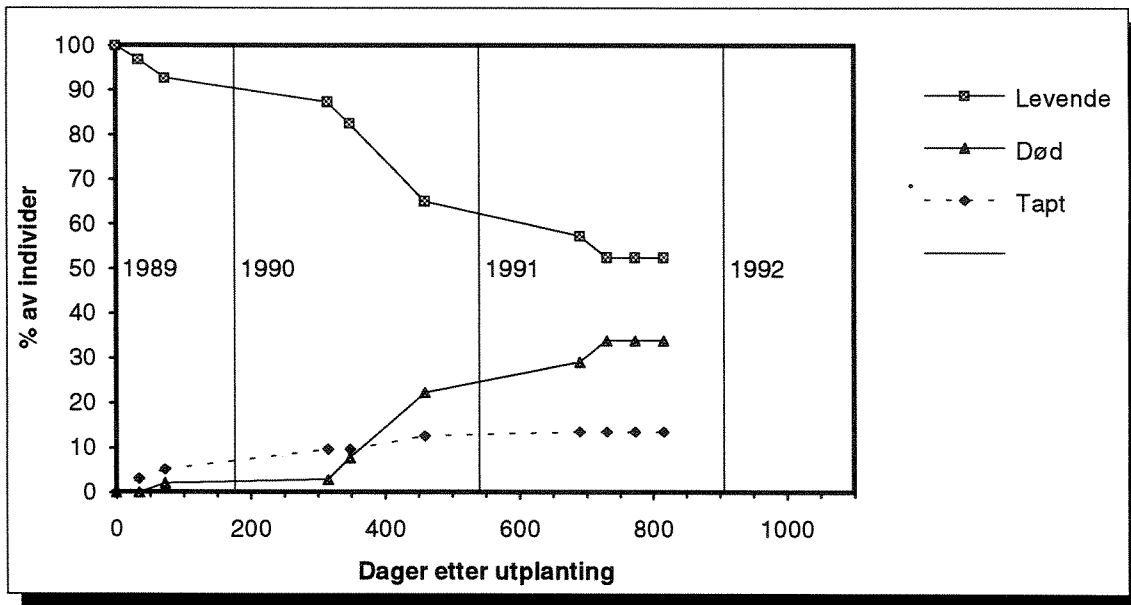
Resultatene fra beskyttet og eksponert strand er gitt i hhv. fig.12 og 13. På begge feltene var det en gradvis uttynning av de opprinnelige plantene. Ved hjelp av bildeanalysen kan vi fordele svinnnet på to kategorier, (a) mortalitet og (b) tap (ved erosjon og masseforflytninger osv.). Døde planter viser seg å ha sturet i lengre tid før de bukker under. Ofte dreier det seg om planter som ikke har grønn biomasse på ettervåren, og som deretter forsvinner i løpet av sommeren. Rene svinn angår derimot dels friske, livskraftige planter som regelrett vaskes bort, eller som overdekkes av grov masse (gjelder spesielt den eksponerte B-lokaliteten). Tapsfrekvensen ligger omkring 12% for begge lokalitetene. Tilsvarende tap er registrert for de øvrige artene, og kan kanskje sies å være betinget av selve utplantingen.

På det beskyttede A-feltet hadde sølvbunke lavere mortalitet enn på eksponert strand (se fig.12-13), mens tapene som nevnt tidligere var tilnærmet like på begge lokaliteter (se også fig.15). Imidlertid fikk A-feltet en viss oppveining av de faktiske tapene ved re-etablering av planter sommeren 1991. Dette skyldes antakelig at noe plantemateriale, registrert som tapt, i virkeligheten var blitt tildekket gjennom erosjonsbetinget massetransport og var istand til å skyte opp på nytt i en gunstig vekstperiode. Frøspiring fra en lokal frøbank, oppstått etter de første somrenes blomstring, kan også ha bidratt til å minske tapsandelen.

Variansanalyse utført på data ved slutten av første sesong (A-felt, høsten 1989) viste at overlevelsen ble signifikant forhøyet ved tilsetning av organisk materiale ($P < 0.05$), mens fekunditet (målt som antall blomstrende strå pr. fertil plante) økte signifikant ved såvel tilsetning av organisk stoff ($P < 0.02$) som nærvær av erosjonsmatter ($P \approx 0.05$). Høsten 1991 var det bare tilsetning av gjødsel som ga noen påvisbar økning i plantematerialets overlevelse ($P < 0.05$). Disse resultatene viser at ulike faktorer har betydning på kort sikt, når plantene etablerer seg, og på lengre sikt for å sikre at individene kan stå imot ytre påkjenning. Antakelig har tilsetning av organisk stoff kortsiktig økt rotutviklingen, og dermed økt sjansen for overlevelse i den første, kritiske fasen etter utplantning.



Figur 12. Resultat av utplanting av sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*) på beskyttet strand (felt AA). Forsøksfeltet ble raseret i 1990, men de opprinnelige prøveflatene har latt seg oppspore i åra etterpå.



Figur 13. Utplantingsforsøk med sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*) på eksponert strand (felt BA). [Forsøksfeltet ble totalødelagt av menneskelig aktivitet våren 1992].

På den eksponerte lokaliteten (B) var dødeligheten større for sølvbunke-plantene (fig. 13), men tapene ved erosjonsbetinget svinn var imidlertid ikke vesentlig større enn på det beskyttede A-feltet. Dette kan tolkes dithen at plantene holdt seg like godt begge steder pga. rotpluggen som fulgte med ved utplantingene. Også på felt B var det ved slutten av første vekstsesong en viss respons mhp. økt grad av overlevelse for planter som hadde fått tilsatt torv; dessuten ga erosjonsmattene noe utslag, men ingen av disse faktorene var statistisk signifikante på 5%-nivå.

Etter tredje vekstsesong (1991) ga ingen av faktorene statistisk signifikante utslag hva grad av overlevelse angår (ANOVA, $P > 0.05$ for alle faktorer og kombinasjoner) på felt B. Derimot var det på planteegenskaper som fertilitet og fekunditet klart signifikant positiv respons på gjødsling ($P < 0.05$). Vi tolker disse resultatene som uttrykk for at tapet av utplantede individer nå var blitt så stort at forsøkets statistiske utsagnskraft ble for liten. Én erfaring som kan trekkes fra denne forsøksserien er da at slike forsøk ikke kan forlenges for langt i tid, dersom samlet svinn av planter når opp i 1/3 eller mer. Alternativt må forsøksopplegget i utgangspunktet gjøres mer omfattende (og dermed mer kostnadskrevede).

Feltobservasjoner våren 1993 på område A bekreftet at de overlevende sølvbunke-plantene trivdes utmerket. Vi så klare tegn til at tuene ekspanderte og at det grodde opp nye planter, antakelig gjennom frøspredning. Nedvandring på stranda forekom også.

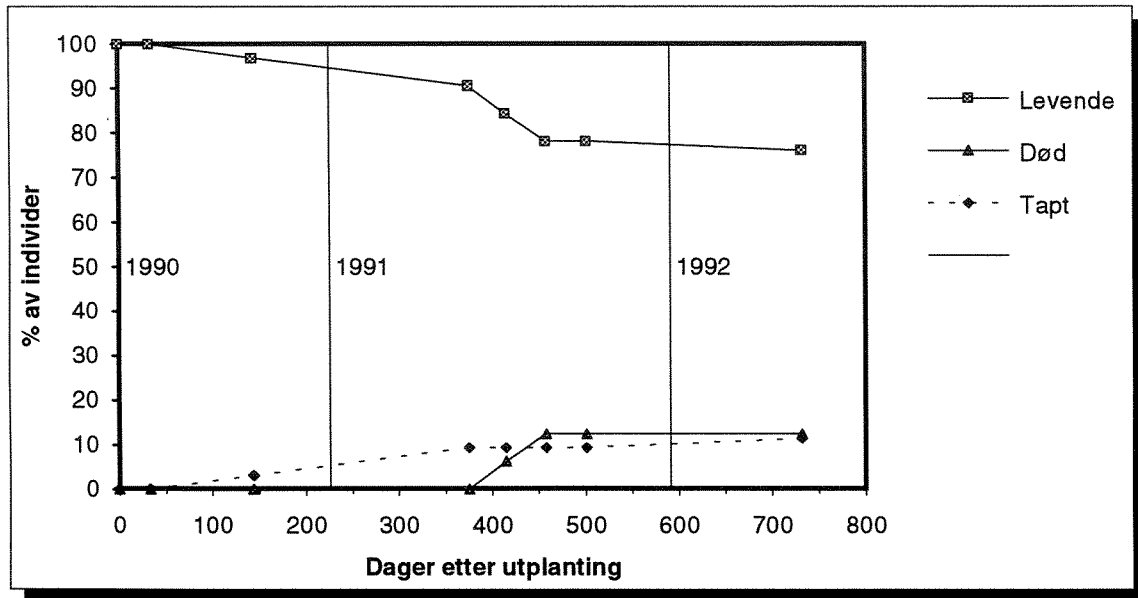
Utplanting av "elve"bunke

Resultatene fra felt CE vil bli presentert her (fig.14). Dette feltet er en eksponert lokalitet, omtrent sammenliknbar med B-feltet for hovedformen av sølvbunke. Det andre feltet med utplanting av "elve"bunke (CB) ble brukt til høstingsformål, se s.33.

Felt CE ligger omkring 0.7 vertikalmeter lavere enn feltene A-B hvor sølvbunke ble plantet, og har dermed høyere grad av inundasjon. Trass i antatt dårligere habitatforhold, viste forsøket med "elve"bunke betydelig mindre dødelighet og samlet svinn enn tilfelle var for noen av sølvbunke-feltene. Disse resultatene bekrefter at "elve"bunke er en særskilt økotype av sølvbunke, langt bedre tilpasset liv på strandbredder enn tilfellet er for hovedarten.

"Elve"bunke er en svært lite kjent rase innenfor det mangslungne sølvbunke-komplekset, som forekommer langs de større elvene på Østlandet og i midtre og nordlige deler av Sverige (Hylander 1953). Forekomstene ellers er uklare. Det samme kan sies om stabiliteten av karaktertrekkene ved denne typen av sølvbunke. Det er åpenbart at "elve"bunke bør bli gjenstand for undersøkelser med hensyn på rasens

morfologi og systematiske stilling. Mulighetene for å dyrke typen i masseproduksjon må klarlegges dersom "elve"bunke skal brukes i større utplantingsprosjekter.



Figur 14. Resultat av utplanting av "elve"bunke (*Deschampsia cespitosa* var. *glauca*) på felt CE.

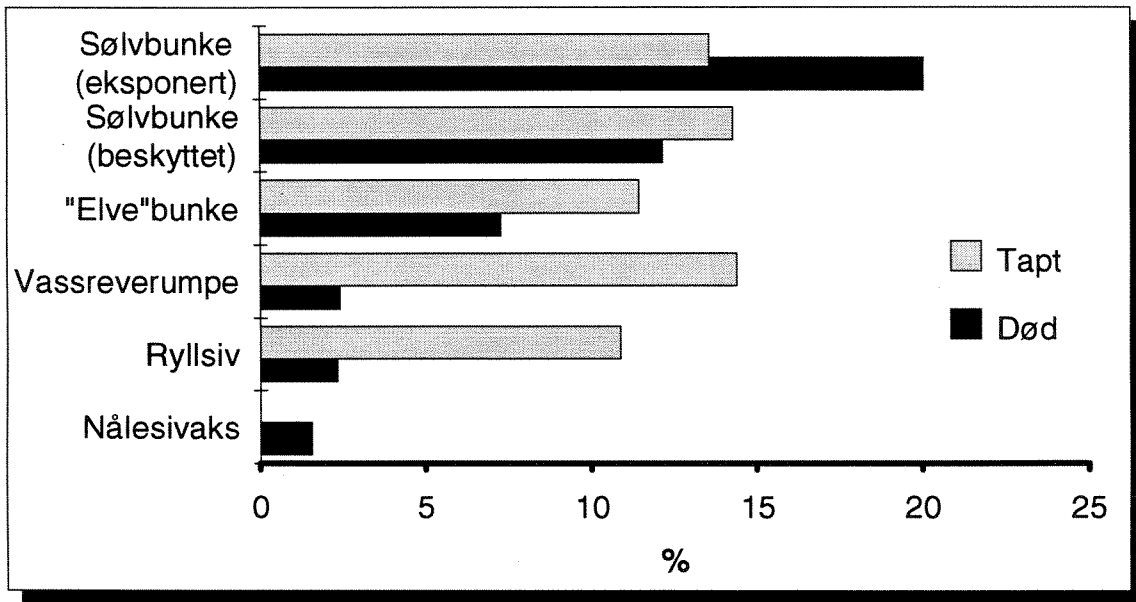
Høsting av utplantet "elve"bunke

I felt CB ble det utplantet "elve"bunke etter samme mønster som på felt CE. Plantene ble fulgt fotografisk i 1990-sesongen. Året etter ble det høstet planter på prøveflatene fra mai til oktober, ialt 24 planter pr. gang. Plantematerialet ble opparbeidet og veid inn som tørrvekt.

Felt CB lå på en erosjonsplattform dannet av middels stor stein iblandet finmateriale. En steinbåe utenfor ga en naturlig erosjonsbeskyttelse og dens erosjon leverte finmateriale til plattformen på innsiden. Dødeligheten for "elve"bunke på felt CB var lavere enn på det mer erosjonsutsatte feltet CE (1.2%) og tapet av utplantede individer var lavt (rundt 3.5%). Samlet svinn (tapte + døde planter) på felt CB var bare 1/3 av svinnet på CE-feltet. Den lave svinnprosenten holdt seg igjennom 1991-sesongen hvor høstingen foregikk, men pga. uttaket av høstede planter kunne vi ikke tallfeste dette (en plante høstet tidlig på året kunne jo teoretisk ha dødd eller gått tapt senere).

I 1991 ga gjødsling en signifikant økning i totalbiomasse på 50% ($P < 0.02$ ved ANOVA). Ingen andre behandlinger ga et statistisk signifikant utslag i biomasse. Bladmassen for "elve"bunke varierte mellom 46 og 80% (gj.sn. 62%). Det ble ikke funnet noen sammenheng mellom behandling og bladmassens utvikling.

Sammenholdt med de øvrige forsøksseriene bekrefter høstingen på felt CB at gjødsling virker positiv inn på sølvbunke-typenes evne til å overleve på reguleringsstrender. Forklaringen på dette kan være at plantene gjennom større biomasse får økt herdighet til å stå imot ugunstige vekstforhold.



Figur 15. Samlet svinn gjennom forsøksperioden for de utplantede artene i Meltingen. Mortalitet er beregnet på årsbasis slik at arter med ulik utplantings-varighet kan sammenliknes, mens tapsandel refererer seg til antall individer utplantet.

Andre forsøksarter

Materialet på de øvrige forsøksartene er noe ujevnt, siden enkelte arter forsvant pga. raseringer av feltene allerede etter ett år. For disse artene vil det bare kort bli kommentert noen resultater som er fremstilt i fig.15.

Vassreverumpe (*Alopecurus aequalis*) og ryllsiv (*Juncus articulatus*) er naturlige innslag på tidvis oversvømte strender. Det er kanskje ikke overraskende at disse to hadde lave mortalitetsrater sammenliknet med de fleste av forsøksartene. Imidlertid er det noe usikkerhet beheftet med disse tallene, fordi de refererer seg til én vekstsesong (mot 3 for sølvbunke). Tapene grunnet erosjon og masseforflytninger på voksestedet er sammenliknbare med de øvrige artene, og dette indikerer at selve utplantingen medfører en viss risiko (omkring 10%) for at plantene skal gå tapt.

Livskraftige planter av vassreverumpe ble observert våren 1993 ved det ødelagte forsøksfeltet B og ved felt A. Dette bekrefter at vassreverumpe klarer seg utmerket i Meltingen, selv i den del av strandsonen hvor det foregår omleiring og transport av løsmasser. Pga. artens krypende voksesett kan den dekke større områder etter hvert. Enkeltskuddene er imidlertid nokså spinkle og det er først når vassreverumpe vokser tett at arten virkelig monner hva erosjonsdemping angår.

Nålesivaks (Eleocharis acicularis)

Denne arten ble utplantet i form av torvklumper med mye opprinnelig substrat intakt. Arten er lavvokst og sped, men takket være sine krypende rotstengler er den istand til å klare seg under temmelig "barske" ytre forhold. Nålesivaks vokser utmerket nedsenket, men forblir da steril.

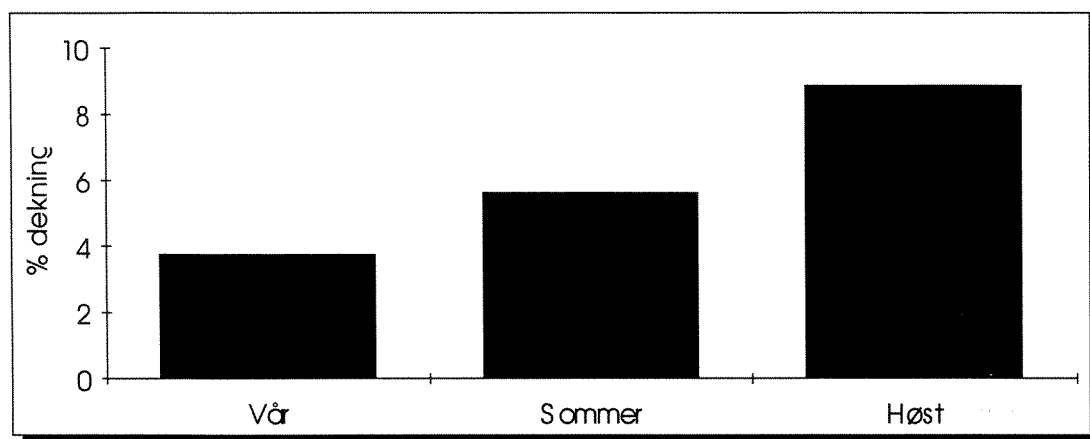
Overlevelsesgraden for nålesivaks var meget høy, 100% igjennom hele 1991 og 97% til og med 1992. Nålesivakset kan ha greidd seg så godt fordi mye av det originale substratet var på plass og dermed reduseres tapene. Likevel viste arten klart signifikante utslag på de ulike behandlingsregimene i Meltingen. I likhet med bunke-rasene viste nålesivaks positiv respons på gjødsling ($P \approx 0.05$) når det gjaldt bladstørrelse og det samme var tilfelle for torvtilsetning ($P < 0.01$). Erosjonsmattene ga ikke utslag i størrelse på plantene i noen retning ($P > 0.2$). Fertiliteten var gjennomgående høy i 1991 og dette korrelerte ikke med type behandling. Fra de utplantede tuene av nålesivaks forekom lateral spredning ved hjelp av utløpere, slik at tuene økte i omfang i løpet av forsøksperioden.

Resultatene for nålesivaks viser klart at det her dreier seg om en vannboende art, som ikke påvirkes i særlig grad av oversvømmelse. Arten burde være velegnet til utplanting på reguleringsstrender, gitt at finmateriale forekommer.

Naturlig vegetasjon uten tiltak

Feltene CD og DB tjener som kontroll på tidsendringer i naturlig, stedegen vegetasjon. Prøveflatene i felt DB preges av evjesoleie med éndel tilfeldige oppslag av terrestrisk vegetasjon (se tab. V5).

Fotografisk analyse av rutene i DB er satt opp i fig. 16. Resultatene viser at plantedekket fordobles i løpet av vekstsesongen, men samlet dekning er likevel svært lav (sjelden over 10%; tallene fra feltanalyse kan ligge noe høyere, men kan ikke sammenliknes direkte med de fotografiske data). I tillegg kommer at vegetasjonen består stort sett av meget lavvokste arter, særlig evjesoleie (*Ranuncunculus reptans*), og dermed gir et særdeles "magert" visuelt preg på de ofte gråfargede strandflatene.



Figur 16. Variasjon i vegetasjonsdekning på prøveflater med fragmenter av naturlig plantedekke, felt DB, mest bestående av evjesoleie (*Ranunculus reptans*).

Felt CD har "brokker" av en mer akvatisk preget vegetasjon. Her finnes f.eks. sporadisk botnegras (*Lobelia dortmanna*) og år om annet også rosetter av brasmegras (*Isoëtes lacustris*). Begge arter opptrer med svært reduserte rosetter og for botnegrasets vedkommende ble aldri blomsterstander funnet. Brasmegras og botnegras klarer seg antakelig på dette området fordi fordypninger i terrenget gjør at vann holdes tilbake slik at det dannes smådammer. Vi observerte meget stor dødelighet (over 90%) for botnegras fra sommeren 1990 (våt) til vår/sommer 1991 (tørr). Brasmegraset forekom så sjelden i rutene at det ikke kan tallfestes dødelighet for denne arten, men mortaliteten er rimeligvis enda større enn for botnegrasets vedkommende.

3.8 Gjødsling av naturlig vegetasjon

Det ble utført tre serier med gjødsling på naturlig vegetasjon, hhv. feltene CC, DA-DC og EA -ED. Hver serie hadde nærliggende felt, CD, DB og EB-EC som kontroll. Opplegget for feltene CC og DA+DC inkluderte kontrollruter i hht. fig.3. Dessuten er det utført noen observasjoner på eldre transekter (fra 1985) hvor gjødsling ble foretatt av NVE.

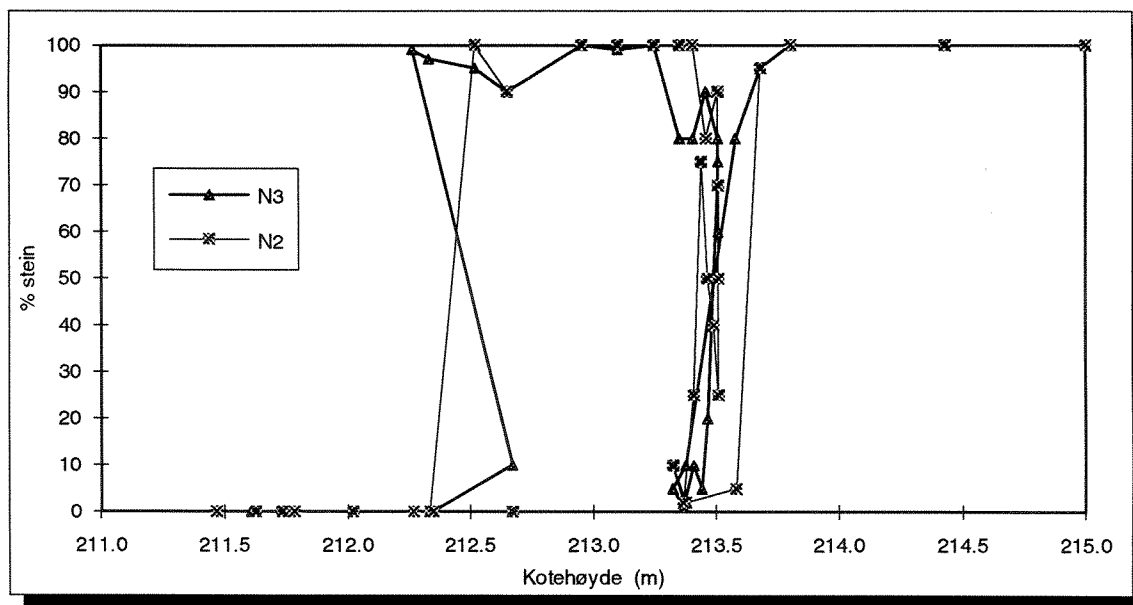
Gjødslingsserie C

På felt CC ble gjødsling foretatt ved å strø pellets over de oppmerkede prøveflatene i hht. forsøksdesignet på fig.3. Vannstanden steg like etter doseringen og dette medførte en utilsiktet transport ut ifra de gjødslete flatene og en viss "smitte"-effekt på enkelte omkringliggende ruter. Det ble derfor ikke gjennomført detaljanalyser på dette feltet slik opprinnelig planlagt. Visuelt bedømt var det meget klare utslag på gjødsling i 1991, 1992 (og i 1993). Sivarter (*Juncus*), gras og moser hadde økt sterkt på gjødslete områder. Imidlertid var samlet vegetasjonsdekning fortsatt lav og varierte mellom 10 og 20%.

NVEs 1985-transekter

Som nevnt tidligere, ble plantefelter anlagt av NVE i 1985, gjenfunnet sommeren 1991 da vannstanden i Meltingen var svært lav. Merkepålene som viste transektenes avslutning var intakte, men éndel av de enkelte feltene var vanskelig å lokalisere i strandprofilen pga. masseforflytninger. Dette gjaldt særlig for to av de fire transektene (N1 og N4), hvor det var plantet ut strandrør (*Phalaris arundinacea*). De midtre transektene (N2 og N3) kunne følges uten de samme problemene, fordi "pluggene" med evjesoleie (*Ranunculus reptans*) var til dels godt synlige.

Opprinnelig ble profilene anlagt på tildels ren slambunn, som i 1985 var tørrlagt og oppsprukket. Masseoverlagring har vært omfattende i årene etterpå, og strandprofilen fremsto i 1991 som utpreget steinet ned til k. 212.3. Lavere ned i profilen overtok slambunnen. I tillegg var det en sone omkring k. 213.5 hvor bløtbunn forekom i betydelig omfang (se fig. 17).

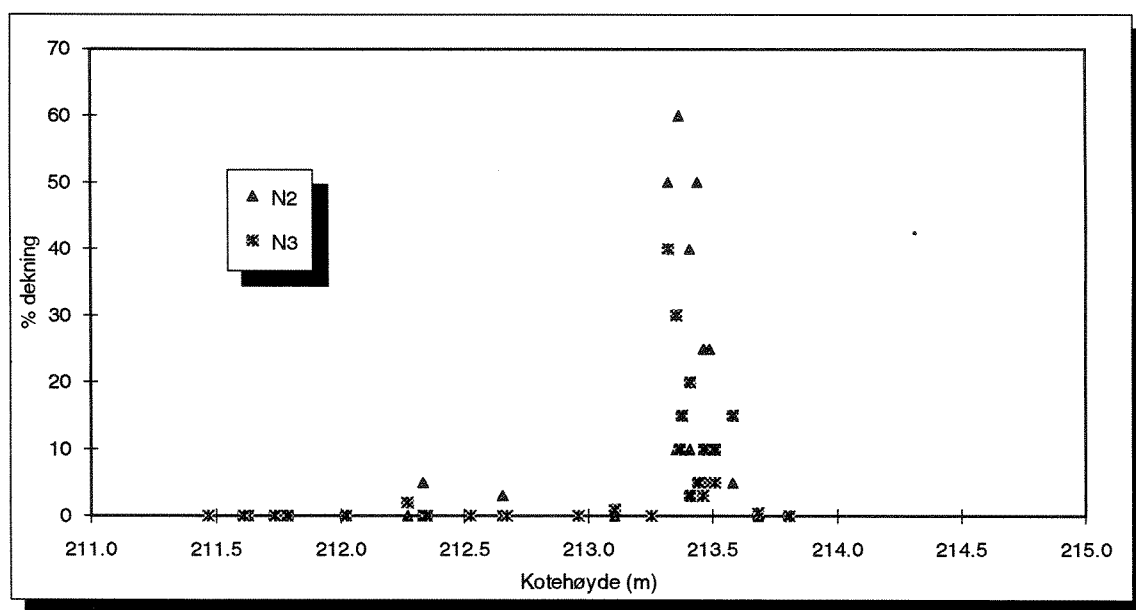


Figur 17. Prosentvis forekomst av stein langs to transekter (N2, N3) med utplantet evjesoleie (*Ranunculus reptans*) anlagt i 1985 av NVE.

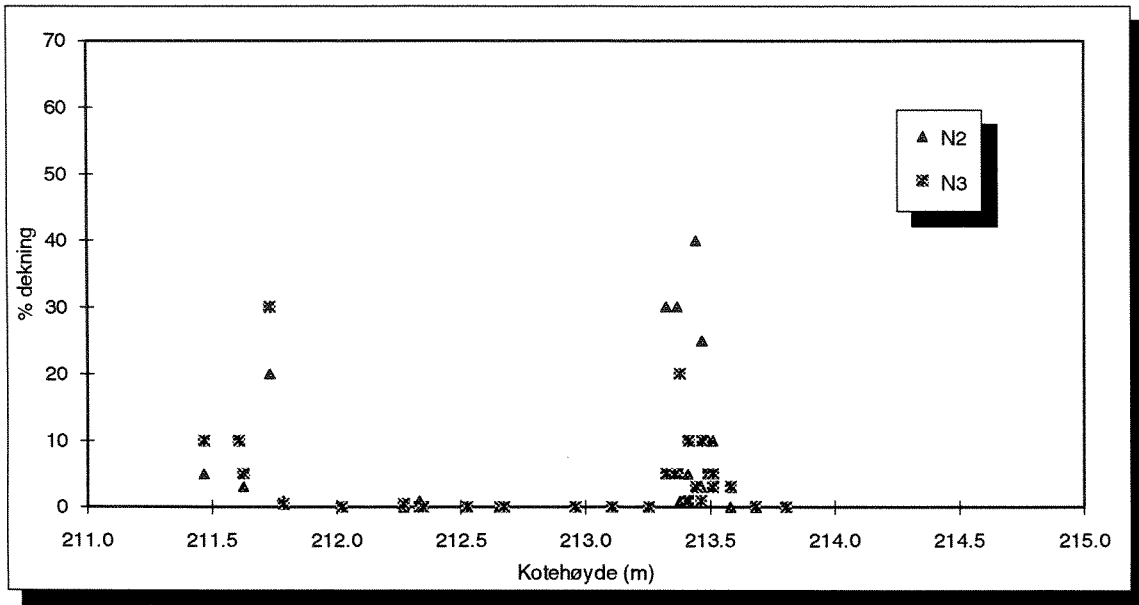
Evjesoleie utplantet i 1985 ble gjenfunnet langs store deler av de opprinnelige transektene. På de midtre delene hvor masseoverlagring hadde vært mest omfattende, var det lite eller intet evjesoleie å spore. Heller ikke på de nederste delene, under ca. k. 212.5 var det noe særlig igjen av evjesoleien. Plantenes dekning (og vitalitet) varierte markert langs transektet, jfr. fig. 18. Blomstring forekom rikelig omkring k. 213.5, hvor bløtbunn dominerte i profilet.

Sammen med evjesoleie forekom påfallende ofte sylblad (*Subularia aquatica*). Dette er en sommer-annuell art som ellers forekommer i Meltingen, men i transektene var det helt tydelig at plantene hadde kommet sammen med evjesoleie-materialet. Sylblad sto ofte konsentrert akkurat til den jordpluggen hvor evjesoleien vokste. Dette er ikke overraskende siden sylblad og evjesoleie ofte forekommer sammen, men dette er likevel interessant fordi sylblad må ha overlevd via frøbanken i sedimentet. Evjesoleie er flerårig, men setter bare frø dersom plantene er tørrlagt om sommeren. Her kan det være en naturlig forklaring på hvorfor utplantet evjesoleie i stor grad har forsvunnet under k. 212.5. Plantene har ikke i tilstrekkelig grad klart å bygge opp en frøbank som sikrer eksistens i ugunstige perioder. Sylblad kan blomstre under vann, og greier lettere å få frem frø også i "våte" somre.

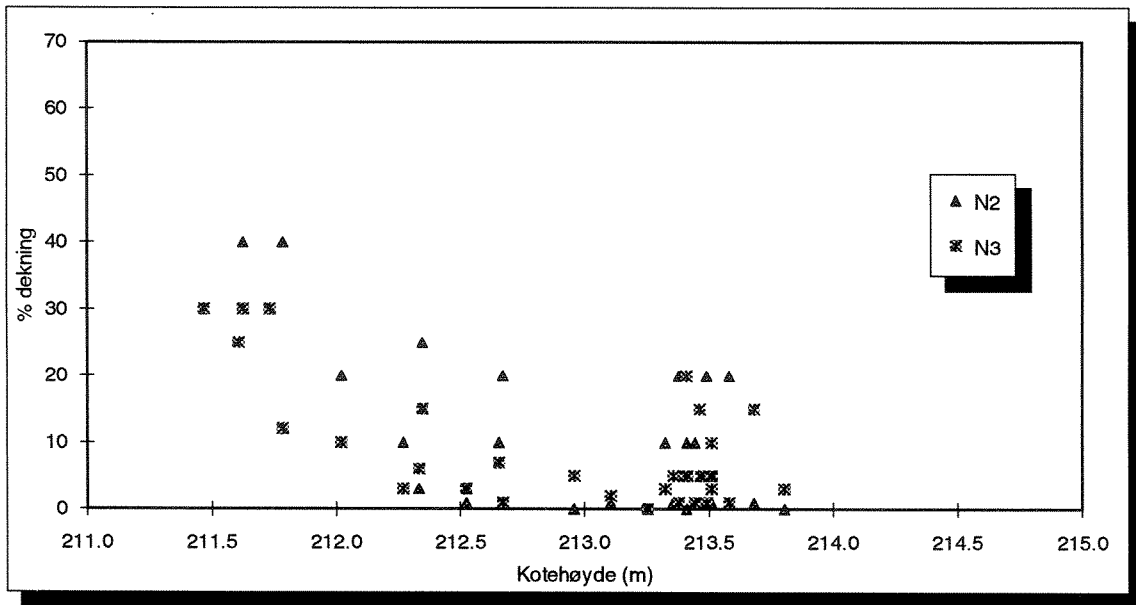
Forekomsten av sylblad i transektene fulgte stort sett evjesoleiens (jfr. fig. 18-19), men arten opptrådte også til dels rikelig rundt k. 211.5. Dette er på ren slambunn og forekomsten kan skrive seg fra frøbanker bygd opp av frø fra de overforliggende nivåene. Sammen med sylblad var det i 1991 et betydelig oppslag av ugrasarter og noe gras. Mest forekom åkergråurt (*Gnaphalium uliginosum*), en pionérart på blottlagt fuktig bunn. Det raske oppslaget av ugrasplanter på forsommeren 1991 viser klart at sedimentene inneholder en assortert frøbank av betydelig størrelse, og med mulighet for hurtig spiring dersom forholdene er gunstige for dette.



Figur 18. Observert forekomst av evjesoleie (*Ranunculus reptans*) langs transektene (N2, N3) anlagt av NVE i 1985. Data fra 1991.



Figur 19. Observert forekomst av sylblad (*Subularia aquatica*) langs transektene (N2, N3) anlagt av NVE i 1985. Data fra 1991.



Figur 20. Observert forekomst 1991 av ugras og terrestrisk vegetasjon langs transektene N2 og N3 (anlagt av NVE 1985).

Gjødslingsserie D

De to gjødslede feltene DA og DC viste, i likhet med kontrollfeltet DB, en tiltakende økning i plantedeckets omfang igjennom vekstsesongen. Økningen på kontrollrutene innenfor hhv. DA og DC var sammenliknbar med DB.

Derimot viste såvel begge gjødseldoseringer (50 og 200 g/m²) betydelige ulikheter på felt DA og DC. Den laveste doseringen ga dårlig respons på DA, men god på DC. I kontrast står den høye doseringen som nær doblet responsen på DA sammenliknet med lav tilsetning, mens den på felt DC ga mindre eller lik respons som lav dosering.

Disse tilsynelatende motstridende resultatene kan ha sammenheng med at rutene med høy dosering alle lå i nedre vertikaldel av feltet, og dermed kan ha blitt mer utsatt for bølger ol. Tørke kan ha påvirket resultatene på felt DA. Konklusjonen på disse forsøkene er at gjødsling øker plantemengden iallefall potensielt, men vannfaktoren er vel så viktig for den vegetasjonen som responderer på gjødslingen. Som vist i andre serier (EA og ED) er det spesielt ugras og gras som raskt slår seg opp ved gjødsling. Effekten på den stedegne amfibiske vegetasjonen er av mer langsiktig natur.

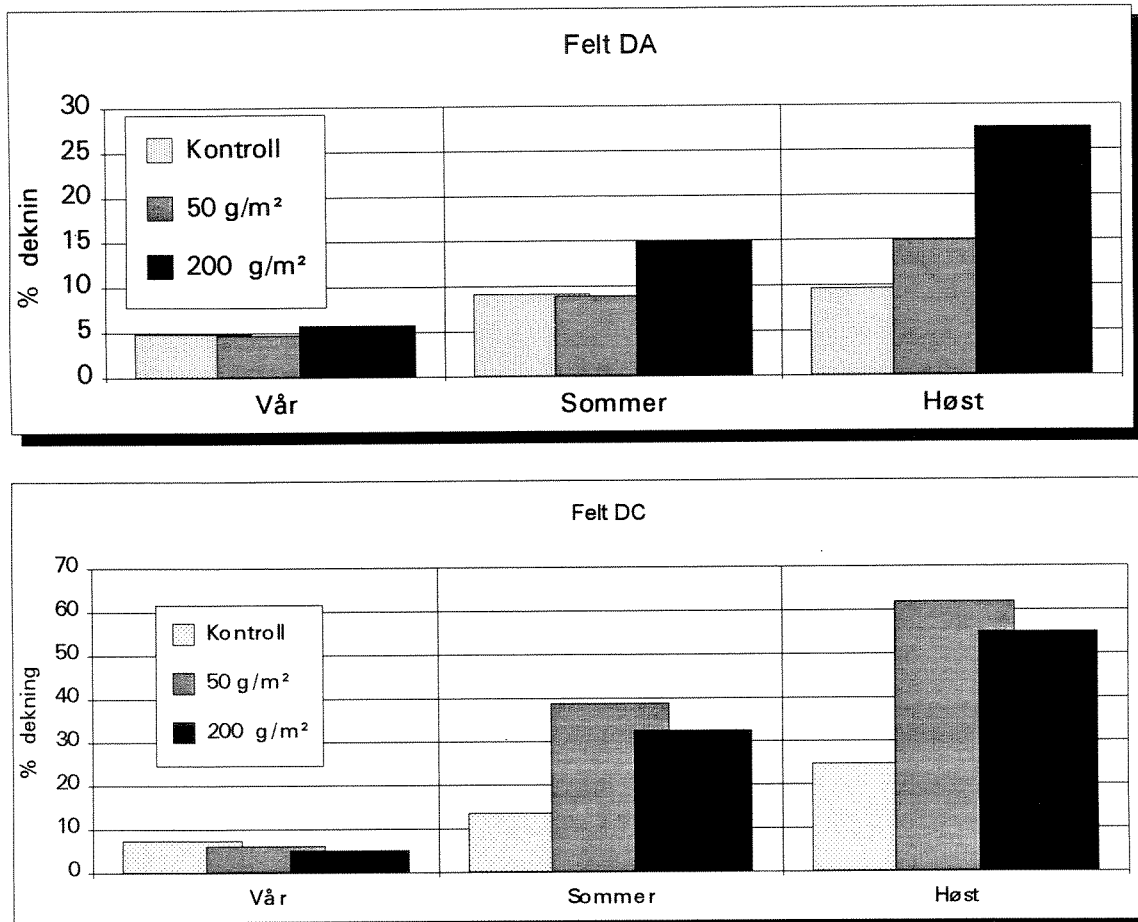
Gjødslingsserie E

Gjødsling på feltene EA og ED ga til dels kraftige utslag i forekomst av vegetasjon (fig. 22). Totalbiomassen økte gjennomsnittlig med 8% og 113% ved hhv. 50g (G50) og 200 g (G200) gjødsel/m². Dosering med (N,P,K) økte imidlertid ikke kvantitativ forekomst av amfibiske arter i nevneverdig grad. Terrestriske gras, vesentlig kvein (*Agrostis*), og en rekke ettårige ugrasarter, slo seg sterkt opp ved gjødsling (fig.22). Disse plantene har utvilsomt spirt opp fra frøbanken i strandsubstratet, og viser vilket vekstpotensiale som kan mobiliseres.

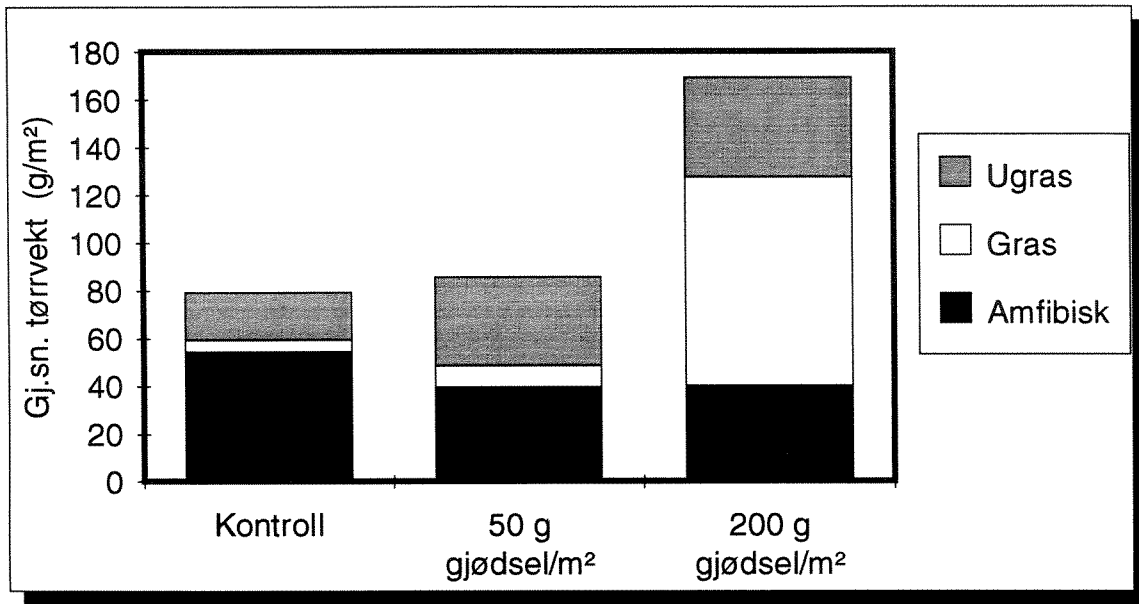
Evjesoleie (*Ranunculus reptans*) hadde 99% av samlet biomasse i kontrollrutene, og økte i tiden etter gjødsling med 30%-36%. I løpet av sensommeren og høsten sank imidlertid forekomsten til nær 50% av biomasse på kontrollfeltene (fig.23). I forhold til kontrollen ble biomassen av de stedegne amfibiske artene redusert til omkring 73% ved økende tilskudd av gjødsel.

Ved de brukte doseringene med (N,P,K)-gjødsel fikk gras- og ugrasarter på sikt konkurransemessige fortrinn og vokste bokstavelig talt over den naturlige forekommende vegetasjonen. Gras og ugras gjør riktignok stredene mindre "grå", men slike planter har en kortvarig eksistens på en reguleringsstrand: Neste periode med neddykking i lengre tid vil utrydde effektivt det meste som har spirt og grodd i gunstigere tider. Hovedeffekten av gjødslingen ligger derfor i den positive, men antakelig kortvarige, virkningen på den stedegne amfibiske vegetasjonen, samt i en mulig tilførsel av organisk materiale ved

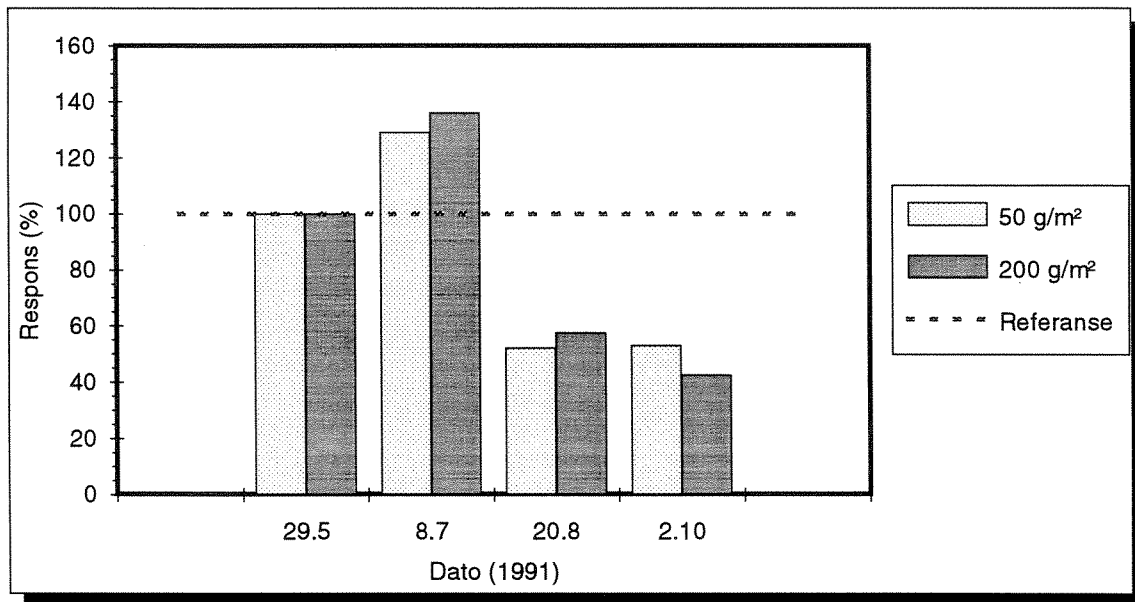
rotdannelse fra økt grasvekst. Dessuten vil rottorv bidra til å binde substratet. Forsøket viser også at gjødslingen bør holdes på et lavt nivå for ikke å skape en utilsiktet konkurransevridding mellom amfibiske planter og nykoloniserende gras- og ugrasarter.



Figur 21. Resultat av dosering med (N,P,K)-gjødsel på prøveflater med fragmenter av naturlig plantedekke, felt DA (øverst) og DC (nederst). Felt DC ligger nær 1 vertikalmeter lavere enn DA, jfr. tab.3 (s. 10). Naturlig vegetasjon utgjøres vesentlig av evjesoleie (*Ranunculus reptans*).



Figur 22. Resultat av dosering med (N,P,K)-gjødsel på prøveflater med fragmenter av naturlig plantedekke, felt EA+ED 1991. Gruppen "Amfibiske" arter utgjøres vesentlig av evjesoleie (*Ranunculus reptans*).



Figur 23. Respons av stedefen amfibisk vegetasjon (mest evjesoleie, *Ranunculus reptans*) ved gjødsling på prøveflater med naturlig plantedekke i Meltingen (felt EA+ED).

4. DISKUSJON

Feltobservasjonene og eksperimentene i Meltingen 1989-92/93 gir tilsammen et nyansert bilde av plantedekkets dynamikk i en sterkt regulert innsjø. Denne informasjonen utfyller og samtidig bekrefter tidligere publiserte teoretisk-empiriske analyser (Rørslett 1988a,b, 1989, 1991). Tidligere antakelser om betydningen av finmateriale i strandsonen for etablering av vegetasjon er bestyrket. Vi ser også at den rent akvatiske vegetasjonen vil ha problemer med å få et fast fothold i en regulert innsjø, iallefall igjennom et lengre tidsrom. Lysfaktoren ser her ut til å være utslagsgivende, slik det kunne forventes i henhold til teoretiske modeller (jfr. Rørslett 1987b).

Dersom det er tilgang på diasporer (spredningsenheter) i deler av systemet, vil vannboende arter hurtig kunne rekolonisere innsjøen i "gunstige" perioder, dvs. her somre med vedvarende høy vannstand. Denne prosessen ble observert i Meltingen 1989-90, hvor f.eks. tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) slo seg kraftig opp i løpet av 1990 på habitater med finkornet substrat. I tillegg fikk akvatiske arter som vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*), mannasøtgras (*Glyceria fluitans*), flótgras (*Sparganium angustifolium*) og undervannsformer av krypsiv (*Juncus bulbosus*) en tildels betydelig økning i sin utvikling denne våte perioden. Disse artene har tilpasninger (vekststrategier) som er fleksible og dermed gir mulighet for rask re-etablering (Murphy et al. 1990). Samtidig forsvant landboende planter i stor grad fra strandområdene. Denne naturlige endringen i retning mot akvatisk vegetasjon motarbeides av erosjonsprosesser i strandsonen. Deler av rottorv dannet av stedegen vegetasjon eroderes fortsatt aktivt i Meltingen. Det voldsomme uværet årsskiftet 1991/92 demonstrerte klart hvor erosjonsutsatte strendene i Meltingen er, og at forekomst av rottorv i noen grad kan bremse, men ikke forhindre utvasking av finmateriale.

I Meltingen er det et stadig tap av planter i et strandnivå tilsvarende fyllingsnivået om ettersommeren, fordi bølgene lett eroderer de løse massene i stranda. Tapet forårsakes hovedsakelig av masseflytning og overdekking, mer sjelden at plantene direkte rives opp med røttene. Våre eksperimentelle data antyder at livskraftige individer til dels kan vokse opp selv etter overdekking. I denne sammenheng er tilførsel av næringsstoffer viktig. Gjødsling var den eneste av forsøksfaktorene ved utplantingen som ga et statistisk signifikant utslag på økning av overlevelse etter flere vekstsesonger. Samtidig fremmer gjødsling plantenes fekunditet og fertilitet.

Sammenholdes data på overlevelse, vitalitet og biomasse fra samtlige forsøksserier fremgår det klart at gjødsling virker positivt inn på sølvbunkerasenes muligheter til å re-etablere seg på reguleringsstrender. Forklaringen på dette kan være at plantene gjennom større biomasse får økt herdighet til å stå imot ugunstige vekstforhold.

Eksperimenter på prøveflater med naturlig strandvegetasjon (vesentlig evjesoleie, *Ranunculus reptans*, i små mengder) viste at gjødsling ikke bare stimulerer veksten, men også kan føre til konkurransemessige forskyvninger i plantedekket. Ved høy dosering (200 g/m²) ble den amfibiske vegetasjonen delvis utkonkurrert av terrestriske grasarter. Nå foregikk gjødslingseksperimentene i en periode (den ekstremt tørre forsommeren 1991) hvor betingelsene for landbasert vegetasjon var gunstige på strandflatene, og dette forholdet har sannsynligvis forsterket endringene i plantedekket. Samlet effekt av gjødslingen var å gi en økning i organisk materiale, noe som vi anser å være særlig verdifullt når strandområdene på nytt oversvømmes. De gjødslingsmengder det er tale opp for å gi planteveksten i strandsonen bedre vilkår, vil neppe kunne gi større ulemper i vannmassene.

Etter snart en dekade er strandområdene i Meltingen fortsatt helt ustabile, såvel i erosjons- som vegetasjonsmessig sammenheng. Tilsvarende observasjoner er gjort i et større antall regulerte innsjøer (Rørslett 1988a, 1989), og harmonerer vel med utenlandske erfaringer fra reguleringsmagasin (Baxter 1977, Hecky et al. 1984). Meltingens strender har stedvis mye av finmaterialet intakt, og dette kan gi grunnlag for re-etablering av vegetasjon i perioder med lav vannstand om vår og sommer.

Vi kan spørre om Meltingen er representativ for det store flertallet av norske regulerte innsjøer. I hydrologisk forstand er innsjøen utvilsomt typisk, da den tilhører de såkalte "H3: Storage hydrolakes" (Rørslett 1988a) som er de vanligste i Norge. Den nominelle reguleringshøyden skiller seg heller ikke ut på noen som helst måte. Derimot kan det sies at plasseringen i lavlandet (200 m o.h.) er mindre typisk, og det samme gjelder omgivelsenes geologiske karakter som bidrar både til en god vannkvalitet samt noe løsmasser i strandsonen. Forsøkene i Meltingen har klart en stor overføringsverdi til andre regulerte lokaliteter, men resultatene kan forventes å bli noe mindre gunstige ved høyereliggende magasiner.

Skal re-etablering av vegetasjon i et reguleringsmagasin få større omfang, må visse vilkår være tilstede:

- Finmateriale må forekomme i strandsonen, gjerne med noe organisk innhold. Derfor er erosjonsdempende tiltak en helt nødvendig strategi i sammenheng med re-vegetering. Til dette formålet må større strukturer implementeres, fordi våre forsøk viser at matter ol. ikke klarer å stå imot de sterke ytre kreftene som hersker i strandsonen og på grunt vann. Dersom det ikke er mulig å dempe erosjon langs hele strandlinjen, må en prioritering foretas på grunnlag av brukerinteresser o.l.
- Det må sikres en god tilførsel av spredningsenheter, enten i form av en permanent frøbank, tilførsel av frø fra nærområdene, eller rikelig transport av diasporer fra habitater som ikke er like kraftig reguleringspåvirket (oppvekstområder, "refugier"). Dette tiltaket er relativt enkelt å iverksette dersom lokaltopografi er gunstig, fordi alt som behøves er sperredammer, terskler e.l. som holder et permanent vannspeil og med overløp til selve reguleringsmagasinet.

- Plantene må få bygge opp over- og underjordisk biomasse i tilstrekkelig grad til å stå imot de ugunstige periodene. Periodiske tørrår er helt nødvendige skal amfibisk vegetasjon ha noen sjanse på sikt i et reguleringsmagasin. Et utgangspunkt her er at minst ett av fem år bør gi mulighet for vegetasjonsetablering i strandsonen.
- Gjødsling er sterkt ønskelig for å fremme veksten på tørrlagte strender. Høy dosering vil gi oppslag av gras, som danner rottorv og dermed bidrar til å stabilisere strandområdene ved oversvømming. Tilførsel av næringsstoffer kan resultere i stor forekomst av ugras, men disse plantene vil hurtig gå ut ved kortvarig oversvømming.

Uansett tiltak vil et reguleringsobjekt ha en ubalansert og vekslende vegetasjon. Derfor vil strendene aldri ha et "naturlig" utseende, men de kan iallefall bli grønnere enn tilfellet ofte er idag.

* * *

TAKK

Vi takker NVEs biotopjusteringsprogram for å ha finansiert undersøkelsene i Meltingen. NIVA og UNIT/Botanisk avdeling har bidratt med interne midler.

LITTERATUR

- Andersen, K.M. & Fremstad, E. 1986. Vassdragsreguleringer og botanikk. En oversikt over kunnskapsnivået. Økoforsk Utretn. 1986,2: 1-90.
- Baxter, R.M. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. Annual Rev. Ecol. Syst. 8:255-283.
- Baadsvik, K. 1980. Botaniske undersøkelser i samband med utbyggingsplaner for Mosvik kraftverk. Rapport UNIT/Videnskapsmuseet, Bot. avd., 14 s.
- Baadsvik, K. 1981. Flora og vegetasjon i Leksvik kommune, Nord-Trøndelag. K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser. 1981,11: 1-89.
- Chambers, P. 1987. Nearshore occurrences of submersed aquatic macrophytes in relation to wave action. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 1666-1669.
- Ellenberg, H. 1979. Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropas. 2. Aufl. - Scripta Geobot. 9: 1-122.
- Erixon, G. 1981. Några karakteristiska växtbiotoper vid Vindelälven. Svensk bot. Tidskr. 75: 173-186.
- Flatberg, K.I. 1976. Klassifisering av flora og vegetasjon i ferskvann og sump. K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser. 1976(3) : 1-39.
- Fægri, K. 1970. Norges planter. 1-3. - 2. utg. Oslo, 333 s., 337 s., 320 s.
- Grime, J.P., Hodgson, J.G. & Hunt, R. 1989. Comparative Plant Ecology. London, 742 pp.
- Hecky, R.E., Newbury, R.W., Bodaly, R.A., Patalas, K. & Rosenberg, D.M. 1984. Environmental impact prediction and assessment: The Southern Indian Lake experience. Can. J. fish. Aquat. Sci. 41: 720-732.
- Homstvedt, S.(red.) 1989. Nedbørfelt i vassdragsregisteret. NVE Publikasjon V22. (Upaginert). 1 kart.
- Hulten, E. & Fries, M. 1986. Atlas of North European Vascular Plants North of the Tropic of Cancer. 1-3. Koeltz, 498 pp., 968 pp., 203 pp.
- Hutchinson, G.E. 1975. A treatise of limnology. 3. Limnological botany. Wiley, New York, 660 s.
- Hylander, N. 1953. Nordisk kärlväxtflora.I. Almquist & Wiksell, Stockholm.
- Kirk, J.T.O. 1983. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, 401 s.

- Moen, A. 1987. The regional vegetation of Norway; that of Central Norway in particular. - Norsk geogr. Tidsskr. 41: 179-226. 1 map.
- Murphy, K.J., Rørslett, B. & Springuel, I. 1990. Strategy analysis of submerged lake macrophyte communities: An international example. Aquat. Bot. 36: 303-323.
- Nilsson, C. 1981. Dynamics of the shore vegetation of a North Swedish hydro-electric reservoir during a 5-year period. Acta Phytogeogr. Suec. 69: 1-96.
- Nordhagen, R. 1940. Norsk flora. Oslo, 766 s.
- Quennerstedt, N. 1958. Effect of water level fluctuation on lake vegetation. Verh. internat. Ver. Limnol. 13: 901-906.
- Rørslett, B. 1984. Environmental factors and aquatic macrophyte response in regulated lakes - a statistical approach. Aquat. Bot. 19: 199-220.
- Rørslett, B. 1987a. Statistics of the underwater light field: An empirical model. Internat Rev. ges. Hydrobiol. 72: 1-25.
- 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. Archiv f. Hydrobiol. 111: 208-233.
- Rørslett, B. 1988a. An integrated approach to hydropower impact assessment. I. Environmental features of some Norwegian hydro-electric lakes. Hydrobiologia 164: 39-66.
- Rørslett, B. 1988b. Niche extension of aquatic macrophytes in hydrolakes: Predictive assessment of environmental impacts. Internat. Rev. ges. Hydrobiol. 73: 129-143.
- Rørslett, B. 1989. An integrated approach to hydropower impact assessment. II. Submerged macrophytes in some Norwegian hydro-electric lakes. Hydrobiologia 175: 65-82.
- Rørslett, B. 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. Aquat. Bot. 39: 173-193.
- Rørslett, B., Brandrud, T.E. & Johansen, S.W. 1990. Tilgroing i terskelbasseng i Otra ved Valle. Problemanalyse og forslag til tiltak. NIVA rapport O-88033, 117 s.
- Rørslett, B. & Brettum, P. 1989. The genus *Isoëtes* in Scandinavia: an ecological review and perspectives. Aquat. Bot. 35: 223-261.
- Rørslett, B., Green, N.W. & Kvalvågnes, K. 1978. Stereophotography as a tool in aquatic biology. Aquat. Bot. 4: 73-81.

- Rørslett, B., Johansen, S.W. & Singaas, S. 1993. Vegetasjonsetablering i reguleringssoner. I: Faugli, P.E., Erlandsen, A.H. & Eikenæs, O. (reds.): Inngrep i vassdrag ; konsekvenser og tiltak - en kunnskapsoppsummering, NVE publikasjon 13/1993: 569-590.
- Sjörs, H. & Nilsson, C. 1976. Vattenutbyggnadens effekter på levande natur. En faktaredovisning övervägande från Umeälven. Växtekol. Studier 8: 1-120.
- Sollid, J.L. & L. Sørbel, L. 1985. Beskrivelse til Nord-Trøndelag fylke - kvartærgeologisk kart 1:250.000. Miljøverndep. Rapp. T-611: 1-42.
- Wassén, G. 1966. Gardiken. Vegetation und Flora eines lappländischen Seeufers. K. svenska VetenskAkad. Avh. Naturskydd. 22: 1-142.
- Wolff, F.C. 1979. Beskrivelse til de berggrunnsgeologiske kart Trondheim og Østersund 1:250.000. Norges geol. Unders. 353: 1-76. 2 kart.

VEDLEGG

Tabell V1. Analyser i fast vertikalnivå ved plantefelt A. Rutestørrelse ¼ m².

| Rute nr. | A0-1 | A0-2 | A0-3 | A0-4 | A0-5 | A0-6 | A0-7 | A0-8 |
|--------------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Dato analysert. | 900510 | 900510 | 900510 | 900510 | 900510 | 900510 | 900511 | 900511 |
| Feltsjikt dekn. | 20 | 20 | 10 | 10 | 10 | 25 | 20 | 20 |
| Bunnsjikt dekn. | 15 | 20 | 15 | 10 | 10 | 10 | 10 | 20 |
| Åpent dekn. | 65 | 60 | 75 | 80 | 80 | 65 | 70 | 60 |
| <i>Salix</i> sp. | 12-s | | | | | 4-s | | 8-u |
| <i>Isoetes lacustris</i> | | | 16-s | | 8-s | | 4-s | |
| <i>Lobelia dortmanna</i> | | 8-s | 12-s | 12-s | | | 12-s | |
| <i>Ranunculus reptans</i> | 100-2 | 100-2 | 100-2 | 100-2 | 100-2 | 96-3 | 100-3 | 100-3 |
| <i>Veronica scutellata</i> | 20-s | 4-s | | 4-s | | | 8-s | |
| <i>Juncus articulatus</i> | 80-s | 32-s | 16-s | 16-s | 12-s | 12-s | 12-s | 4-s |
| <i>J. bulbosus</i> | 8-s | | | | | | 28-s | |
| <i>J. filiformis</i> | | | | | 16-s | 20-s | | |
| <i>Bryum pallens</i> | | 4-s | | | | | | |
| <i>B. sp.</i> | 100-2 | 100-2 | 92-2 | 100-2 | 76-1 | 92-2 | 88-2 | 100-2 |
| <i>Calliergon cordifolium</i> | 12-s | | | | | | | |
| <i>C. sarmentosum</i> | 4-s | | | | | | | |
| <i>Climacium dendroides</i> | | | | | | | 8-u | |
| <i>Drepanocladus fluitans</i> | | | | | | | | 4-s |
| <i>Hypnum lindbergii</i> | 8-s | | | | | | | |
| <i>Pohlia wahlenbergii</i> | 4-s | | | | | 8-u | 32-s | 56-s |
| <i>Aneura pinguis</i> | | | 4-s | | | | | |
| <i>Chiloscyphus pallescens</i> | | | | | | 4-s | | |
| <i>Pellia</i> sp. | | | | | | 8-s | | |

Tabell V2. Analyser på forskjellige vertikalnivå ved plantefelt A. Rutestørrelse 1m².

| Rute nr. | A1 | A2 | A3 |
|--------------------------------|--------|--------|--------|
| Dato analysert | 890920 | 890921 | 890921 |
| Feltsjikt dekn. | 15 | <1 | 25 |
| Bunnsjikt dekn. | 10 | <1 | - |
| Åpen jord dekn. | 50 | 10 | 85 |
| Stein dekn. | 25 | 80 | 15 |
| <i>Alnus incana</i> A | | | + |
| <i>Salix caprea</i> A | | | + |
| <i>Alnus incana</i> (juv.) | 12-s | | |
| <i>Crepis paludosa</i> | | | 8-u |
| <i>Epilobium angustifolium</i> | | | 52-3 |
| <i>E. montanum</i> | | | 8-s |
| <i>Galium palustre</i> | 4-s | | |
| <i>Hieracium</i> sp. | | | 4-s |
| <i>Isoetes lacustris</i> | 44-s | 4-s | |
| <i>Myosotis decumbens</i> | | | 12-s |
| <i>Ranunculus repens</i> | 4-s | | |
| <i>R. reptans</i> | 100-1 | 8-s | |
| <i>Rubus idaeus</i> | | | 12-s |
| <i>Rumex acetosa</i> | | | 4-s |
| <i>Solidago virgaurea</i> | | | 16-s |
| <i>Sorbus aucuparia</i> | | | 8-s |
| <i>Subularia aquatica</i> | 36-s | 4-s | |
| <i>Calamagrostis purpurea</i> | 4-s | 4-s | |
| <i>Carex</i> cf. <i>nigra</i> | 16-s | 4-s | |
| <i>C. rostrata</i> | 4-s | | |
| <i>Deschampsia cespitosa</i> | 24-u | | |

(tabell V2 forts.)

| Rute nr. | A1 | A2 | A3 |
|-------------------------|------|------|----|
| Juncus articulatus | 68-u | 16-s | |
| J. bulbosus | 44-s | 4-s | |
| Bryum sp. | 72-2 | 20-s | |
| Calliergon cordifolium | 4-s | | |
| Campylium stellatum | 8-s | | |
| Climacium dendroides | 8-s | | |
| Drepanocladus revolvens | 4-s | | |

Tabell V3. Analyser på forskjellige vertikalnivå ved plantefelt B. Rutestørrelse 1m².

| Rute nr. | B1 | B2 | B3 |
|--------------------------------|--------|--------|--------|
| Dato analysert | 890921 | 890921 | 890922 |
| Feltsjikt dekn. | 25 | 20 | 15 |
| Bunnsjikt dekn. | - | - | <1 |
| Åpen jord dekn. | 90 | 30 | 10 |
| Stein dekn. | - | 50 | 75 |
| <i>Salix pentandra</i> A | | | + |
| <i>Betula pubescens</i> (juv.) | | | 4-s |
| <i>Salix sp.</i> (juv) | + | | |
| <i>Sorbus aucuparia</i> (juv.) | | | 4-s |
| <i>Vaccinium vitis-idaea</i> | | | 4-s |
| <i>Cardamine flexuosa</i> | | | 4-s |
| <i>Cerastium fontanum</i> | | | 68-1 |
| <i>Epilobium montanum</i> | | | 64-u |
| <i>Ranunculus reptans</i> | 100-3 | | |
| <i>Rhinanthus minor</i> | | | 4-s |
| <i>Rubus idaeus</i> | | 4-s | |
| <i>Rumex acetosa</i> | | | 16-s |
| <i>R. acetosella</i> | | 16-s | 68-1 |
| <i>Subularia aquatica</i> | 12-s | | |
| <i>Trifolium repens</i> | | 64-2 | 8-s |
| <i>Anthoxanthum odoratum</i> | | 16-s | 16-s |
| <i>Carex rostrata</i> | 8-s | | |
| <i>Deschampsia cespitosa</i> | | 44-1 | 20-s |
| <i>Juncus filiformis</i> | 4-s | | |
| <i>Poa pratensis</i> | | 4-s | 12-s |
| <i>Drepanocladus uncinatus</i> | | | 4-s |
| <i>Oncophorus virens</i> | | | 4-s |
| <i>Pogonatum urnigerum</i> | | | 8-s |

Tabell V5. Analyser av vegetasjon i felt DB. (Alle analyser i 1991)

| Rute nr. | 1 | | 2 | | 3 | | 4 | | 5 | | 6 | | 7 | | 8 | |
|-----------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | 0709 | 0820 | 0709 | 0820 | 0709 | 0820 | 0709 | 0820 | 0709 | 0820 | 0709 | 0820 | 0709 | 0820 | 0709 | 0820 |
| Dato analysert | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Feltsjikt dekn. | 5 | 25 | 15 | 30 | 5 | 25 | 10 | 40 | 10 | 30 | 5 | 25 | 5 | 20 | 3 | 15 |
| Bunnsjikt dekn. | 1 | 3 | 1 | 3 | 1 | 5 | 1 | 3 | 3 | 3 | 1 | 3 | 3 | 5 | 1 | 3 |
| <i>Betula pubescens</i> (juv.) | | <1 | <1 | <1 | | | <1 | | <1 | | | | <1 | | | <1 |
| <i>Epilobium</i> sp. | | | | | | | | | | | <1 | | <1 | <1 | | |
| <i>Ranunculus reptans</i> | 5 | 25 | 15 | 25 | 3 | 20 | 10 | 40 | 10 | 30 | 5 | 20 | 5 | 20 | 3 | 15 |
| <i>Rumex acetosella</i> | | | | | | | | | | 1 | | | | <1 | | |
| <i>Sagina procumbens</i> | <1 | <1 | 1 | 3 | <1 | 1 | | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | | |
| <i>Subularia aquatica</i> | <1 | 1 | 1 | 1 | 3 | 1 | 1 | <1 | <1 | 1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 |
| <i>Trifolium repens</i> | | | | | | | | | | <1 | | | | | | |
| <i>Viola palustris</i> | | | | | | | | | | | | | | | <1 | <1 |
| <i>Agrostis capillaris</i> | <1 | <1 | | <1 | <1 | 1 | <1 | 1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | 1 | | |
| <i>Carex</i> cf. <i>canescens</i> | | | | | | | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | | | <1 | <1 |
| <i>C.</i> cf. <i>pallescens</i> | | | <1 | | | | | | | | | | | | | |
| <i>C.</i> cf. <i>tumidicarpa</i> | | <1 | | | | | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | | | <1 | <1 |
| <i>Deschampsia cespitosa</i> | <1 | | | | <1 | | | <1 | | <1 | <1 | <1 | | | | <1 |
| <i>Juncus alpinoarticulatus</i> | <1 | <1 | | | | <1 | <1 | | | | | | | <1 | <1 | <1 |
| <i>J. bufonius</i> | | | | | | | | | <1 | | | | | | | |
| <i>J. bulbosus</i> | | | | | | | | | | | | | | | <1 | <1 |
| <i>Luzula multiflora</i> | <1 | <1 | | | | <1 | <1 | <1 | | | | | | | | |
| <i>Atrichum tenellum</i> | <1 | <1 | | <1 | | 3 | <1 | 1 | | 1 | | <1 | <1 | <1 | | <1 |
| <i>Bryum pallens</i> | <1 | <1 | | | | | | | <1 | | <1 | <1 | <1 | <1 | | <1 |
| <i>B.</i> sp. | 1 | | | | <1 | | <1 | | | | <1 | | <1 | | <1 | |
| <i>Ceratodon purpureus</i> | <1 | | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | 3 | <1 | | | | <1 | | 1 |
| <i>Dicranella palustris</i> | | <1 | | | | <1 | | | | <1 | | | | | <1 | |
| <i>D.</i> cf. <i>schreberana</i> | <1 | 1 | <1 | 1 | <1 | 1 | <1 | 1 | <1 | 1 | 1 | 3 | 3 | 5 | <1 | 3 |
| <i>Dicranum</i> sp. | | | | | | | | | | | <1 | | | | | |
| <i>Pogonatum urnigerum</i> | | <1 | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pohlia bulbifera</i> | | | | <1 | | | | | | | | | | | | |
| <i>P.</i> sp. | | 1 | <1 | 1 | <1 | <1 | <1 | <1 | | | <1 | <1 | <1 | <1 | 1 | 1 |
| <i>Blasia pusilla</i> | | | | | | | | | | <1 | | <1 | | | | |

Tabell V7. Analyser av vegetasjon i plantefelt EA.

| Rute nr. | 1 | | 5 | | 9 | | 13 | | 17 | | 21 | | 25 | | 29 | |
|--------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | 0708 | 0819 | 0708 | 0819 | 0708 | 0819 | 0708 | 0819 | 0708 | 0819 | 0708 | 0819 | 0708 | 0819 | 0708 | 0819 |
| Dato analysert | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Feltsjikt dekn. | 15 | 25 | 25 | 40 | 20 | 40 | 20 | 30 | 10 | 25 | 20 | 40 | 25 | 50 | 30 | 40 |
| Bunnsjikt dekn. | <1 | 5 | <1 | 15 | <1 | 5 | 1 | 15 | <1 | 3 | <1 | 5 | <1 | 10 | <1 | 15 |
| <i>Betula pubescens</i> (juv.) | | | | | | | <1 | <1 | | | | <1 | | | | |
| <i>Alchemilla</i> sp. | | | | | | | | | | | | | <1 | <1 | | |
| <i>Chenopodium album</i> | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 |
| <i>Epilobium</i> sp. | | <1 | | <1 | <1 | <1 | | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 |
| <i>Gnaphalium uliginosum</i> | | <1 | | <1 | | <1 | | <1 | | <1 | | <1 | | <1 | | <1 |
| <i>Leucanthemum vulgare</i> | | | | | | | | | | | | | | | | <1 |
| <i>Montia fontana</i> | <1 | <1 | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Polygonum lapathifolium</i> | <1 | <1 | <1 | <1 | | | <1 | <1 | | <1 | | | | | | <1 |
| <i>Prunella vulgaris</i> | | <1 | | | | <1 | | | | <1 | | <1 | | <1 | | <1 |
| <i>Ranunculus repens</i> | | | | <1 | | | | | | | | | | | | |
| <i>R. reptans</i> | 15 | 20 | 25 | 30 | 20 | 30 | 20 | 30 | 10 | 20 | 20 | 30 | 25 | 50 | 30 | 40 |
| <i>Rumex acetosa</i> | | | | | | | | | | | | | | <1 | | |
| <i>R. acetosella</i> | 1 | 3 | <1 | 3 | <1 | 3 | <1 | 1 | <1 | 1 | <1 | 1 | | <1 | <1 | <1 |
| <i>R. longifolius</i> | | | | | | | | | <1 | <1 | <1 | | <1 | | <1 | <1 |
| <i>Sagina procumbens</i> | | <1 | | <1 | | <1 | | <1 | | <1 | | | <1 | <1 | | <1 |
| <i>Solidago virgaurea</i> | | | | | | | | | | | | | | | | <1 |
| <i>Spergula arvensis</i> | | | | | | | | | | | <1 | <1 | | | | |
| <i>Stellaria alsine</i> | | | | | | | | | | | | | | <1 | | |
| <i>Subularia aquatica</i> | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 |
| <i>Trifolium repens</i> | | | <1 | <1 | <1 | 3 | | <1 | <1 | 3 | <1 | 5 | <1 | 1 | <1 | <1 |
| <i>Vicia cracca</i> | | | | | | | | | <1 | <1 | | | | | | |
| <i>Agrostis capillaris</i> | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | 1 | <1 | 1 | <1 | <1 | <1 | 1 | <1 | 1 |
| <i>Alopecurus pratensis</i> | | | | | | | | | | | <1 | | <1 | | | |

(tabell V7 forts.)

| | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| Deschampsia cespitosa | <1 | | | <1 | <1 | | | <1 | <1 | | | | | | |
| Glyceria fluitans | | | | | <1 | | | <1 | <1 | | | | | | |
| Juncus alpinoarticulatus | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | | <1 | <1 | <1 | | |
| J. articulatus | | | | <1 | | | | | | | | | | | |
| J. bufonius | | | | | | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | | |
| Luzula multiflora | | <1 | <1 | <1 | | | | | | | | | | | |
| Poa annua | <1 | | | | | | | | | | | | <1 | | |
| Atrichum tenellum | <1 | | | | | | | | | | | | | | |
| Bryum pallens | <1 | | <1 | <1 | <1 | | | | | | <1 | | <1 | | |
| Bryum sp. | <1 | | <1 | <1 | <1 | 1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | 1 | <1 | 3 | |
| Calliergon stramineum | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | |
| Campylium polygamum | | <1 | | | | | | | | | | | | | |
| Dicranella cf. schreberena | <1 | | <1 | | | | | <1 | | | | | | | |
| Drepanocladus cf. aduncus | <1 | | | | | | | | | | | | | | |
| D. uncinatus | <1 | <1 | | | | <1 | | <1 | <1 | <1 | | <1 | | | |
| Hypnum lindbergii | | | <1 | <1 | <1 | | | | | | | | | <1 | |
| Philonotis font./toment. | <1 | 5 | <1 | 15 | <1 | 5 | 1 | 15 | 3 | <1 | | <1 | 10 | <1 | 10 |
| Pogonatum urnigerum | <1 | | <1 | | | | | <1 | | | | | <1 | | |
| Preissia quadrata | | | | | | | | | | | | <1 | | | |

Tabell V8. Analyser av vegetasjon i plantefelt EB.

| Rute nr. | 1 | | 5 | | 9 | | 13 | | 17 | | 21 | | 25 | | 29 | |
|--------------------------------|-----|------|-----|------|-----|------|-----|------|-----|------|-----|------|-----|------|-----|------|
| År/ | 91 | 91 | 91 | 91 | 91 | 91 | 91 | 91 | 91 | 91 | 91 | 91 | 91 | 91 | 91 | 91 |
| dato analysert | 8/7 | 21/8 | 8/7 | 21/8 | 8/7 | 21/8 | 8/7 | 21/8 | 8/7 | 21/8 | 8/7 | 21/8 | 8/7 | 21/8 | 8/7 | 21/8 |
| Feltsjikt dekn. | 20 | 40 | 20 | 50 | 25 | 50 | 20 | 50 | 20 | 50 | 15 | 40 | 20 | 40 | 30 | 50 |
| Bunnsjikt dekn. | <1 | 10 | <1 | 20 | <1 | 15 | <1 | 25 | 3 | 30 | <1 | 20 | 3 | 40 | 3 | 40 |
| <i>Chenopodium album</i> | <1 | 5 | <1 | <1 | 1 | 3 | <1 | <1 | <1 | 1 | | | <1 | 1 | | |
| <i>Epilobium</i> sp. | <1 | <1 | | <1 | <1 | <1 | | <1 | | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 |
| <i>Euphrasia</i> sp. | | | | | | | | | | | | | | <1 | | |
| <i>Gnaphalium uliginosum</i> | | | | <1 | | <1 | | <1 | | | | <1 | <1 | <1 | | <1 |
| <i>Leucanthemum vulgare</i> | | | | <1 | | | | | | | | | | <1 | | |
| <i>Polygonum lapathifolium</i> | | | | | | | | | | | | | <1 | | | |
| <i>Prunella vulgaris</i> | | | | <1 | | <1 | | <1 | | <1 | | <1 | <1 | | | <1 |
| <i>Ranunculus repens</i> | | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 |
| <i>Ranunculus reptans</i> | 15 | 30 | 15 | 10 | 15 | 20 | 10 | 20 | 10 | 15 | 5 | 10 | 10 | 10 | 15 | 10 |
| <i>Rumex acetosella</i> | 3 | 25 | 1 | 3 | 3 | 5 | 10 | 10 | 10 | 25 | 1 | 5 | 3 | 10 | 10 | 30 |
| <i>R. longifolius</i> | <1 | | | | <1 | 1 | | | | <1 | | <1 | | 1 | | <1 |
| <i>Sagina procumbens</i> | 1 | 3 | 3 | 10 | 3 | 15 | 1 | 15 | <1 | 5 | 5 | 20 | 3 | 15 | 3 | 5 |
| <i>Spergula arvensis</i> | | | <1 | 25 | | 5 | | | | | | | | | | |
| <i>Stellaria alsine</i> | | | | <1 | <1 | | | | | | | | | | | |
| <i>Subularia aquatica</i> | <1 | <1 | | | <1 | <1 | <1 | <1 | | <1 | . | | | | <1 | <1 |
| <i>Trifolium repens</i> | <1 | <1 | <1 | 3 | <1 | 1 | <1 | 1 | <1 | 1 | <1 | 3 | <1 | <1 | <1 | 1 |
| <i>Agrostis capillaris</i> | <1 | 1 | <1 | 1 | <1 | 5 | <1 | 1 | <1 | 1 | 1 | 3 | 1 | 5 | 3 | 5 |
| <i>Deschampsia cespitosa</i> | | | | | | | | | | <1 | | | | | | <1 |
| <i>Juncus bufonius</i> | | | | | | | | | <1 | <1 | | <1 | <1 | <1 | | <1 |
| <i>Luzula multiflora</i> | | | | | | | | <1 | | | | | | <1 | | |
| <i>Atrichum tenellum</i> | | <1 | | | <1 | | <1 | | | 1 | <1 | <1 | <1 | 3 | | 3 |
| <i>Bryum pallens</i> | | | | | <1 | <1 | <1 | <1 | | <1 | <1 | <1 | | <1 | | <1 |
| sp. | <1 | | <1 | | <1 | | <1 | | 1 | | <1 | | 3 | | 3 | |



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

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

ISBN 82-577-2497-1