

RAPPORT LNR 4013-99

**Vegetasjonsetablering i
Meltingen, en regulert
innsjø i Nord-Trøndelag**

Erfaringer fra langtidsforsøk
1989 - 98

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Vegetasjonsetablering i Meltingen, en regulert innsjø i Nord-Trøndelag. Erfaringer fra langtidsforsøk 1989-98	Løpenr. (for bestilling) 4013-99	Dato 1. februar 1999
	Prosjektnr. Undernr. O-98129	Sider Pris 38
Forfatter(e) Bjørn Rørslett Stein W. Johansen	Fagområde vassdragsreguleringer	Distribusjon
	Geografisk område Nord-Trøndelag	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) NVE Vassdragsmiljøprogrammet	Oppdragsreferanse Gry Berg
--	-------------------------------

Sammendrag

I årene 1989-92 ble det utført forsøk med vegetasjonsetablering i Meltingen, et nord-trøndersk magasin med nominelt 21 m reguleringshøyde. 5 arter ble forsøkt utplantet med behandlinger som gjødsling, torvtilsetning, erosjonsmatter samt kombinasjoner av disse. Det ble også gjort forsøk med gjødsling av stedegen vegetasjon. Resultatene viste at dødeligheten varierte sterkt mellom forsøksartene og en eksponeringsgradient. I 1998 var det 50% igjen av de opprinnelig utplantede individene av sølvbunke på to felter. 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 amfibisk vegetasjon den første vekstsesongen. Gjødsling av naturlig vegetasjon ga påvisbare effekter flere år etter tiltaket. Utslagene var betinget av om vekstsesongen var god eller dårlig for denne vegetasjonen. Dette viser at gjødsling kan realisere det vekstpotensial som ellers hemmes av ugunstige vekstforhold og langvarig oversvømmelse av stredene. Data indikerer også at fjerning av stedegen vegetasjon fører til utvasking av finmateriale og at det kan ta flere år før reetablert plantedekke kan dempe erodering av de berørte områdene.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Vassdragsregulering	1. Regulated lakes
2. Revegetering	2. Revegetation
3. Makrovegetasjon	3. Aquatic macrophytes
4. Biotopjustering	4. Ecological management

Stein W. Johansen
Stein W. Johansen
Prosjektleder

Dag Bryn
Forskningsleder

Nils Roar Sæthun
Nils Roar Sæthun
Forskningssjef

O-98129

**VEGETASJONSETABLERING I MELTINGEN, EN
REGULERT INNSJØ I NORD-TRØNDELAG:
ERFARINGER FRA LANGTIDSFORSØK 1989-98**

Forord

NIVA-prosjektet "Revegetering i regulerte magasin" inngikk i Biotopjusteringsprogrammet som ble ledet av NVE og ble utført i samarbeid mellom NIVA og Universitetet i Trondheim, botanisk avdeling. Innsjøen Meltingen i Nord-Trøndelag ble valgt til forsøkslokalitet.

Den opprinnelige prosjektperioden omfattet årene 1989-91 og resultatene ble sammenfattet i to rapporter (Rørslett et al. 1993, 1994). Etter sluttrapportering av prosjektet har NIVA for egne midler utført feltregistreringer i Meltingenmagasinet i perioden 1992-1998. Da FoU-programmet Vassdragsmiljø 1997-2000 ble etablert i NVE i 1997, ble det søkt om støtte til en bearbeiding og rapportering av resultatene fra denne oppfølgingen som skulle kunne dokumentere "langtidsvirkninger" av de utprøvde biotopjusteringstiltak i Meltingenmagasinet.

I 1998 ble det bevilget en avkortet sum til prosjektet slik at en del av materialet kunne bearbeides og rapporteres. Vassdragsmiljøprogrammet v/ Gry Berg takkes for interessen for prosjektet.

Den foreliggende rapporten legger vekt på å belyse langtidsutviklingen i forsøksfeltene i Meltingen. Dette er gjort ved å flette inn de nye data i en omarbeidet utgave av NIVAs tidligere rapport fra 1994. Hensikten er at samspillet mellom regulering og vegetasjonsrespons skal fremstå klartest mulig.

På NIVA har Stein W. Johansen vært ansvarlig for planlegging og praktisk gjennomføring av feltregistreringene i Meltingenmagasinet i perioden frem til og med 1998. Bjørn Rørslett har bearbeidet det meste av materialet og skrevet rapporten.

Oslo 1.februar 1999

Bjørn Rørslett

Stein W. Johansen

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	7
2. Materiale og metoder	8
2.1 Lokaliteten	8
2.1.1 Områdebeskrivelse	10
2.1.2 Tidligere undersøkelser - sammenligningsgrunnlag	10
2.2 Hydrologiske forhold i Meltingen	10
2.3 Eksperimentelle opplegg med vegetasjonsetablering	11
2.3.1 Forsøksarter	11
2.3.2 Utplantingsfeltene: Forsøksopplegg	11
2.3.3 Felt med naturlig vegetasjon	13
2.3.4 Registrering av planteforekomst og livstilstand	13
3. Resultater	14
3.1 Vannstandsforhold 1984-98	14
3.2 Feltobservasjoner av vegetasjon 1989-98	15
3.2.1 Generelle trekk i vegetasjonsutviklingen	15
3.2.2 Floristiske endringer som følge av reguleringer	16
3.3 Kort om utvalgte arter i reguleringssonen i Meltingen	17
3.4 Forekomster av stedegen, selvetablert sølvbunke	20
3.5 Eksperimenter med vegetasjonsetablering	21
3.6 Langtidsutvikling av sølvbunke-rasene	26
3.7 Gjødsling av naturlig vegetasjon	27
4. Diskusjon	35
5. Litteratur	37

Sammendrag

I årene 1989-92 ble det utført forsøk med vegetasjonsetablering i Meltingen, et nord-trøndersk magasin med nominelt 21 m reguleringshøyde. Forsøkene omfatter 17 prøvefelt med tilsammen 520 småruter på 0.25 m². Behandlingene var gjødsling, torvtilsetning, erosjonsmatter samt kombinasjoner av disse. Den stedegne 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. Deretter ble endel av feltene fulgt med årlige fotografiske observasjoner frem til og med 1998.

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 elvebunke (*D. cespitosa* var. *glauca*) hadde den laveste dødeligheten av alle grasslagene. 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 elvebunke ga tilsvarende resultater, men utmerket seg ved å ha betydelig lavere dødelighet enn hovedtypen av sølvbunke. Elvebunke på beskyttet strand hadde svært stor grad av overlevelse, rundt 97% etter én vekstsesong. I 1998 var det 50% igjen av de opprinnelig utplantede individene av begge sølvbunkeartene på to felter. Høsting av forsøksplanter i 1991-sesongen viste at totalbiomassen ble signifikant forøket ved gjødsling. Siden rot- og skuddbiomasse øker i takt, betyr dette at gjødslede felter får mer plantedekke 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.

Korttidsforsøk 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. Utslagene var betinget av om vekstsesongen var god eller dårlig for denne vegetasjonen. Dette viser at gjødsling kan realisere det vekstpotensial som ellers hemmes av ugunstige vekstforhold og langvarig oversvømmelse av strendene. Data indikerer også at fjerning av stedegen vegetasjon fører til utvasking av finmateriale og at det kan ta flere år før reetablert plantedekke kan dempe erodering av de berørte områdene.

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 endel 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 dybdegrens ved 2.5-3 meter 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

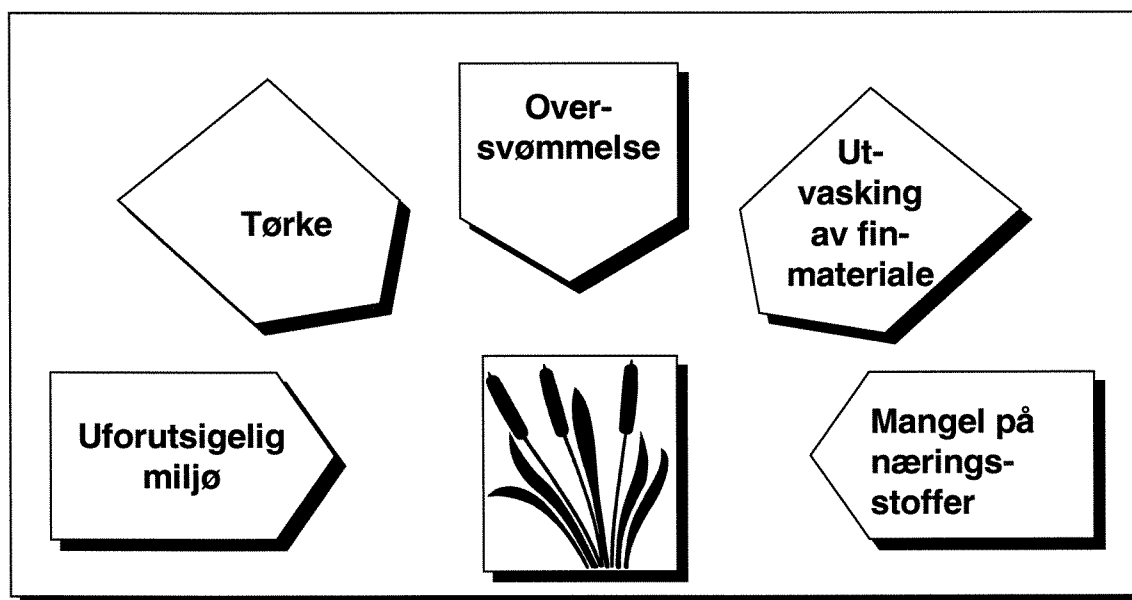
et regulert magasin skal kunne koloniseres med ny vegetasjon etter regulering. Like viktig er det at finpartikulært substrat forblir i reguleringssonen, slik at ny vegetasjon får anledning til å rotfeste seg. Finmaterialet gir også rom for en frøbank som hurtig kan spire og bidra til re-etablering av vegetasjon på strandflatene.

Uansett hvilke 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. 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 stedege vegetasjon studert for å kaste lys over eventuelt naturlig re-etablering i strandsonen. Meltingen i Nord-Trøndelag, regulert fra 1984 av med største reguleringshøyde 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.



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

2. Materiale og metoder

2.1 Lokalteten

Meltingen ligger i Leksvik og Mosvik kommuner i Nord-Trøndelag (fig.3). 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 (Rørslett et al., 1994). Etter reguleringen har det forekommet episoder med endel 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.

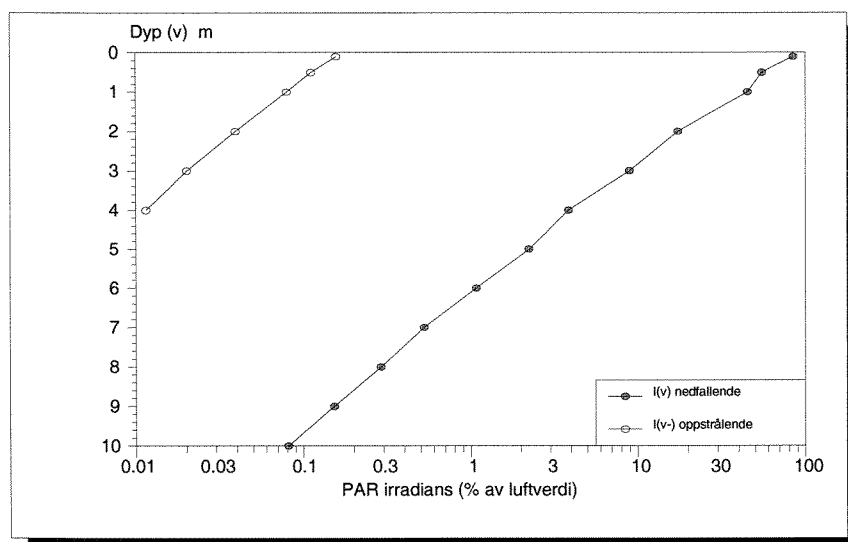
Representative data for vannkjemi er oppført i tab 1. Meltingen har således relativt god vannkvalitet vel egnet for vekst av langskuddsarter (tusenblad, tjønnaks mv). En floristisk registrering utført før reguleringen påviste forekomst av disse artene, sammen med flytebladsarter (Baadsvik 1980).

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

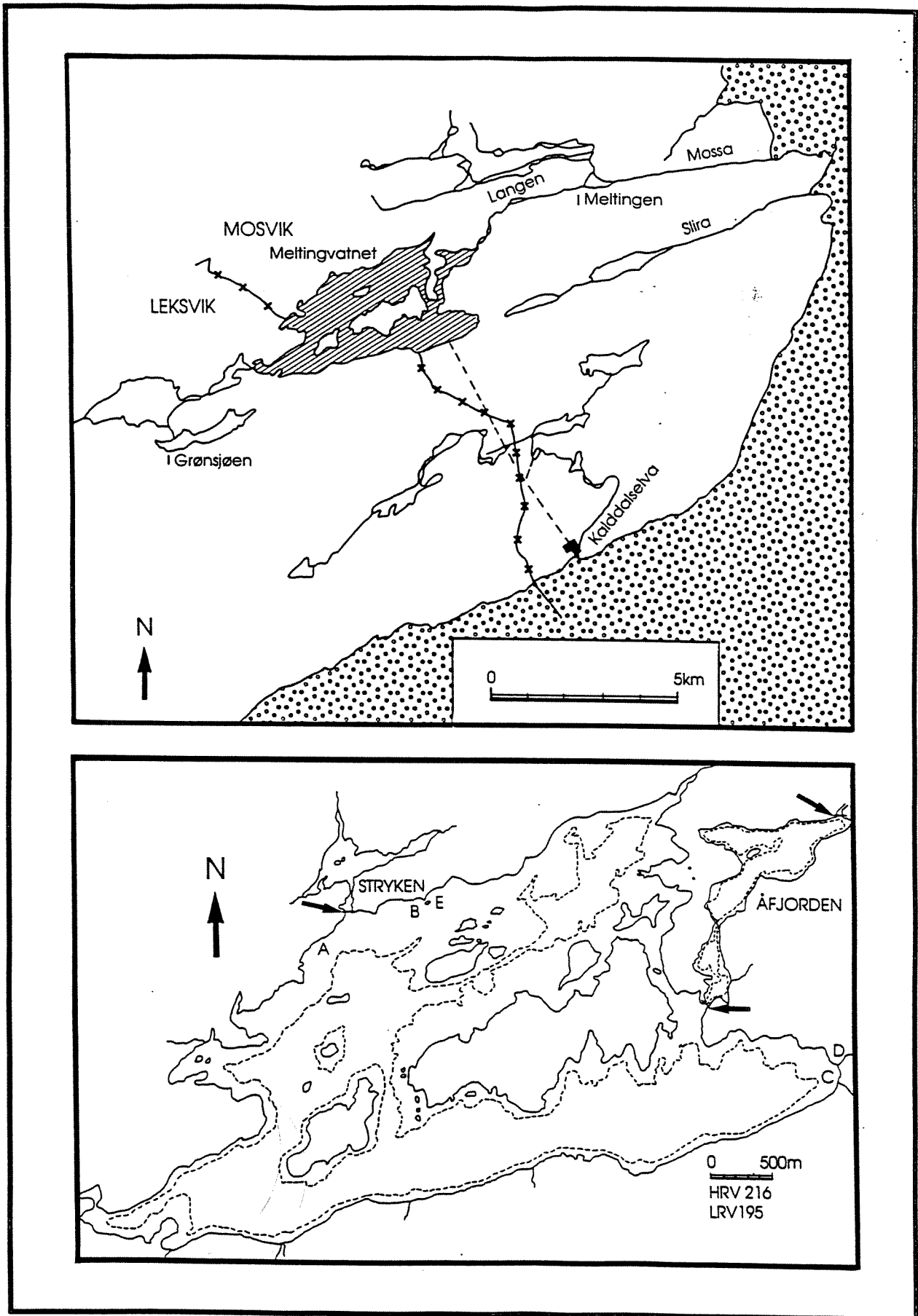
Dato 1989	pH	Kond. mS/m	Alk. mmol/L	Farge mg Pt/L	Turbi ditet FTU	Ca mg/L	Mg mg/L	Na mg/L	K mg/L	SO ₄ mg/L	Cl mg/L	Tot- N µg/L	Tot-P µg/L
0613	7.38	5.29	0.127	26.0	1.7	2.80	0.79	4.44	0.44	3.4	8.6	189	1
0922	6.73	4.94	0.135	25.5	0.8	2.79	0.82	4.66	0.45	3.3	8.0	201	3

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.

Målinger av undervannslys i Meltingen indikerer at innsjøen har humuspåvirkede vannmasser (Rørslett et al., 1994). Dette gir "mørkt" vann fordi mye av lysstrømmen i vannmassene absorberes og lite reflekteres tilbake, jfr. fig. 2. Undervannsplantene har derfor vanskelige vekstvilkår allerede ved 1-2 m vanddybde (fig. 2). For flere detaljer om de optiske forholdene i Meltingen vises til Rørslett et al. (1994).



Figur 2. Vertikalprofil av kvante (PAR) irradians i Meltingen. Målinger kl. 1135-1155 (normaltid 13. juni 1989). Se Rørslett et al. (1994) for flere optiske detaljer.



Figur 3. Meltingen. Beliggenhet og plassering av prøvefeltene (se tekst for detaljer).

2.1.1 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.

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.

2.1.2 Tidligere undersøkelser - sammenligningsgrunnlag

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 utplanting av evjesoleie (*Ranunculus reptans*) (J.A. Eie pers. medd.). Det ble både brukt stedeagne 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 kap.3.7).

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 be-

gynnelsen 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.5). 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.

En 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.3).

2.3 Eksperimentelle opplegg med vegetasjonsetablering

2.3.1 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 Glåma-vassdraget. Denne formen omtales som elvebunke 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 rase (elvebunke)	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)

2.3.2 Utplantingsfeltene: Forsøksopplegg

Det ble anlagt totalt 8 forsøksfeltfelter for utplanting. Alle feltene hadde lik utforming som vist i fig.4, 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/rotplugg. Etter utplanting ble hver smårute nivellert og deres kotenivå beregnet ved hjelp av vannstandsdata fra Mosvik kraftverk (tab. 3). Nivel- leringene 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 kombinasjoner. 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.

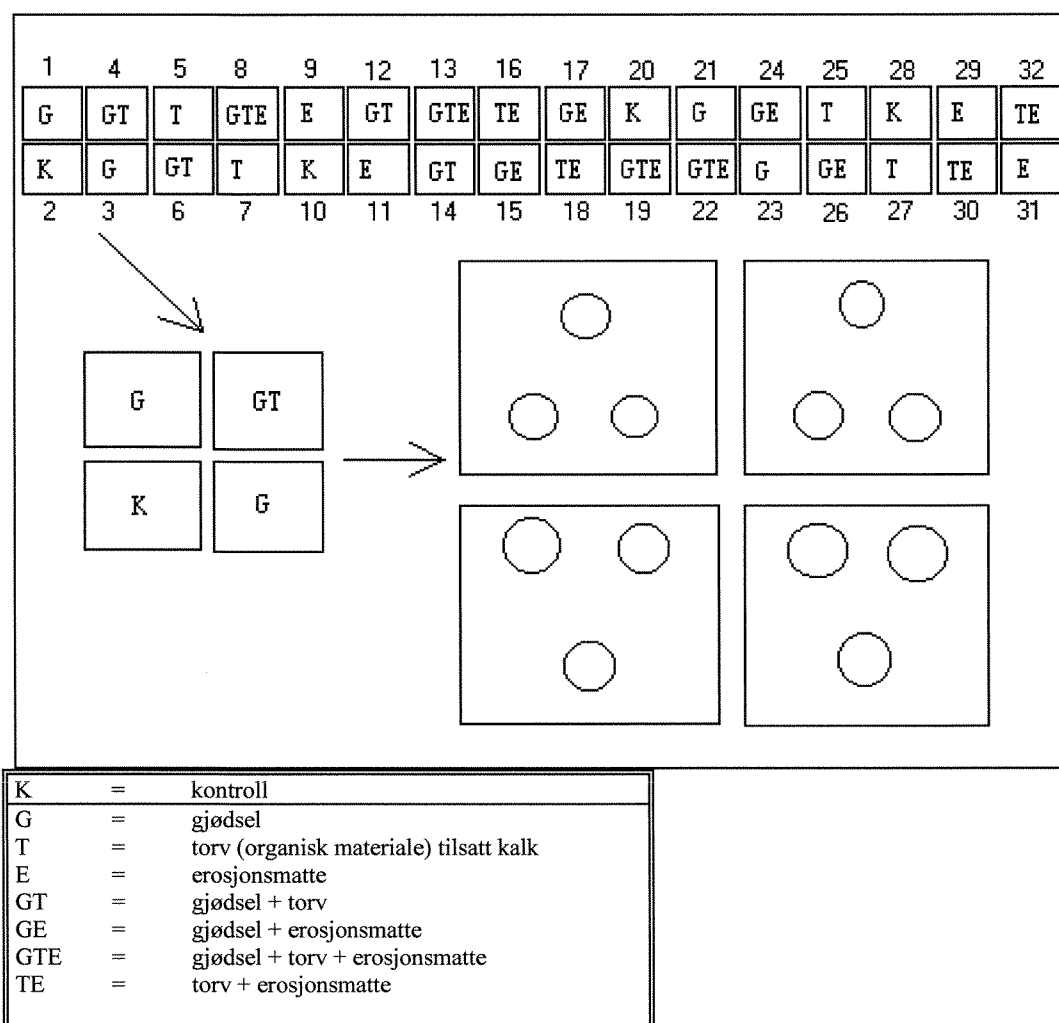
Som gjødsel ble brukt fullgjødsel Norsk Hydro "A" nr. 14616 (14% N, 6% P og 16% K på vektbasis). Det ble brukt to ulike tilsetningsmengder, hhv. 4 og 8 g gjødsel pr. plantehull som tilsvarer

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.



Figur 4. Skisse av forsøksopplegg med angitt behandling. Feltene er orientert parallelt med strandlinjen og omfatter et område på ca 10m x 1.5m.

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

2.3.3 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. Gjødsla ble tilsatt som pellets, tilsvarende 225 g/m² til hver smårute. Erosjonsmattene ble festet til underlaget med plastpluggen 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 4. 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 ruteanalyse av stedegen naturlig vegetasjon og besto av bare 8 småruter på 0.25 m², uten noen behandling. Foreløpige resultater er publisert i Rørslett et al. (1993, 1994).

2.3.4 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.

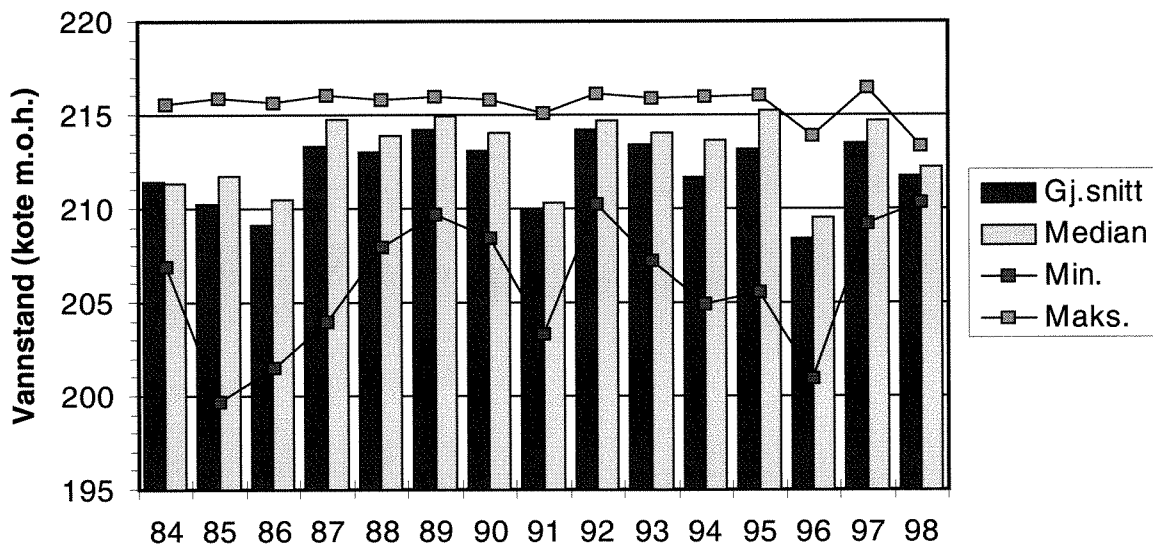
Bestemmelse av biomasse ble gjort på utsortert materiale som ble tørket til konstant vekt ved 105° C. Rotandelen er bestemt ved å ta ut delprøver.

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.

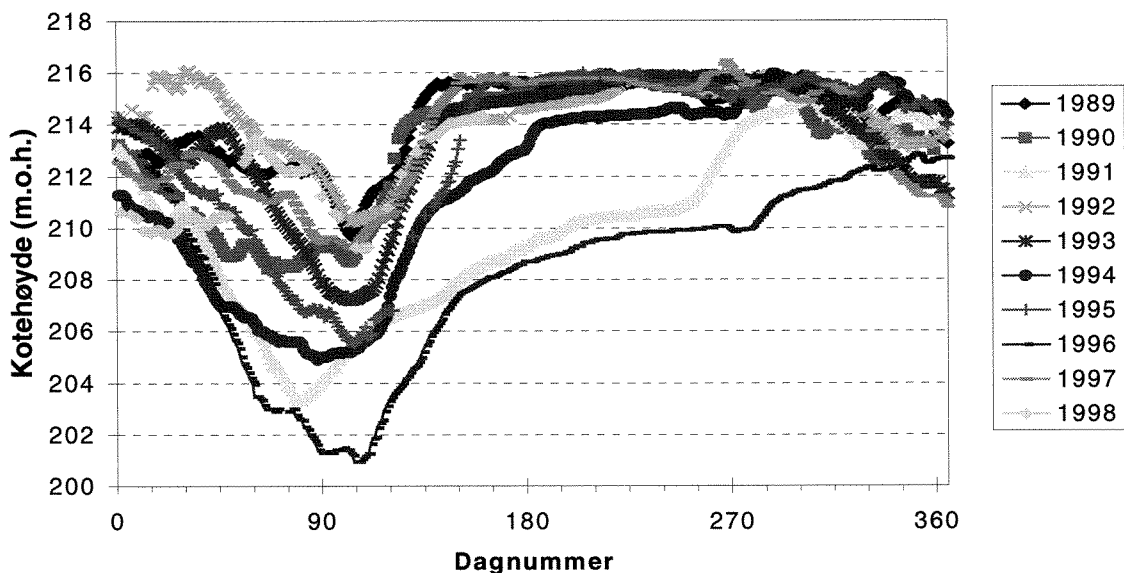
3. Resultater

3.1 Vannstandsforhold 1984-98

Etter fyllingen i 1984 har vannstandsforholdene i Meltingen-magasinet variert betydelig år om annet (fig. 5-6 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.



Figur 5. Vannstandsforhold i Meltingen 1984-98. Data fra Nord-Trøndelag energiverk. Dataserien for 1998 er ufullstendig.



Figur 6. Vannstandskurver for Meltingen 1989-98.

Tabell 4. Vannstandstatistikk for Meltingen 1984-98. Basert på data fra Nord-Trøndelag energiverk (NTE). Manglende data er interpolert hvis mulig. Statistiske mål er beregnet på de justerte dataseriene.

År	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*	212.02	212.05	206.94	215.54	2.06	0.12
1985	208.51	208.95	199.70	215.89	4.51	0.24
1986	210.34	211.28	201.49	215.64	4.11	0.22
1987	213.21	214.80	203.95	216.04	3.17	0.17
1988	213.15	214.05	207.95	215.80	2.23	0.12
1989	214.22	214.90	209.70	215.95	1.60	0.08
1990	213.18	214.05	208.45	215.80	2.47	0.13
1991	210.08	210.40	203.30	215.05	3.31	0.17
1992	214.23	214.70	210.25	216.10	1.51	0.08
1993	213.41	214.05	207.20	215.90	2.48	0.13
1994	211.70	213.65	204.90	215.95	3.65	0.19
1995	213.15	215.25	205.55	216.00	3.35	0.18
1996	208.38	209.55	200.95	213.85	3.51	0.19
1997	213.52	214.65	209.20	216.45	2.22	0.12
1998	211.76	212.20	210.3	213.35	1.67	0.16

*1984-serien begynner først i mars.

De "tørre" årene omfatter tidsrommet 1984-86, 1991 og 1996. Magasinet ble da fylt først sent på året, og stredene lå tørrlagt gjennom det meste eller hele sommeren. De øvrige årene 1987-97 var utpreget "våte", hvor Meltingen sto fylt nær HRV det meste av sommeren. Dermed fikk man en sterk kontrast i miljøforhold hva vegetasjonen angår (fig. 6).

3.2 Feltobservasjoner av vegetasjon 1989-98

3.2.1 Generelle trekk i vegetasjonsutviklingen

Sommeren 1989 fantes det fortsatt noe innslag av landpreget vegetasjon på strandflatene i Meltingen. Gras-slagene sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*) og skogrørkvein (*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 brasmegrass (*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 bunnlagene 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 strendene.

I den tørre sesongen 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 flerårige 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.

Detaljobservasjoner for det generelle vegetasjonsbildet mangler for de påfølgende årene 1993-98 idet alt feltarbeid ble konsentrert til fotoregistreringer i forsøksfeltene AA, C, D og E-feltet. I denne rapporten er langtidsendringer i delfeltene CE, EA og ED dokumentert.

3.2.2 Floristiske endringer som følge av reguleringer

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.

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 bølgeenergi 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 (vekstsesongen 1991). Analyseteknikk 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, brasmegras 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 (*Mysiophyllum 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 stredene 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).

3.3 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 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.

Skogrørkvein (*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.

Elvebunke (*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.

Elvebunken er økologisk skilt ved voksested fra hovedtypene av sølvbunke. Den er bundet til ferskvannsstrender 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; Lid & Lid 1994). Taksonet synes å forekomme sirkumpolart (Hulten & Fries 1986). Omkring sølvbunke er det beskrevet liknende raser knyttet til ferskvannsstrender.

Nålesivaks (*Eleocharis acicularis*):

Forsøksart som ikke tidligere var kjent fra Meltingen. Typisk kortskuddplante (sk. isoetide eller rosett-plante, 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 til dels 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. Rosett-plante. 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. *Isoetes 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. Sumpplante el. flytebladplante, ofte meterlange blader. Generelt oftest i næringsfattig vann.

Linbendel (*Spergula arvensis*):

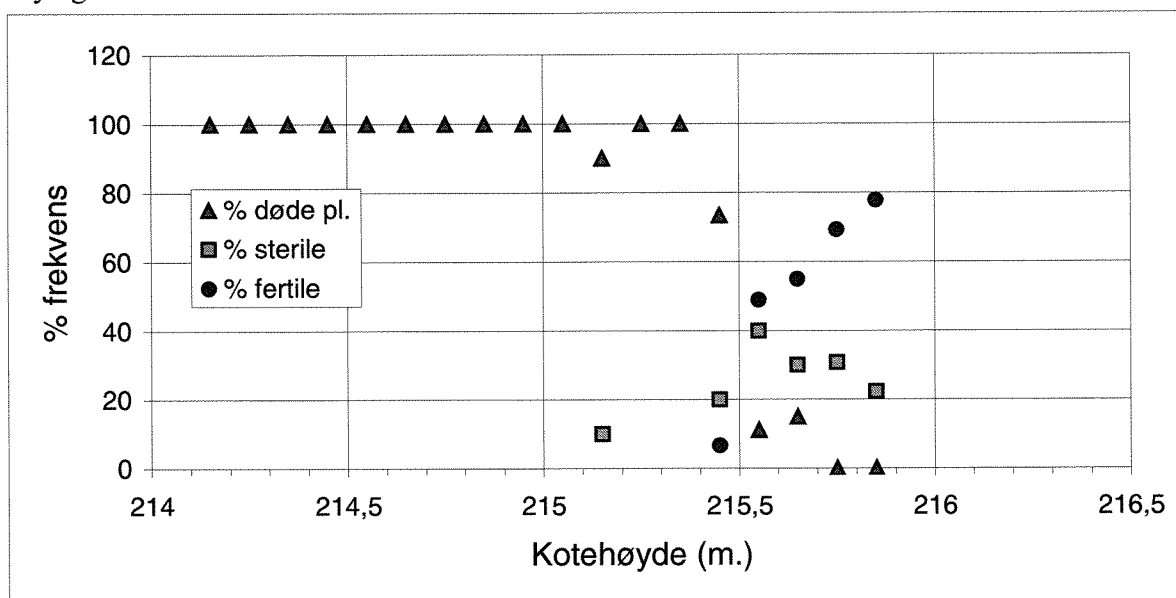
Ved forsøksfelt E. Kulturbetinget ugras. Ettårig. Grime et al. (1989) nevner at frøene spirer om våren. Den har selvpollinering og en stor frøproduksjon som danner frøbank. Videre skriver Grime et al. (op. cit.): --- "occasionally found on sandy silt exposed during summer around margins of reservoirs".

Sylblad (*Subularia aquatica*):

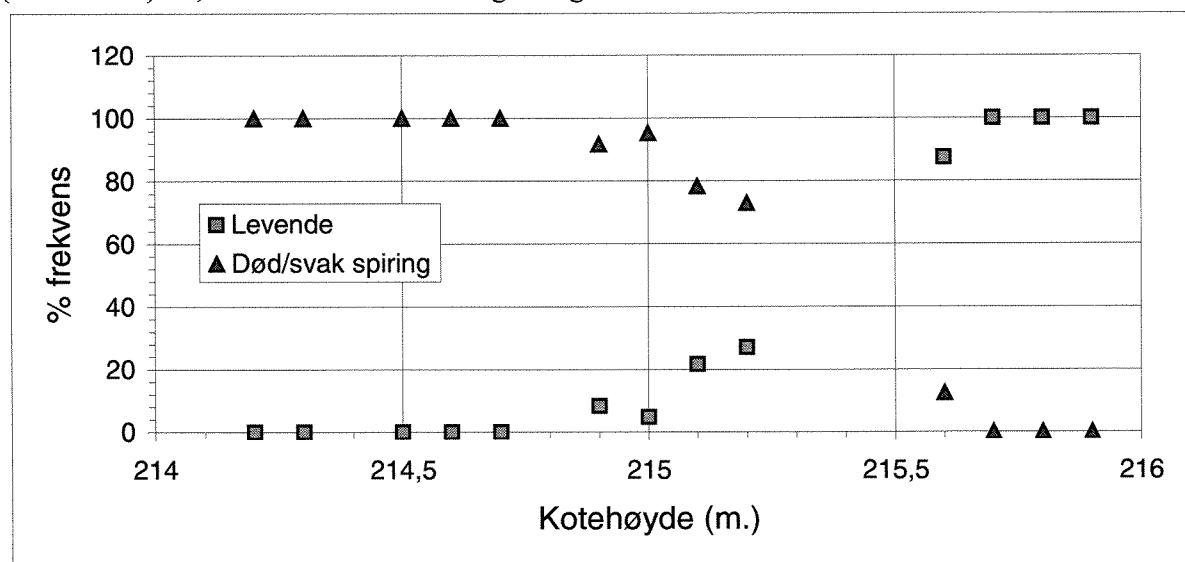
Forholdsvis vanlig på fint substrat sammen med *Ranunculus reptans*. Ettårig rosettplante. Generelt på leirete strender og grunt vann.

3.4 Forekomster av stedege, selvetablert 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. 7-8. 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.8). 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.



Figur 7. Frekvensfordeling av stedege 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 8. Frekvensfordeling av stedege 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.

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 gjenvækst av gras på strandflatene.

3.5 Eksperimenter med vegetasjonetablering

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 strandsone 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 elvebunke (*D. cespitosa* var. *glauca*). Disse to er også forsøkt langs eksponeringsgradienter. Resultatene fra de øvrige forsøksartene er oppført i fig. 12 så langt data er bearbeidet (til og med 1992).

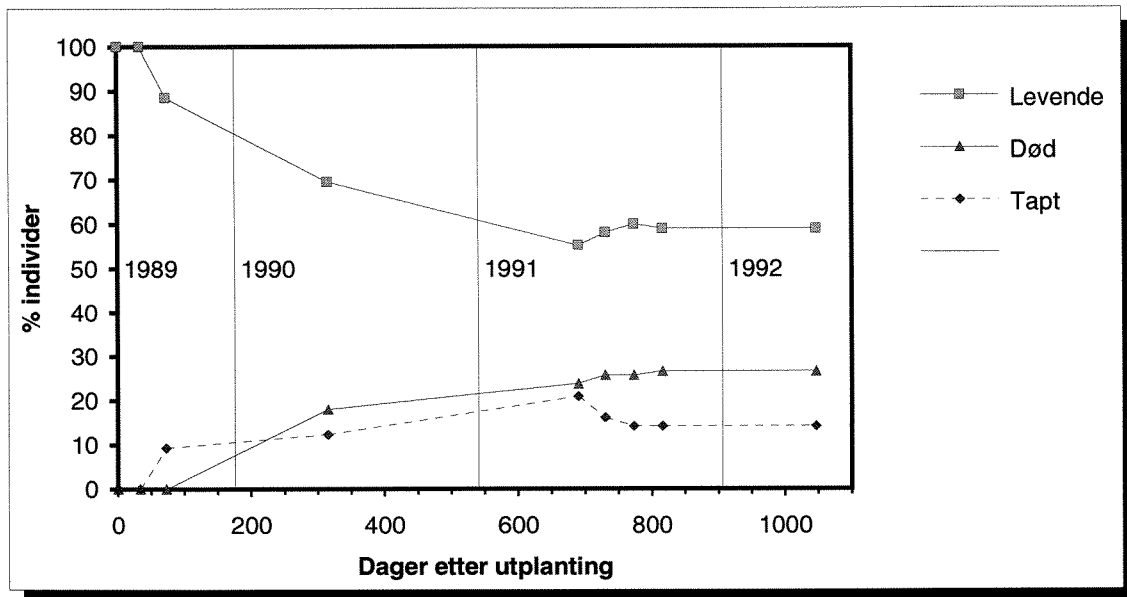
Sølvbunke

Resultatene fra beskyttet og eksponert strand er gitt i hhv. fig. 9 og 10. På begge feltene var det en gradvis uttynning av de opprinnelige plantene. Ved hjelp av bildeanalysen kan vi fordele svinnet 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.

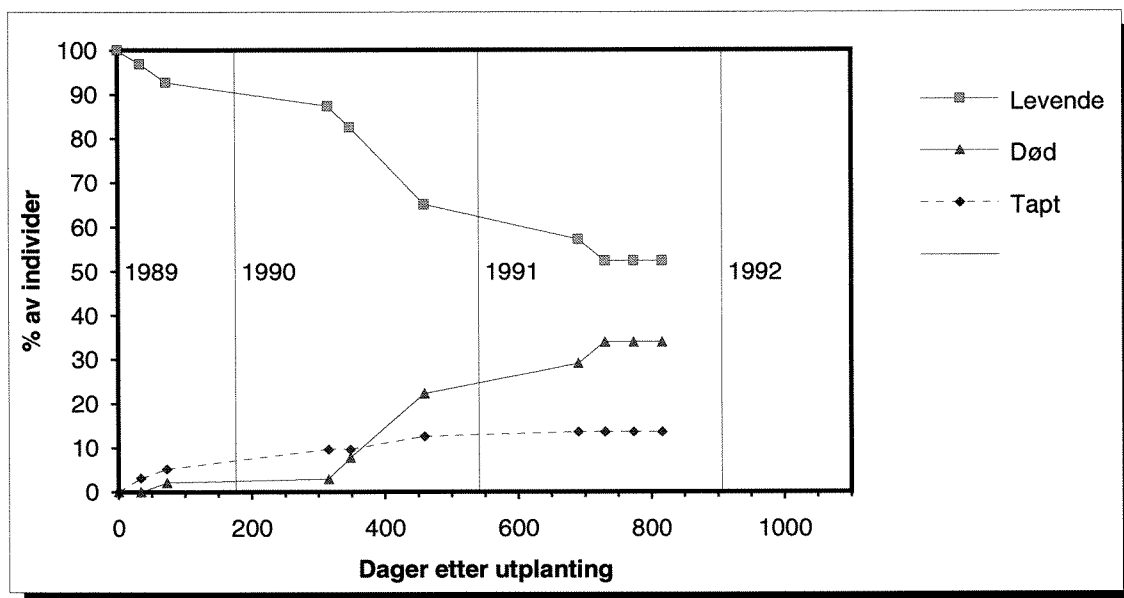
På det beskyttede A-feltet hadde sølvbunke lavere mortalitet enn på eksponert strand (se fig. 9-10), mens tapene som nevnt tidligere var tilnærmet like på begge lokaliteter (se også fig. 12). Imidlertid fikk A-feltet en viss oppveining av de faktiske tapene ved re-etablering av planter sommeren 1991. 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 utplanting.



Figur 9. 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 10. 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.10), 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 kostnads-krevende).

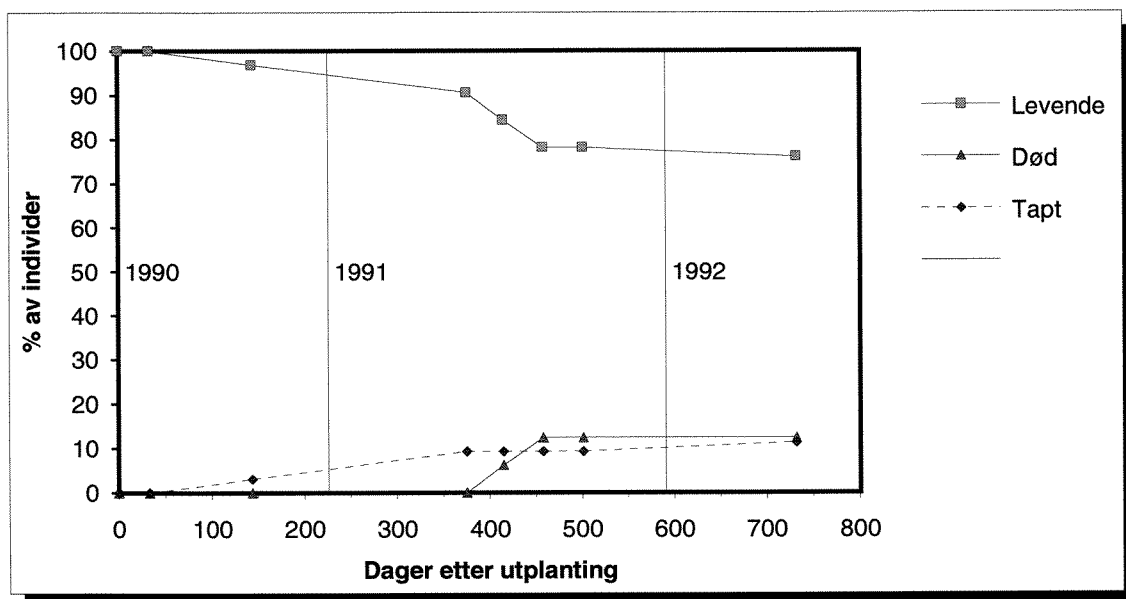
Feltobservasjoner våren 1993 på område A bekreftet at de overlevende sølvbunke-plantene trivdes utmerket. Vi så klare tegn til at tuene ekspanderte og at det grodde opp nye planter, antakelig gjennom frøspredning. Nedvandring på stranda forekom også.

Utplanting av elvebunke

Resultatene fra felt CE vil bli presentert her (fig. 11). Dette feltet er en eksponert lokalitet, omtrent sammenliknbar med B-feltet for hovedformen av sølvbunke. Det andre feltet med utplanting av elvebunke (CB) ble brukt til høstingsformål, se s.24.

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 *elvebunke* betydelig mindre dødelighet og samlet svinn enn tilfelle var for noen av sølvbunke-feltene. Disse resultatene bekrefter at *elvebunke* er en særskilt økotype av sølvbunke, langt bedre tilpasset liv på strandbredder enn tilfellet er for hovedarten.

Elvebunke 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 elvebunke bør bli gjenstand for undersøkelser med hensyn på rasens morfologi og systematiske stilling. Mulighetene for å dyrke typen i masseproduksjon må klarlegges dersom elvebunke skal brukes i større utplantingsprosjekter.



Figur 11. Resultat av utplanting av elvebunke (*Deschampsia cespitosa* var. *glauca*) på felt CE.

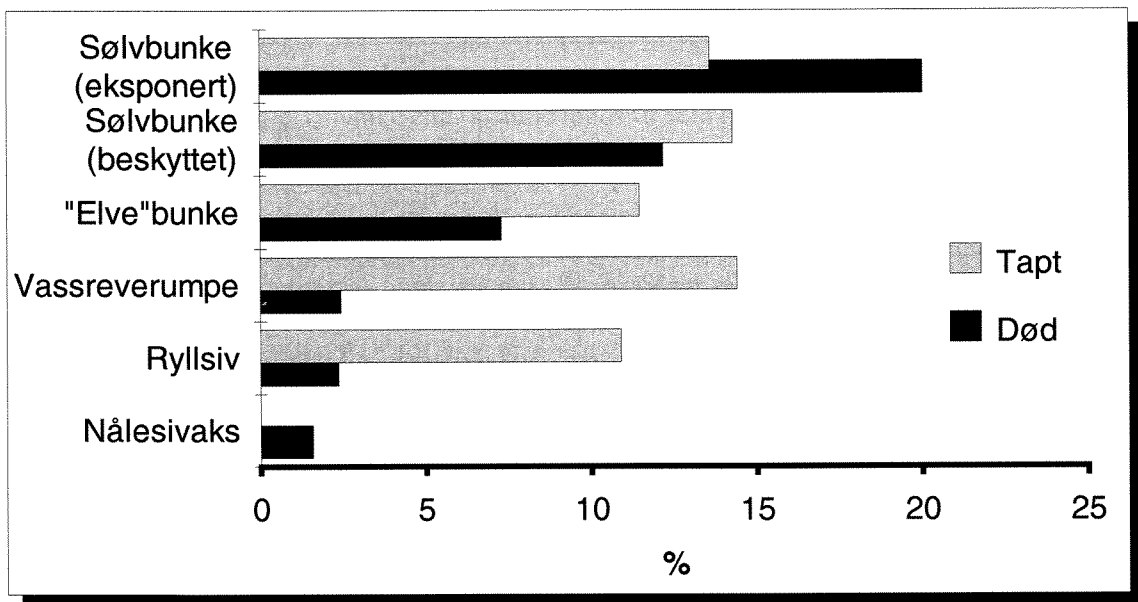
Høsting av utplantet elvebunke

I felt CB ble det utplantet elvebunke 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 elvebunke 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 elvebunke 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 positivt 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 12. Samlet svinn gjennom forsøksperioden for de utplantede artene i Meltingen 1989-91. 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.12.

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.

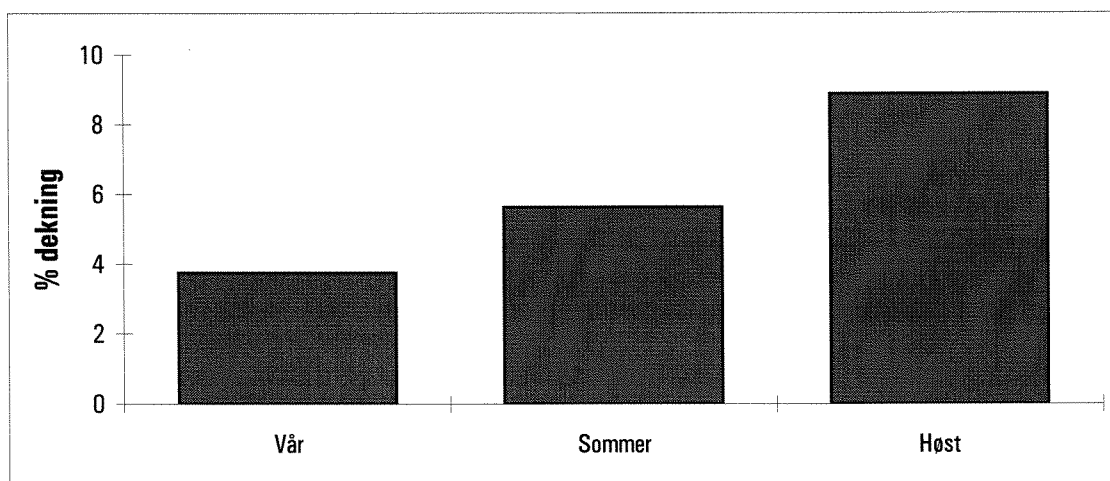
Overlevelsesgraden for nålesivaks var meget høy, 100% igjennom hele 1991 og 97% til og med 1992. Nålesivaks kan ha greidd seg så godt fordi mye av det originale substratet var på plass og dermed reduseres tapene. Likevel viste arten klart signifikante utslag på de ulike behandlingsregimene i Meltingen. 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 utplantning på reguleringsstrender, gitt at finmateriale forekommer.

Naturlig vegetasjon uten tiltak

Feltene CD og DB tjener som kontroll på tidsendringer i naturlig, stedege vegetasjon. Prøveflatene i felt DB preges av evjesoleie med éndel tilfeldige oppslag av terrestrisk vegetasjon (se grunnlagstabeller gitt i Rørslett et al., 1994).

Fotografisk analyse av rutene i DB er satt opp i fig.13. 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 (*Ranunculus reptans*), og dermed gir et særdeles "magert" visuelt preg på de ofte gråfargede strandflatene.



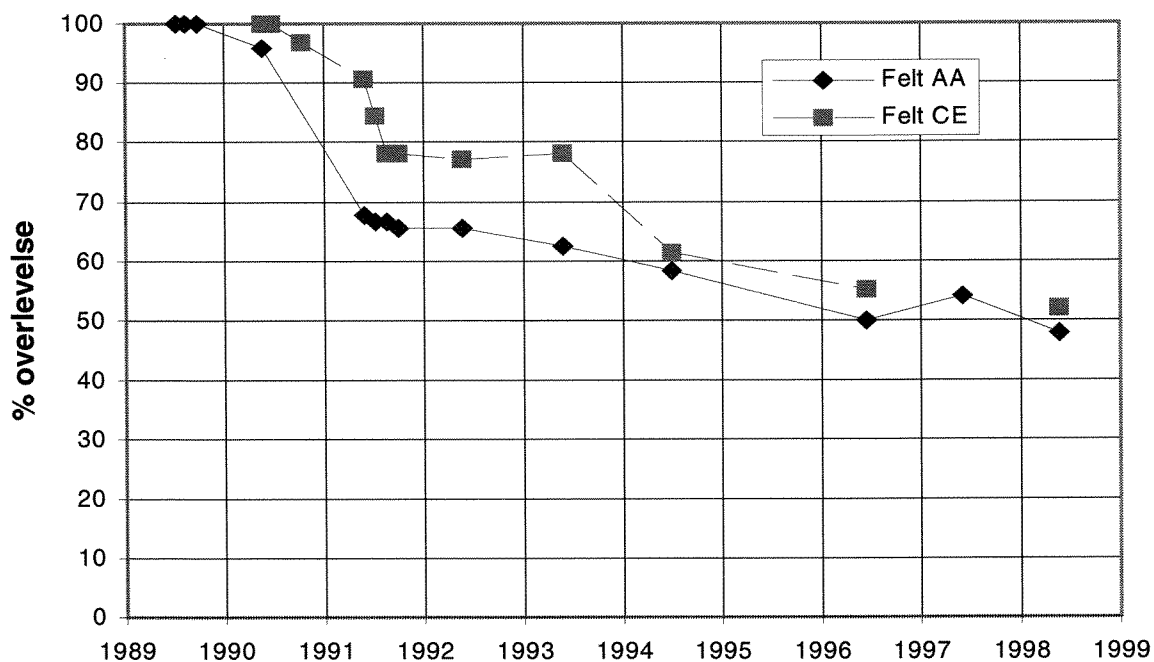
Figur 13. Variasjon i vegetasjonsdekning på prøveflater med fragmenter av naturlig plantedekke, felt DB, mest bestående av evjesoleie (*Ranunculus reptans*).

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 (*Isoetes 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.

3.6 Langtidsutvikling av sølvbunke-rasene

I årene etter avslutning av hovedprosjektet ble utviklingen på feltene AA, CC-CE og EA-ED registrert ved å fotografere prøverutene hver forsommeren 1992-98. Siden fotograferingen måtte gjøres før vannstanden steg over k. 214 var tidspunktet ikke optimalt i forhold til vegetasjonsutviklingen. Ofte måtte bildene tas i siste halvdel av mai måned. Observasjoner på felt DB (se fig. 13) viser at dekningsandel av naturlig vegetasjon kunne øke 2-3 ganger i løpet av vekstsesongen. Et annet problem er at vi ikke kan avgjøre når et individ dør ut, siden det bare gjøres én observasjon pr. år. Dette forhindrer også at tap av planter, f.eks. ved utvasking, kan separeres fra dødelighet grunnet ugunstige vekstforhold. Fremstilling av overlevelse mot tid kan derfor ikke gjøres like detaljert som for årene 1989-91 hvor det ble gjort flere feltkontroller årlig. Langtidsutviklingen vil likevel komme frem.

Som nedenstående figur viser avtar overlevelsen for begge rasene av sølvbunke med tiden. På slutten av observasjonsserien var det ca 50% igjen av de opprinnelig utplantede individene. Miljøforholdene er ikke like på de to feltene AA og CE og det er derfor vanskelig å sammenlikne overlevelsesgraden for sølvbunke resp. elvebunke. Felt AA ligger ca 0.8 m høyere i gradienten enn felt CE, har mer sandig sediment og er mindre erosjonsutsatt. Felt AA er gjennomsnittlig under vann 21% i vekstsesongen mot 32% for felt CE. I det våteste året, 1997, var tallene tilsvarende 59% og 85%, mens i tørrårene 1991 og 1994 kom ingen av feltene under vann i det hele tatt.



Figur 14. Overlevelsesgrad av sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*) på felt AA 1989-98 og elvebunke (*D. cespitosa* var. *glauca*) på felt CE 1990-98, basert på fotografiske felldata. Se teksten for flere detaljer.

3.7 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 felter, CD, DB og EB-EC som kontroll. Opplegget for feltene CC og DA+DC inkluderte kontrollruter i hht. fig. 4. Dessuten er det utført noen observasjoner på eldre transekter (fra 1985) hvor gjødsling ble foretatt av NVE.

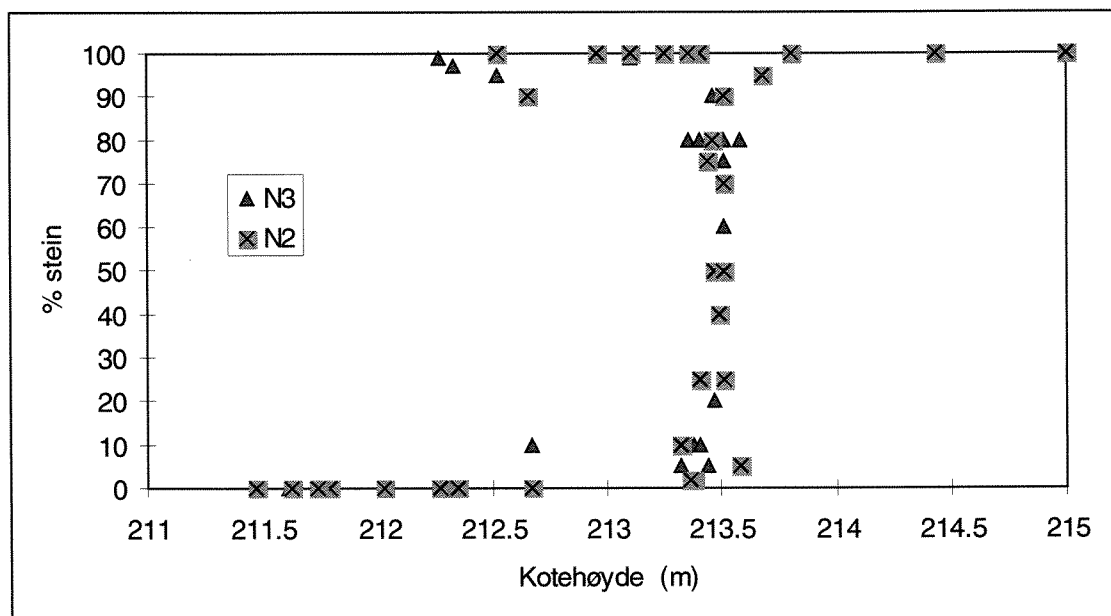
Gjødslingsserie C

På felt CC ble gjødsling foretatt ved å strø pellets over de oppmerkede prøveflatene i hht. forsøksdesignet på fig.4. Vannstanden vegg 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. 15).

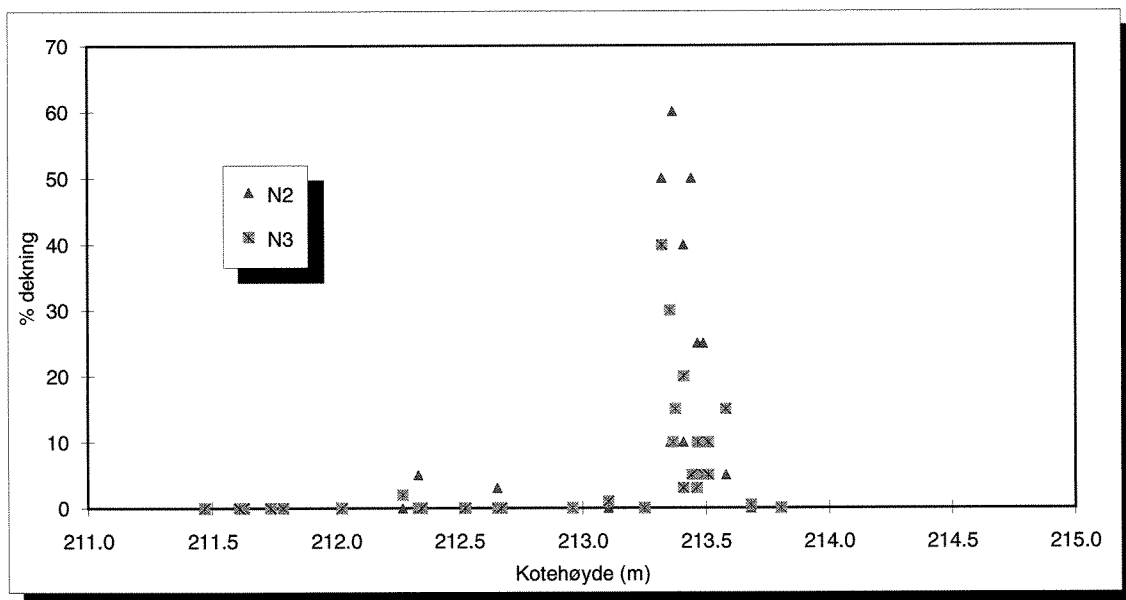


Figur 15. Prosentvis forekomst av stein langs to transekter (N2, N3) med utplantet evjesoleie (*Ranunculus reptans*) anlagt i 1985 av NVE.

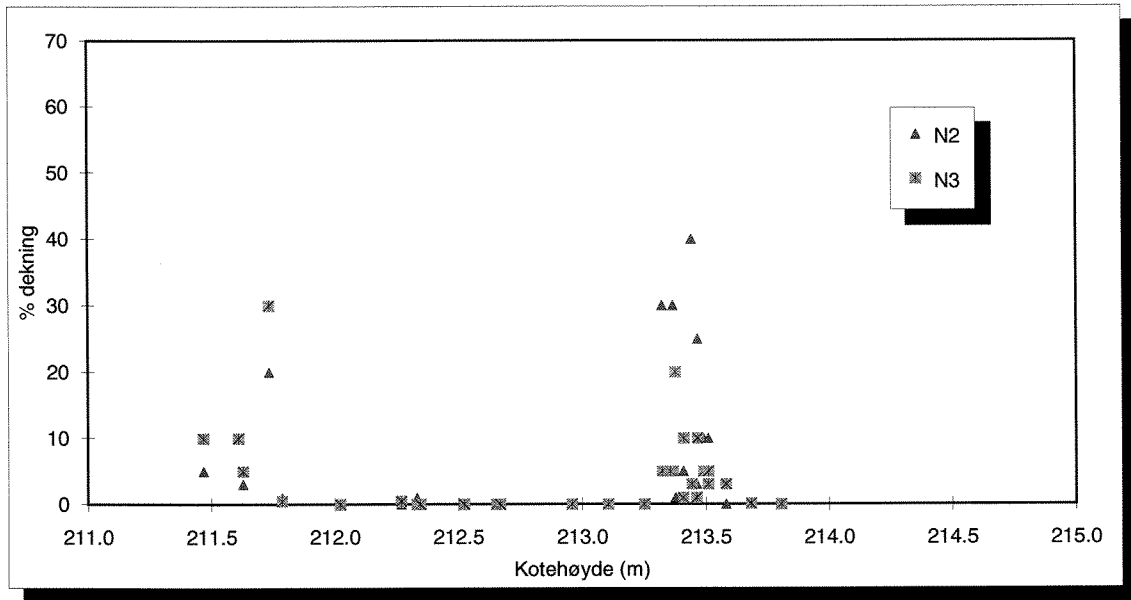
Evjesoleie utplantet i 1985 ble gjenfunnet langs store deler av de opprinnelige transektene. På de midtre delene hvor masseoverlagring hadde vært mest omfattende, var det lite eller intet evjesoleie å spore. Heller ikke på de nederste delene, under ca. k. 212.5 var det noe særlig igjen av evjesoleien. Plantenes dekning (og vitalitet) varierte markert langs transektet, jfr. fig. 16. 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.

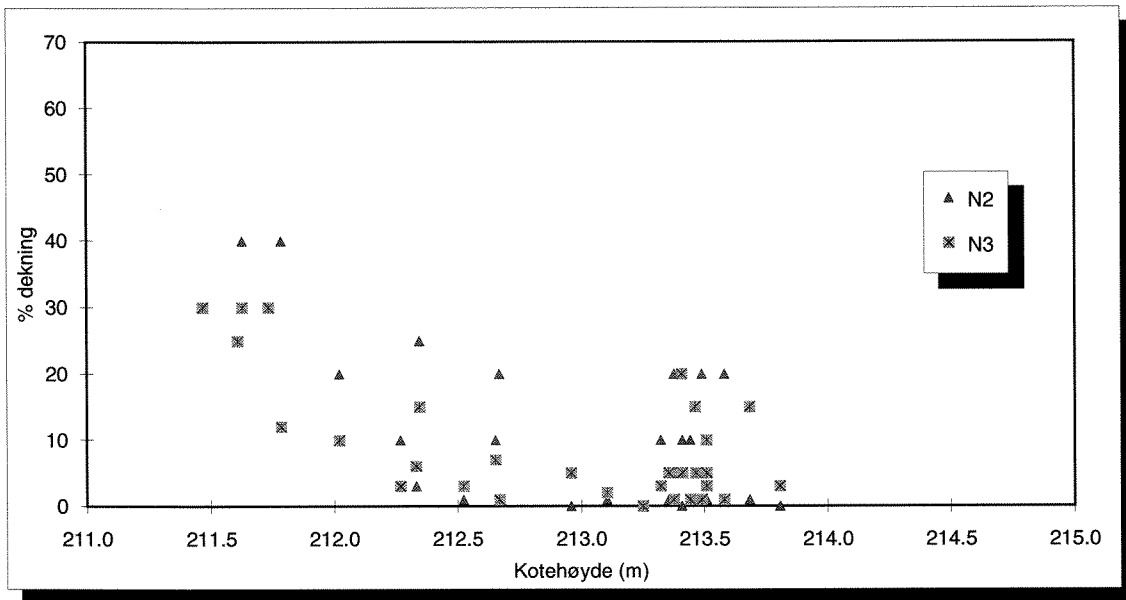
Forekomsten av sylblad i transektene fulgte stort sett evjesoleiens (jfr. fig. 16-17), men arten opptrådte også til dels rikelig rundt k. 211.5. Dette er på ren slambunn og forekomsten kan skrive seg fra frøbanker bygd opp av frø fra de overforliggende nivåene. Sammen med sylblad var det i 1991 et betydelig 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 16. Observert forekomst av evjesoleie (*Ranunculus reptans*) langs transektene N2 og N3 anlagt av NVE i 1985. Data fra 1991.



Figur 17. Observert forekomst av sylblad (*Subularia aquatica*) langs transektene N2 og N3 anlagt av NVE i 1985. Data fra 1991.



Figur 18. Observert forekomst av ugras og terrestrisk vegetasjon langs transektene N2 og N3 anlagt av NVE 1985. Data fra 1991.

Gjødslingsserie D

De to gjødslede feltene DA og DC viste, i likhet med kontrollfeltet DB, en tiltakende økning i plantedeckets omfang igjennom vekstsesongen (figur 19). 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.

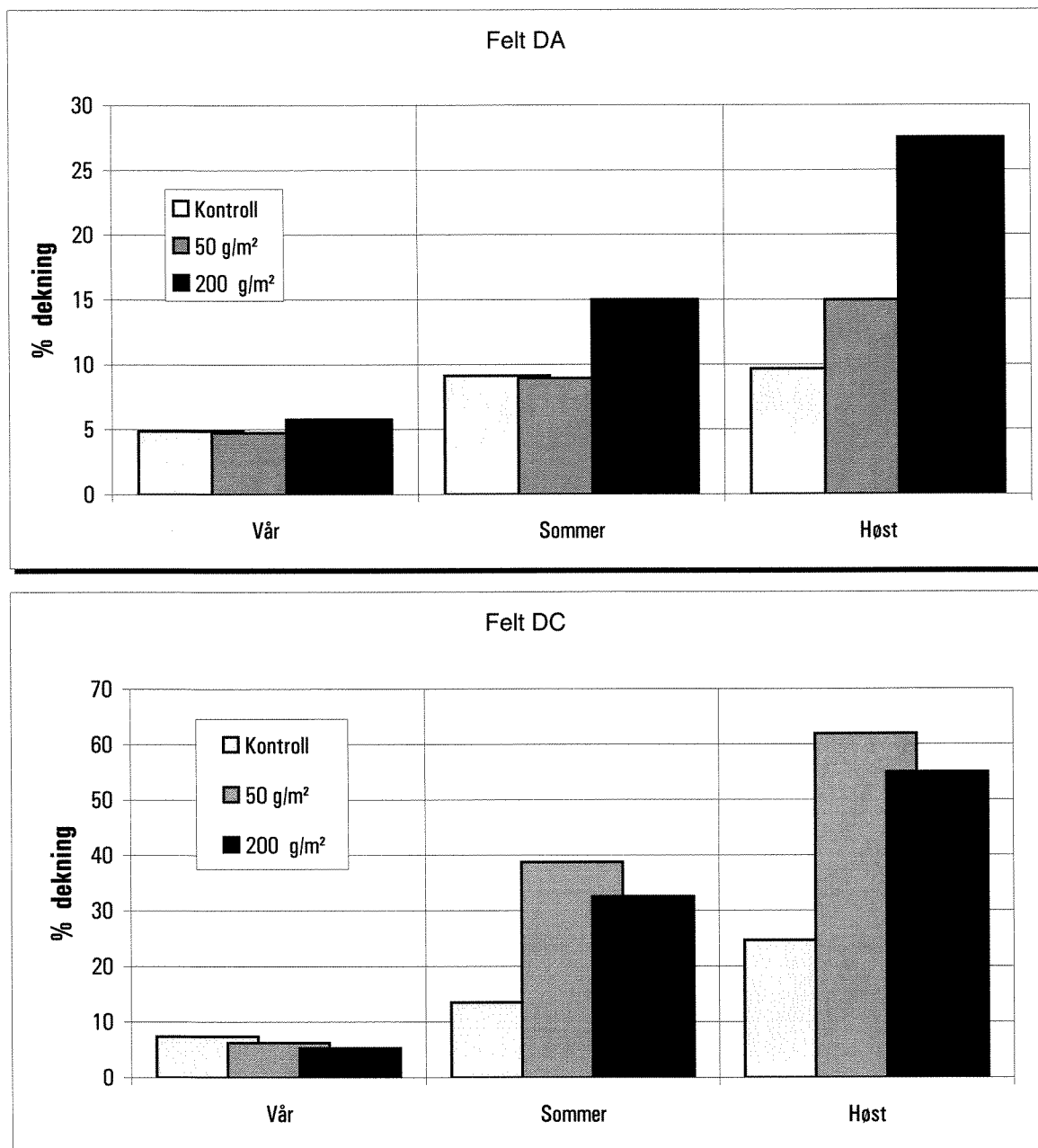
Disse tilsynelatende motstridende resultatene kan ha sammenheng med at rutene med høy dosering alle lå i nedre vertikaldel av feltet, og dermed kan ha blitt mer utsatt for bølger ol. Tørke kan ha påvirket resultatene på felt DA. Konklusjonen på disse forsøkene er at gjødsling øker plantemengden iallefall 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

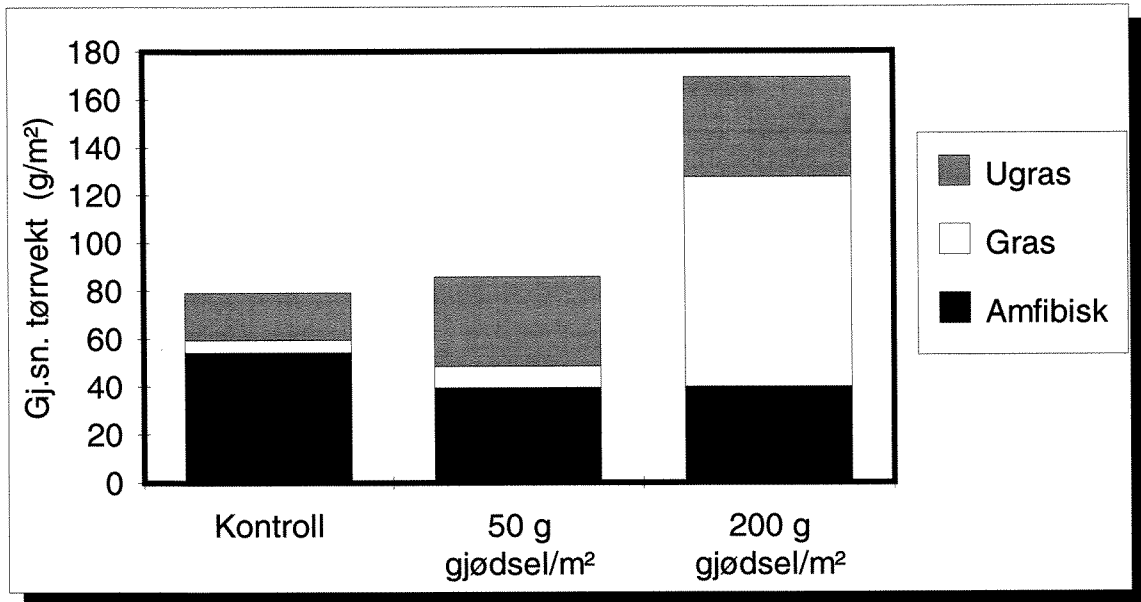
Gjødsling på feltene EA og ED ga til dels kraftige utslag i forekomst av vegetasjon (fig. 20). Totalbiomassen økte gjennomsnittlig med 8% og 113% ved hhv. 50g (G50) og 200 g (G200) gjødsel/m². Dosering med (N,P,K) økte imidlertid ikke kvantitativ forekomst av amfibiske arter i nevneverdig grad. Terrestriske gras, vesentlig kvein (*Agrostis*), og en rekke ettårige ugrasarter, slo seg sterkt opp ved gjødsling (fig. 20). 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. 21). I forhold til kontrollen ble biomassen av de stedegne amfibiske artene redusert til omkring 73% ved økende tilskudd av gjødsel.

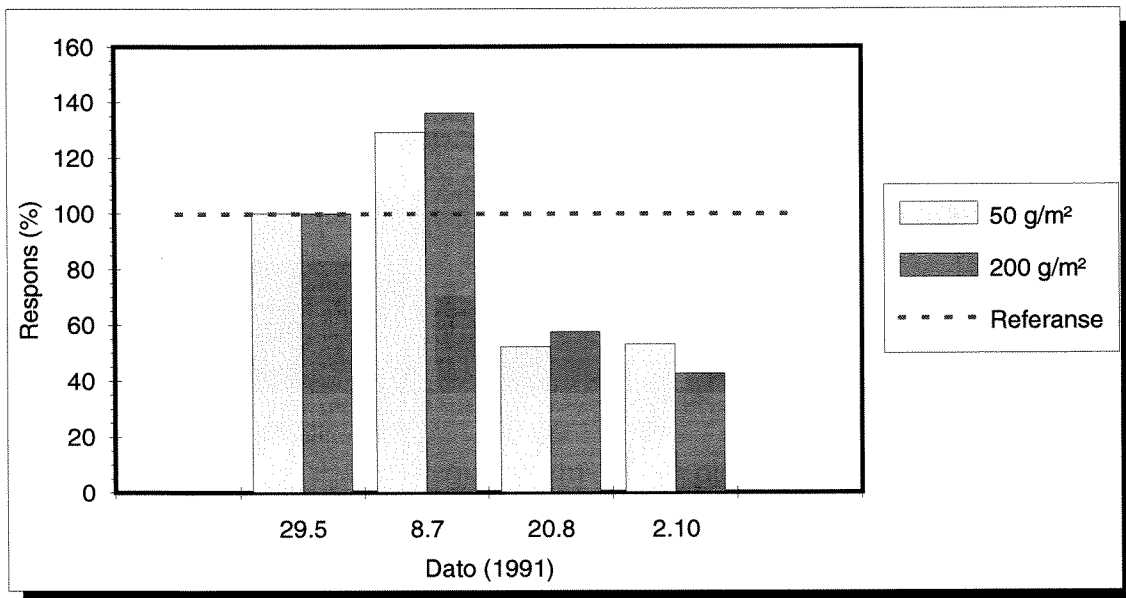
Ved de brukte doseringene med (N,P,K)-gjødsel fikk gras- og ugrasarter på sikt konkurransemessige fortrinn og vokste bokstavelig talt over den naturlige forekommende vegetasjonen. Gras og ugras gjør riktignok strendene mindre "grå", men slike planter har en kortvarig eksistens på en reguleringsstrand: 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 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 konkurransevidning mellom amfibiske planter og nykoloniserende gras- og ugrasarter. Som fig. 22-23 viser er plantedekket ustabil over tid i 1991-98, men effekten av gjødsling fremtrer hvert år (1991, 1994, delvis 1996) hvor stranda er tørrlagt lenge nok i vår/sommerhalvåret. Både ugras og grasforekomst begunstiges på lang sikt av gjødslingen.



Figur 19. Resultat av dosering med (N,P,K)-gjødning 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. Naturlig vegetasjon utgjøres vesentlig av evjesoleie (*Ranunculus reptans*).

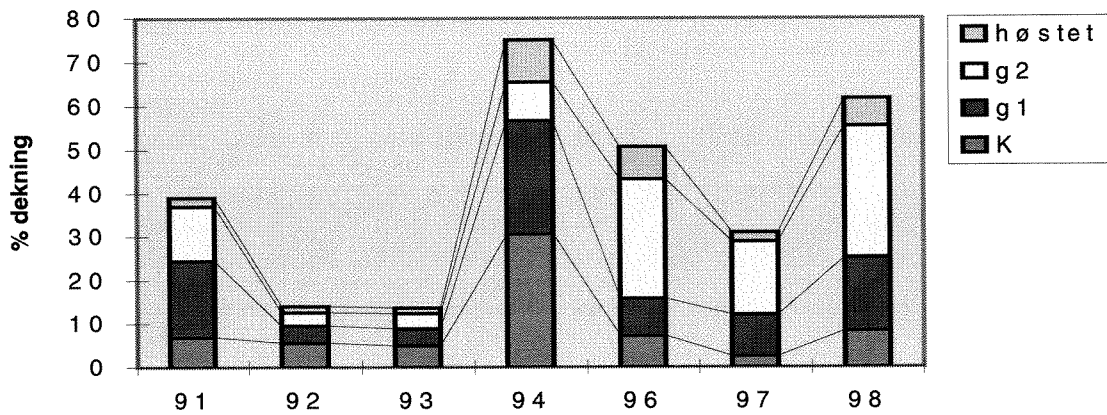


Figur 20. Resultat av dosering med (N,P,K)-gjødsel på prøveflater med fragmenter av naturlig plantedekke, felt EA+ED 1991. Gruppen "Amfibiske" arter utgjøres vesentlig av evjesoleie (*Ranunculus reptans*).

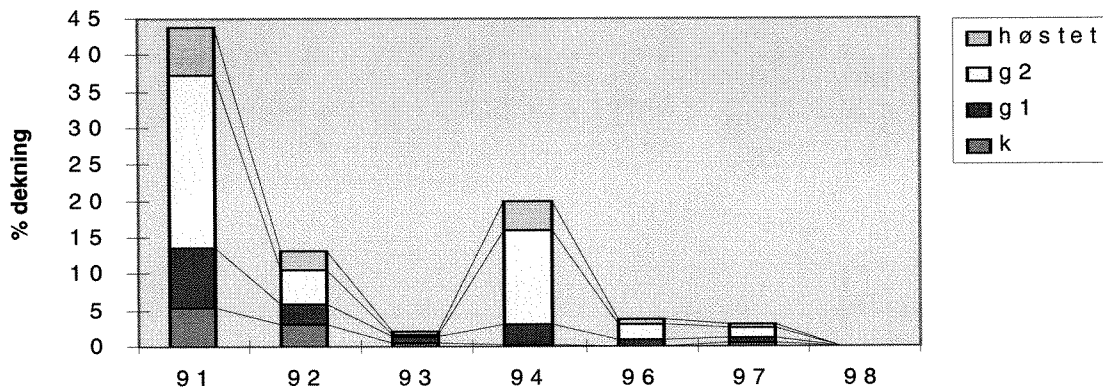


Figur 21. Respons av stedegen amfibisk vegetasjon (mest evjesoleie, *Ranunculus reptans*) ved gjødsling på prøveflater med naturlig plantedekke i Meltingen (felt EA+ED).

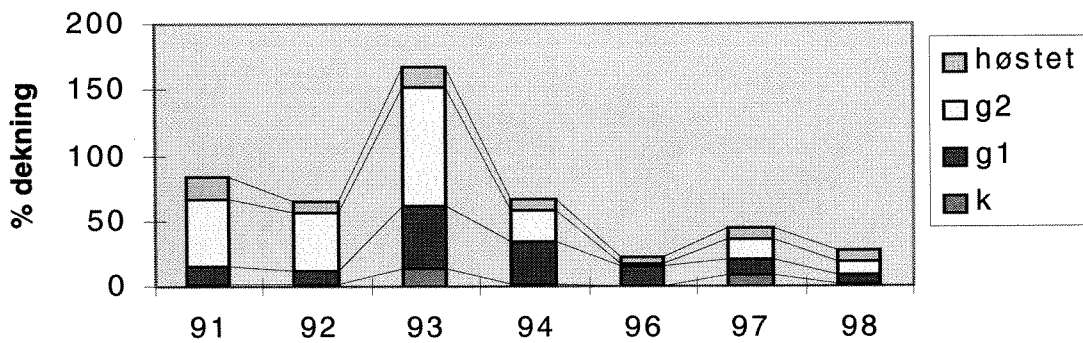
Stedegen vegetasjon: Felt EA



Ugras: Felt EA

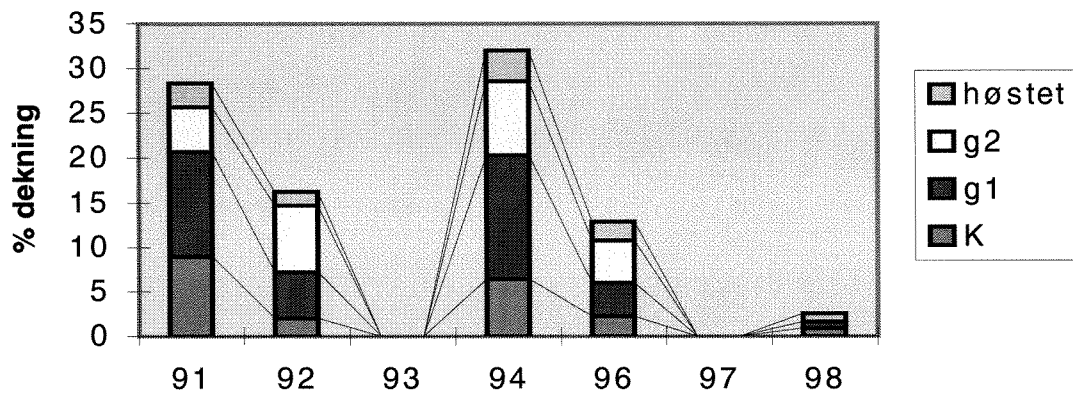


Gras: Felt EA

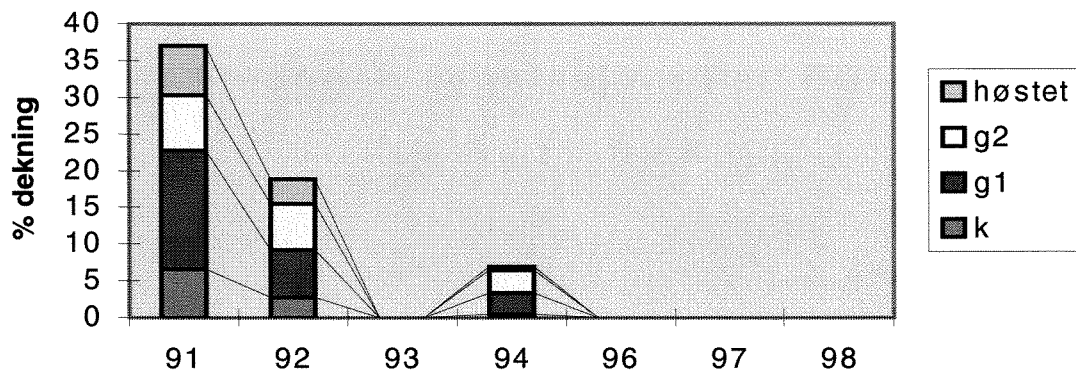


Figur 22. Langtidstidsutvikling på forsøksfelt EA (beskyttet strand) i Meltingen. Materialet delt opp i høstede ruter med naturlig rekolonisering, høy (g2) og lav (g1) gjødsling samt kontroll (k).

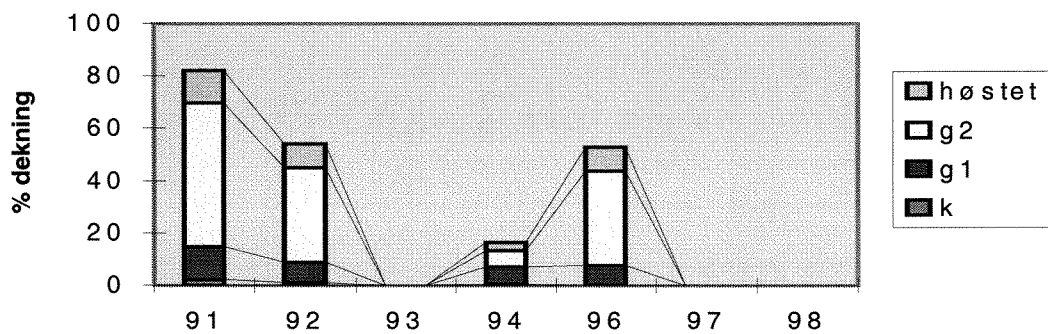
Stedegen vegetasjon: Felt ED



Ugras: Felt ED



Gras: Felt ED



Figur 23. Langtidstidsutvikling på forsøksfelt ED (beskyttet strand) i Meltingen. Materialet delt opp i høstede ruter med naturlig rekolonisering, høy (g2) og lav (g1) gjødsling samt kontroll (k).

4. Diskusjon

Feltobservasjonene og eksperimentene i Meltingen 1989-98 gir tilsammen et nyansert bilde av plante-dekkets 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 akvatiske 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. Observasjonene 1991-98 viser at den vekstmessige positive effekten av gjødsling holder seg i årevis. De gjødlingsmengder det er tale om for å gi planteveksten i strandsonen bedre vilkår, vil neppe kunne gi større ulemper i vannmassene.

Etter snart en dekadere 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.

5. Litteratur

- Andersen, K.M. & Fremstad, E. 1986. Vassdragsreguleringer og botanikk. En oversikt over kunnskapsnivået. Økoforsk Utredn. 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. & Singasaas, 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.
- Rørslett, B., Johansen, S.W. & Singasaas, S. 1994. Vegetasjonsetablering i Meltingen, en regulert innsjø i Nord-Trøndelag: Erfaringer fra forsøk i 1989-92 . NIVA rapport O-89104.
- 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.