



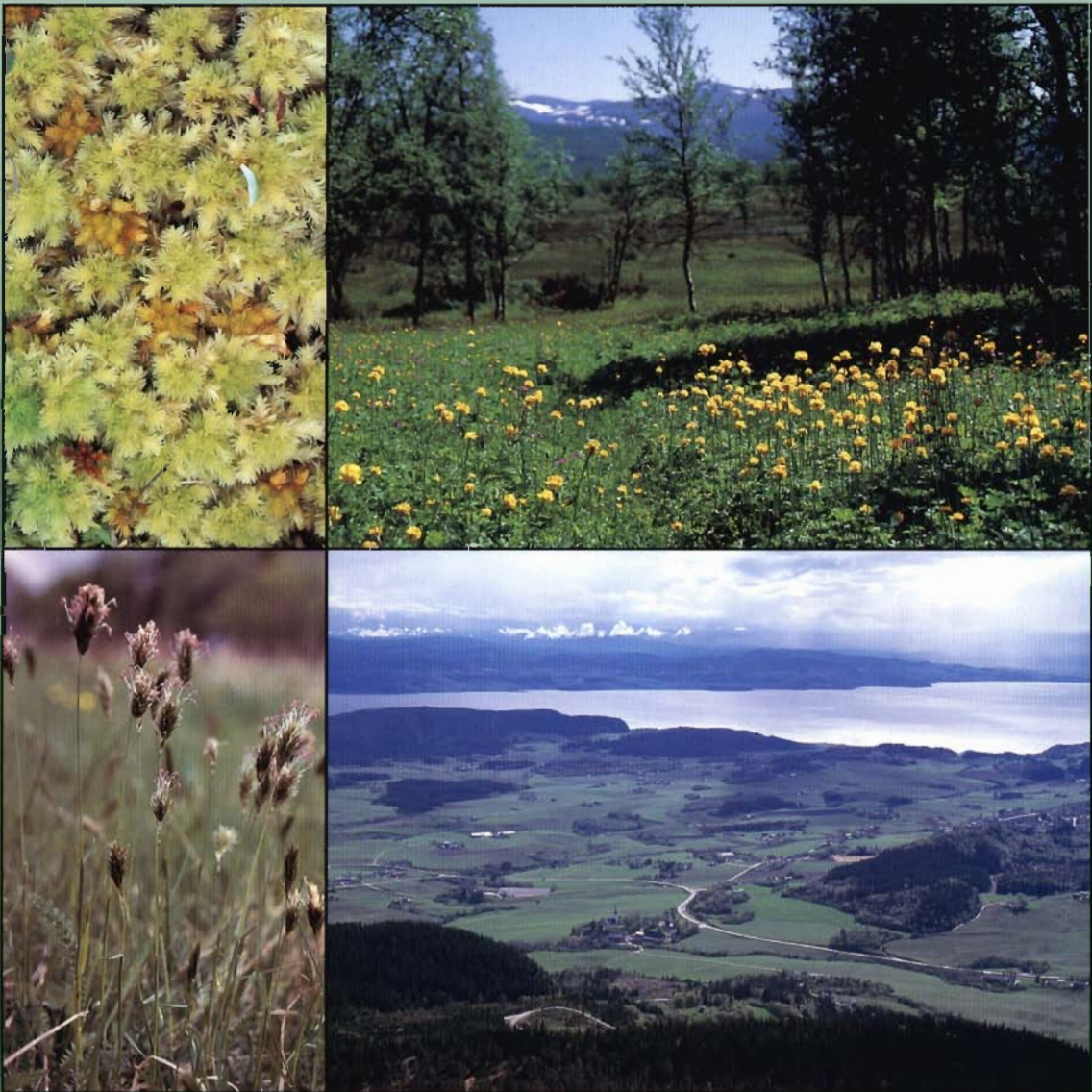
Norges teknisk-
naturvitenskapelige universitet
Vitenskapsmuseet



Rapport botanisk serie 1998-4

Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1998

Redigert av Ell Fremstad



"Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet, Rapport, botanisk serie" inneholder stoff fra det fagområdet og det geografiske ansvarsområdet som Vitenskapsmuseet representerer. Serien bringer stoff som av ulike grunner bør gjøres kjent så fort som mulig. I en del tilfeller kan det være foreløpige rapporter, og materialet kan senere bli bearbeidet for videre publisering. Det tas også inn foredrag, utredninger o.l. som angår museets arbeidsfelt. Serien er ikke periodisk, og antall nummer pr. år varierer. Serien startet i 1974, og det finnes parallelle arkeologiske og zoologiske serier fra Vitenskapsmuseet. Serien har flere ganger skiftet navn: "K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser. (1974-86, 89 nr.), "Univ. Trondheim Vidensk. mus. Rapp. bot. Ser." (1987-95, 21 nr.), og fra 1996 "NTNU Vitensk. mus. Rapp. bot. Ser."

Til forfatterne

Manuskripter

Manuskripter bør leveres som papirutskrift og som tekstfil på IBM-kompatibelt format, skrevet i Word Perfect (versjon 5.1 eller senere) eller Word (versjon 2.0 eller senere). Vitenskapelige slekts- og artsnavn kursiveres (eller understrekes). Manuskripter til rapportserien skal skrives på norsk, unntatt abstract (se nedenfor). Unntaksvis, og etter avtale med redaktøren, kan manuskripter på engelsk bli tatt inn i serien. Tekstfilen(e) skal inneholde en ren "brøttekst", dvs. med færrest mulig formateringskoder. Overskrifter skal ikke skrives med store bokstaver. Manuskriptet skal omfatte:

- 1 Eget ark med manuskriptets tittel og forfatterens/forfatterens navn. Tittelen bør være kort og inneholde viktige henvisningsord.
- 2 Et referat på norsk på maksimum 200 ord. Referatet innledes med bibliografisk referanse og avsluttes med forfatterens/forfatterens navn og adresse(r). Dersom et hefte inneholder flere selvstendige bidrag/artikler, skal hvert av disse ha referat og abstract.
- 3 Et abstract på engelsk som er en oversettelse av det norske referatet.

Manuskriptet bør forøvrig inneholde:

- 4 Et forord som ikke overstiger to trykksider. Forordet kan gi bakgrunnen for arbeidet det rapporteres fra, opplysninger om eventuell oppdragsgiver og prosjekt- og programtilknytning, økonomisk og annen støtte, institusjoner og enkeltpersoner som bør takkes osv.
- 5 En innledning som gjør rede for den faglige problemstillingen og arbeidsgangen i undersøkelsen.
- 6 En innholdsfortegnelse som viser stoffets inndeling i kapitler og underkapitler.
- 7 Et sammendrag av innholdet. Sammendraget bør ikke overstige 3 % av det øvrige manuskriptet. I spesielle tilfeller kan det i tillegg også tas med et "summary" på engelsk.
- 8 Tabeller leveres på separate ark og skrives i egen fil. I teksten henvises de til som "tab. 1" osv.

Litteraturhenvisninger

En oversikt over litteratur som det er henvisning til i manuskriptet samles bakerst i manuskriptet under overskriften "Litteratur". Henvisninger i teksten gis som Rønning (1972), Moen & Selnes (1979) eller, dersom det er flere enn to forfattere, som Sæther et al. (1981). Om det blir vist til flere arbeider, angis det som "som flere forfattere rapporterer (Rønning 1972, Moen & Selnes 1979, Sæther et al. 1980)", dvs. forfatterne nevnes i kronologisk orden, uten komma mellom navn og årstall. Litteraturlisten ordnes i alfabetisk rekkefølge; det norske alfabetet følges: aa = å (utenom for nederlandske, finske og estniske navn), ø = ø osv. Flere arbeid av samme forfatter i samme år angis ved a, b, osv. (Elven 1978a, b). Tidsskriftnavn forkortes i samsvar med siste utgave av World List of Scientific Periodicals eller andre internasjonalt brukte forkortelser for tidsskriftnavn, eller navnene skrives fullt ut i tvilstilfeller.

Eksempler:

Tidsskrift/serie

Flatberg, K.I. 1993. *Sphagnum rubiginosum* (Sect. *Acutifolia*), sp. nov. - *Lindbergia* 18: 59-70.

Moen, A. & Selnes, M. 1979. Botaniske undersøkelser på Nord-Fosen, med vegetasjonskart. - *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. bot. Ser.* 1979-4: 1-96.

Kapittel

Gjærevoll, O. 1980. Fjellplantene. - s. 316-347 i Voksø, P. (red.) Norges fjellverden. Forlaget Det Beste, Oslo.

Høeg, H.I. 1994. En pollenanalytisk undersøkelse av Tverrlisætri i Grimsdalen, Dovre kommune, Oppdal. - s. 193-200 i Mikkelsen, E. (red.) Fangstprodukter i vikingtidens og middelalderens økonomi. Universitetets Oldsaksamling Skr. Ny Rekke 18.

Monografi/bok

Bretten, S. 1973. Slekt *Draba* i Knutshø-Finshøområdet på Dovre. Sider ved dens systematikk og autøkologi. - Hovedfagsopp. Univ. Trondheim. 113 s. Upubl.

Rønning, O.I. 1972. Vegetasjonslære. - Universitetsforlaget, Oslo. 101 s.

Illustrasjoner

Figurer (i form av fotografier, tegninger osv.) leveres separat, på egne ark, dvs. de skal ikke inkluderes eller monteres i brøtteksten. Det skal henvises til dem i teksten som "fig. 1" osv., og på papirutskriften av manuskriptet skal det i venstre marg angis hvor i teksten figurene ønskes plassert. Strekfigurer, kartutsnitt o.l. figurer skal være trykkeferdige fra forfatterens hånd. Skal rapporten inneholde fargebilder, bør originale lysbilder (dias) leveres med manuskriptet.

Særtrykk

Hver forfatter får inntil 50 eksemplarer gratis. Flere eksemplarer kan bestilles til kostpris. Dersom en rapport er skrevet av flere enn to forfattere, blir antall gratis-eksemplarer redusert.

Utgiver

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU)
Vitenskapsmuseet
7034 Trondheim
Telefon 73 59 22 60
Telefax 73 59 22 49

Forsidebilder

Heitorvmose og stivtorvmose
Sphagnum strictum og
S. compactum
(foto: Kjell Ivar Flatberg)

Ballblomeng og bjørkeskog
i Sølendet naturreservat,
Brekken i Røros,
Sør-Trøndelag
(foto: Dag-Inge Øien)

Gulaks
Anthoxanthum odoratum
(foto: Eli Fremstad)

Kulturlandskap ved
Trondheimsfjorden, Skatval i
Stjørdal, Nord-Trøndelag
(foto: Eli Fremstad)

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Vitenskapsmuseet
Rapport botanisk serie 1998-4

Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1998

Redigert av Eli Fremstad

Rapporten er trykt i 350 eksemplarer
Trondheim

Innhold

Forord

Forstyrrelse

Johan Kielland-Lund: Beitepåvirkning på vegetasjon. Et forsøk i Nannestad og noen betraktninger	1
Liv S. Nilssen: Vegetasjonsendringer på rikmyr seks år etter opphør av beite på Sølendet, Røros	7
Bodil Wilmann: Korttidseffekter etter hogst på gjenstående skogteiger i boreale skoger. En eksperimentell studie i granskog.....	14
Odd Vevele: Om vårskrinneblom, <i>Arabis thaliana</i> og klassifisering av samfunnet.	20

Gjengroing, revegetering

Frans Emil Wielgolaski: Twentytwo years of plant recovery after severe trampling by man through five years in three vegetation types at Hardangervidda	26
May-Britt Eriksen Norberg: Virkningen av revegeteringstiltak på naturlig gjenvekst i myromåder, med fokus på bruk av ammearter	30
Arvid Odland og Gudrun Skjerdal: Langtidseffekter av ulik handsaming for vegetasjonsutviklinga på ein steintipp	38
Nina Palkin Jakobsen og Torbjørn Alm: Strengstarr (<i>Carex chordorrhiza</i> L. fil.): sammenhengen mellom artens morfologi og potensielle bruk i revegetering.....	52

Rødlister og rødlistearter

Lars Söderström: IUCN's nya hotkategorier. Vad betyder de för rödlistningen av mossor	56
Dag-Inge Øien, Asbjørn Moen og Trond Arnesen: Populasjonssvingingar hos <i>Nigritella nigra</i> (L.) Rchb. fil. i Sølendet, Røros	62

Program	72
----------------------	----

Deltakerliste	73
----------------------------	----

Forord

Det attende fagmøtet i vegetasjonsøkologi ble holdt på Kongsvoll 20.-21. april 1998. På møtet deltok 21 botanikere fra universiteter, vitenskapelige høyskoler og forskningsinstitutter. De tretten foredragene tok opp temaer omkring ulike typer forstyrrelse (seks foredrag), gjengroing og revegetering (fire), og rødlistearter (to); ett foredrag behandlet metodiske problemer. Foredragene viser knapt spennvidden i norsk vegetasjonsøkologisk aktivitet i dag, men gjenspeiler at mye av virksomheten dreier seg om anvendelse av botanikk i forbindelse med miljøproblemer.

I denne rapporten trykkes ti av bidragene. Foredragene ble holdt på norsk eller svensk; ett blir trykt i engelsk språkdrakt.

I tilknytning til møtet orienterte Asbjørn Moen om boka «Nasjonalatlas for Norge. Vegetasjon».

Trondheim, november 1998

Eli Fremstad
styres for Kongsvoll biologiske stasjon

Beitepåvirkning på vegetasjon. Et forsøk i Nannestad og noen betraktninger

Johan Kielland-Lund

Referat

Kielland-Lund, J. 1998. Beitepåvirkning på vegetasjon. Et forsøk i Nannestad og noen betraktninger. - NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1998-4: 2-6.

Et ravineområde i Nannestad med gjengroende beitemark ble beitet tre somrer med geit, storfe, sau og hest for å fremskaffe basiskunnskap om samspillet mellom beitedyr, vegetasjon og fauna. Den botaniske komponenten hadde til formål å studere effekten av beiting av forskjellige husdyr på vegetasjonen. Resultatene viser at ti arter gikk signifikant frem i samlet dekning, tre arter gikk tilbake, mens 12 arter ikke hadde sikre tendenser. Generelt var det en tilbakegang i dekning, mens frekvensen innen småruter (1/16 m² innen 1 m²-rutene) økte for alle arter. Gjennomgående for forsøket var også en sterk økning i antall arter per rute, sterkest for feltene med de tunge dyrene hest og storfe. Minst effekt på feltsjiktet hadde geit, som beitet desto sterkere på busker og trær. En sammenligning med resultatene fra vegetasjonsanalyser i felter med «kontinuitetseng» bestyrker resultatene for en del arter, men gir også flere og sikrere resultater for virkningen av beiting kontra slått. Det er helt klart at etter tre år var effekten av beiting på vegetasjonen på langt nær stabilisert.

Johan Kielland-Lund, Norges landbrukshøgskole, Institutt for biologi og naturforvaltning, Boks 5014, 1432 Ås

Summary

Kielland-Lund, J. 1998. Influence of grazing on vegetation. An experiment in Nannestad and some reflections. - NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1998-4: 2-6.

A formerly grazed area in SE Norway was grazed for three years with goats, cattle, sheep and horses in order to study the interactions of cattle, vegetation and fauna. Grazing had a clear effect on plant species: ten plant species increased significantly in cover, three species decreased, while for 12 species no clear significances were found. Frequencies (in 16 subsquares of the one square m plots) increased or was on the same level for all species. There was also a general increase in number of species per plot, most so for the heavy animals, horse and cattle. Least effect on the field layer in general had goats, but their effect on bush and tree layer was pronounced. A comparison with registrations of stands of old grazed and mown meadows confirmed the results, but gave on the whole many more and more significant results for the effects of grazing vs. mowing. After three years of grazing the vegetation had clearly not reached stability.

Johan Kielland-Lund, Agricultural University of Norway, Department of Biology and Nature Conservation, P.O. Box 5014, N-1432 Ås

Innledning

I 1991 startet NLVF Forskningsprogram om kulturlandskap. Institutt for biologi og naturforvaltning, NLH fikk tildelt midler til et prosjekt om «Effekt av beite på vegetasjon, fauna og landskap». Feltarbeidet startet i 1991 i et ravineområde i Nannestad, Akershus. Beite med geit, storfe, sau og hest ble gjennomført somrene 1992, 1993 og 1994. Det ble lagt ut 256 faste ruter for vegetasjonsanalyser. Rutene ble analysert på forsommeren før beitingen startet i 1992 og hvert år til og med 1995.

Prosjektets hovedmål var å fremskaffe basiskunnskap om det dynamiske samspillet mellom

beitedyr, vegetasjon og fauna. Den botaniske komponenten hadde som formål å studere effekten av beiting av forskjellige husdyr på vegetasjonen.

Forsøksområdet ligger innenfor Romerike landskapsvernområde, som ble opprettet for å verne et kvartærgeologisk interessant ravinesystem. Området består av rester av de opprinnelige flate leiravsetningene på ca 175 m o.h., som er gjennomskåret og delt opp i et system av raviner ut mot de større vassdragene som drenerer området. Forsøksfeltet er på ca 100 daa (omtrent 250 X 400 m) med en høydeforskjell fra øverste leirslette til ravineutløpet på 55 m. Ravineskråningene er

svært bratte med fra 40-60 % helning. Beitesesongen for geit, storfe, sau og hest var fra siste uke av juni til siste uke av september, altså ca 90 dager. Ut fra beregnet metabolisk aktivitet ble dyreantallet tilpasset bli at beitetrykket skulle bli det samme for de forskjellige dyreslagene, se tabell 1.

Tabell 1. Antall dyr og areal i hegnene.

	Voksne	Ungdyr	Areal daa
Geit	7	4	15
Storfe	4	2	35
Sau	7	0	15
Hest	3	0	35

Området har hatt en skiftende historie som slåtteland, beite og oppdyrket. På de flateste delene på den øvre slette og i dalbunnen ble det drevet åkerbruk fram til begynnelsen av 1970-årene. I forhold til relieff og bruk skilte vi ut 11 hovedtyper av vegetasjon. Ved siden av «eng» på udyrket mark ble områder med tydelig dyrkningspreg skilt ut som «kultivert», se tabell 2.

Vegetasjonsanalyser viser at typene ballblom, marianøkleblom, bjønnekjeks og kveke hører til hovedtypen rikeng (*Arrhenatherenion*). Perikum- og hundekjeksstypene ble ikke analysert, men passer nok også inn her. Soleihovtypen er en rik fukteng (*Calthion*).

Vi har her valgt å se nærmere på resultatene fra marianøkleblomtypen, og å sammenligne resultatene med et nærliggende område med gammel beitemark og med andre undersøkelser om beite for tilsvarende vegetasjonstyper fra indre Østlandet. Skillearter mot de andre engtypene er karve, marianøkleblom og tiriltunge. Artssammensetning går fram av tabell 3.

Tabell 2. Vegetasjonstyper på forsøksfeltet i Nannestad etter økologi/marktype og bruk. Navn på engtypene etter dominerende eller karakteristisk art.

Økologi	Skog	Eng	Kultivert
Øvre slette	Lågurtgranskog	Firkantperikum	Bjønnekjeks
Baksideskråning	Gråor-heggeskog	Ballblom	Kveke
Solsideskråning	(Gråor)-almeskog	Marianøkleblom	Hundekjeks
Dalbunn	Strutseving	Soleihov	

Resultater Nannestad

Dekning og statistiske analyser. Ifølge de statistiske analysene som bygger på samlet dekning, er det ni arter som øker (signifikant økning), tre arter som går tilbake, ti arter uten signifikante utslag, mens sju arter ikke ble testet. Når det gjelder frekvens har tjueen arter gått fram, mens åtte er uforandret. Ingen arter i tabellen gikk tilbake i frekvens på prøvefeltene. Når det gjelder dekning er resultatene mer varierte. Ti arter øker, to arter er uforandret og hele sytten går tilbake.

For enkeltarter er utslagene for de forskjellige artene ofte nokså uregelmessige og vanskelige å tolke. For prestekrage ser for eksempel bildet ut som i figur 1.

Dekningen for prestekrage har økt sterkt etter beiting. Det er også en stor variasjon fra år til år og vanskelig å trekke noen konklusjon om virkning av forskjellige dyreslag. I geitebeitet var det for eksempel en sterk økning etter ett års beite, med fallende dekning etter to og tre år. Til tross for mange gjentak og nøyaktige analyser er resultatene ofte motstridende og vanskelige å vurdere.

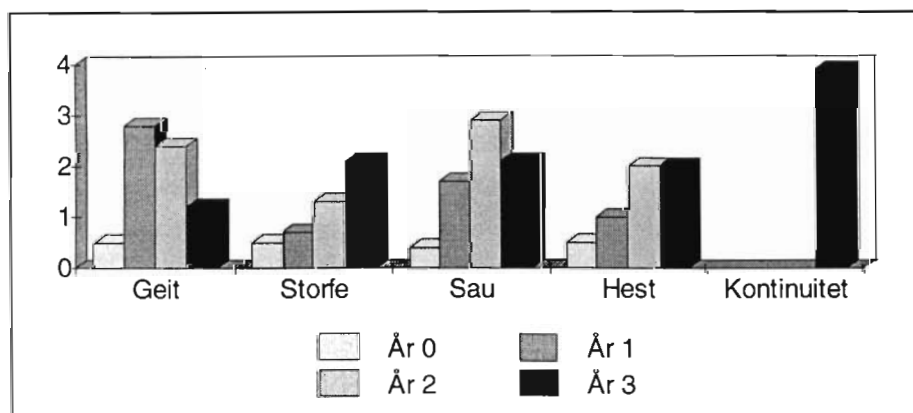
Antall arter. Gjennomgående for hele forsøket er en sterk økning i antall arter per rute (artstetthet). For de tre engtypene på fastmark finner vi disse tall for artsantall før beiting og gjennomsnittlig økning per år:

Marianøkleblom	19,5 + 2,6
Ballblom	15,4 + 2,1
Kveke	12,1 + 3,8

Marianøkleblomtypen ble hardere beitet enn ballblomtypen, noe som kanskje kan forklare den større økningen i arter der. Den sterke arts-økningen i kveketypen skyldes nok at den dominerende arten (kveke) ble svært sterkt redusert av beitet.

Tabell 3. Marianøkkleblomtypen i Nannestad før og etter tre års beiting. Frekvens og gjennomsnittlig dekningsgrad (Braun-Blanquets skala) på kvadratmeterruter. Statistiske analyser viser signifikant økning eller minsking. ++ betyr økning på >40 %. Kontinuitetsbeite er gammelt storfebeite på samme marktype. Alle arter med frekvens ≥ 60 % før eller etter beiting er tatt med. Inkludert er også to arter med høy frekvens i kontinuitetsbeitet og fire arter som etablerte seg i forsøksperioden.

	Før	Etter	ANOVA	Regresjon	Kontinuitet
Økning	Frekv-Dekn	Frekv-Dekn			Frekv-Dekn
Kvitkløver	0-0	84-2,7	Ikke testet	Ikke testet	90-1,6
Prestekrage	20-0,7	92-0,7	***	++***	80-2,4
Ryllik	100-2,2	100-5,7	***	++***	100-3,2
Grasstjerneblom	56-0,5	92-0,8	***	++**	60-0,5
Løvetann	100-2,2	100-5,6	**	++***	100-3,2
Engsoleie	20-1,1	100-1,6	**	++**	100-2,1
Engkvein	100-2,6	100-6,5	***	+*	100-7,0
Engsyre	72-1,2	100-0,6	**	++**	30-0,7
Nyresoleie	16-0,6	64-0,6	-	++***	50-1,2
Fuglevikke	20-0,8	64-0,5	**	-	60-0,8
Ikke utslag					
Marianøkkleblom	96-3,8	96-3,1	-	-	20-1,5
Trådrapp	84-3,8	96-0,6	-	-	80-0,9
Tiriltunge	72-2,0	84-2,2	-	-	70-4,1
Timotei	80-1,0	92-0,6	-	-	100-0,8
Tveskjeggveronika	80-1,4	80-1,0	-	-	0-0
Enghumleblom	48-8,2	72-2,3	-	-	10-0,5
Bleikstarr	56-1,6	80-0,9	-	-	10-1,0
Hundekjeks	48-4,4	60-2,3	-	-	40-4,3
Sølvbunke	36-1,7	60-1,5	-	-	40-10,3
Rødsvingel	40-2,2	60-1,1	-	-	20-1,5
Engsvingel	24-3,9	56-0,5	Ikke testet	Ikke testet	100-2,3
Rødkløver	4-1,0	52-0,9	Ikke testet	Ikke testet	70-2,6
Tilbake					
Hundegras	100-7,7	100-2,3	**	-**	100-7,0
Karve	100-9,5	100-6,1	-	-*	30-4,1
Gulbelg	92-2,8	92-1,7	*	-	90-2,2
Nye arter					
Snauveronika	0-0	52-0,5	Ikke testet	Ikke testet	0-0
Stemorsblom	0-0	24-0,5	Ikke testet	Ikke testet	0-0
Åkerforglemmegei	0-0	20-0,6	Ikke testet	Ikke testet	30-0,7
Vinterkarse	0-0	16-0,6	Ikke testet	Ikke testet	50-0,6



Figur 1. Dekning av prestekrage i % på marianøkkleblomtypen for dyreslagene og på kontinuitetsbeidet (storfe).

Når det gjelder de forskjellige dyreslagenes virkning på artsantall er det klare forskjeller (gjennomsnitt for marianøkleblom-, ballblom- og kveketypen):

Geit	14,5 + 1,8
Storfe	14,4 + 3,1
Sau	13,8 + 2,7
Hest	14,6 + 3,7

For de «lette» dyrene sau og geit øker artsantallet mindre enn for de tynge artene. Geit har gjennomsnittlig minst innflytelse på feltsjiktet, men desto mer på busk- og tresjikt. Hesten beveger seg mer omkring i terrenget enn de andre og lager mye tråkkskader og etableringsmuligheter for nye arter. Når det gjelder de forskjellige dyreslagenes virkning på enkeltarter er resultatene stort sett usikre og vanskelige å tolke.

Når det gjelder frekvens i kvadratmeterrutene viser samtlige arter samme eller økt frekvens. Frekvens i småruter (1/16 m²) har også samme tendens: Alle arter har økning $\geq 40\%$ fra 1992 til 1995, unntatt sølvbunke, tveskjeggveronika og hundegras. Mens artenes frekvens både i kvadratmeterrutene og smårutene øker, avtar samtidig gjennomsnittlig dekningsgrad for de fleste arter. Følgende elleve arter har i perioden fått økt frekvens, men avtagende dekning: engsyre, fuglevikke, trådrapp, timotei, enghumleblom, bleikstarr, hundekjeks, sølvbunke, rødsvingel, engsvingel og rødskål.

Kontinuitetsbeitet. Disse forhold gjør materialet vanskelig å tolke. Det er tydelig at artsammenheng og dekning på langt nær har stabilisert seg etter tre års beiting. Resultatene fra kontinuitetsbeitet gir en slags fasit for sluttresultatet av langvarig beiting. Det er noen motstridende resultater, se tabell 4.

Tabell 4. Artenes reaksjon i beiteforsøket i Nannestad sammenholdt med forekomst i et kontinuitetsbeite

Kontinuitetsbeite	Frkv. IV-V	Frkv. I-III	Frkv. 0
Forsøk: Sign. økn.	6	4	0
Ikke utslag	5	6	1
Tilbake	2	1	0
Nye arter		2	2

Det er forholdsvis dårlig samsvar mellom resultatene av forsøket og artenes forekomst i kontinuitetsbeitet. Av arter med høy frekvens i kontinuitetsbeitet var fem i gruppen uten utslag og to i gruppen i tilbakegang.

Sted for tid

For å få rede på de enkelte arters reaksjon på beiting kan en også se på andre registreringer. Jeg har satt sammen vegetasjonsanalyser fra naturlige, gammelmodige slåtteenger og på middels og hardt beitet mark fra midtre Østlandet (tyngdepunkt Hedemarken og Toten) på lågurtgranskogsmark. Denne marktypen er noe svakere enn på forsøksfeltet i Nannestad. Fra en analyseserie i Hurdal (Kielland-Lund 1976) fra områder i høgstaudegranskog med forskjellig beitetrykk er det tatt med frekvens og dekningsgrad for den sterkeste beitearten (*Trifolium repens*-variant), se tabell 5.

Vi ser at vi her får en del tilleggsopplysninger. To arter (flekkgrieseøre og skogstorknebb) viser preferanse for slåtteenger. Tolv arter har frekvens $\geq III$ i «tråkk» og hardbeite områder. Av disse tråkktolerante artene har fem også fått signifikante positive utslag som beitetolerante i Nannestadforsøket (engkvein, ryllik, kvitkløver, engsoleie og løvetann). Av de sju andre artene er rødskål ikke testet, mens tiriltunge og rødsvingel ikke ga signifikant utslag. De andre artene med høye dekningsgrader i «tråkk» (fjellblom, blåkoll, smårapp og groblad) holder på å etablere seg i Nannestad med lave frekvenser. Alle 12 artene, unntatt tiriltunge og groblad, var også vanlige i den sterkt beitearten i Hurdal.

Diskusjon

Opplegget i Nannestad var svært ambisiøst; man skulle én gang for alle finne ut hvordan de forskjellige husdyrene påvirket forskjellige vegetasjonstyper ved beiting. Det ble samlet inn store mengder tall som er blitt brukt til å lage en del mer eller mindre signifikante sammenligninger. Det kom fram en del tendenser i planteartenes reaksjon på beiting. Men enkle registreringer av nærliggende kontinuitetsbeiter ga flere og meget klarere svar. Det samme gjelder gamle resultater fra mer konvensjonelle botaniske registreringer. Det som var hovedformålet med hele opplegget, nemlig betydningen av de forskjellige dyreslagene, har på grunn av den korte forsøksperioden bare gitt nokså generelle og usikre utslag.

Når det gjelder en samlet vurdering av enkeltartene, må reaksjonene i alle vegetasjonstyper der arten forekommer tas i betraktning. Mulighetene for feil på grunn av uensartet utgangspunkt, som det alltid vil kunne være i et feltforsøk, vil da også bli mindre.

Tabell 5. Viktige arter fra naturlige «eng»-, «beite»- og «tråkk»-samfunn på mark tilsvarende lågurtgranskog i sørboreal region på det sentrale Østlandet (upublisert materiale). Alle arter med frekvensklasse IV og V er tatt med. Som skillearter er brukt arter med \geq II frekvensklassers forskjell. «Forsøk» refererer seg til resultatene fra Nannestad. + = signifikant økning, 0 = ikke utslag. «Hurdal» er en beiteindusert kvitkløver-variant fra høgstaudegranskog i Skrukkelia i Hurdal (Kielland-Lund 1976). Tallene I-V er frekvensklasser og + -(2)-5 er gjennomsnittlig dekningsgrad (Braun-Blanquets skala).

	Eng	Beite	Tråkk	Forsøk	Hurdal
Antall analyser	10	11	9	25	8
Engkvein	V2	V2	V2	+	V2
Ryllik	V1	V1	IV1	+	IV+
Harerug	III1	IV1	II+		IV1
Rødsvingel	II1	IV+	III1	0	IV1
Fuglevikke	IV+	III+	II+	+	I+
Rødkløver	V1	V1	III1		IV+
Rødknapp	V+	V+	II+		I+
Gulaks	IV2	V1	II+		IV1
Blåkløkke	IV+	V+	II+		V+
Tepperot	V+	IV+	II+		V+
Bleikstarr	IV+	V+	II+	0	V1
Dunkjempe	IV1	V1	I+		III1
Fløyelsmarikåpe	IV+	V+	I+		II
Prestekrage	III+	IV+	I+	+	III+
Flekkgriseøre	IV1	I+	-		III+
Skogstorkenebb	IV+	I+	I+		V+
Tiriltunge	III+	V+	III+		-
Gjeldkarve	III+	V1	II1		III+
Kvitkløver	II1	V1	V2	(+)	V2
Engsoleie	II+	V+	IV+	+	V1
Føllblom	I+	IV1	V1		III+
Løvetann	I+	IV+	IV+	+	IV+
Blåkoll	-	IV1	III1		V1
Smårapp	I+	II1	V2		IV+
Groblad	-	-	IV1		I+

Det er i ettertid klart at tre år var alt for kort tid for å få etablert en noenlunde stabil vegetasjon i forsøket. Hvis dette hadde blitt ført videre i en lengre periode, kunne det ha blitt et enestående oppslagsverk for undersøkelser over de forskjellige dyreslagenes virkning på vegetasjon, dyreliv og landskap. Nå ble det hele avsluttet lenge før vegetasjonen hadde stabilisert seg. Når det gjelder den botaniske siden av undersøkelsen kunne etter

min mening disse midlene og det arbeid som ble nedlagt ha blitt bedre anvendt ved å undersøke allerede eksisterende beitefelt av forskjellig type.

Litteratur

Kielland-Lund, J. 1976. Beitets påvirkning på ulike skogvegetasjonssamfunn. - Gjengroing av kulturmark. Internordisk symposium 27.-28. nov. 1975. NLH, Ås. 8 s.

Vegetasjonsendringer på rikmyr seks år etter opphør av beite på Sølendet, Røros

Liv Sigrud Nilsen

Referat

Nilsen, L.S. 1998. Vegetasjonsendringer på rikmyr seks år etter opphør av beite på Sølendet, Røros. - NTNU, Vitensk.mus. Rapp. Bot. Ser. 1998-4: 7-13.

Beite med storfe i rikmyrvegetasjon på Sølendet i perioden 1976-91 førte til betydelige tråkkskader og ga store områder med bar torv. Etter opphør av beite viste analyse av fastruter i 1992 og 1997 at andelen bar torv har gått sterkt tilbake. Arter som koloniserte de åpne områdene var hovedsakelig arter som var i rutene, men med svært liten dekning i 1992 eller arter som fantes like ved rutene. I tillegg gikk beiteprefererte arter som myrsauløk (*Triglochin palustris*) og tunrapp (*Poa annua*) sterkt tilbake. Dette har ført til at beitede ruter er blitt mer lik ubeitede.

Liv S. Nilsen, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, 7034 Trondheim

Summary

Nilsen, L.S. 1998. Vegetational changes six years after grazing closure at Sølendet, Røros. - NTNU, Vitensk.mus. Rapp. Bot. Ser. 1998-4: 7-13.

Cattle grazing in rich fen vegetation at Sølendet in the period 1976-91 caused trampling damages resulting in bare peat areas. The analyses from 1992 and 1997 showed that the amount of bare peat decreased after grazing closure. Species colonizing the bare peat was mostly species with a low cover value in 1992 or species that appeared close to the plots. Species promoted by grazing like *Triglochin palustris* and *Poa annua* decreased. The grazed area is getting more similar to the ungrazed area.

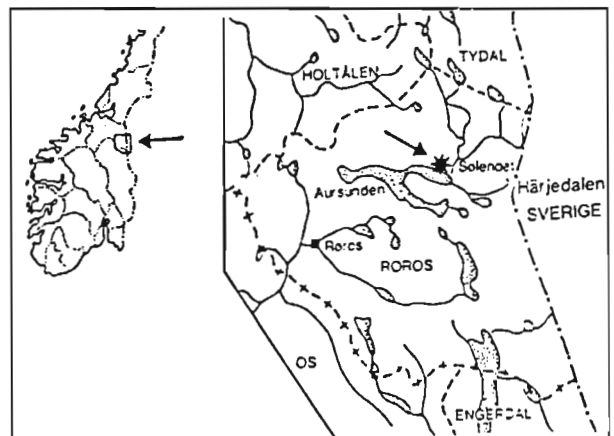
Liv S. Nilsen, Norwegian University of Science and Technology, Museum of Natural History and Archaeology, Institute of Natural History, N-7034 Trondheim

Innledning

Undersøkelsen av beitepåvirkning på myrvegetasjon ble satt i gang etter at det ble observert store vegetasjonsendringer i et område like utenfor Sølendet naturreservat som følge av storfebeite i perioden 1976-91. Effektene av slått er godt dokumentert for området (Aune et al. 1994, 1995, 1996, Moen 1990, 1995, Øien 1998) mens effekten av storfebeite i rikmyrområder er mindre kjent. Nilsen (1995) gir en oppsummering av undersøkelsene gjort i 1992. I 1997, seks år etter at beitet opphørte og fem år etter forrige undersøkelse ble det gjort en reanalyse av fastrutene. Resultatet av undersøkelsene viser at effekten av beite avtar ved gjengroing.

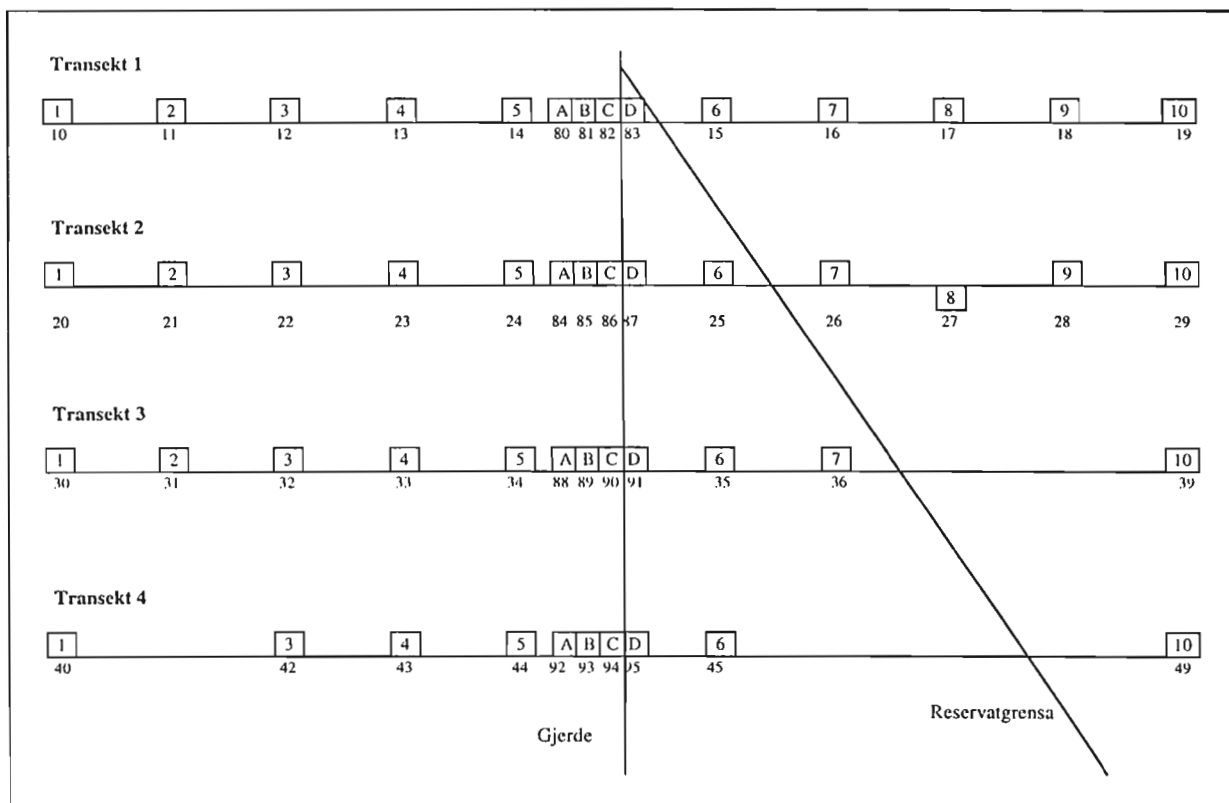
Materiale og metoder

Undersøkelsene ble gjort på rikmyr i og like utenfor Sølendet naturreservat (figur 1 og 2). Bakkemyr med jevn helling på 2,5-3° dominerer området. Ei eiendomsgrense krysser myra som av begge grunneiere ble brukt til slått fram til ca 1950.



Figur 1. Lokalisering av Sølendet på Brekken i Røros kommune.

Fram til 1976 var det ingen synlig forskjell på hver side av eiendomsgrensa. Dette bekreftes av vegetasjonskart (Prestvik 1973) og flyfoto (bl.a. Fjellanger Widerøe AS 05.07.1976 52205 A2, 1 : 12 000). Det beita området ligger like utenfor reser-



Figur 2. Skjematisk presentasjon av studieområdet på Sølendet med gjerde, reservatgrensa, transekter og ruter. Alle ruter unntatt B- og C-ruter er 0,25 m². Lengden på B- og C-rutene er 0,5 m, mens bredden varierer. Området på venstre side av gjerdet har vært beitet. Området mellom gjerdet og reservatgrensa (inkludert rutene 25, 35, 36, 45, 87, 91 og 95) har vært upåvirket siden slåtten opphørte rundt 1950. Resten av området ligger innenfor Sølendet naturreservat og er ekstensivt slått.

vatet. Et gjerde er satt opp, men gjerdet følger ikke reservatgrensa helt nøyaktig. Dette har ført til at et lite område ligger utenfor både beiteområdet og reservatet og har dermed vært upåvirket siden slåtten opphørte. I perioden 1976-91 beitet 15 storfe (NRF) i området fra juni til september-oktober. Det er ikke brukt kunstgjødse. Den delen av undersøkelsesområdet som ligger innenfor reservatet er slått to ganger med tohjulsstraktor og høy ljustubb siden skjøtselen startet på Sølendet.

I 1992 ble fire transekt på 20 meter (10 meter på hver side av gjerdet) lagt ut i rikmyrvegetasjon. Transektene er vinkelrette mot gjerdet og 0,25 m² ruter ble systematisk plassert på oversiden av transektlinjen. Ruter som kom i annet enn fastmattemyr, ble lagt nedenfor målebåndet. Var vegetasjonen fortsatt ikke fastmattemyr, ble ruta forkastet.

Langs gjerdet var andelen bar torv svært høy. For bedre å illustrere dette, ble det lagt ut noen ekstra ruter ved gjerdet i transektene. A-ruta (0,25 m²) ble lagt fra det verste området med bar torv mot

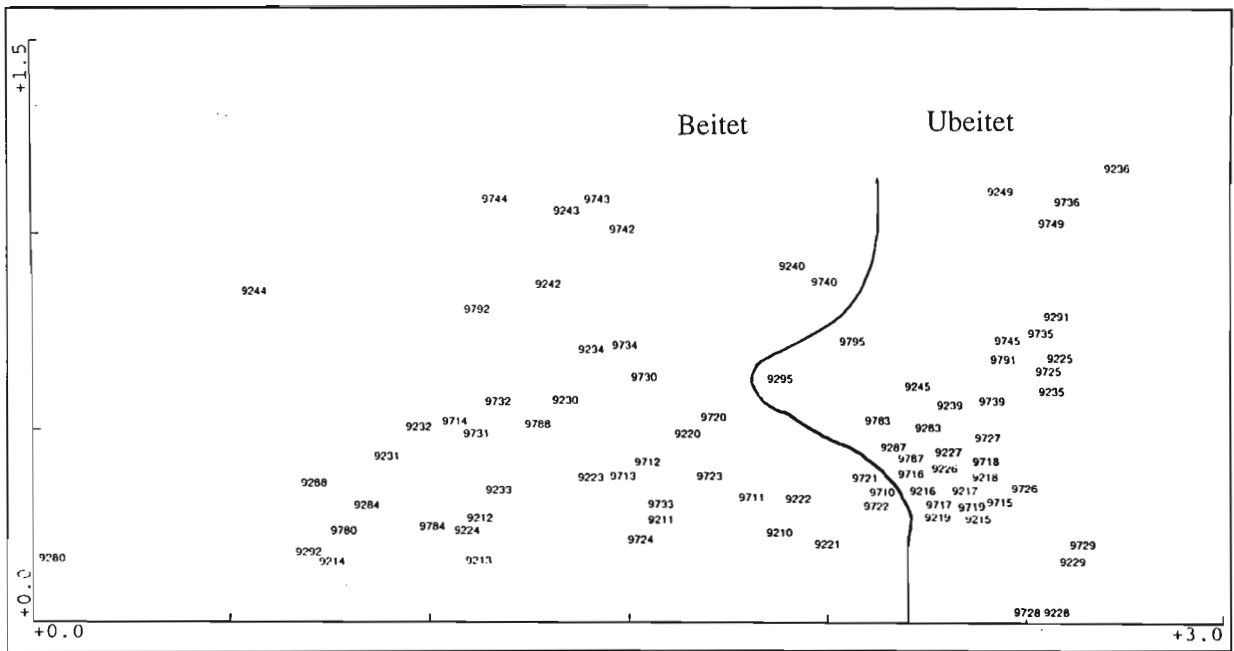
rute 5, B-ruta dekker det området med mest bar torv, C-ruta ble lagt fra B-ruta og mot gjerdet og D-ruta er ei 0,25 m² rute på ubeitet side av gjerdet. Lengden av B- og C-rutene varierer, mens bredden er 0,5 m for alle. For mer utfyllende beskrivelse se Nilsen (1995).

Dekningsskalaen er en modifisert utgave av Hult-Sernander-Du Rietz skala (etter Moen 1990). Karplanter følger Lid & Lid (1994), moser Frisvoll et al. (1995) og lav Krog et al. (1980).

DCA-ordinasjon ble utført på alle 0,25 m² ruter fra 1992 og 1997 (42 ruter x 2) (B- og C- ruter utelatt) i CANOCO versjon 3.15. Ordinasjonen ble kjørt med standard nedveiging av sjeldne arter. Forøvrig ble standardinnstillingene i CANOCO benyttet.

Resultat

De fleste beiterutene flyttet seg mot høyre langs DCA-akse 1 (figur 3). Det var rutene nærmest gjerdet som endret posisjon mest. Dette er ruter med stor andel bar torv i 1992. På ubeitet side av



Figur 3. DCA ordinasjonsdiagram som viser plasseringen av alle 0,25 m²-rutene fra 1992 og 1997 (42 x 2 ruter) langs første og andre akse. Gjerdet er tegnet inn. Ruter analysert i 1992 er markert med 92 foran rutenummeret, mens ruter analysert i 1997 er markert med 97 foran rutenummeret.

gjerdet var det små endringer. Akse 2 har lav egenverdi (tabell 1), og det er vanskelig å forklare noe ut fra den. Figur 4 viser antall arter i A-, B-, C- og D-rutene i 1992 og 1997 og tabell 2 viser et gjennomsnittlig antall arter i A-, B-, C- og D-rutene i 1992 og 1997. B-rutene hadde en markant økning i antall arter, men også A-rutene hadde økning. Også de fleste C- og D-ruter var mer artsrike i 1997.

Tabell 1. Egenverdi og gradientlengde for 1. og 2. akse i DCA-ordinasjonen for 1992 og 1997 (42 x 2 ruter).

Akse	1	2
Egenverdi	0,266	0,078
Gradientlengde	2,685	1,46

Tabell 2. Gjennomsnittlig antall arter i A-, B-, C- og D-rutene i 1992 og 1997.

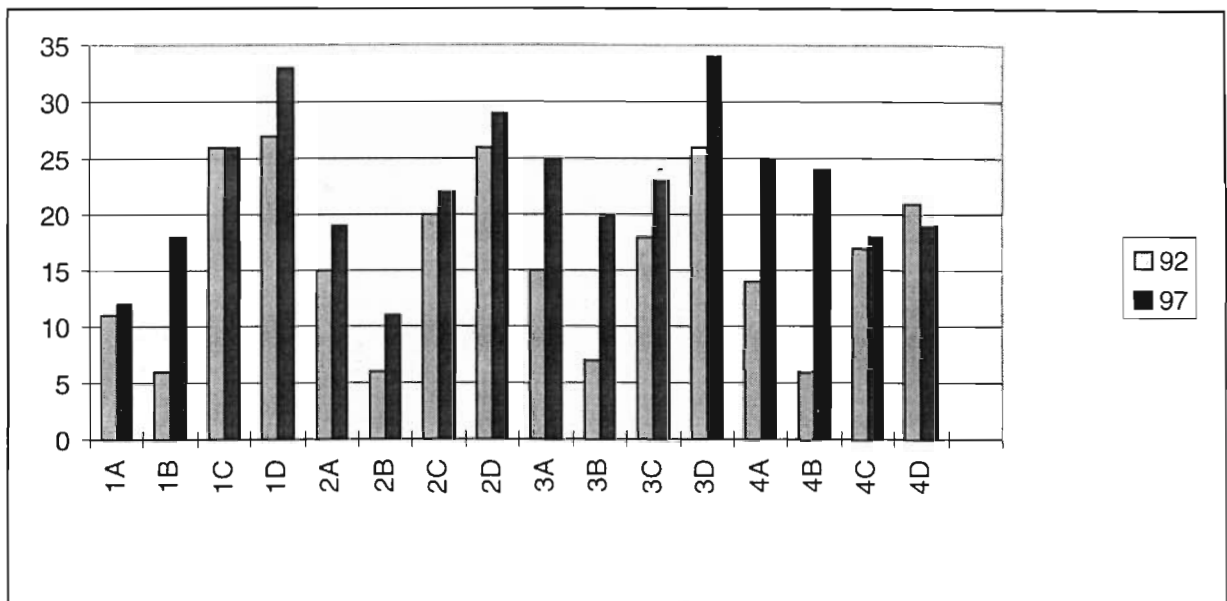
Rute	A	B	C	D
1992	14	6	20	25
1997	20	18	22	29

Diskusjon

Figur 3 viser at fra 1992 til 1997 er rutene i det beitede området blitt mer lik rutene i det ubeitede området. Arter som fremmes av beite som myrsauløk (*Triglochin palustris*) og tunrapp (*Poa*

annua) går sterket tilbake (tabell 3). I 1992 var tunrapp å finne i fem av åtte A- og B-ruter mens den i 1997 bare fantes i to. Tunrapp er ingen myrplante, men etablerer seg fra frø i dyrefôr som beitedyra tar med seg. Etter som tunrapp tolererer stor tråkkpåvirkning og har mulighet til å etablere seg i barmarksflekker fra tråkkskader (Grime et al. 1988, Elveland 1975), etablerte tunrapp seg i området i årene med sterkt beitepress. Gjødning fra beitedyrene virker positivt på forekomsten både ved å inneholde/spre frø og ved å danne substrat som arten kan vokse i. Ved beiteopphør stopper frøtilførselen og som årlig art blir tunrapp da avhengig av egen frøproduksjon for å opprettholde populasjonen. Videre kan flere arter etablere seg på den bare torva når tråkkpåvirkningen er borte, og dermed får tunrapp konkurranse. Dette er antakelig viktige årsaker til at tunrapp har gått så sterkt tilbake. Myrsauløk var i 1992 vanlig på beitet side av gjerdet. Aune et al. (1996) viser at den også blir fremmet av slått. I 1997 er myrsauløk mindre vanlig på beitet side. Årsaken kan være at det er vanskeligere å etablere seg når andelen bar torv går tilbake. Ser en på hvor den fortsatt finnes, er det i A- og B-rutene ved gjerdet.

I A- og B-rutene kommer skogsiv (*Juncus alpino-articulatus*) sterkt inn mens arten går tilbake ellers i beiteområdet. Ved beite var antakelig forholdene



Figur 4. Oversikt over antall arter i A-, B-, C- og D-rutene i 1992 og 1997.

ved gjerdet for ustabile, mens den utnyttet åpningene i plantedekket ellers i beiteområdet. I 1997 taper den i konkurransen med andre arter ellers i beiteområdet, mens den ved gjerdet er en dominerende art.

Duskull (*Eriophorum angustifolium*) er en dominerende art på beitet side, selv om dekningen går litt tilbake etter at beite opphørte. I A- og B-rutene derimot har dekningen økt. Dette er en art som øker ved forstyrrelse (Moen 1990, Arnesen 1994) og som går inn og koloniserer bar torv etter opphør av beite.

Brudespore (*Gymnadenia conopsea*), følblom (*Leontodon autumnalis*) og gullmyrklegg (*Pedicularis oederi*) er vanlige på rikmyrene i området, men med liten toleranse for beitepåvirkning var de så og si fraværende ved beite. Etter beiteoppør har artene økt på beitet side av gjerdet (tabell 3). Også blåtopp (*Molinia caerulea*) og bjønnskjegg (*Tricophorum cespitosum*) har større dekning på beitet side etter beiteoppør.

På ubeitet side av gjerdet er det små endringer i rutefordelingen (figur 3), men tabell 3 viser at i flere ubeitete ruter øker artsantallet fra 1992 til 1997. Figur 4 viser at i de fleste D-rutene øker artsantallet betraktelig. Det er for det meste små arter med lav dekning som kommer inn. Det var tørt under feltarbeidet begge årene, men i 1997 ble det benyttet sprayflaske med vann ved registrering av bunnsjiktet. Dermed ble det enklere å få øye på små arter som kan være oversett i 1992.

Litteratur

- Arnesen, T. 1994. Vegetasjonsendringer i tilknytning til tråkk og tilrettelegging av natursti i Sølendet naturreservat. - Univ. Trondheim Vitensk. mus. Rapp. Bot. Ser. 1994-5: 1-49.
- Aune, E.I., Kubiček, F., Moen, A. & Øien, D.-I. 1994. Biomass studies in semi-natural ecosystems influenced by scything at the Sølendet Nature Reserve, Central Norway. I. Rich fen community - *Ekológia* (Bratislava) 13: 283-297.
- Aune, E.I., Kubiček, F., Moen, A. & Øien, D.-I. 1995. Biomass studies in semi-natural ecosystems influenced by scything at the Sølendet Nature Reserve, Central Norway. II. Wooded grassland vegetation. - *Ekológia* (Bratislava) 14: 23-34.
- Aune, E.I., Kubiček, F., Moen, A. & Øien, D.-I. 1996. Above- and below-ground biomass of boreal outlying hay-lands at Sølendet nature reserve, Central Norway. - *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 10: 23-34.
- Elveland, J. 1975. Rikärr i Norrland. Naturvårdsproblem och skötselasppekter. - Statens Naturvårdsv. PM 619: 1-78.
- Frisvoll, A.A., Elvebakk, A., Flatberg, K.I. & Økland, R.H. 1995. Sjekkliste over norske mosar. Vitskapleg og norsk namneverk. - NINA Temahefte 4: 1-104.
- Grime, J.P., Hodgson, J.G. & Hunt, R. 1988. Comparative plant ecology. A functional approach to common British species. - Unwin Hyman Ltd. London.
- Krog, H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. 1980.

- Lavflora. Norske busk- og bladlav. - Universitetsforlaget, Oslo.
- Lid, J. & Lid, D.T. 1994. Norsk flora. 6. utg. Ved R. Elven. - Det norske samlaget, Oslo.
- Moen, A. 1990. The plant cover of the boreal uplands of Central Norway. I. Vegetation ecology of Sølendet nature reserve; haymaking fens and birch woodlands. - *Gunneria* 63: 1-451, 1 kart.
- Moen, A. 1995. Vegetational changes in boreal rich fens induced by haymaking; management plan for the Sølendet nature reserve. - s. 167-181 i Wheeler, B.D., Shaw, S.C., Fojt, W.J. & Robertson, R.A. (red.) Restoration of temperate wetlands. John Wiley & Sons.
- Nilsen, L.S. 1995. Endringer i vegetasjonen som følge av storfebeite på Sølendet i Røros kommune. - Univ. Trondheim Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1995-3: 46-60.
- Prestvik, B. 1973. Vegetasjonskart over Sølendet i Røros. - Jorddirektoratet, Avd. for Jordregistrering, Ås. Upubl.
- Øien, D.-I. 1998. Sølendet naturreservat. Årsrapport og oversyn over aktiviteten i 1997. - NTNU Vitensk.mus. Bot. Not. 1998-1: 1-29.

Korttidseffekter etter hogst på gjenstående skogteiger i boreale skoger. En eksperimentell studie i granskog

Bodil Wilmann

Referat

Wilmann, B. 1998. Korttidseffekter etter hogst på gjenstående skogteiger i boreale skoger. En eksperimentell studie i granskog. - NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1998-4: 14-19.

Eksperimentet ble utført i en gammel kystgranskog i Midt-Norge. Undersøkelseområdet er på omtrent 100 ha. Målet med prosjektet var å undersøke biodiversitet (planter, invertebrater og fugler) i en boreal kystgranskog og hvordan denne biodiversiteten påvirkes av habitatfragmentering.

Vinteren 1995/96 ble den eksperimentelle snauhogsten foretatt i de utvalgte flatene. Området var delt i tre; et småfragmentert felt med 23 små hogstflater á 0,2 ha, et storfragmentert felt med 3 hogstflater á 2,25 ha og mellom disse et urørt kontrollfelt. Korridorer ble satt igjen mellom alle gjenstående skogteiger.

Vegetasjonsundersøkelsen fokuserer på endringer i antall småruteobservasjoner i de gjenstående skogteigene fra 1995 til 1997 (før og to sesonger etter hogst). Det blir vist at vegetasjonen i kontrollfeltet var mer stabil enn i de fragmenterte feltene. I begge disse feltene, og særlig i det småfragmenterte, var det en større andel arter som hadde en reduksjon i antall småruteforekomster enn arter som økte. Denne korttidseffekten blir diskutert.

Bodil Wilmann, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim
E-post: bodil.wilmann@ninatrd.ninaniku.no

Summary

Wilmann, B. 1998. Short time effects after logging on remaining wooded areas in boreal forests. An experimental study in spruce forest. - NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1998-4: 14-19.

The experiment was carried out in an old coastal spruce forest in Central Norway. The study area is about 100 ha. The aim of the project was to examine the biodiversity (plants, invertebrates and birds) in a coastal, boreal spruce forest and how this biodiversity is affected by habitat fragmentation.

The area was experimentally fragmented during the winter 1995/96 when the selected patches were clear-cut. The area was divided into three parts; one for fine-grained fragmentation with 23 clear-cut plots each of 0.2 ha, one for coarse-grained fragmentation with 3 clear-cut plots each of 2.25 ha and between these two parts an undisturbed control area. Corridors exist between all remaining wooded areas.

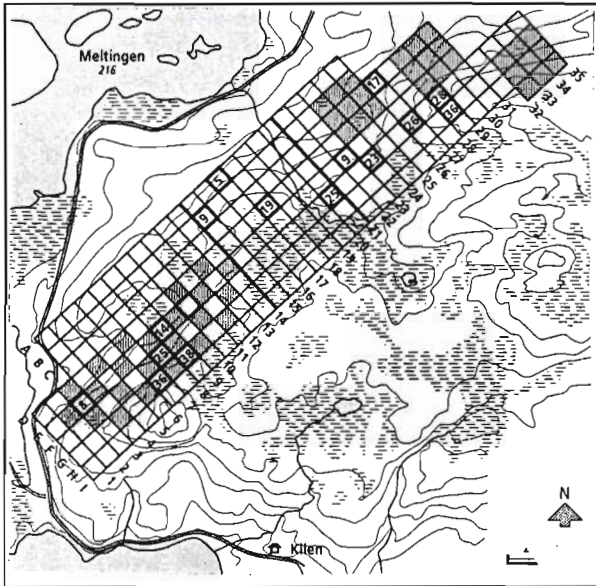
The vegetation study focuses on changes in plant occurrence and population density inside the remaining wooded areas between the years 1995 and 1997 (before and two seasons after the logging). It is shown that the vegetation in the control area was more stable than in the fragmented areas. In the remaining wooded areas the number of species with a decrease was greater than the increase, particular in the fine-grained area. This short time effect is discussed.

Bodil Wilmann, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway
E-mail: bodil.wilmann@ninatrd.ninaniku.no

Innledning

Ved hjelp av to års analysedata fra faste prøveflater, før og etter hogst, studeres den effekten hogsten måtte ha hatt på vegetasjonen i de gjenstående skogteigene. Undersøkelsen er en del av et større, tverrfaglig eksperiment. I tillegg til vegetasjonen ble det fokusert på taksoner av fugler og grupper av invertebrater (biller, edderkopper og snylteveps).

Prosjektet ble startet i 1994; hovedhensikten var todelt. Første fase (1994-95) besto i å undersøke sammensetningen av biodiversiteten for noen utvalgte taksa i en boreal skog delt i tre forsøksfelter hvorav ett kontrollfelt. Deretter ble det vinteren 1995-96 hogd ut 23 små teiger på 40 x 40 m i ett av forsøksfeltene og tre teiger på 150 x 150 m i et annet. Kontrollfeltet ligger i mellom disse to feltene (figur 1). Hogsten foregikk slik at det sto igjen korridorer mellom alle delene av den



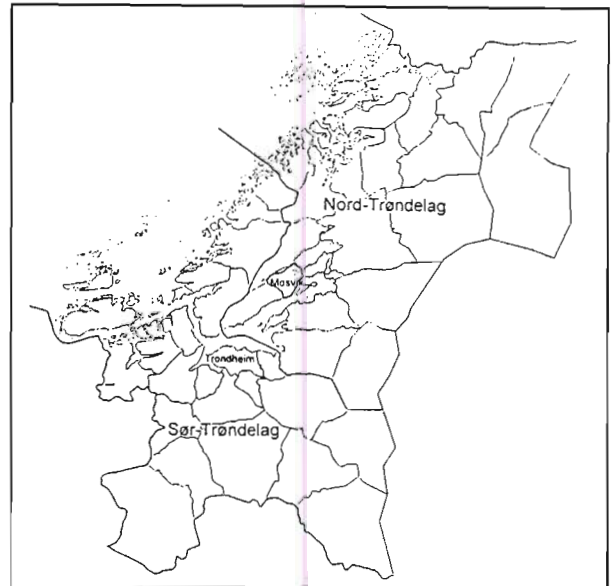
Figur 1. Forsøksområdet inndelt i 50 x 50 m ruter. I de skraverte rutene ble det hogd vinteren 1995-96. Innsamlingsstasjonene finnes i de nummererte rutene. Koordinater er angitt langs kantene. Det småfragmenterte feltet omfatter rekkene 1-14, kontrollfeltet rekkene 15-21 og det storfragmenterte feltet rekkene 22-35.

gjenværende skogen. Til tross for dette omtales de to forsøksfeltene med hogst som det småfragmenterte/storfragmenterte feltet. Andre fase (1996-97) besto i å undersøke hvordan biodiversiteten i den gjenværende, mosaikkerte skogen ble påvirket av hogsten.

Bakgrunnen for valg av forsøksområdet finnes hos Tømmerås & Breistein (1995) og Tømmerås et al. (1996, 1997). Der er hele prosjektet, området, de tre forsøksfeltene (figur 1), benyttet metodikk og biodiversiteten i skogen før og etter hogst beskrevet nærmere. Korttidseffekter på løpebiller er behandlet av Abildsnes (1998) & Abildsnes & Tømmerås (in prep.). Prosjektet vil bli avsluttet i 1999 med en NINA fagrapport.

Forsøksområdet

Forsøksområdet er en vel 1 km² stor granskog i Mosvik kommune, Nord-Trøndelag (figur 2) som eies av Vinje bruk. Den har vært lite påvirket av skogsdrift de siste 70-80 årene. Etter nyttårsorkanen i 1992 ble det drevet ut en del av de trærne som hadde blåst ned. Skogen er flersjiktet med store, gamle trær og har naturlig foryngelse. Døde trær i forskjellige nedbrytningsstadier finnes i skogbunnen.



Figur 2. Oversiktskart over Trøndelag. Mosvik kommune er avmerket.

Forsøksområdet er benyttet som sauebeite, i tillegg finnes det mye elg. Sommeren 1996 tok 5-8 storfe seg inn i området. Dyrene ble tiltrukket til stasjonene av konserveringsvæske i insektfellene og oppholdt seg der i omtrent fire uker. I løpet av denne perioden hadde de oppholdt seg på de fleste stasjonene opptil flere ganger, noe som har skadet datagrunnlaget fra denne feltsesongen. Av den grunn blir dataene fra 1995 (før hogst) og 1997 (siste feltsesong etter hogst) benyttet under bearbeidingen for å se om det er mulig å finne en korttidseffekt av inngrepet.

Skogen ligger i mellomboreal region og har et oseanisk preg. Årsmiddeltemperaturen er ca 3,5 °C med juli som den varmeste (13 °C) og januar som den kaldeste måneden (-5,5 °C). Årsnedbøren er på ca 1040 mm, og det meste faller om vinteren. Mai er den tørreste måneden med ca 50 mm nedbør. 1995-sommeren var relativt kald mens 1997-sommeren var meget varm og tørr.

I det småfragmenterte feltet ble det ved hogsten fjernet ca 3,5 ha med trær mens uttaket i det storfragmenterte feltet var på 6,8 ha. Total kantlengde var derimot størst i det småfragmenterte feltet, ca 3500 m mot ca 1800 m i det storfragmenterte feltet.

Metodikk for vegetasjonsundersøkelsen

Hele området ble delt opp i 50 x 50 m ruter. Blant de rutene som ikke skulle hogges ble det trukket ut fire skogruter i kontrollfeltet og seks i hvert av

de to andre. En stasjon for analyse av vegetasjonen og innsamling av invertebrater ble plassert midt i en slik rute. På hver stasjon ble det lagt ut et felt på 5 x 10 m, og fem tilfeldig uttrukne fastruter (1 m²) ble analysert årlig i perioden 1995-97, noen av rutene også i 1994. To fallfeller for innsamling av insekter ble plassert utenfor hver analyserute i en avstand på ca 25 cm. I tillegg ble insekter samlet inn i fem vindusfeller og en malaisefelle utenfor 5 x 10 m feltet; for en nærmere beskrivelse av felletypene se Tømmerås & Breistein (1995). På hver stasjon ble det utført målinger av trær og død ved. Skogstrukturen ble beskrevet av Tømmerås et al. (1997) ut fra disse målingene.

En 1 m²-rute ble delt inn i 16 småruter. Alle arter, vesentlig karplanter og moser, ble registrert i hver av de 1/16 m² smårutene. For lettere å kunne finne korttidseffekter ble det registrert om det forekom noen få, svake individ i småruten (1), om arten dekket under halve småruten (2) eller halve småruten eller mer (3). I tillegg ble det registrert om arten var «rotfestet» i småruten eller ei. På rutenivå ble det registrert prosent dekning av artene. Det ble også registrert om en art var fertil eller ikke i ruten (ikke for kryptogamene). Fotodokumentasjon av hver rute finnes for hvert år.

DCA-ordinasjon ble benyttet til å analysere vegetasjon i området begge årene, med programpakken CANOCO (ter Braak 1987, 1990). Før ordinerings ble datasettet nedveid.

For å analysere en eventuell endring i mengden av en art fra 1995 til 1997 ble et relativt mål beregnet for en stasjon eller et felt:

$$\text{Endring} = (n_{1997} - n_{1995})/n_{1995}$$

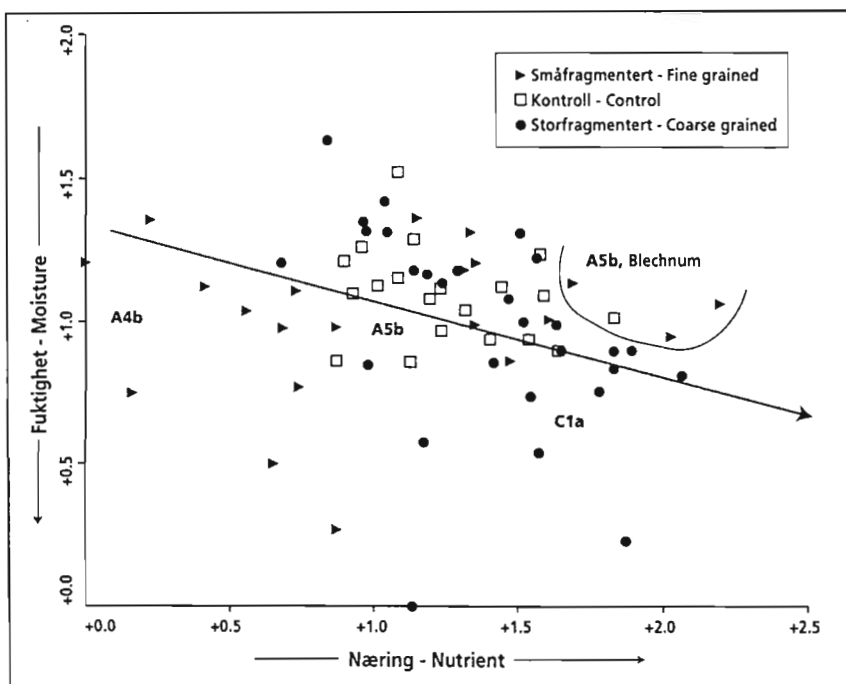
der n_{1995} er antall småruteobservasjoner i 1995 og n_{1997} er antall småruteobservasjoner i 1997

Endringen kan være negativ; -1 innebærer at arten ikke ble gjenfunnet. Den får verdien 0 når arten hadde samme frekvens de to årene og blir positiv når arten går fram (teoretisk maksimum er 1 mindre enn totalt antall småruter). Arter som var nye for stasjonen/feltet i 1997 er ikke med i beregningen.

Nomenklaturen følger Lid & Lid (1994) for karplanter og Fremstad (1997) for vegetasjonstyper (koder).

Opprinnelig vegetasjon

I det småfragmenterte feltet ble det lagt ut to stasjoner i fattig sumpskog (E1) og i det storfragmenterte feltet en stasjon i rik sumpskog (E4). Da det ikke ble lagt ut noen stasjon i sumpskog i kontrollfeltet, har jeg konsentrert meg om fastmarksvegetasjonen. Skogen er i hovedsak bregnedominert (figur 3). Både småbregnetypen (A5b), storbregnetypen (C1) og overgangen mellom dem er vanlige i området. I tillegg finnes noe blåbærskog (A4b). En mer detaljert beskrivelse finnes hos Tømmerås et al. (1996).



Figur 3. DCA-ordinasjon av 69 analyseruter fra granskog, akse 1 og 2 skalert i SD-enheter. Gradienten fra blåbærskog (A4b) via småbregneskog (A5b) til storbregneskog (C1) er inntegnet på plottet.

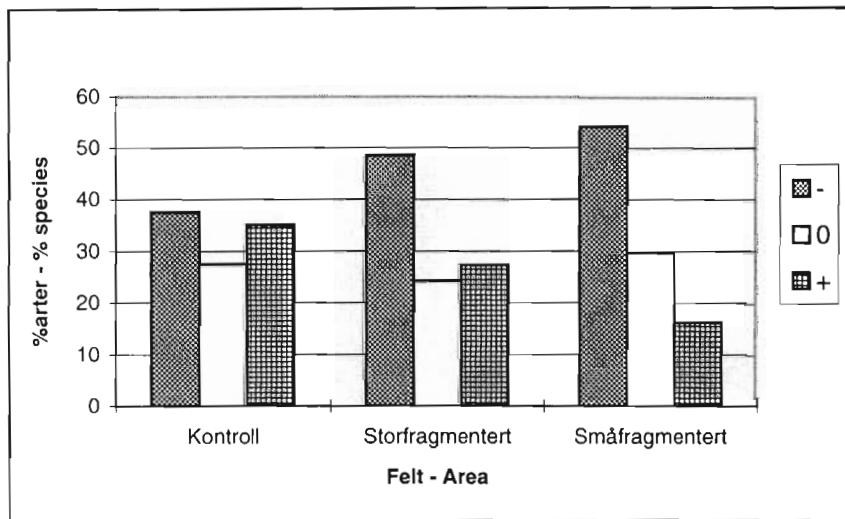
Korttidseffekter av hogsten på det gjenværende, tredekte arealet

Mere permanente vegetasjonsendringer vil være en eventuell langtidseffekt av de to inngreps-typene. På kort tid vil vegetasjonen derimot være preget av mer eller mindre tilfeldige endringer. Derfor er det lite sannsynlig at en eventuell forskjell mellom feltene vil avspeile seg i en ordinasjon, noe som viste seg å være tilfelle.

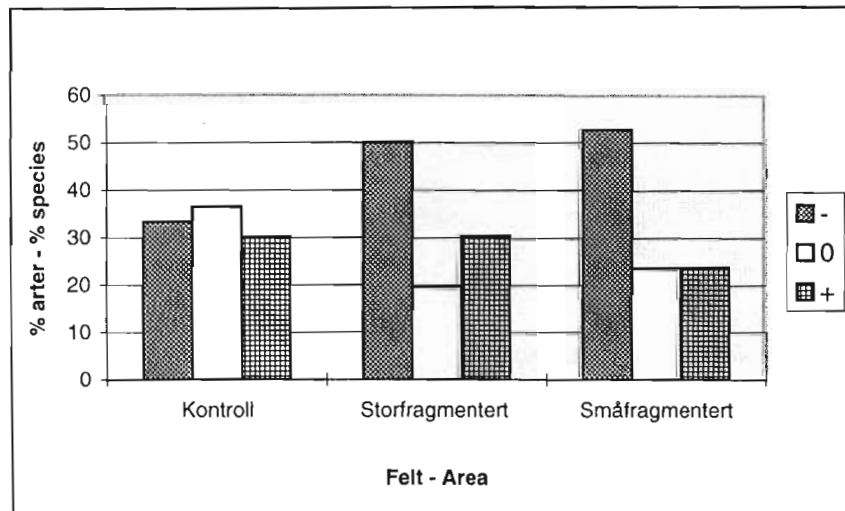
En hypotese er at skogvegetasjonen i kontrollfeltet var mer stabil enn i de to andre feltene, at variasjonen mellom årene var mindre her til tross for den tørre og varme 1997-sommeren. For å få et mål på dette forholdet er endringen pr art pr felt beregnet for henholdsvis blåbær- og bregnerik vegetasjon. Hvis hypotesen holder, kan man vente å finne en mer tilfeldig fordeling av arter med endring i antall småruteobservasjoner i de fragmenterte feltene enn i kontrollfeltet

Blåbærvegetasjon finnes på en stasjon i hvert av de tre forsøksfeltene. Bregnerik vegetasjon finnes på fire stasjoner i det storfragmenterte feltet og tre stasjoner i hver av de to andre forsøksfeltene. Figur 4 viser hvor mange prosent av artene i hvert av feltene som gikk tilbake, var stabile eller gikk fram i hver av de to vegetasjonstypene. Figur 5 viser det samme, men der er endringene fordelt på tre kategorier (liten, middels, stor).

Antagelsen om at skogvegetasjonen i kontrollfeltet var mest stabil synes å holde stikk. I begge tilfellene hadde de fleste artene ingen eller liten endring i antall småruter de forekom i. Det er en liten andel av artene som hadde en middels stor fram- eller tilbakegang. Da arter med lav frekvens er meget sårbare for rene tilfeldigheter, er det ikke uventet at et større antall arter får en relativt stor endring.

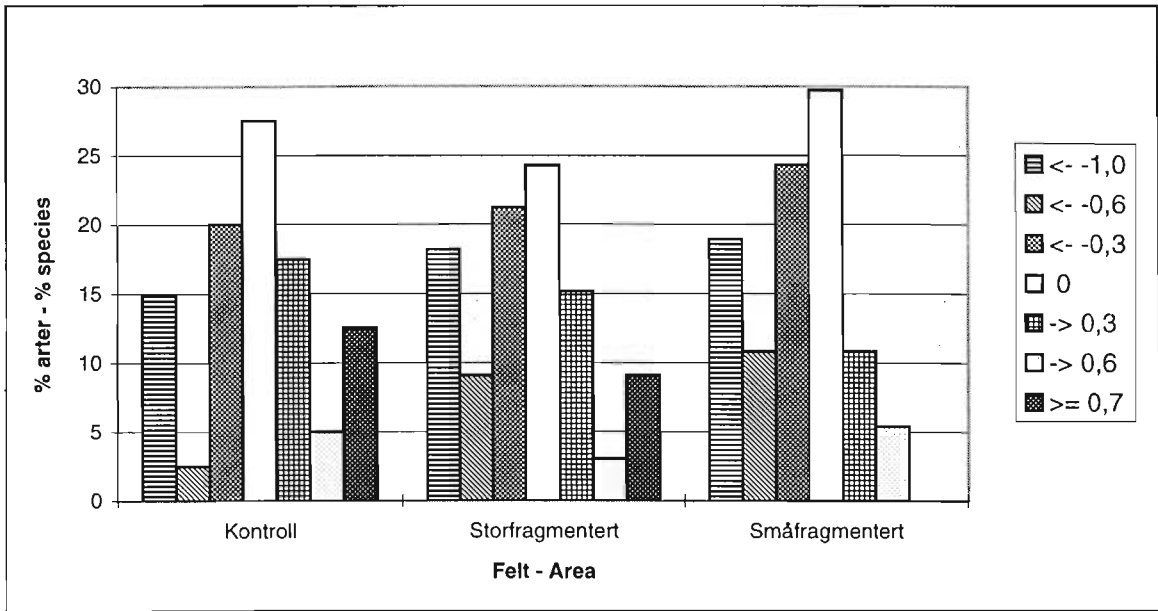


a

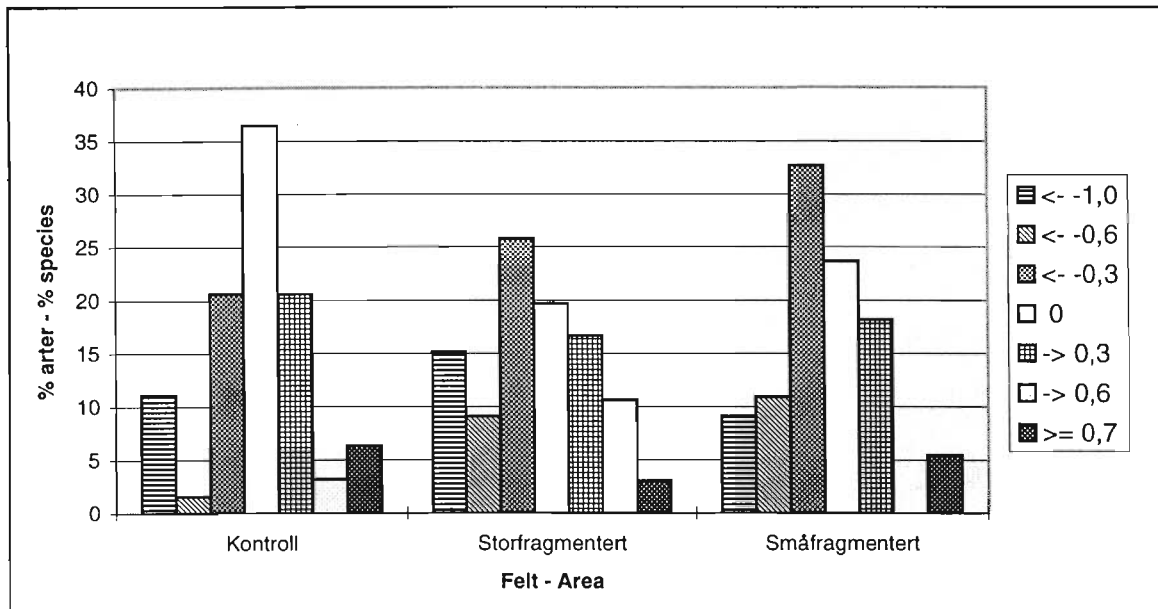


b

Figur 4. Andel arter (%) som har et redusert antall småruteforekomster (-), er konstant (0) eller har et økt antall småruteforekomster (+) i 1997 i forhold til 1995. a) Blåbærvegetasjon (A4b), basert på en stasjon pr forsøksfelt. b) Bregnerik vegetasjon (Ab5 - C1), basert på 3-4 stasjoner pr forsøksfelt.



a



b

Figur 5. Andel arter (%) som har et redusert antall småruteforekomster, er konstant (0) eller har et økt antall småruteforekomster i 1997 i forhold til 1995 fordelt på kategorier: Liten endring (0 – -0,3/0 – 0,3), Middels endring (0,3 – 0,6/-0,3 – -0,6), Stor endring ($\geq 0,7$ /-0,6 – -1). a) Blåbærvegetasjon (A4b), basert på en stasjon pr forsøksfelt. b) Bregnerik vegetasjon (Ab5 - C1), basert på 3-4 stasjoner pr forsøksfelt.

I de to andre forsøksfeltene er tilbakegangen relativt større enn framgangen i både blåbær- og bregnerik vegetasjon, dette gjelder særlig for det småfragmenterte feltet. Det har blitt flere arter med en middels stor nedgang (figur 5), og i den bregnerike typen var det en større andel arter med svak nedgang enn andel arter som var konstante.

Blåbær (*Vaccinium myrtillus*) var ikke uventet den arten som tydeligst reagerte på de endrete forholdene. Allerede sommeren 1996 var bladmeng-

den svært redusert i mange av rutene i de to fragmenterte feltene. Sommeren 1997 ble det i tillegg observert en del døde skudd. Men samtidig var det en god del nyetablering av blåbær.

Diskusjon

Små fragmenter har en større andel kanthabitat enn store fragmenter. Et stort fragment grenser mot et større åpent areal og har lengre kantsoner enn et lite. I det småfragmenterte feltet var de gjenstående skogteigene så små at muligens alt vil

utvikle seg til kanthabitat i første omgang. Det relativt store antallet arter med nedgang i antall småruteforekomster kan tyde på det samme. Det var det inntrykket jeg fikk under feltarbeidet sommeren 1997. Sollyset nådde inn til stasjonene, særlig fra sidene, og selv på vindstille dager gikk det en svak bris gjennom skogteigen fra den ene hogstflaten til den andre. Nedgangen kan være rent midlertidig. De individene av blåbær som ble svekket var tilpasset de opprinnelige, skyggefulle omgivelsene, mens de nye individene som kommer opp vil kunne tilpasse seg de nye forholdene.

Det var en relativt stor forskjell også mellom endringene i det storfragmenterte feltet i forhold til kontrollfeltet (figur 4-5). Dette kan tyde på at det har vært en liten kanteffekt også her de første par årene etter hogst. Men i det dette feltet er forholdet mer variert og mer avhengig av de topografiske forholdene. Rute 28 ligger i kanten av en stor hogstflate (figur 1), men hogstflaten ender øverst på en rygg, terrenget heller svakt innover, og det går en bekk gjennom ruten mellom hogstflaten og stasjonen. Resultatet er at påvirkningen fra hogstflaten ikke virker å være så sterk som beliggenheten tyder på. Rute 17 ligger på en 100 m korridor mellom to hogstflater, i kanten av den ene (figur 1). Feltinntrykket var at forholdene på stasjon 17 var de som mest lignet på forholdene i det småfragmenterte feltet.

Vegetasjonsutviklingen videre i de gjenstående teigene kan gå i flere retninger. Effekten av inngrepet kan være at artssammensetningen blir den samme etter en tilpassing til de nye økologiske forholdene (jf. effekten på blåbær). Det er også mulig at en suksesjon har startet i hele eller deler av feltene. Det virker som om korttidseffekten var størst i det småfragmenterte feltet, men det innebærer ikke nødvendigvis at de største endringene vil komme her. De små hogstflatene på 40 x 40 m vil kunne lukke seg raskere enn de større og dette vil kunne motvirke effekten av de små skogteigene. De større hogstflatene vil derimot kunne påvirke utviklingen i den nærliggende skogen over lengre tid.

Takk

Jeg takker Ingvar Brattbakk og Øivind Brevik for all hjelp under feltarbeidet og Bjørn Åge Tømmerås for mange nyttige diskusjoner. Prosjektet er støttet av av Direktoratet for naturforvaltning og Norges forskningsråds program "Skog - miljø, industri og samfunn".

Litteratur

- Abildsnes, J. 1998. Korttidseffekter av eksperimentell habitatfragmentering på løpebiller (Carabidae) i en boreal granskog. - Cand. scient. oppg.
- Abildsnes, J. & Tømmerås, B.Å. Impacts of experimental habitat fragmentation on ground beetles (Carabidae) in a boreal spruce forest. - In prep.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. - NINA Temahefte 12: 1-279.
- Lid, J. & Lid, D.T. 1994. Norsk flora. 6. utgåve ved Reidar Elven. - Det Norske Samlaget. Oslo. 1014 s.
- ter Braak, C.J.F. 1987. CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis (version 2.1). - TNO Inst. Appl. Comp. Sci. Wageningen. 95 s.
- ter Braak, C.J.F. 1990. Update notes: CANOCO version 3.10. - Agricultural Mathematics Group, Wageningen.
- Tømmerås, B.Å. & Breistein, J. 1995. Fragmenteringsforsøk i granskog. Problemstillinger og metoder samt resultater fra feltsesongen 1994. - NINA Oppdragsmelding 342: 1-43.
- Tømmerås, B.Å., Hofgaard, A., Wilmann, B. & Breistein, J. 1996. Fragmenteringsforsøk i granskog. Rapport etter sesongen 1995. - NINA Oppdragsmelding 402: 1-35.
- Tømmerås, B.Å., Ødegaard, F., Breistein, J., Wilmann, B. & Gjershaug, J. O. 1997. Fragmenteringsforsøk i granskog, Mosvikprosjektet. - NINA Oppdragsmelding 488: 1-33.

Om vårskrinneblom, *Arabis thaliana* og klassifisering av samfunnet.

Odd Veвле

Referat

Veвле, O. 1998. Om vårskrinneblom, *Arabis thaliana* og klassifisering av samfunnet. - NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1998-4: 20-25.

Vårskrinneblom, *Arabis thaliana*, og andre planter med «vår-» som prefiks i namnet blir omtala. Samfunn den opptrer i blir skildra med rutenalysar frå 43 bestand i Hordaland, Sogn og Fjordane og Telemark. Forekomstane lar seg klassifisera (etter floristisk-sosiologisk metode) til *Arabis thaliana*-[Stellarietea mediae]-basalsamfunn, *Arabis thaliana*-[Galio-Alliarion]-basalsamfunn og ein assosiasjon Sedo annui-Arabidetum thalianae i Sedo-Scleranthetalia.

Odd Veвле, Høgskolen i Telemark, 3800 Bø i Telemark

Summary

Veвле, O. 1998. On *Arabis thaliana* and classification of the community. - NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1998-4: 20-25.

Arabis thaliana and other species flowering in early spring and having in common the prefix «vår-» (spring) in the Norwegian name are discussed. 43 stands of *Arabis thaliana* have been studied by means of relevés from the counties Hordaland, Sogn og Fjordane and Telemark. A floristical-sociological classification of the table 2 allows the identification of 1) *Arabis thaliana*-[Stellarietea mediae]-basal community, 2) *Arabis thaliana*-[Galio-Alliarion]-basal community and 3) the association Sedo annui-Arabidetum thalianae of the order Sedo-Scleranthetalia.

Odd Veвле, Telemark College, N-3800 Bø, Norway

Dette innlegget handlar om flekkar i kulturlandskapet der det var - og framleis er - godt å vera. Det er ei tilbakemelding og supplement til «Vegetasjonstyper i Norge» (Fremstad 1997) i og med at det gir skildring og klassifisering av ein av dei små norske vegetasjonstypene.

Grunnen til valget er at det i dei siste åra har blitt auka interesse for kulturlandskapsvegetasjon, og dette samfunnet synes utgjera ein lite påakta vegetasjonstype i kulturlandskapet. Artssamansetningen fortel om/indikerer endringar i bruk og påvirkning. Dei ulike utformingane av vårskrinneblom-samfunn gir grunnlag for tolking av slik påvirkning og miljøforhold. Innlegget gir også grunnlag for å jamføra og samanlikna floristisk-sosiologisk klassifisering med numerisk klassifisering. (Arvid Odland viste tabellar og figurar til alternativ klassifisering under framføringa på Kongsvoll.)

Innleiing

Til dei første vårblomane høyrer den uanselige vårskrinneblomen. På solvarme stader kan det i april vera slør av kremfarga blomar på tynne stilkar over solvarme knausar. Tidlege sommar-

fuglar - som sørgekåpe og andre - finn lite føde i dei ørsmå blomane. Veksestaden er oftast tynt jorddekket over berg, eller anna sterkt opptørkande mark, med sparsomt vegetasjonsdekket av saftige bergknapp-arter. Bladrosettane av vinterannuelle overlever tørraste sommaren som frø, spirer i haustvæta, og overvintrar som rosett. Råmen i jorda varer som regel lenge nok til eit visst flor av tidlegblomstring, og oftast til frømodning før jonsok.

Om «vår-plantane»

Førestavinga «vår» inngår i namnet på 23 artar i norsk flora. Førestavinga viser til at det er dei som startar blomstersesongen. Av dei mange sommarblomane er det berre åtte som har fått førestavinga sommar-. Dei fleste er innførte, kultiverte artar. Av dei 23 «vår»-plantane nemner eg først døme på dei som har liknande livssyklus som vårskrinneblomen.

vårarve - *Cerastium semidecandrum*

vårbendel - *Spergula morisonii*

vårrubloom - *Erophila verna*

vårsalat - *Valerianella locusta*

vårveronika - *Veronica verna*

(vårkarse - *Barbarea verna*, innført)
(vårsvineblom - *Senecio vernalis*, innført)
(vårkjærminne - *Omphalodes verna*, innført)

Dei andre med førestavinga «vår» har annleis strategiar som gjer dei til effektive tidlegblomstrarar: kryptofyttar:

våradonis - *Adonis vernalis* (Gotland, Öland)
vårbrunrot - *Scrophularia vernalis* (innført)
vårerteknapp - *Lathyrus vernus*
vårkål - *Ficaria verna*

Om vårskrinneblomen og veksestaden

Men tilbake til vårskrinneblomen og dei som liknar på den. Dei utgjer for mange eit velkjent innslag i visse norske vegetasjonstypar. Om vi kallar fram i barndomsminne: Stader som tørka opp tidleg, bergknausar og tørre bakkar der ein kunne sitja utan å bli våt i rompa. Vi kunne tidleg finna blomar til herbarium som skulle innleverast. Vårskrinneblom og dei andre med førestavinga «vår-» var - eller kunne vera - mellom dei som vart innlemma i tidlege samlingar.

Vårskrinneblomen er nemnt som karakteristisk for «F3 Bergknaus og bergflate» i «Vegetasjonstyper i Norge» (Fremstad 1997), og det er slike stader ein finn mange av dei ovanfor nemnde tidlegblomstrarene. Fremstad nemner fire utformingar og at dei høyrer til Sedo-Scleranthetalia og Koelerio-Corynephoretea p.p. (Fremstad 1997: 57). I den plantesosiologiske oversikten (op.cit.: 227) er klassen nemnt som Sedo-Scleranthetea.

Passarge skildrar veksestad, miljø og sosiologi til vårskrinneblomen (i Rothmaler 1978): «Lückige Xerothermrassen, Ephemerensfluren, nährstoffärmere Äcker, sandige Ruderalstellen, besonders Wegränder, kalkmeidend. Festuco-Brometea, Sedo-Scleranthetea, Aperetalia spicae-venti.»

Ifølge Oberdorfer (1983) er vårskrinneblom å finna i "eittårige pionersamfunn på åpen jord, i åkergrassamfunn, i glisne, magre samfunn ved murar og vegar; på middelsfrisk til tørr, middels nærings- og base-rik, kalkfattig, humushaldig, steinig-grusig eller sandig silt-jord. Den er "Sandindikator" med rotutvikling til 40 cm djup, har insekt- og sjøl-bestøving. Karakterart for Sedo-Scleranthetalia, opptre også i Aperion eller Digitario-Setarienion. Kode for utbreiing er "smed-uras(subocean)". Utbreidd i tempererte soner.

Dierssen (1996:615) reknar vårskrinneblomen til Alyso-Sedion og at den i Sør-Skandinavia synes å spreia seg som apofytt. Dette kan stadfestas av data i dette innlegget, særleg utformingane som blir klassifiserte som basalsamfunn, kolonnane 1-3 og 4-15.

Data

I Hordaland, Sogn og Fjordane og Telemark er utført 43 synedrieanalysar ved velutvikla forekomst av vårskrinneblom. Tabell 1 viser full arts-samansetning, ca 115 artar. Denne tabellen sitt uryddige mønster stadfestar på ein måte det er sagt om inndeling av vegetasjonstypar og ordninga av plantesosiologiske tabellar: «Die Anordnung der Arten in Gesellschaftstabellen nach dem Alfabet, nach Sippen-systematischen oder anderen nicht soziologischen Gesichtspunkten verwischt die eigentliche soziologische Gliederung der Gesellschaften in den Tabellen, so dass sie nicht leicht, ja dem Ungeübten vielleicht gar nicht zu erkennen ist» (Tüxen 1951: 171).

Numerisk klassifisering (Arvid Odland)

Den numeriske klassifiseringa med TWINSPAN o.a. program, vart presentert av Arvid Odland som ledd av foredraget på Kongsvoll-møtet.

Plantesosiologisk klassifisering

Tabell 2 er grunnlag for den plantesosiologiske klassifiseringa. Her er uteletne ein del artar med få forekomstar, og slike som ikkje synes å kunna bidra til floristisk-sosiologisk klassifisering.

Til grunnlag for klassifiseringa og for å grunnkje ei plassering i det floristisk-sosiologiske systemet er det prøvt med ulike rekkjeføljer av analysar (kolonner) og artar (linjer). Tabell 2 har blokker av artar etter kva høgare syntaxa dei har tyngdepunkt i. Med grunnlag i artblokkene har ein ordna rekkjefølja av kolonnar for å få fram eventuelle skiljeartar i delar av tabellen. I tillegg til «Vegetasjonstyper i Norge» (Fremstad 1997) er nytta opplysningar om artane sin sosiologiske tilhørighet både i lærebøker, oppslagsverk og vegetasjonsmonografiske verk (Dierssen 1996, Ellenberg 1996, Mucina & Kolbek 1993, Oberdorfer 1983, Wilmanns 1989).

Blokk 1: *Arabis thaliana* som av Oberdorfer (1983) og Passarge (i Rothmaler 1978) er rekna som karakterart for Sedo-Scleranthetalia er i vår samanheng rekna som karakterart for «assosiasjonen» Sedo annui-Arabidetum thalianae.

Blokk 2 med *Sedum annuum*, *Silene rupestris*, *Polytrichum piliferum*, *Potentilla argentea* o.a. er artar som er nemnde av Fremstad (1997: 57) for dei fire utformingane under F3 Bergknaus og bergflate. Tabellen inneheld 22 artar som er nemnde for F3. Blokka inneheld også andre med tyngdepunkt i Sedo-Scleranthetalia. Dei stadfestar at iallfall den høgre delen av tabellen, kolonnane 21-43 er eit samfunn i denne ordenen.

Blokk 3 med *Poa annua*, *Sagina procumbens*, *Capsella bursa-pastoris* o.a. er skiljeartar for den delen av tabellen som er så forstyrta eller har så sterkt spredningstrykk frå nabo-biotopar at dei tre første analysane har 4-5 artar frå tråkk- og/eller eittårige ugras-samfunn. Desse analysane utgjer eit såkalla basalsamfunn (Kopecky & Hejny 1979) av åkerugras-samfunn i Vassarve-klassen; eit *Arabis thaliana*-[Stellarietea mediae]-basalsamfunn.

Blokk 4 Omfattar fire basifile mosar; *Encalypta streptocarpa*, *Abietinella abietina* o.a. som differensierer fem analysar, nr 16-20. Dei viser svakt at dei høyrer til Sedo-Scleranthetalia og kan truleg reknas som ein basifil variant av assosiasjonen.

Blokk 5 med *Epilobium montanum*, *Geranium robertianum*, *Lapsana communis* o.a. omfattar såleis artar frå Agropyro-Glechometalia, med tyngde i Galio-Alliarion. Analysane 4-15 er oppfatta som eit *Arabis thaliana*-[Galio-Alliarion]-basalsamfunn. Desse artane indikerer ein viss høg? nitrogenstatus. Fleire av dei kan danna breie rosettar og/eller matter og dette kan vera forklaringa på at dei småfalne artane frå Sedo-Scleranthetalia manglar. Ei tolking kan vera at dei er utkonkurrerte. Artsantallet er gjennomgåande lågare enn i den best utvikla delen av assosiasjonen, analysane 32-43. Ei tredje forklaring kan vera at analysane er gjort på små areal der ein ofte kan ha tendens til «overlagring» av samfunn.

Kolonnane 32-43 blir rekna som typisk sub-assosiasjon, med kolonne 40 som nomenklatorisk typus. Artane i blokk 5 er skiljeartar for sub-

assosiasjon geranietosum robertiani, som har nomenklatorisk typus i kolonne 25.

At visse delar av tabellen (særleg kolonnane 21-43) høyrer til F3 «Bergknaus- og bergflate» blir stadfesta av at 22 artar er felles med artlistene for F3 (Fremstad 1997: 57).

Om namnet på forbundet (utformingane i kolonne 16-43) er Alysso-Sedion, Sedo-Scleranthion eller Arabidopsion thalianae, eller om det er eit eige borealt forbund, det er eit anna spørsmål.

Litteratur

- Dierssen, K. 1996. Vegetation Nordeuropas. - Ulmer Verlag, Stuttgart. 838 s.
- Ellenberg, H. 1996. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. - Stuttgart, 1096 s.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. - NINA Temahefte 12: 1-279.
- Kopecky, K. & Hejny, S. 1978. Die Anwendung einer «deduktiven» Methode syntaxonomischer Klassifikation bei der Bearbeitung der strassenbegleitenden Pflanzengesellschaften Nordostböhmens. - Vegetatio 36: 43-51.
- Mucina, L. & Kolbek, J. 1993. Koelerio-Corynephoretea. - s. 492-521 i Mucina, L., Grabherr, G. & Ellmauer, T. Die Pflanzengesellschaften Österreichs. I. Anthropogene Vegetation, Jena.
- Oberdorfer, E. 1983. Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - Stuttgart, 1051 s.
- Passarge, H. 1964. Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes. I. - Pflanzensoziologie 13:1-324. Jena.
- Rothmaler, W. 1978, 1987. Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD. Band 2. Gefäßpflanzen, 3. Atlas der Gefäßpflanzen. - Berlin.
- Tüxen, R. 1951. Eindrücke während der pflanzengeographischen Exkursion durch Südschweden. - Vegetatio 3: 149-172.
- Wilmanns, O. 1989. Ökologische Pflanzensoziologie. 4. Aufl. - Stuttgart, 382 s.

Twentytwo years of plant recovery after severe trampling by man through five years in three vegetation types at Hardangervidda

Frans-Emil Wielgolaski

Referat

Wielgolaski, F.-E. 1998. Gjenvekst på tre alpine vegetasjonstyper på Hardangervidda gjennom 22 år etter fem års intensiv tråkkforstyrrelse. - NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1998-4: 26-29.

Generelt viste felt med næringsrik jord, og særlig en tørreng, raskest suksesjon i plantedekning gjennom analyser i toogtyve år etter at det ble slutt på kraftig tråkk gjennom fem år av mennesker og høsting av vegetasjonsmatter under de norske alpine undersøkelsene i International Biological Programme (IBP) på Hardangervidda. Imidlertid var gjenveksten langsom i de våteste partiene av selv en ganske rik våteng, liksom i en fattig lavhei, i begge tilfelle pga. erosjon. På lavheia startet likevel ny vekst av moser ganske tidlig i små forsøkninger (særlig av bjørnemosearter), og mer generelt på feltet etter ca. 10 år. Dekket av fjellkorke økte etter ca. 15 år, og dermed ble det en stabilisering av jorden, og som følge av det en raskere gjenvekst av andre planteslag. På tørrenga overlevde noen høyere planter selv under det sterke tråkket (f.eks. noe smyle og harerug), og disse og andre arter invaderte stien alt tre år etter slutt på tråkket, likeså noen moser. Likevel var dekkningen av enfrøbladete 15 % mindre i stien enn utenfor denne etter 15 og 18 år, og av tofrøbladete urter nesten 30 %lavere. På våtenga etablerte også særlig moser seg raskt etter tråkk og høsting. Mange røtter av den dominerende arten slåttestarr var tydeligvis ikke drept av tråkket, og alt fem år etter forstyrrelsen dekket denne arten innenfor stien ca. halvparten av det den gjorde like utenfor stien, men senere var det liten endring av arten.

Frans-Emil Wielgolaski, Universitetet i Oslo, Biologisk institutt, Avdeling for botanikk og plantefysiologi, Pb. 1045 Blindern, 0316 Oslo.

E-post: f.e.wielgolaski@bio.uio.no

Summary

Wielgolaski, F.-E. 1998. Twentytwo years of plant recovery after severe trampling by man through five years in three vegetation types at Hardangervidda. - NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1998-4: 26-29.

A relatively nutrient rich dry meadow showed the fastest succession of plant cover through twentytwo years after the end of trampling and scientific harvesting of vegetation mats during Norwegian alpine studies of the International Biological Programme (IBP) at Hardangervidda. The recovery was slower in the wettest part of a relatively eutrophic mire, particularly of vascular plants, and in an oligotrophic lichen heath with coarse moraine soil, easily eroded by wind. However, at the last site, new growth of some bryophytes (particularly *Polytrichum* spp.) started early in microdepressions, and more generally about 10 years after the IBP-period. The cover of *Ochrolechia frigida* increased after about 15 years, which may have caused a stabilisation of the soil and a faster recovery of other plants. In the dry meadow some vascular plants survived even during the trampling period (for instance *Deschampsia flexuosa* and *Bistorta vivipara*), and they strongly invaded the trail already three years after the end of trampling, as did some mosses. In spite of that, the cover of monocotyledons 15 and 18 years after disturbance was 15 % lower than in the undisturbed surrounding vegetation, and the cover of forbs nearly 30 % lower. At the wet meadow particularly bryophytes established relatively fast after the trampling and harvesting. Many roots of the dominating species *Carex nigra* at the site obviously were not killed by the trampling, and already five years after the end of disturbance this species covered about half as much as the same species in nearby undisturbed vegetation. Later, however, there were only small changes in it.

Frans-Emil Wielgolaski, University of Oslo, Department of Biology, Division of Botany and Plant Physiology, P.O. Box 1045 Blindern, N-0316 Oslo, Norway.

E-mail: f.e.wielgolaski@bio.uio.no

Introduction and methods

Through five years (1969-73) an intensive ecological study was carried out by the International Biological Programme (IBP) at three sites in the present National Park at the alpine plateau Hardangervidda, Southern Norway (about 60° N, 7°

40°E), at 1200-1300 m a.s.l., which is 300-400 m above the mountain birch tree line (for site description, see Wielgolaski 1975). Through about 75 days during each growing season there were visits three times per day at the sites along marked trails (to restrict the trampling of vegetation to

small areas) for meteorological observations, and in addition averagely one daily visit for other studies (botanical, as for instance harvesting of plant material, and zoological).

Generally the bedrock at the Hardangervidda plateau is Precambrian granite, but with some phyllitic layers at higher elevation (200-300 m thick upwards from about 1250 m a.s.l.) These phyllites cause better soil, and nutrient rich water may also overflow some lower elevated areas. This was the case at an intensively studied dry meadow site on a south slope, while a wet meadow site was situated in a mire on the phyllite at the border between the low and mid alpine zones. The third intensively studied site was a poor lichen heath on well drained, coarse moraine soil at the lower plain (about 1220 m).

The vegetation cover at the three sites is well described by Lye (1972). In floristical-sociological classification the wet meadow mainly belongs to the alliance of *Caricion nigrae* (Dahl et al. 1971), the dry meadow mainly to the *Potentillo-Festucetum ovinae* (G8 in Fremstad 1997), with some elements of the alliance of *Potentillo-Polygonion vivipari* (S4 in Fremstad 1997), and the lichen heath mainly to the *Empetro-Betuletum nanae* (R2b in Fremstad 1997) and the *Cetrarietum nivalis* (R1b in Fremstad 1997), in the alliance of *Loiseleurio-Arctostaphylion*. During the IBP period the sites were fenced in so there was no grazing by reindeer or other large herbivores. Afterwards the fences were removed.

The disturbance at the sites caused by the IBP-activity made it possible to study the recovery of vegetation in the trails after the end of known intensive trampling. The first observations were made the last year of the IBP study along six transects across the trails analyzed by percentage coverage per 10 cm length through 1 m (1.5 m at the dry meadow) including the averagely 50 cm wide real footpath). The transects were permanently marked by sticks in the soil. The first years after the end of the IBP studies the lines were analyzed every second to third year, later it has been about five years between detailed analyses through 22 years, but the sites are visited annually. The transect studies showed that there was a succession in the plant cover also outside the strict trails, indicating some trampling even there during the IBP period.

Results and discussion

Generally, the trails and the harvesting holes at the sites with the most nutrient rich soil showed the fastest recovery. Holes at the dry meadow, 8-10 years after harvesting of plants down in the mineral soil, showed a good regrowth of various *Alchemilla* spp., *Bistorta vivipara*, *Leontodon autumnalis*, *Omalotheca norvegica* and *Poa alpina*, but also of several other species. Particularly in holes with some organic material left, regrowth of cryptogams as *Bryum* spp. was common, but also of *Polytrichum* spp. (e.g. *P. juniperinum*) and a few *Peltigera aphthosa*. After 22 years these harvesting holes were nearly covered 100% by plants, particularly by *Bistorta* (20%), dwarf *Salix* spp. (20%) and monocotyledons (10%), but also by lichens as *Cetraria* spp. (20%) and *Stereocaulon* (10%) and various mosses (15%, particularly *Polytrichum* spp.), while bigger holes had about a 70% cover by the same species. The harvesting holes at the lichen heath sites were nearly fully covered by inblowing *Cetraria nivalis* about 15 years after the IBP period, but also by some reindeer lichens (*Cladonia* spp.) There were few vascular plants in the holes at this oligotrophic site, but in a few cases *Vaccinium vitis-idaea* had grown up from left over roots in the soil, but with less than 5% cover even 22 years after the harvesting. Because of water in the harvesting holes at the wet meadow site, the recovery there was only about 30% even 22 years after IBP, mainly by *Salix* spp. (15%) and mosses (10%), in places also by some *Eriophorum angustifolium*.

The trails partly showed slow regrowth of old vegetation invading from each side, making the trails more narrow with time. This was particularly true for the shrubby vegetation at the dry meadow, but also at the drier parts of the wet meadow. However, at the last site normal regrowth was very slow in the wettest parts of the trail (at a right angle to the slope, collecting water floating downhill). The coarse moraine at the lichen heath also showed slow recovery both after harvesting and trampling. One reason is that the soil material easily blown away before new establishment of vegetation, but trampling and grazing by reindeer in winter at the site after removal of the fences may also have had some effect.

The succession in the main trail at the lichen heath shows that only very few vascular plants have

recovered even 22 years after the end of trampling by man. Ten years after the end of the IBP period bryophytes increased in cover at the site; this was caused particularly by *Polytrichum* (*P. juniperinum* and *P. piliferum*) and especially where there were some microdepressions (more snow, moister and therefore more stable soil than elsewhere at the lichen heath). It was expected that the *Cetraria* spp. also should be pioneers in the trail at the trampling site as it was in the harvesting holes, but they were even slower in recovery than the *Cladonia* spp. (Fig. 1). *Ochrolechia frigida* increased in cover about 15 years after the end of trampling by man. Together with the increased moss cover this may have caused a stabilisation of the soil and then a faster recovery of other plants. This may be one explanation for the higher percentage of *Cetraria* spp. and woody plants observed 22 years after the IBP period.

Establishment of new vegetation was much faster in the trail of the relatively eutrophic and more diverse dry meadow (Fig. 2). Already three years after the end of intensive trampling, monocotyledons strongly invaded the trail. An early pioneer species was in particular *Poa alpina*, which, however, decreased in cover with time as other species of monocotyledons and species of other plant groups became more common. *Anthoxanthum odoratum* ssp. *alpinum* came in a little later and *Festuca rubra* was abundant in the latest analyses. In all observations, also during the IBP period, *Deschampsia flexuosa* and *Carex bigelowii* (and *C. vaginata*) were frequent even within the trail. So were the forbs *Bistorta vivipara* and *Leontodon autumnalis*, while many other forbs came in at a somewhat later stage (5-12 years after the end of trampling); at about the same time the amount of bryophytes strongly increased. The annual semiparasites *Euphrasia frigida* and *Rhizanthus minor* ssp. *groenlandicus* were abundant in the trail at the dry meadow, particularly during some years some time after the end of trampling, although the cover percentage was relatively small. Finally, the relative amount of lichens, and particularly *Ochrolechia frigida*, strongly increased in the trail 15-22 years after the IBP period and reduced the amount of open soil to nearly zero.

Also at the wet meadow (Fig. 3) there was some increment of grasses in the centre of the trail, particularly in the drier parts, already three years after the end of trampling by man, but here mostly

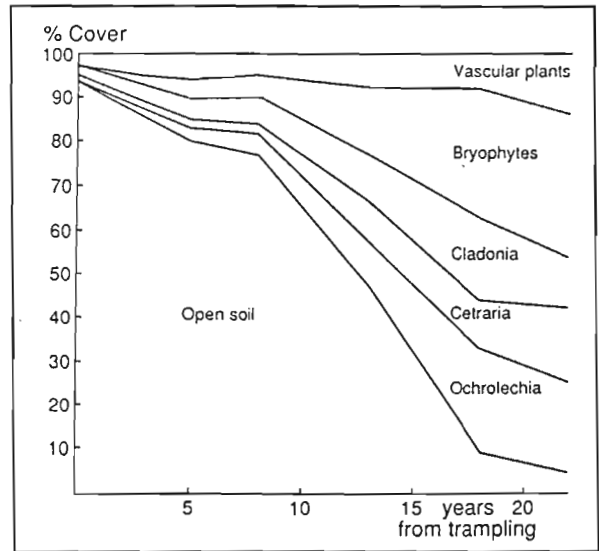


Figure 1. Regrowth of vegetation by cover percentage in a trail at the lichen heath site, Hardangervidda, Norway, through 22 years after the end of strong trampling by man. Average of six transects, each based on the average of observations per 10 cm along the lines across the averagely 50 cm wide trail.

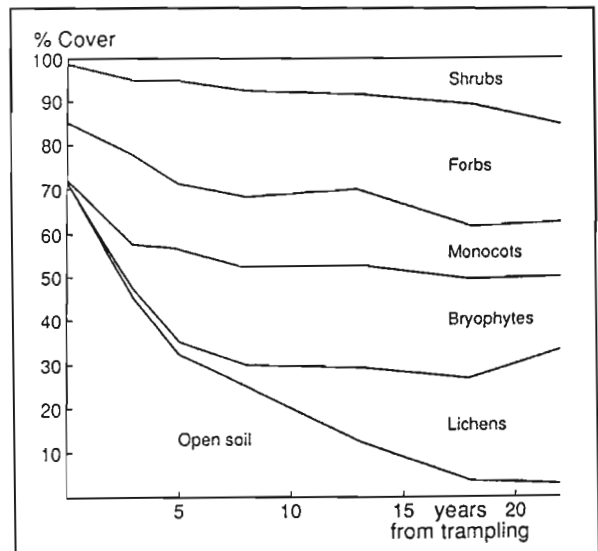


Figure 2. Regrowth of vegetation by cover percentage in a trail at the dry meadow site, Hardangervidda, Norway, through 22 years after the end of strong trampling by man. Average of six transects, each based on the average of observations per 10 cm along the lines across the averagely 50 cm wide trail.

due to *Festuca rubra*, which was also living in the trail during the IBP period. Probably the good light conditions in the open foot path favoured growth of this species when the trampling stopped. These conditions also favoured the grass *Phleum alpinum*. Later in the succession other plants, particularly *Carex nigra* and various meso-

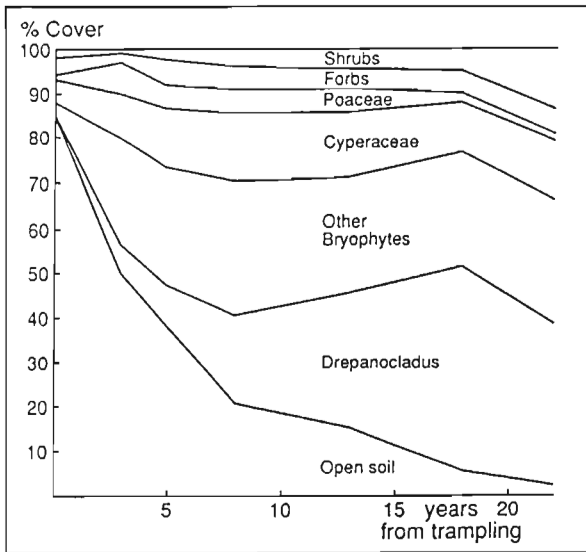


Figure 3. Regrowth of vegetation by cover percentage in a trail at the wet meadow site, Hardangervidda, Norway, through 22 years after the end of strong trampling by man. Average of six transects, each based on the average of observations per 10 cm along the lines across the averagely 50 cm wide trail.

trophic - eutrophic bryophytes (e.g. *Paludella squarrosa*, *Philonotis fontana* and *Rhizomnium pseudopunctatum*) were common in the more closed vegetation. This probably then caused too much shading for an intensive growth of the grasses (Fig. 3). In the wettest parts of the trail various species of *Drepanocladus* became abundant in the later analyses (particularly *D. revolvens*, but also *D. intermedius* and *D. exannulatus*), in combination with *Eriophorum angustifolium*. However, the relatively dry summer between the two last observations (18 and 22 years after the end of trampling, respectively) caused some reduction again of these mosses at the wet meadow, but favoured other plants (particularly shrubs) and reduced the percentage of open soil (from about 5% to less than 2%) within the trail in the period.

Calculations of the average cover percentage of various plant groups in the real trails compared to the values outside the trails at the same time, clearly show that there is still a long time to go until there is no sign of the trails (table 1). Generally, there is an overrepresentation of bryophytes in the footpaths through most of the 22 years period studied after the end of trampling, at the dry meadow also of lichens. Even in the later observations at this site, vascular plants showed

more similar cover percentage inside and outside the trail than at the other sites. At the wet meadow and particularly at the lichen heath, the underrepresentation of vascular plants generally was more than 50% even 15-22 years after the trampling. This must be seen as another evidence of the well known slow recovery after disturbance in polar and alpine regions.

Table 1. Ratio of plant cover inside / outside trails caused by 5 years of intensive trampling at various sites at Hardangervidda, studied 22 years after the trampling period.

	Lichen heath					
	1973	1976	1981	1986	1991	1995
Lichens	0.08	0.12	0.19	0.48	0.80	0.90
Bryophytes	0	12.50	9.60	7.68	2.82	2.25
Monocotyledons	0.18	0.48	0.14	0.20	0.57	0.03
Forbs	-	-	-	-	-	-
Woody plants	0.13	0.20	0.32	0.39	0.43	0.46
	Dry meadow					
	1973	1976	1981	1986	1991	1995
Lichens	0.05	0.23	0.84	2.30	2.11	2.70
Bryophytes	0.11	0.91	1.05	1.45	3.78	1.60
Monocotyledons	0.36	0.58	0.75	0.86	0.85	0.64
Forbs	0.46	0.65	0.79	0.71	0.73	0.65
Woody plants	0.13	0.31	0.47	0.49	0.57	0.66
	Wet meadow					
	1973	1976	1981	1986	1991	1995
Lichens	-	-	-	-	-	-
Bryophytes	0.27	1.06	1.27	1.46	1.40	1.59
Monocotyledons	0.12	0.39	0.57	0.60	0.54	0.50
Forbs	0.31	0.31	0.73	0.39	0.37	0.47
Woody plants	0.33	0.13	0.38	0.47	0.53	0.74

References

- Dahl, E., Kalliola, R., Marker, E., & Persson, Å. 1971. Klassifisering av fjellvegetasjon. - pp. 3-12 in F.E. Wielgolaski (ed.) IBP i Norden 7.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. - NINA Temahefte 12: 1-279.
- Lye K.A. 1972. Vegetation of selected localities for IBP investigation in Hardangervidda, southern Norway. - pp. 101-111 in F.E. Wielgolaski (ed.) IBP i Norden 8.
- Wielgolaski, F.E. 1975. Fennoscandian tundra ecosystems. Plants and microorganisms. - Springer, Berlin. 366 pp.
- Wielgolaski, F.E. 1997. Fennoscandian tundra. - pp. 27-83 in F.E. Wielgolaski (ed.) Polar and alpine tundra. Ecosystems of the world 3. Elsevier, Amsterdam.

Virkningen av revegeteringstiltak på naturlig gjenvekst i myrområder, med fokus på bruk av ammearter

May-Britt Eriksen Norberg

Referat

Norberg, M.-B. Eriksen. 1998. Virkningen av revegeteringstiltak på naturlig gjenvekst i myrområder, med fokus på bruk av ammearter. - NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1998-4: 30-37.

Bruk av kommersielt produserte gressfrø og frøblandinger som ammearter diskuteres i forbindelse med reparasjon av kjøreskader over myrområder i Finnmark, Nord-Norge. Deres funksjon skal være å etablere et rotnett i overflaten av jorda, for så å dø ut; fordi introduksjonen av nye arter anses skadelig for den naturlige vegetasjonen. Videre kan aggressive arter som sibirbjørnekjeks (*Heracleum sibiricum*) uønsket bli introdusert, med risiko for å invadere den lokale vegetasjonen. Frø fra raigress (*Lolium perenne*), hundegress (*Dactylis glomerata*), bladfaks (*Bromus inermis*), rødsvingel (*Festuca rubra*) og andre arter, ble sådd i ulike områder. Av disse artene er det bare raigress (*Lolium perenne*) som kan anbefales som ammeart. Det etterlater seg et velutviklet rotnett etter en vekstsesong, og overlever ikke den første vinteren. Rødsvingel (*Festuca rubra*) kan være en god ammeart, men dette må undersøkes nærmere i de kommende år. Veksten til de introduserte artene ble ikke influert av tilførsel av næringsstoffer i form av ulike alginatprodukter.

May-Britt Eriksen Norberg, Universitetet i Tromsø, Tromsø Museum, Fagenhet for botanikk, Lars Thøringsv. 10, 9006 Tromsø

Abstract

Norberg, M.-B. Eriksen. 1998. Possible effects of revegetation on natural regrowth in mires, with focus on use of nurse species. - NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1998-4: 30-37.

The use of commercially produced grass seeds and mixtures of plant seeds as nurse species is discussed in connection with the restoration of vehicle tracs crossing mire areas in Finnmark, Northern Norway. Their intended function is to establish a root-net in the surface of the soil, and then die out; as introduction of new species and genetic varieties is considered harmful to the natural vegetation. Furthermore, commercial seeds are invariably «contaminated» with seeds from other taxa. Thus, aggressive species like *Heracleum sibiricum* may be unintentionally introduced, with some risk of invading the local vegetation. Seeds of *Lolium perenne*, *Dactylis glomerata*, *Bromus inermis*, *Festuca rubra* and other species were sown in different areas. Of these species only *Lolium perenne* is recommended as nurse species. It leaves a well developed root net after one growth season, and does not survive the first winter. *Festuca rubra* may be a good nurse species, but this has to be studied further in coming years. The growth of the introduced species was not influenced by application of nutrients in the form of different alginat-products.

May-Britt Eriksen Norberg, University of Tromsø, Tromsø Museum, Department of botany, Lars Thøringsv. 10, N-9006 Tromsø

Bakgrunn

Den økende bruk av beltevogner i forbindelse med militære øvelser i den norske utmarka har ført til et nytt problemområde for Forsvaret. Disse øvelsene, som kan omfatte flere tusen soldater og hundrevis av beltevogner fra ulike NATO-land, kan påføre naturen store skader. Skadene er blitt gjenstand for medias interesse ved flere anledninger de siste årene, spesielt de dype kjøresporene som kan sees over myrer.

I Norge er det forbudt ved lov å ferdes utenfor veg med kjøretøyer, men primærnæringer og Forsvaret kan søke dispensasjon fra «Lov om

motorferdsel i utmark». Bruk av traktorer, skogsmaskiner og militære beltevogner fører lett til erosjons- og sammenpressingsskader i utmarka.

Bruken av motoriserte kjøretøyer i utmark ved militære øvelser har endret seg i de senere år. Det er ikke lenger snakk om store, tunge tanks, men forholdsvis lette beltevogner og terrenggående motorsykler. Den økte bruken av kjøretøyer har ført til store skader i utmarka, mange mil med kjørespor over myrer og andre vegetasjonstyper. Kjøringen fører ofte til at vegetasjonsdekket slites bort i sporene.

Når vegetasjonsdekket forsvinner, er det ikke noe som binder jorda i områdene. Særlig på våren vil rennende vann transportere bort jord og frø, både i våte områder som litt hellende myrer og på »tørre« heier. I tørre, vindutsatte områder vil jorda blåse bort.

Revegeteringstiltakene, som denne artikkelen omhandler, ble satt inn på Karasjokfjellet i Finnmark, i et geografisk område som regnes som subarktisk. I subarktiske områder er både primærproduksjonen liten og den naturlige gjenveksthastigheten lav. Dette fører til at erosjon transporterer substratet bort før det er etablert ny vegetasjon, og sporene vil ikke kunne gro igjen av seg selv. Ødeleggelsen er dermed en ikke-reversibel prosess.

Ødeleggelser på vegetasjon etter militære øvelser i 1990 og 1991

I september 1990 og 1991 holdt Forsvaret sine årlige høstøvelser på «Karasjokfjellet», i området mellom Porsanger og Karasjok. Bruken av beltevogner utenfor vegnettet var større enn ved tidligere anledninger. Resultatet ble ca 60 km med kjørespor i ulike vegetasjonstyper, mest markert i myrer. I 1991 ble de samme traséene benyttet som året før, noe som førte til enda større ødeleggelser i disse områdene. Skadene ble forverret ved at det gikk fire år før det ble satt inn revegeteringstiltak. I mellomtiden hadde sporene som følge av vannerosjon blitt svært dype, enkelte steder opptil 70 cm.

I juni 1995 startet en gruppe botanikere fra Universitetet i Tromsø revegeteringsprosjektet «Karasjokfjellet» som et samarbeid med Garnisonen i Porsanger, og med assistanse av militært personale.

Problemstillinger

To av spørsmålene som vi stilte før feltarbeidet ble startet opp var:

- Hvordan repareres skader på vegetasjon i utmark?
- Hva kreves i form av ressurser (materieell og personell) for å reparere disse skadene?

Målsettinger

I løpet av prosjektperioden har vi satset på å utvikle og prøve ut metoder for å reparere kjørespor i ulike vegetasjonstyper. Oppdragsgiver (Forsvaret) ønsket at metodene skulle være så

rimelige som mulig, både mht forbruk av penger og personell.

Det primære mål i prosjektet er å stanse erosjonen i områdene, og at revegeterings-metodene vil øke den naturlige gjenveksten. Videre bør skadene på utmarka være tilnærmet helt reparert innen en rimelig tidsperiode (5-10 år).

Dagens status

Vi har nå avsluttet det tredje og siste året av prosjektet. Det første året prøvet vi ut mange ulike metoder (Norberg et al. 1995). Disse utprøvingene ga verdifull informasjon og erfaring mht hvilke metoder vi skulle bruke i framtiden, og hvilke metoder som måtte forbedres eller viste seg uegnet. I innledningsfasen var det særlig viktig å stanse vannstrømmen - og dermed erosjonen - i sporene. Dette ble gjort ved å lede vannet ut av sporene og ved å etablere ulike stengsler. Det meste av arbeidet utført i 1995 motsto vannstrømmen i forbindelse med vårfloppen året etter, mens enkelte områder måtte repareres ytterligere i 1996 (Alsos et al. 1996). I 1997 foretok vi registrering av gjenveksten i alle områdene. Det ble ikke utført videre reparasjoner.

Resultatene etter tre år viser at erosjonen er stanset i områdene, og at det er dannet et vegetasjonsdekke i de reparerte sporene. Vegetasjonen er i ferd med å ta seg opp og bli mer lik den omkringliggende. Våre siktemål om etablering av vegetasjon i områdene i løpet av 5-10 år, synes å bli realisert.

Områder

Områdene som omfattes av denne artikkelen, ligger ved Doaresjávri (kart: M711-kartblad 2034 II Iddjávri; UTM MT 31-32, 32-33) i Karasjok kommune, Finnmark.

Forsøksområdene ved Doaresjávri befinner seg på begge sider av E6, og har en utstrekning på til sammen ca 1 km. Området ligger på breddegrad 69°40', ca 300 m o.h. Klimaet i området er kontinentalt. I løpet av de tre årene prosjektet varte, varierte temperatur og nedbør svært, og spesielt sommeren 1997 var uvanlig. Den normale temperaturen i juli ligger på 13 grader, mens gjennomsnittlig temperatur i 1995 og 1996 var 12 grader, og den var 15 grader i 1997. Det er flere myrtyper i området: steinmyrer, fast- og

løsmattemyrer, og overganger mellom disse. Området er småkupert, med myrområder i søkk mellom lave koller. Kollene er dekket av bjørkeskog (*Betula pubescens*) og kratt av vier (*Salix* spp.). Her vokser også en del dvergbjørk (*Betula nana*), med tuer av fjellkrekling (*Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*) og molte (*Rubus chamaemorus*). Myrene er til dels svært våte gress- og starr-myrer, dominert av trådstarr (*Carex lasiocarpa*), strengstarr (*C. chordorrhiza*), flaskestarr (*C. rostrata*) og duskull (*Eriophorum angustifolium*). Flere av myrene ligger i hellende terreng. Noen kortere sporstrekninger går over rikere fastmattemyrer dominert av bjønnskjegg (*Trichophorum cespitosum*).

Kjøresporene gikk over en rekke myrer og varierer svært i dybde og bredde. Undersøkelsene ble utført i dobbeltspor med samme bredde som beltene på beltevognene, dvs. ca 50 cm, mens dybden varierte fra 10 cm i de tørrere heiområdene til mer enn 70 cm i de våteste myrene.

Metoder

Vegetasjonen i områdene ble undersøkt ved tilfeldig utlegging av ruter på 1 m² i uskadete deler av myrene i 1995. I 1997 ble det lagt transekter med tilsvarende ruter, på tvers av sporene



Figur 1. Spor i myr før reparasjon. Foto: Inger G. Alsos 1996.

fra kantvegetasjonen og over de samme områdene. Vegetasjonsanalysene vil bli brukt til en generell beskrivelse av vegetasjonen i områdene, og som et sammenligningsgrunnlag for vurdering av gjenveksten i sporene over tid.

Sporene ble fylt igjen (der dette var påkrevet) og tilsådd i juni 1995. Undersøkelsene ble utført i august 1995, august 1996 og august 1997.

Reparasjonsmetoder

Spor som har stått uten tiltak i flere år, blir ofte dype. Jordsmonnet blir vasket bort, og forsvinner ut av området. Sporene fungerte som dype grøfter. I tillegg til å stanse vannstrømmen med erosjonshindere m.v., forutsatte en fullstendig reparasjon at sporet ble fylt igjen med ulike materialer, fortrinnsvis organisk materiale som fantes i området. Det var viktig å pakke fyllmaterialet godt ned i sporet, for å hindre at det senere skulle sige sammen, og derved bli liggende lavere enn omgivelsene. I så fall ville en kunne få ny erosjon ved at vann igjen ble ledet ned i og gravet langs sporet.

For at det skal kunne etableres vegetasjon på overflaten av spor, må det skaffes til veie et substrat som planter kan vokse i. Jorda som opprinnelig befant seg i sporene var ofte erodert bort, og jord var mangelvare i områdene. Det ville gå med enorme mengder jord for å fylle igjen sporene. Dette ville ha vært svært kostnadskrevenende, og vi benyttet derfor for en stor del annet, lokalt tilgjengelig fyllmateriale i de dypeste sporene: halm fra lokale bønder, kvister og stokker fra bjørketrær. Over dette fyllmaterialet greide det seg å legge forholdsvis små mengder jord. Denne jorden var ustabil i områder fylt med kvist (den kunne lett forsvinne ned gjennom trevirket i sporet), og sårbar for utvasking. En måte å oppnå et stabilt underlag for jorden, var derfor å legge organiske matter eller høy i overflaten av spor, og deretter påføre jord.

For å fremme en rask gjenetablering av myrmatten i blautmyrer er det ønskelig å skape et stabilt substrat. I disse myrene, hvor sporene er dype, men fylt med vann og slam, ville jorden bare forsvinne om den ble lagt rett i myra. Organiske matter gir også her et stabilt underlag for tilført jord.

Det ble fraktet myrjord i sekker og rundballer med høy ut til flere av skadeområdene. Etter at de dypeste sporene var fylt igjen med trevirke og høy, ble det lagt organiske matter oppå dette. I blautmyrene ble sporet planert, og i noen områder ble det benyttet organiske matter til stabilisering av jorden i overflaten. Dette ga et stabilt substrat både for frøene som ble sådd ut og for stedegne arter.

«Ammearter» - frøsorter og frøblandinger

Etter at sporet er fylt igjen, skal det etableres ny vegetasjon. Planterøttene binder og stabiliserer jorden, og hindrer erosjon. Den naturlige gjenetableringen av vegetasjonen går langsomt. For å avhjelpe dette, og stabilisere jorden så raskt som mulig, kan en så med kommersielt framstilte frø. De vil spire raskt, og kan etablere et omfattende rotsystem. Tilgjengelige frøsorter stammer oftest fra sørlige strøk, som ikke er i stand til å overleve i mange år eller formere seg i våre nordlige områder. Slike frøsorter, som kun benyttes til stabilisering av jorda for å lette gjenetableringen av de stedegne artene, kalles «nurse-species» eller «ammearter» (Strandberg 1991). Ammeartene skal etter en tid dø ut, men rotsystemet deres blir værende i jorden, og virker stabiliserende på denne.

Det er flere arter som kan brukes som ammearter, bl.a. hundegress (*Dactylis glomerata*) og bladfaks (*Bromus inermis*). Disse artene vil som oftest gå ut etter en vinter, ifølge opplysninger om vinterherdighet fra Felleskjøpet. Hundegress er ikke kravfull, men skal ikke gro godt i torvjord på myr. Bladfaks skal heller ikke vokse godt på myr, den foretrekker luftig sandjord. Rødsvingel (*Festuca rubra*) blir også anbefalt brukt i en tidlig etablering av vegetasjon i skadete områder. Den skal være bra til «armering» av jorda. Samtidig skal den fremme veksten hos stedegne arter. Rødsvingelen skal, slik som raigress (*Lolium perenne*), bli utkonkurrert av de stedegne artene etter et par år.

I frøblandinger er det mer usikkert hva som bare vil være ammearter. Frøblandingene kan i noen grad inneholde uønskede arter, f.eks. aggressive ugress som sibirbjørnekjeks (*Heracleum sibiricum*). Den har etablert seg flere steder langs vegkanter i Finnmark, og viser i Troms en rask økende tendens til å spre seg i annen vegetasjon.

I prosjektet ble ulike frøsorter og frøblandinger

sådd ut. Av frøsortene regnet vi hundegress (*Dactylis glomerata*, type Apelsvoll) og bladfaks (*Bromus inermis*, type Løfar) som ammearter som ganske sikkert ville dø ut etter relativt kort tid. Raigress (*Lolium perenne*) ble sådd ut i skytefeltet ved Roccavarri. Rødsvingel (*Festuca rubra*) forekommer lokalt, men den kommersielt framstilte, og genetisk ulike, typen «Leik» skal ikke kunne etablere seg permanent.

- Hundegress ble sådd i flere små områder på Karasjokfjellet, alene og sammen med fem ulike typer av alginat (se under). Hver av kombinasjonene ble sådd ut i forsøksruter på 15 m².

- Statens Vegvesen, Troms, ga prosjektet noen kilo av ulike frøblandinger til utprøving. Disse blandingene var satt sammen av Planteforsk på Holt i Tromsø. Frøblandingene ble sådd ut i forsøksruter på 2 x 3 m. Det ble sådd 30 g av hver av frøblandingene sammen med 600 g av type 1 alginat. Frøblandingene inneholdt følgende frøsorter:

- 1 Frøblending 1 er for skrinn og tørr utmark og inneholder: rødsvingel uten utløpere (Center) 40 %, rødsvingel med lange utløpere (Leik) 25 %, stivsvingel (Barfina) 20 %, engkvein (Leikvin) 10 %, kvitkløver (Unidrom) 5 %.

- 2 Frøblending 2 er for fuktig utmark og inneholder: rødsvingel uten utløpere (Center) 40 %, rødsvingel med lange utløpere (Leik) 35 %, engkvein (Leikvin) 20 %, kvitkløver (Milkenov) 5 %.

- 3 Frøblending 3 er for bynære områder med gode jordforhold, og kan klippes som plen (må betraktes som kulturmark): rødsvingel uten utløpere (Center) 35 %, rødsvingel uten utløpere (Enjoy (Rainbow)) 30 %, engrapp (Conni) 25 %, engkvein (Leikvin) 5 %, kvitkløver (Undrom) 5 %.

- 4 Frøblending 13 (Vegvesenets standardblanding) inneholder: Rødsvingel 50 %, engrapp 30 %, kvitkløver 20 %.

I alle områder regnet vi 5 g frø per 1 m² spor. Denne mengde frø ble benyttet både ved såing av rene frøsorter og blandinger.

Tilførsel av næring - alginatprodukter

Om substratet er fattig på næring, vil gjødsling gi en raskere etablering av vegetasjon, og dermed en raskere stabilisering av jorden. Dette kan

være ønskelig av to grunner: Det kan være estetisk, for å dekke skjemmende sår i naturen; og praktisk, fordi en ønsker å hindre at skadene forverrer seg som følge av erosjon. Ettersom gjødsel lett vaskes ut og spres i omkringliggende områder, vil sterk gjødsling kunne endre sammensetningen av vegetasjonen i og omkring sporet. Gjødsel vil imidlertid ikke ha langtids effekt, den vil bli vasket ut i løpet av én sesong. Alginatprodukter som binder seg til jordpartikler og gir en noe mer langvarig, lokal gjødsel effekt, kan være et gunstig alternativ til kunstgjødsel.

Vi prøvet alginatprodukter sammen med rene frøsorter og frøblandinger i myrer. Det ble avmerket storruter på 3 x 10 meter som ble tilført en frøsort eller blanding og en type alginat. Det ble brukt fem ulike typer alginat som er et til dels grovkornet pulver. Dette ble spredt i tørr tilstand for hånd (100 g alginat per m²). De fem ulike alginatproduktene var:

- 1 Tilco Bodengranulat
- 2 Alginure Hydroseeding
- 3 Tilco GolfAlgin S for områder med sur jordbunn (under pH 5,0)
- 4 Tilco Anspritz-Fertig: beregnet til slalombakker og vegskjæringer med sand- og leirholdig jordbunn
- 5 Tilco GolfAlgin for gressletter utsatt for tråkk (golfbaner)

Resultater og diskusjon

De organiske mattene hadde god effekt på stabilisering av jorden i overflaten og spiring og vekst hos de frøsortene som ble sådd ut. I blautmyrområdene hvor det ble lagt matter i overflaten, var det svært godt tilslag, sammenlignet med de områdene hvor det kun ble planert og sådd. Dette skyldes både stabilisering av substratet, og at frøene ikke ble utsatt for mye væte under spiringen.

I de våte myrene ble det ikke påvist noen klar forskjell i spireevne mellom de ulike frøsortene og frøblandingene. Det var imidlertid forskjell mellom de ulike områdene, avhengig av fuktighetsforholdene. I de våtteste områdene var etableringen svak, og det var ingen overlevelse over vinteren.

I områder med middels fuktighet, dvs områder som lå litt høyere (på tuer osv.), eller hvor det var lagt matter av kokos-/ullfibre i overflaten, var tilslaget av alle frøblandingene og frøsortene

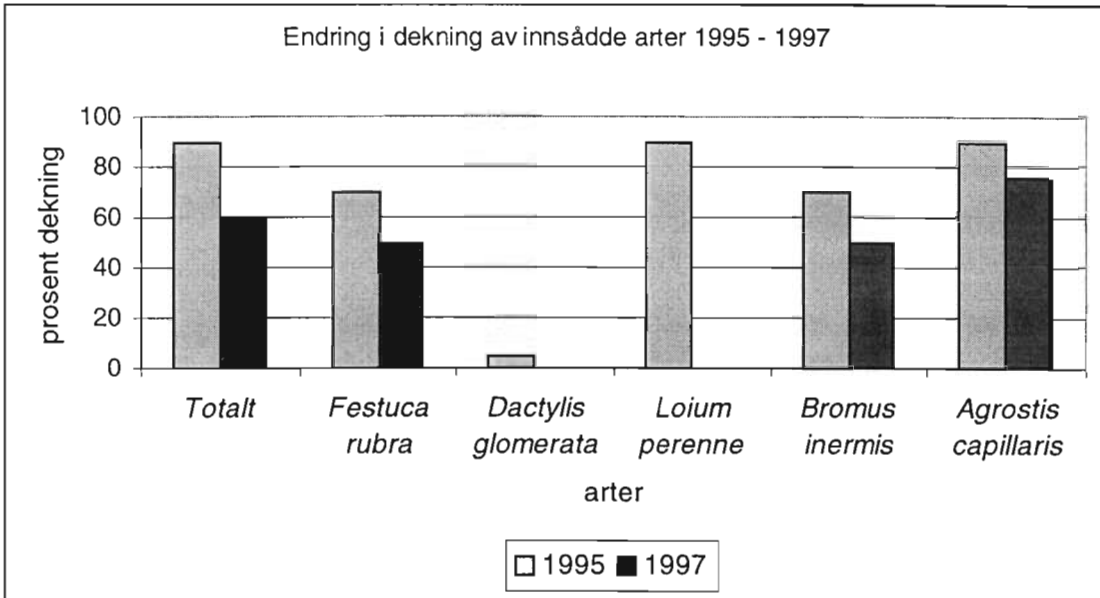
godt. I disse områdene utgjorde de innførte artene opptil 90 % av det totale vegetasjonsdekket i august 1995, og opptil 70 % overlevde til august 1997. Storparten av de sådde artene hadde god overlevelse etter å ha gjennomgått to vintre. Særlig de ulike typene av rødsvingel (*Festuca rubra*) hadde god overlevelse (50-70 %).

I de tørreste områdene viste befarings i august 1995 at de tilsådde sporområdene var helt vegetert med de fleste av de innførte artene. Det eneste unntaket var områder sådd med hundegress (*Dactylis glomerata*), som ikke hadde god spiring (mindre enn 5 %).

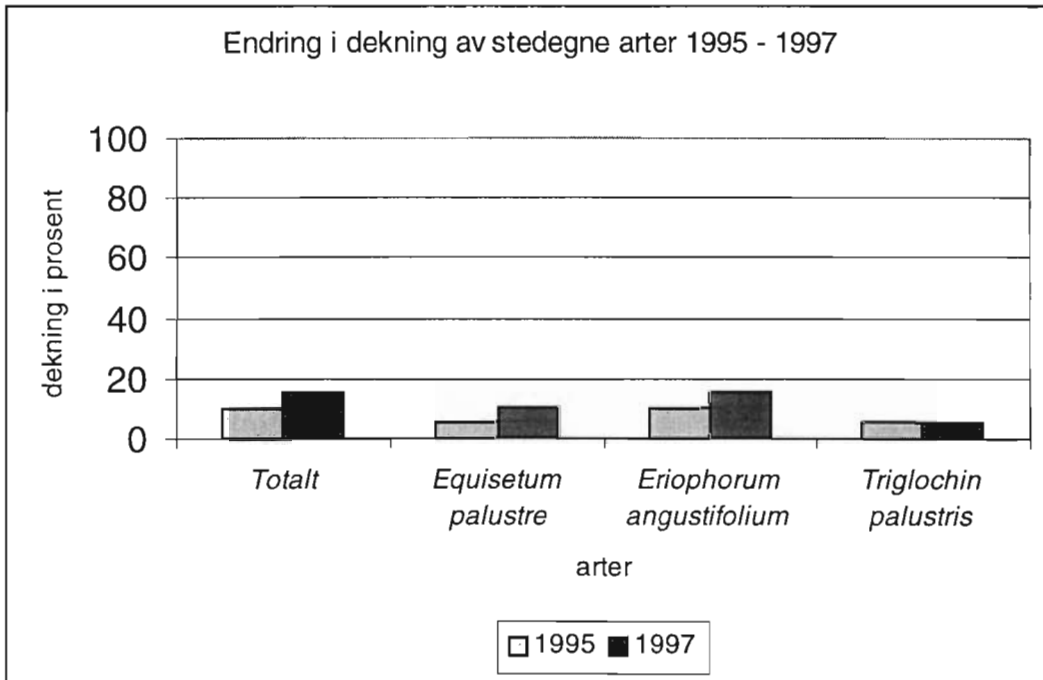
I et skogholt, hvor den omkringliggende vegetasjonen er urtepreget med arter som gullris (*Solidago virgaurea*), kvitbladtistel (*Cirsium helenioides*) og ballblom (*Trollius europaeus*), var sporet helt grodd igjen av innført gress og kløver som dannet en nesten sammenhengende, lysegrønn stripe. Vegetasjonsdekket var i august 1995 mellom 90 og 100 %, og artene som dominerte var raigras (*Lolium perenne*), bladfaks (*Bromus inermis*), engkvein (*Agrostis capillaris*), rødsvingel og kvitkløver (*Trifolium repens*). Det var ca 10 % stedeegne arter i sporene før reparasjonene ble iverksatt, og denne andelen var like stor i august 1995. Dekningsgraden hos de innførte artene varierte fra 60 til 90 % på de «beste» stedene i ei myr, med rødsvingel som den dominerende arten, med over 50 % dekning.

I 1996 var overlevelsen for de innsådde artene fremdeles høy, over 70 %. Kvitkløveren og hundegresset var gått ut. Rødkløver viser stor evne til å overleve flere år. En del av halmen som ble brukt ved gjenfylling av sporene inneholdt frø som hadde spirt i 1996, bl. a. ryllik (*Achillea millefolium*).

I 1997 var også raigresset forsvunnet, men de andre innførte artene stod fremdeles godt, med over 60 % dekning i de områdene som var forholdsvis tørre. Den innsådde arten som sto best, med over 50 % dekning, var rødsvingel. Stedvis dominerte også engkvein i de tørrere områdene. I tillegg stod engarter som hadde spirt fra høyet lokalt i tette konsen-trasjoner. Det var arter som engsoleie (*Ranunculus acris*), engsyre (*Rumex acetosa*) og ryllik. Men i disse områdene var også stedeegne arter som myrsnelle (*Equisetum palustre*), myrsauløk (*Triglochin palustris*) og



Figur 2a. Endring i dekning fra 1995 til 1997 til arter sådd i myr



Figur 2b. Endring i dekning fra 1995 til 1997 av stedeagne arter i myr.

duskull (*Eriophorum angustifolium*) kommet inn i sporene. I de våtere områdene hadde ingen av de innsådde artene overlevd, men også her var de stedeagne artene på god veg inn.

Vinterherdighet

Erfaringer fra jordbruket viser at antall slåtter i vekstsesongen kombinert med avbeiting er en viktig faktor for de ulike gressartenes evne til å overleve (Boye 1998). Særlig er den tiden som plantene har til å lagre opplagsnæring for start av vekst om våren helt avgjørende. En ekstra slått

eller avbeiting sent på høsten kan gi store skader mht vinterherdighet, dvs at gresset ikke overlever. Dette er en faktor som må tas med i betraktning når en vurderer bruk av ikke-stedeagne arter. De opplysninger om vinterherdighet som gis av produsent/distributør, er en laveste overlevelsesverdi. I områder hvor gresset ikke blir slått eller beitet vil derfor de innsådde artene sannsynligvis holde seg i live mye lenger enn det som oppgis fra produsent. Om gresset overlever, er det likevel ikke sikkert at det er i stand til å sette modne frø eller formere seg

vegetativt, og dermed vil etablere seg på lengre sikt. Dette er av interesse å følge i framtiden.

Foreløpige konklusjoner

To egenskaper er av betydning for vurdering av ammeartene: evne til å etablere rotnett, og at den går ut etter en tid. Artene skiller seg markert i så henseende.

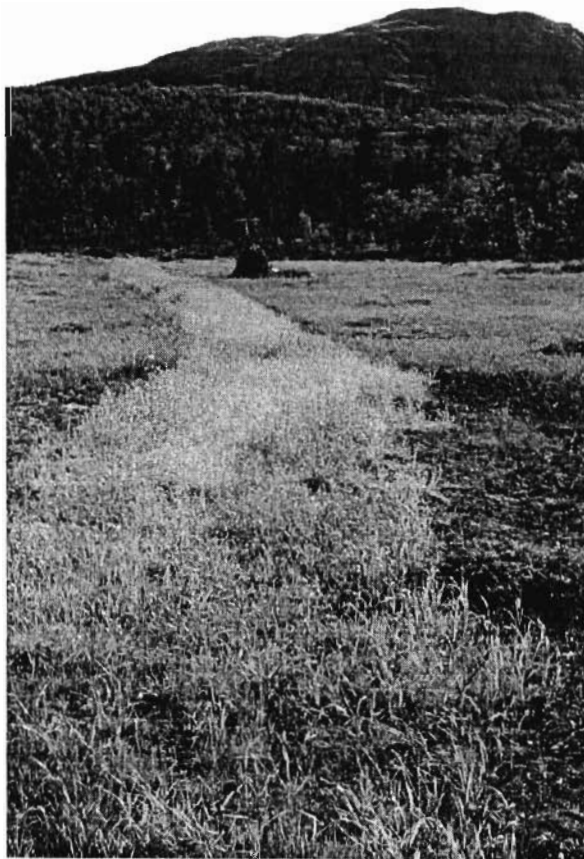
- Raigras (*Lolium perenne*) er en god art for å stabilisere jorden i overflaten. Våre undersøkelser viser at den ikke overlever i fjellområder, men etterlater seg et mattedannende rotnett i substratet som gir stedege arter mulighet til å etablere seg.
- Hundegress (*Dactylis glomerata*) er tuedannende. Den hadde dårlig tilslag på myrjord (som antatt) og egner seg derfor dårlig som ammeart i myrområder.
- Bladfaks (*Bromus inermis*) er, som raigress, en mattedannende art. Den egner seg godt til stabilisering av jordoverflaten. Den kom til Norge først som fôrgress omkring 1900, og er sådd langs veger og jernbaner (Lid & Lid 1994). Den har etablert seg i lavlandet i Sør-Norge. Bruken av bladfaks i utmark må vurderes i forhold til hvor lenge den greier å overleve, og om den formerer seg i området.
- Rødsvingel (*Festuca rubra*) finnes naturlig i de revevegeterte områdene. Den innsådde typen har overlevet gjennom tre år i de tørrere områdene av myrene. Den ser ikke ut til å ha formert seg eller å hindre gjenveksten av de stedege artene, men dette må følges nærmere de kommende år.
- Engkvein (*Agrostis capillaris*) er mattedannende. Den står godt i tørrere områder etter tre år, dels så tett at stedege arter ikke har klart å etablere seg her. Det er uklart om engkvein vil etablere seg og formere seg, eller om den vil gå ut etter en tid. Arten må derfor følges i de kommende årene.
- Tre av frøblandingen inneholder den mattedannende engkvein. Den binder jorda godt, og overlever gjennom flere år i tørre områder. Arten står imidlertid så tett at den synes å hindre etablering av stedege arter. De andre artene i frøblandingen, rødsvingel, stiv-

svingel og engrapp synes ikke å hemme den naturlige gjenveksten, men dette må vurderes nærmere i de kommende år. I alle fall er disse frøblandinger ikke å anbefale brukt til revevegetering i utmark.

- Den fjerde frøblandingen «nr 13» er heller ikke å anbefale brukt til revevegetering av utmark fordi den ofte inneholder «foruren-singer» i form av frø fra aggressive «gressarter» som sibirbjørnekjeks og andre fremmede arter som timotei og rødkløver som kan etablere seg på lengre sikt i ulike områder.

Om næringstilførsel i form av alginater:

På myr var det ikke mulig å påvise noen forskjell mellom områder med alginat/frø og områder hvor det bare var sådd. Samtlige frøsorter viste god etablering i de tørrere delene av myrene, men dette var uavhengig av alginatbruk. Ingen av alginatproduktene hadde effekt i forhold til spiring eller vekst hos noen av planteartene som ble sådd ut. Bruk av alginat på myr synes ikke å ha noen hensikt.



Figur 3. Et tilsådd spor (samme som figur 1.) Foto: May-Britt E. Norberg 1997.

Avsluttende bemerkninger

Med den store økningen i såkalte »grønne» konsulentfirma som vi har sett i de senere årene, er det på sin plass å rope et varsko! Vi kjenner fremdeles ikke effekten på lang sikt av de revegeteringstiltak som settes inn. Faren for at våre reparasjoner av utmark vil føre til genetisk forurensing av naturen er stor, og de innførte artenes virkning på den stedegne vegetasjonen på lengre sikt må undersøkes i årene som kommer.

Litteratur:

Alsos, I. Greve, Alm, T., Berge, T.W., Bjerke, J., Norberg, M.-B. Eriksen, Simons, S., Walde, R. 1996. Prosjekt revegetering Karasjokfjellet.

- Rapport fra feltsesongen 1996 til Forsvarets Bygningstjeneste, Harstad.
- Boye, B. 1998. Revegetering. - Foredrag på Den Norske Turistforenings seminar «Motorferdsel i utmark - Kultursymbol eller forfallstegn».
- Lid, J. & Lid, D.T. 1994. Norsk flora. 6. utgåve ved Reidar Elven. - Det Norske Samlaget, Oslo.
- Norberg, M.-B. Eriksen, Alm, T., Alsos, I. Greve, Bråthen, K.A., Engh, I.B., Iversen, M., Simons, S. 1995. Prosjekt revegetering Karasjokfjellet. Rapport fra feltsesongen 1995 til Forsvarets Bygningstjeneste, Harstad 1995.
- Strandberg, B. (red) 1991. Revegetering i arktiske egne. Et litteraturreview. - Grønlands Miljøundersøkelser. 170 s.

Langtidseffektar av ulik handsaming for vegetasjonsutviklinga på ein steintipp

Arvid Odland og Gudrun Skjerdal

Referat

Odland, A. & Skjerdal, G. 1998. Langtidseffektar av ulik handsaming for vegetasjonsutviklinga på ein steintipp. - NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1998-4: 38-51.

Flora og vegetasjon innan eitt forsøksfelt på ein stor steintipp i Hallingdal (Trillhustippen) er reanalysert 27 år etter at forsøket vart starta. Forsøket vart sett i verk for å undersøka korleis flora og vegetasjon utvikla seg dersom overflata på ein steintipp vert handsama på ulike måtar.

Forsøksfeltet dekkar eit areal på 378 m², og det vart inndelt i 42 m x 3 m store ruter. I feltet vart tilkøyrt morenemasse lagt oppå det grove tippmateriale. Handsamingsmåtane omfattar utplanting av ulike treslag (*Pinus sylvestris* og *Betula pendula*), tilsåing med ulike typar grasfrø (*Festuca ovina*, *Agrostis capillaris* og *Phleum pratense*), og tilføring av ulik type og mengde med gjødsel.

Variasjonen innan feltet er svært liten etter 27 år. Det vert påvist statistisk signifikante skildnader i vegetasjonen mellom rutene. Skildnadene kan best forklarast ved handsamingsmåtane planting av *Betula pendula* og *Pinus sylvestris*, samt tilsåing med *Festuca ovina* -frø.

Tilførsle av gjødsel ser ut til å ha hatt ein minimal langtidseffekt, og for berre to arter finst det statistisk signifikante samanhengar mellom utbreiinga av arten og tilførsle av gjødsel. Dataene indikerer ein antagonistisk (allelopatisk?) samanheng mellom såing av grasfrø (og spesielt *Festuca ovina*) og regenerasjon av *Pinus sylvestris* og *Betula pendula*. Spesielt ugunstig ser kombinasjonen av grasfrø og gjødsling ut til å vera for nyetablering av furuplanter.

Arvid Odland, Høgskolen i Telemark, Institutt for natur- og miljøvern, 3800 Bø
Gudrun Skjerdal, Mindevn. 61A, 5032 Minde

Summary

Odland, A. & Skjerdal, G. 1998. Longterm-effects of different treatments for vegetation development on a spoil heap in Southeast Norway. - NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1998-4: 38-51.

Flora and vegetation within an experimental site at a spoil heap in Hallingdal (Trillhus) Southeast Norway, has been reanalyzed 27 years after the experiment was initiated. The investigation was started in order to investigate how vegetation development on a spoil heap surface can be influenced by different remedial actions.

The experimental site covers an area of 378 m², and it was divided into 42 quadrats (each 3 x 3 m) lying in 7 rows and 6 columns. The spoil heap consists of coarse material, but the surface was covered by moraine sediments. Each of the quadrats was treated differently. The 6 columns were sown by grass seeds (*Festuca ovina* - column 4, *Agrostis capillaris* - column 5, or *Phleum pratense* - column 6), planted by trees (*Pinus sylvestris* - column 3 or *Betula pendula* - column 2). Column 1 was not planted or sown. Each of the 7 rows were supplied with different types and amounts of fertilizer.

The floristic variation within the experimental site was quite small after 27 years of development. There was almost no statistical significant floristical differences between the seven different rows. This indicates that supply of fertilizer had no longterm effect for the vegetation development. There were, however, statistical significant differences between the six different columns, which indicates that addition of grass seeds and planting trees had longterm effects. Most significant was planting of *Betula pendula* and *Pinus sylvestris*, and sowing of *Festuca ovina* seeds.

The data indicates that there was an antagonistic relationship between sowing of *Festuca ovina* seeds and the development of a *Pinus sylvestris* tree layer. This may indicate that *Festuca ovina* impose an inhibitory effect (allelopathic?) on the germination of *Pinus sylvestris* seeds.

Arvid Odland, Telemark College, Institute of Environmental Studies, N-3800 Bø
Gudrun Skjerdal, Mindevn. 61A, 5032 Minde

Innleiing

Relativt store areal i Noreg har vorte dekkja av masser som er sprengt ut i samband med tunnel-drift, enten ved kraftutbygging eller ved vegbygging. I ei viss grad vert slike masser nytta i vegbygging og anna planering, men overskotsmaterialet vert ofte lagt ut i terrenget som massedeponi. Dei kan verka svært skjemmaende i landskapa dersom dei ikkje vert godt forma. Ei viktig problemstilling ein står overfor i denne samanhengen er korleis ein kan få dekkja overflata raskast mulig med vegetasjon, og då helst med stadeigne planter. I dag vert ein del fyllingar dekkja med eit jordlag av varierende tjukn og type, og dei fleste vert sådd til med frø og/eller planta til med tre. Ofte vert det òg nytta gjødsel på tippene i kortare eller lengre periodar etter planering.

Det har i stigande grad vorte fokusert på regenerering og restaurering av naturareal, både nasjonalt og internasjonalt. Frå utlandet ligg det føre fleire publikasjonar som skildrar vegetasjons-etablering, suksisjon og jordsmonnutvikling på ulike tippmassar (Sisam & Whyte 1944, Bramble & Ashley 1955, Brierley 1956, Leismann 1957, Dancer et al. 1977, Jefferies et al. 1981, Game et al. 1982, Good et al. 1985, Borgegaard 1990a,b, Lyngdoh et al. 1992.)

I 1968 vart det etablert eit forsøksfeltet på den store Trillhustippen i Hallingdal. Forsøket hadde som målsetjing å undersøka korleis ulike handsamingsmåtar påverkar vegetasjonsutviklinga på steintippar. I forsøksfeltet vart det utført kombinerte gjødslings- og planteforsøk. Feltet vart inndelt i ruter, og desse vart ulikt tilsådd og/eller tilplanta, og gjødsla på ulik måte. Bilde frå Trillhustippen før, under og etter handsaminga er dokumenterte (Hillestad 1989) og viser klart at handsamingsmåtene hadde store verknader nokre år etter tiltaka vart sette i verk. I 1995, 27 år etter etableringa av forsøksfeltet, vart feltet reanalysert for å undersøka langtidsverknadene på vegetasjonen.

Ut frå resultatata her vil ein kunne sjå korleis ulike handsamingsmåtar, både planting, såing og gjødsling, har påverka langtidsutviklinga i forsøksfeltet. Undersøkinga kan såleis vera eit bidrag til auka kunnskap om kva for effektar ulik handsaming av steintippar, vegkantar og tilsvarande kunstige substrat har for framtidig vegetasjonsutvikling.

Metodar

Forsøksfeltet ligg på den flate delen av ein stor steintipp (Trillhustippen) i Hallingdal, ca 500 m o.h. Tippen ligg i ei nordvendt dalside, og den vart lagt opp i åra mellom 1963 og 1967. Vigerust & Njøs (1986) gjev opplysingar om den kjemiske og fysiske samansetjinga av massane i tippoverflata på Trillhustippen. Før forsøket vart sett i verk, vart overflata dekkja av tilkøyrt morenemasse.

Etablering av forsøksfeltet

Forsøksfeltet dekkar eit areal på 378 m² (18 x 21 m). Det er inndelt i 42 ruter (3 x 3m) som kvar er 9 m². Tabell 1 viser ei framstilling av feltet, med "koding" av dei ulike forsøksrutene. Innan feltet vart det sett i verk eit kombinert gjødslings- og planteforsøk på tilkøyrt morenemasse.

Kvar av dei seks kolonnene (tabell 1) er handsama på ulik måte med omsyn til tilsåing/tilplanting:

- 1 Uhandsama tilkøyrt morenemasse
- 2 Planting av *Betula pendula* "frå C2 "
- 3 Planting av *Pinus sylvestris* "frå A4 frø"
- 4 Tilførsle av *Festuca ovina*-frø "Dansk "
- 5 Tilførsle av *Phleum pratense*-frø "Bodin "
- 6 Tilførsle av *Agrostis capillaris*-frø "Løken "

Dei sju rekkene (A-G) er tilført ulike typar gjødsel, som vist i tabell 2.

Etterundersøkinga i 1995

Feltarbeidet vart utført i tida juni-juli 1995. Undersøkingane på forsøksfeltet er baserte på vegetasjonsanalyser i kvar av dei forskjellige rutene. Dekkinga av artane er estimerte i prosent. I tillegg er totaldekkinga av kvart sjikt vurdert. Alle individav furu og gran er dessutan talde i kvar rute, og største høgda av tre- eller busker vart målte.

Dekkinga i botnsjiktet er berre gjeven som samla mengd (dekking i %) av lav og mose.

Dataanalyse

Samanhengen mellom artsinnhaldet i rutene og dei ulike handsamings- og gjødslingsmåtene er undersøkte ved hjelp av ulike statistiske metodar.

Dei indirekte og direkte ordinasjonane samt «Monte Carlo Permutation test» er utført med hjelp av dataprogrammet CANOCO, versjon 3.12 (ter Braak, 1987-92). Standard prosedyrer er nytta ved alle analysane. Sjeldne arter er ikkje nedvekta, og «mose» og «lav» inngår som «arter».

Tabell 1. Grafisk framstilling av forsøksfeltet. Feltet er inndelt i seks kolonner (1-6) som alle er handsama på ulike måtar. Kvar av dei sju rekkene (A-G) er tilført ulik type og mengde med gjødsel (tabell 2).

	1	2	3	4	5	6
A						
B						
C						
D						
E						
F						
G						

Tabell 2. Oversikt over gjødslinga (kg i kvar rute) i dei ulike rekkene (A-G). Kvar av dei 7 gjødslingsrekkene (A-G) er 18 m x 3 m = 54 m². Supply and fertilizer in the 7 different rows. All values in kg per square (9 m²)

	A	B	C	D	E	F	G
Kalkamonsalpeter - CaN	-	0,75	-	-	1,50	-	-
Ammoniumsulfat - NS	-	-	1,00	-	-	2,00	-
Peraform - Per	-	-	-	0,50	-	-	1,00
Dobbelsuperfosfat - dP	-	1,50	1,50	1,50	3,00	3,00	3,00
Kaliumsulfat - CaS	-	0,50	0,50	0,50	1,00	1,00	1,00

Diagramma er laga ved hjelp av programmet CANODRAW (Smilauer 1992)

Dei einskilde rutene er også klassifiserte ved hjelp av programmet TWINSPAN (Hill 1979). Programmet er køyrt med 6 cut-levels: 1 = 1-5%, 2 = 6-10%, 3 = 11-25%, 4 = 26-50%, 5 = 51-75% og 6 = 76-100%.

For å undersøka samanhengar mellom handsamingsmåtane og TWINSPAN-klassifiseringa, er dataene analyserte med programmet DISCRIM (ter Braak 1982).

Resultat

Dekking av dei ulike sjikta

Tabellane 3-7 viser dekkinga av tresjiktet (A), busksjiktet (B), feltsjiktet (C) og botnsjiktet (D) i dei einskilde rutene. Det er særleg i kolonnene 1-3 at tre- og busksjiktet er tett. Feltsjiktet er svært sparsomt, men noko tettare i dei rutene som har vore tilsådd med grasfrø. Botnsjiktet er derimot gjennomgåande svært tett (over 50 %), og både lav- og moseartar dominerer (tabell 6 og 7).

Tabell 8 viser største høgda av A- (eller B-) sjiktet i dei ulike rutene. Innan kolonnene 1-3 ligg høgda stort sett mellom 6 og 8,5 m. I kolonne 4 er dei høgste buskene 1,7 m, medan trehøgda varierer frå 0 til 8 m i kolonne 5 og 6. Tabellen viser at i den uhandsama kolonna er trehøgda gjennomgåande like stor som i kolonne 2 og 3 som vart tilplanta med tre.

Utbreiinga og mengda av dei ulike artane

Furu (*Pinus sylvestris*) vart planta i alle rutene i kolonne 3 (6 planter). Tabell 9 viser at talet på furutre innan kvar rute varierer mellom 0 og 14. Høgste talet finn ein i kolonnene 1-3. Dekkinga av furu (tabell 10) er særskilt lita i kolonne 3.

Gran (*Picea abies*) vart ikkje planta innan forsøksfeltet. Tabell 11 viser at talet på grantre innan kvar rute varierer mellom 0 og 3. Dekkinga av gran er gjennomgåande lita (< 25 %), og er spesielt låg i kolonne 4-6 (tabell 12).

Bjørk (*Betula pubescens*) har ikkje vorte planta inn i forsøksfeltet. Bjørk har i liten grad spreidd seg (tabell 13), og den førekjem berre som einskilde små planter.

Hengebjørk (*Betula pendula*) vart planta inn i kolonne 2. I dei tilplanta rutene er dekkinga fortsatt relativt lita. Tabell 14 viser at den har spreidd seg, spesielt til naboruter, men dekkinga er gjennomgåande lita.

Tabellane 15-25 viser dekkinga av ulike gras, urter og små forveda busker innan feltet. Alle førekjem i svært små mengder, og dette gjeld sjølv dei som vart sådde ut; *Agrostis capillaris* og *Festuca ovina*. *Phleum pratense* som vart sådd ut i kolonne 5 finst ikkje lenger innan feltet.

Tabell 3. Dekkinga av tresjiktet i %.

	1	2	3	4	5	6
A	65	75	20	0	0	65
B	25	60	50	0	2	0
C	35	30	65	0	35	70
D	65	45	80	0	70	0
E	40	25	75	0	0	0
F	38	15	55	0	0	0
G	20	30	90	0	50	60

Tabell 4. Dekkinga av busksjiktet i %.

	1	2	3	4	5	6
A	2	20	0	1	1	2
B	8	45	0	1	1	1
C	3	50	10	1	1	1
D	15	25	10	1	1	1
E	2	10	15	2	35	1
F	0	10	50	1	0	1
G	4	75	10	1	1	1

Tabell 5. Dekkinga av feltsjiktet i %.

	1	2	3	4	5	6
A	1	1	1	2	2	5
B	1	1	2	2	4	4
C	1	1	1	1	8	2
D	1	1	1	1	4	4
E	1	1	1	1	3	12
F	1	1	1	2	4	3
G	1	1	1	4	8	8

Tabell 6. Dekkinga av mose i %.

	1	2	3	4	5	6
A	60	35	55	50	55	30
B	50	25	40	65	45	30
C	50	40	35	30	45	30
D	45	40	45	35	40	40
E	50	30	10	50	35	30
F	40	30	50	40	35	40
G	40	15	25	35	25	35

Tabell 7. Dekkinga av lav i %.

	1	2	3	4	5	6
A	20	15	35	35	35	40
B	30	25	50	35	50	45
C	40	40	40	45	50	45
D	40	40	40	50	50	50
E	30	45	15	35	50	55
F	40	50	30	40	45	55
G	40	15	30	45	40	45

Tabell 8. Høgda av øvre sjikt i m.

	1	2	3	4	5	6
A	8,0	6,5	6,0	1,0	0,1	7,6
B	6,7	7,5	8,0	0,1	2,1	0,3
C	6,5	6,0	8,0	0,1	6,6	7,8
D	7,5	7,0	8,5	0,1	7,8	0,1
E	6,2	6,7	7,5	1,7	1,7	0,5
F	6,5	6,0	7,8	0,2	0	0,1
G	6,4	6,5	8,0	0	7,2	8,0

Tabell 9. Talet på *Pinus sylvestris*.

	1	2	3	4	5	6
A	5	12	3	2	2	7
B	2	2	6	1	3	1
C	3	4	3	5	3	4
D	4	2	10	1	3	1
E	7	3	14	4	4	2
F	3	2	7	4	0	2
G	2	4	7	0	3	2

Tabell 10. *Pinus sylvestris* i %.

	1	2	3	4	5	6
A	60	70	15	1	1	70
B	25	60	50	1	2	1
C	25	30	55	1	20	70
D	60	30	75	1	70	1
E	35	15	70	2	1	1
F	35	10	50	1	0	1
G	20	3	90	0	50	60

Tabell 11. Talet på individ av *Picea abies*.

	1	2	3	4	5	6
A	2	1	0	0	0	0
B	0	3	0	0	0	0
C	0	1	0	0	0	0
D	3	0	1	0	0	0
E	0	1	1	1	0	0
F	0	0	0	0	0	0
G	0	0	0	0	0	0

Tabell 12. *Picea abies* i %.

	1	2	3	4	5	6
A	10	1	0	0	0	0
B	0	20	0	0	0	0
C	0	1	0	0	0	0
D	15	0	1	0	0	0
E	0	2	3	1	0	0
F	0	2	3	1	0	0
G	0	0	0	0	0	0

Tabell 13. *Betula pubescens* i %.

	1	2	3	4	5	6
A	1	0	0	0	0	0
B	3	0	0	0	0	0
C	3	0	0	0	0	0
D	0	0	0	0	0	0
E	0	0	3	0	0	0
F	0	0	0	0	0	0
G	0	0	0	0	0	0

Tabell 14. *Betula pendula* i %.

	1	2	3	4	5	6
A	1	20	0	0	0	0
B	5	25	0	0	0	0
C	0	50	10	0	0	0
D	0	25	10	0	0	0
E	0	10	10	0	35	0
F	0	10	45	0	0	0
G	0	80	10	0	0	0

Tabell 15. *Agrostis capillaris* i %.

	1	2	3	4	5	6
A	0	1	1	0	0	1
B	0	1	1	0	0	1
C	0	1	1	0	1	0
D	0	0	1	1	0	0
E	0	1	0	0	0	1
F	0	0	1	0	0	0
G	0	0	0	0	0	1

Tabell 16. *Achillea millefolium* i %.

	1	2	3	4	5	6
A	0	0	0	0	1	0
B	0	0	0	0	1	1
C	0	0	0	0	1	0
D	0	0	0	0	0	0
E	0	0	0	0	0	1
F	0	0	0	0	0	1
G	0	0	0	0	1	0

Tabell 17. *Deschampsia flexuosa* i %.

	1	2	3	4	5	6
A	0	0	1	0	0	0
B	0	0	0	1	1	0
C	0	1	1	1	1	0
D	0	0	0	0	0	0
E	0	0	0	0	0	0
F	0	0	0	0	0	0
G	0	1	0	0	0	0

Tabell 18. *Empetrum ssp. hermaphroditum* i %.

	1	2	3	4	5	6
A	0	1	0	0	0	1
B	0	1	1	0	0	0
C	1	0	1	1	0	0
D	0	1	1	0	0	0
E	0	0	0	1	0	0
F	0	0	0	1	0	1
G	0	0	1	0	1	0

Tabell 19. *Epilobium angustifolium* i %.

	1	2	3	4	5	6
A	1	0	1	1	2	2
B	1	1	1	1	3	1
C	1	1	1	0	2	1
D	1	1	0	1	1	3
E	1	1	0	0	2	8
F	1	1	1	1	1	0
G	1	0	0	2	3	5

Tabell 20. *Festuca ovina* i %.

	1	2	3	4	5	6
A	0	1	0	1	1	0
B	0	1	0	1	0	0
C	0	1	1	1	1	0
D	0	0	1	1	0	0
E	0	0	0	1	0	0
F	1	0	1	1	1	1
G	0	0	0	1	1	0

Tabell 21. *Festuca rubra* i %.

	1	2	3	4	5	6
A	0	0	1	1	1	2
B	0	1	1	1	1	1
C	0	1	1	1	2	2
D	0	1	1	1	3	1
E	0	0	1	1	1	1
F	0	0	0	1	1	1
G	0	0	1	1	3	2

Tabell 22. *Lotus corniculatus* i %.

	1	2	3	4	5	6
A	0	0	0	1	1	0
B	0	0	1	1	1	1
C	0	0	0	1	2	0
D	0	0	0	1	1	1
E	0	0	0	1	1	2
F	0	0	0	0	2	1
G	0	0	1	1	1	1

Tabell 23. *Rumex acetosella* i %.

	1	2	3	4	5	6
A	0	0	0	0	0	1
B	0	0	0	0	1	1
C	0	0	1	0	1	1
D	0	0	1	0	0	0
E	0	0	0	1	0	1
F	0	0	0	0	1	1
G	0	0	0	0	0	1

Tabell 24. *Salix caprea* i %.

	1	2	3	4	5	6
A	1	0	0	0	0	0
B	0	0	0	0	0	0
C	1	0	1	0	0	0
D	0	0	1	0	0	0
E	1	0	1	0	0	0
F	0	0	0	0	0	0
G	0	0	0	0	0	0

Tabell 25. *Trifolium repens* i %.

	1	2	3	4	5	6
A	0	0	0	0	0	0
B	0	0	0	0	0	0
C	0	0	0	0	0	0
D	0	0	0	0	1	1
E	0	0	0	1	1	1
F	0	0	0	0	1	1
G	1	0	0	1	1	0

Samanlikning av vegetasjonen i dei ulike rutene

For å samanlikna den floristiske samansetjinga av dei ulike rutene i forsøksfeltet er datasettet analysert med dei indirekte ordinasjonsmetodane Detrended Correspondence Analysis (DCA) og Principal Correspondence Analysis (PCA). Handsamingsmåtane i dei ulike rutene er også samanlikna med resultatet av ordinasjonen for å finna mulige samanhengar mellom skildnaden i vegetasjon i rutene og handsamingsmåten som er nytta.

Den relative plasseringa av arter (figur 1) og ruter (figur 2) er vist i høve til DCA-akse 1 og 2. Figur 3 viser at variasjonen langs DCA-akse 1 i ei viss grad heng saman med handsaminga, slik at arter og ruter knytt til den venstre sida i diagrammet er assosiert med handsamingsmåtane 1, 2 og 3, medan arter og ruter knytt til høggre sida i diagrammet er assosiert med handsamingsmåtane 4, 5 og 6 (sjå figur 1 og 2). Variasjonen i arter og ruter langs DCA-akse 2 er assosiert med tilført mykje KS, NS

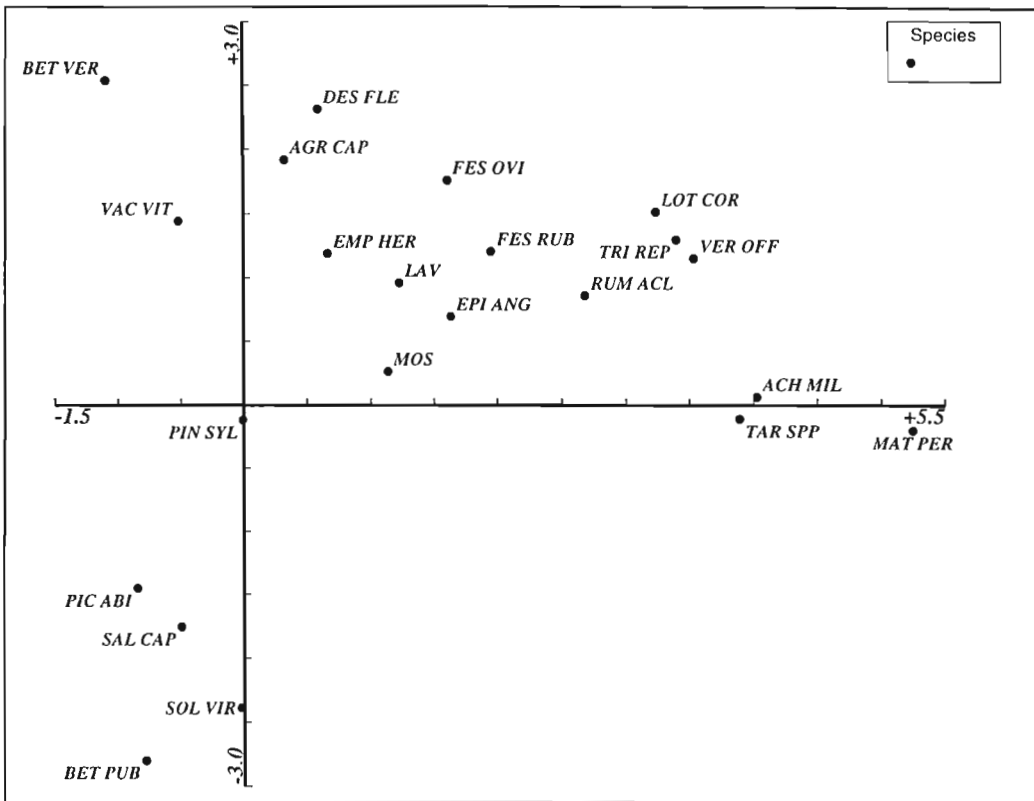
og dP (øvt i diagrammet) og CaN (nedst i diagrammet).

DCA-analysen (tabell 26) viser variasjonen (gradientlengda) i data frå forsøksfeltet. Variasjonen innan feltet utgjer berre 1,7 SD-einingar. Spearman Rank korrelasjonskoeffisientar mellom dei 11 handsamingsmåtane og DCA-aksane er gjevne i tabell 27. Denne analysen viser statistisk signifikante samanhengar mellom tilførsle av frø og planting av tre og DCA-akse 1 og 2. DCA-akse 1 er best korrelert med handsamingsmåte 2 ($r = 0.53$). DCA-akse 2 er best korrelert med handsamingsmåte 1. Det er ikkje signifikante korrelasjonar mellom DCA-aksane 3 og 4 og nokon av handsamingsmåtane. Det er ikkje signifikante korrelasjonar mellom nokon av DCA-aksane og gjødslingeffekta.

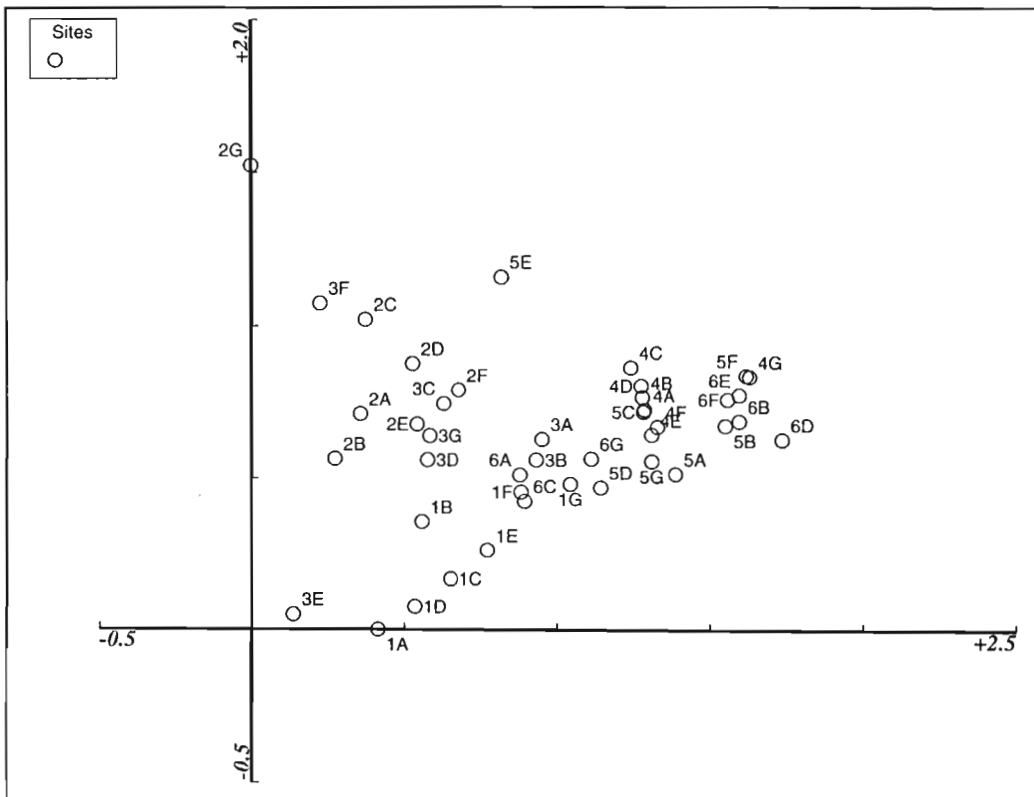
Sidan variasjonen innan feltet er såpass liten, er det også føreteke ein PCA-analyse for å visa samanhengar mellom variasjonen i data og dei ulike handsamingsmåtane. Hovudresultata er gjevne i tabell 28. Denne viser at eigenverdiane til aksane er mykje større enn ved DCA-analysen, og at "forklaringsgraden" til aksane er større. Figur 4 viser korleis dei ulike artene fordeler seg relativt i høve til PCA-akse 1 og 2. Dei lange pilene til *Pinus sylvestris* og *Betula pendula* syner at desse artane er sterkt korrelerte med den floristiske samansetjinga i rutene i feltet. Merk at pilene til *Pinus sylvestris* og *Festuca ovina* (og i ei viss grad også *Deschampsia flexuosa*) går i motsett retning, noko som indikerer at dei her er sterkt negativt korrelerte.

Pearson korrelasjonskoeffisientar mellom dei 11 handsamingsmåtane og PCA-aksane er gjevne i tabell 29. Denne analysen viser statistisk signifikante samanhengar mellom handsamingsmåtane 1-6 og PCA-aksane 1-3. Heller ikkje ved denne analysen er det statistisk signifikante samanhengar mellom vegetasjonen i rutene og gjødslinga.

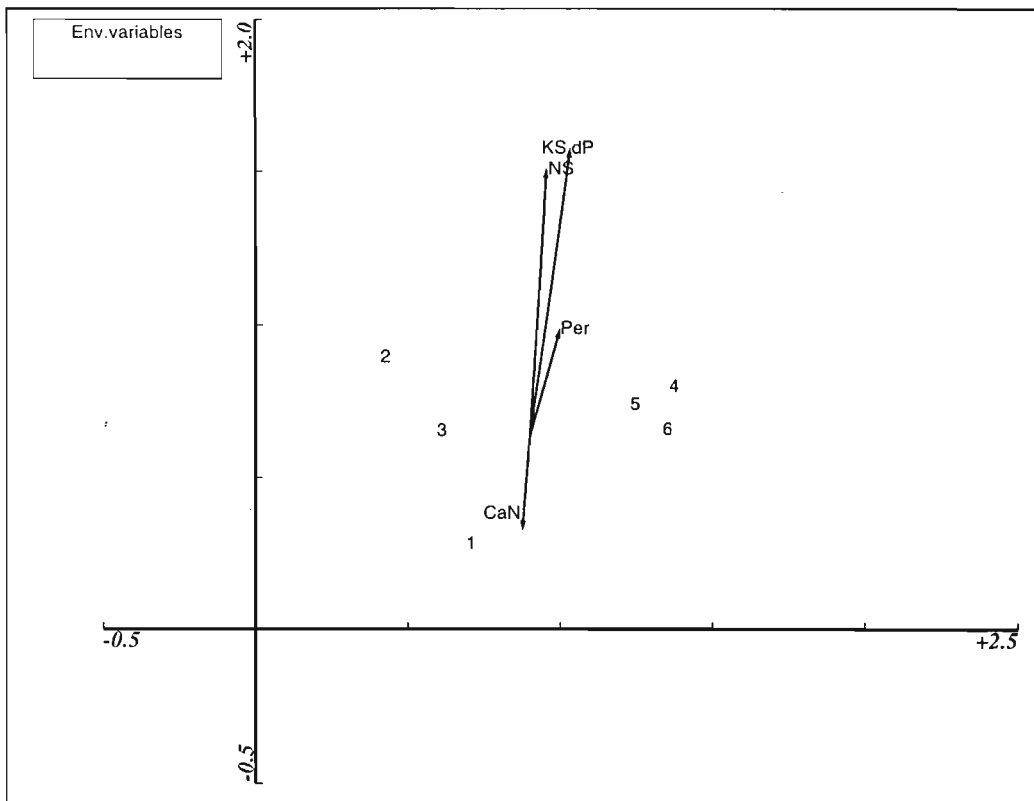
Hovudvariasjonen i vegetasjonen (utbreiinga av arter og vegetasjonstypar langs PCA-akse 1) heng saman med om rutene har vore tilplanta med hengebjørk (handsaming 2, $r = 0,31$), furu (handsaming 3, $r = 0,44$) eller sauesvingel (handsaming 4, $r = -0,46$). Den nest viktigaste variasjonen i vegetasjonen (utbreiinga av arter og vegetasjonstypar langs PCA-akse 2) heng saman med om rutene har vore tilplanta med hengebjørk (handsaming 2, $r = 0,59$) eller om den er uhandsama



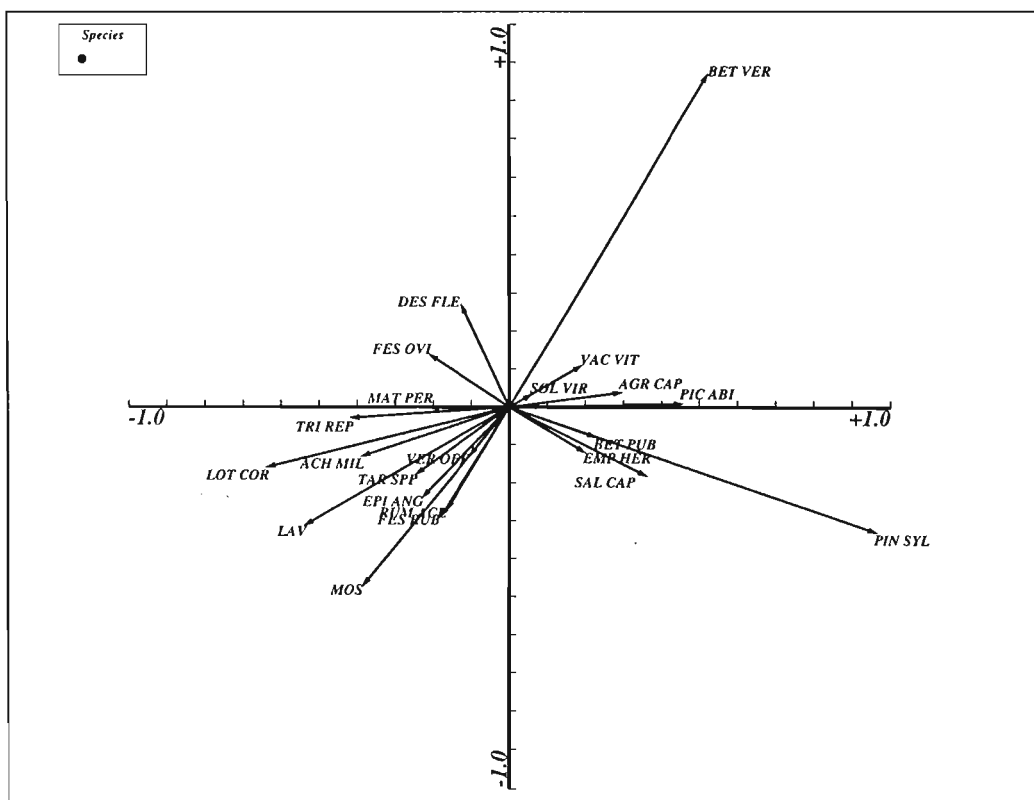
Figur 1. Posisjonen til artene i forsøksfeltet i relasjon til DCA akse 1 og 2. Forklaring til navna til artane er gjevne i vedlegg 1.



Figur 2. Posisjonen til rutene (sjå tabell 1) i forsøksfeltet i relasjon til DCA akse 1 og 2.



Figur 3. Den relative posisjonen til dei ulike handsamingsmåtane i relasjon til DCA akse 1 og 2 (sjå tabell 1 og 2).



Figur 4. Relasjonar mellom artane i forsøksfeltet i relasjon til PCA akse 1 og 2. Forklaring til navna til artane er gjevne i vedlegg 1.

Tabell 26. Resultat av DCA-analysen.

DCA-analyse	Akse1	Akse2	Akse3	Akse4	Total inertia
Eigenverdiar (γ)	0,222	0,092	0,046	0,033	0,892
Gradientlengd (SD)	1,733	1,520	1,034	0,677	
Kumulativ % variasjon i artsdata	24,9	35,2	40,4	44,1	
Kumulativ % variasjon i art-miljø sammenheng	44,3	61,2	0,0	0,0	

Tabell 27. Spearman Rank korrelasjonskoeffisienter mellom ulike handsamingsmåtar og dei fire fyrste aksane etter DCA-analyse av data frå forsøksfeltet. $n = 42$, NS = Ikkje statistisk signifikant, * = signifikant, $p < 0,05$, ** = signifikant, $p < 0,01$, *** = signifikant, $p < 0,001$.

	Akse1	Akse2	Akse3	Akse4
1	-,2557 NS	-,5988 ***	-,0844 NS	,0053 NS
2	-,5272 ***	,3509 *	-,0106 NS	,1266 NS
3	-,3242 *	-,0554 NS	,2163 NS	,0554 NS
4	,3770 *	,3087 *	-,1372 NS	-,1635 NS
5	,3559 *	,0607 NS	,1503 NS	-,0079 NS
6	,3743 *	-,0660 NS	-,1345 NS	-,0158 NS
CaS	-,0135 NS	-,0760 NS	-,0037 NS	-,1256 NS
NS	,0435 NS	,2477 NS	,0515 NS	,0331 NS
Per	,0239 NS	,0018 NS	-,0601 NS	,2789 NS
dP	,0732 NS	,2092 NS	-,1210 NS	,2834 NS
KS	,0732 NS	,2092 NS	-,1210 NS	,2834 NS

Tabell 28. Resultat av PCA-analysen.

PCA-analyse	Akse1	Akse2	Akse3	Akse4	Total inertia
Eigenverdiar (γ)	0,510	0,262	0,057	0,035	1,000
Art-miljø korrelasjon	0,770	0,699	0,814	0,401	
Kumulativ % variasjon i artsdata	51,0	77,1	82,8	86,3	
Kumulativ % variasjon i art-miljø sammenheng	59,4	84,5	91,8	93,0	

(handsaming 1, $r = -0,34$). Den tredje viktigaste variasjonen i vegetasjonen (utbreiinga av arter og vegetasjonstypar langs PCA-akse 3) heng saman med om rutene er uhandsama (handsaming 1, $r = 0,57$) eller tilplanta med engkvein (handsaming 6, $r = -0,45$).

Tabell 29. Spearman Rank korrelasjonskoeffisienter mellom ulike handsamingsmåtar og dei fire fyrste aksane etter PCA-analyse av data frå forsøksfeltet. $n = 42$, NS = Ikkje statistisk signifikant, * = signifikant, $p < 0,05$, ** = signifikant, $p < 0,01$, *** = signifikant, $p < 0,001$

	Akse1	Akse2	Akse3	Akse4
1	,1292 NS	-,3427 *	,4666 **	-,1265 NS
2	,3058 *	,5878 ***	,1793 NS	-,0870 NS
3	,4376 **	-,0343 NS	-,1819 NS	-,1028 NS
4	-,4640 **	,1397 NS	,2241 NS	,2109 NS
5	-,2214 NS	-,1186 NS	-,2372 NS	-,1186 NS
6	-,1872 NS	-,2320 NS	-,4508 **	,2240 NS
CaS	-,0919 NS	,1709 NS	,1887 NS	,0686 NS
NS	-,0864 NS	,1268 NS	-,1881 NS	-,0098 NS
Per	,1011 NS	-,1482 NS	-,2506 NS	,1152 NS
dP	-,1300 NS	,2064 NS	-,2743 NS	,3321 NS
KS	-,1300 NS	,2064 NS	-,2743 NS	,3321 NS

Vegetasjonsklassifisering (TWINSPAN)

Vegetasjonen i forsøksfeltet spenner frå flater utan tre- og busksjikt til flater med eit velutvikla tresjikt, vesentleg av furu, men og med hengebjørk. Feltsjiktet er over alt sparsomt utvikla, medan botnsjiktet er tett i alle rutene.

Vedlegg 1 viser resultatet av TWINSPAN-klassifikasjonen. Hovudsskiljet i materialet går mellom 22 ruter karakterisert av ryllik (*Achillea millefolium*), tiriltunge (*Lotus corniculatus*), løvetann (*Taraxacum* spp.) og kvitkløver (*Trifolium repens*) og 20 ruter med meir bjørk (*Betula pubescens*), hengjebjørk (*Betula pendula*), gran (*Picea abies*), selje (*Salix caprea*) og tytebær (*Vaccinium vitis-idaea*). Desse to gruppene kan vidare delast, men skildnaden mellom desse undergruppene vert svært liten.

Under TWINSPAN-tabellen er det vist korleis dei einskilde rutene har vorte handsama. Tilført gjødseltype- og mengd, samt tilsåing/tilplanting er her vist ved 0/1-verdiar. Tabellen viser at tilført grasfrø er knytt til type 1 og 2, medan rutene tilplanta med *Pinus sylvestris* og *Betula pendula* samt uhandsama morenemasse er knytt til type 3 og 4. Gjødslingstype- og mengde er ikkje knytt til særskilde "vegetasjonstypar".

Statistisk testing av samanhengar mellom vegetasjon og handsamingsmåte

For å testa statistisk om det finst samanhengar mellom den floristiske samansetjinga i dei ulike

rutene i feltet og dei handsamingsmåtane som vart nytta, er det føreteke Monte Carlo Permutations testar.

Metoden testar statistisk 0-hypotesen: "Det er ingen samanheng mellom den floristiske samansetjinga i dei ulike rutene i feltet og dei handsamingsmåtane som vart nytta." Dersom p-verdien er mindre enn 0,05 må ein forkasta 0-hypotesen, og det tyder på at den aktuelle handsamingsmåten vil kunna forklara skildnaden mellom rutene.

Det er utført fire ulike permutasjonstestar, to med utgangspunkt i Canonical Correspondence Analysis (CCA) og ein med utgangspunkt i Redundancy Analysis (RA), alle gjort med Forward Selection i programmet CANOCO.

Test a: CCA-analyse der alle 11 forklaringsvariablane vart nytta. Dette viser at kolonne 1, 2, 4 og 3 er signifikante ($p < 0,003$) medan dei andre ikkje var signifikante ($p > 0,05$).

Test b: CCA-analyse der dei seks ulike tilplantings/frøtypene inngår som forklaringsvariablar (0 -1 verdiar for dei 6 ulike radene), gav alle p-verdiar $< 0,05$. Lågast p-verdi hadde kolonne 2 (planting av *Betula pendula*) ($p = 0,001$), etter det var rekkefølga: kolonne 1 (ikkje tilplanting eller såing) ($p = 0,001$), kolonne 3 tilplanting med *Pinus sylvestris* ($p = 0,001$) og kolonne 4 (såing med *Festuca ovina*) ($p = 0,006$). Kolonne 5 og 6 (såing med *Phleum pratense* eller *Agrostis capillaris*) var ikkje signifikante ($p > 0,385$).

Test c: CCA-analyse der berre dei fem ulike gjødslingsmåtane (tabell 2) inngår som forklaringsvariablar. Dette gav p-verdien 0,270, og 0-hypotesen kan difor ikkje forkastast. Ein kan dermed ikkje forklara skildnaden mellom rutene ut frå om og korleis dei vart gjødsla i byrjinga.

Test d: RDA-analyse der alle dei elleve handsamingsmåtane vart nytta. Analysen viste at kolonnene 4, 2, 3 og 1 alle var signifikante ($p < 0,005$) medan dei andre ikkje var signifikante ($p > 0,075$).

Desse analysene syner alle at effekten av planting av *Betula pendula*, *Pinus sylvestris*, ikkje tilplanta/tilsådd i det heile, og tilsåing med *Festuca ovina*, er signifikant sjølv i dag, 27 år etter tiltaka. Artssamansetjinga i dei ulike kolonnene i dag er såleis ikkje tilfeldig. Ein kan derimot ikkje nytta

gjødslinga som forklaring på dei skildnadene som finst innan feltet i dag.

Statistiske analyser av skildnader i utbreiinga av dei einskilde artene

Det er også føreteke analyser av om det finst statistisk signifikante skildnader i forekomst av dei ulike planteartene i dei ulike radene og kolonnene. Dersom artene har ulik mengde i dei ulike kolonnene, kan det tyda på at tilplanting/tilsåing har hatt ein langtidseffekt, og dersom dei har ulik mengde i dei ulike radene kan det tyda på at gjødslinga har hatt ein langtidseffekt.

Tabell 30 viser at det for dei fleste artene finst statistisk signifikante skildnader mellom deira forekomst i dei seks kolonnene. Unntak er *Deschampsia flexuosa*, *Betula pubescens*, *Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum* og talet på granplanter. Når det gjeld desse artane kan ein såleis ikkje forklara deira forekomst innan feltet ut frå planting/tilsåing 27 år tidlegare.

Det er interessant å sjå at det ikkje er signifikante skildnader mellom kolonnene 1-3 når det gjeld tredekning sjølv om kolonne 2 og 3 vart tilplanta med tre, medan kolonne 1 ikkje vart tilplanta. I kolonne 4 finst det ikkje tresjikt, medan det i kolonne 5 og 6 er eit varierende tresjikt i dei ulike rutene i kolonna.

Mellom dei sju rekkene som vart gjødsla ulikt for 27 år sidan er det i dag svært små statistisk signifikante skildnader. Når det gjeld samla lavdekking og dekkinga av *Deschampsia flexuosa* finst det skildnader som kan forklarast ut frå gjødslingseffekten (tabell 31).

Diskusjon og konklusjon

Innan feltet kan ein seia at rute 1A er «kontrollruta». Den vart ikkje handsama i det heile. Dersom ein samanliknar posisjonen i DCA-ordinasjonen (sjå figur 2) til denne ruta med andre ruter i same kolonna (1B, 1C, 1D, 1E, 1F, 1G), ser ein at dei alle ligg i ein avstand som er mindre enn 0,7 SD-einingar på DCA-akse 1 og 0,5 SD-einingar på DCA-akse 2. Dette gjev ein mål på den effekten som kan tilskrivast gjødslinga. Størst variasjon finn ein innan kolonne 2 der rutene spenner over ein avstand på 1,6 SD-einingar på DCA-akse 1.

Generelt viser undersøkinga at det er små skildnader mellom dei sju handsamingsrekkene, noko

Tabell 30. Skildnaden mellom dei seks kolonnene som har vorte tilplanta eller tilsådd ulikt.

	a	b	c	d
	Variasjon i midlere rank	Friedmann statistikk	p-verdi	Frihets- grader
Tredekning	1,93 - 5,29	13,94	0,0160	5
Buskdekning	2,57 - 5,57	15,27	0,0093	5
Feltdekning	2,14 - 5,50	31,27	0,0000	5
Mosedekning	2,07 - 5,43	13,93	0,0160	5
Lavdekning	2,29 - 5,29	19,24	0,0017	5
Trehøyde	1,71 - 5,50	16,07	0,0066	5
# <i>Pinus sylvestris</i>	2,64 - 5,00	7,90	0,1596	5
<i>Pinus sylvestris</i>	1,71 - 5,29	16,07	0,0067	5
# <i>Picea abies</i>	2,86 - 4,50	9,252	0,0994	5
<i>Picea abies</i>	2,64 - 4,71	11,94	0,0357	5
<i>Betula pubescens</i>	3,21 - 4,50	11,00	0,0514	5
<i>Betula pendula</i>	2,43 - 5,64	21,78	0,0006	5
<i>Trifolium repens</i>	2,79 - 4,50	11,76	0,0382	5
<i>Festuca rubra</i>	1,36 - 5,00	26,17	0,0001	5
<i>Festuca ovina</i>	2,57 - 5,14	14,61	0,0122	5
<i>Epilobium angustifolium</i>	2,50 - 5,00	13,73	0,0174	5
<i>Empetrum nigrum</i> ssp. <i>hermaphroditum</i>	2,93 - 4,27	4,074	0,5338	5
<i>Achillea millefolium</i>	3,00 - 4,71	15,30	0,0091	5
<i>Salix caprea</i>	3,07 - 4,36	13,85	0,0166	5
<i>Lotus corniculatus</i>	2,07 - 5,14	23,88	0,0002	5
<i>Deschampsia flexuosa</i>	2,93 - 3,79	6,154	0,2915	5
<i>Agrostis capillaris</i>	2,43 - 4,57	12,17	0,0325	5
<i>Rumex acetosella</i>	2,64 - 5,21	16,25	0,0062	5

som tyder på at ulike typar og mengder av gjødsel har hatt minimal langtidseffekt. Gjødsling hadde nok stor verknad for utvikling av eit frodig felt-sjikt dei fyrste åra, men etter 27 år kan ein ikkje merke stort til denne effekten.

Når det gjeld skildnaden mellom dei seks handsamingskolonnene, er denne vesentleg større, og tilplanting/tilsåing har difor hatt til dels stor langtidseffekt. *Pinus sylvestris* vart planta inn i kolonne 3, men det er i dag ingen signifikant skildnad mellom dekkinga av *Pinus* i kolonne 3 og kolonne 1 der den ikkje vart innplanta. Tabell 8, 9 og 10 viser at det er skildnad på korleis *Pinus sylvestris* opptre i kolonne 4 avhengig av om ein samanliknar dekkinga av tresjiktet (berre eldre planter) eller talet på *Pinus*-planter totalt (både eldre og små unge planter). Det manglar fullstendig eit tresjikt i kolonne 4 (*Festuca ovina*-kolonna), medan slikt finst i kolonne 1 (kontrollkolonna). Det er nærliggjande å forklara dette ved at *Festuca ovina* har hatt ei inhibierende effekt på spiringa av *Pinus*-frø. I kolonne 5 og 6 er tresjiktet meir varierende, slik at eventuelle effekter av *Agrostis capillaris* og *Phleum pratense* har vore mindre. At det i dag ikkje er så stor skildnad på talet på *Pinus*-individ innan feltet kan tyda på at

den inhibierende effekten no er mindre, og det kan forklarast ved den låge dekkinga *Festuca ovina* har no. Også figur 4 viser det same. Dette kan tyda på at det har vore ein klar negativ verknad av tilsåing av grasfrø, og då spesielt saue-svingel (*Festuca ovina*), på den tidlege etableringa av furu innan feltet. Talet på etablerte furuplanter er gjennomgåande større i dei rutene som ikkje er tilsådde med grasfrø, og dekkinga av furu er mykje større i den uhandsama kolonna (1) enn i den som er tilsådd med sauesvingel (4). Sjølv 27 år etter såinga kan ein altså sjå den negative effekten av denne handsaminga.

Det er altså nærliggjande å forklara dette som ein allelopatisk respons. Frå forsøk i Sverige er det vist at krekling (*Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum*) produserer kjemiske stoff som medfører nedsett spiring av furufrø (Zackrisson & Nilsson 1989). Jarvis (1964) har vist at rotuttrekk fra smyle (*Deschampsia flexuosa*) verkar hemmende på vekst hos bjørk, og Newman & Rovira (1975) og Newman & Miller (1977) har vist at planteuttrekk frå fleire ulike grasarter kan innverka positivt eller negativt på veksten av andre arter.

Tabell 31. Skildnaden mellom dei sju radene som har vorte gjødsla ulikt.

	a	b	c	d
	Variasjon i midlere rank	Friedmann statistikk	p-verdi	Frihetsgrader
Tredekning	2,83 - 5,33	6,811	0,3387	6
Buskdekning	2,92 - 4,58	3,776	0,7083	6
Feltdekning	3,50 - 5,17	5,897	0,4348	6
Mosedekning	2,17 - 5,67	9,688	0,1386	6
Lavdekning	1,75 - 5,50	13,20	0,0400	6
Trehøyde	2,58 - 5,08	4,741	0,5775	6
# <i>Pinus sylvestris</i>	2,50 - 5,75	9,561	0,1444	6
<i>Pinus sylvestris</i>	2,75 - 5,08	5,318	0,5038	6
# <i>Picea abies</i>	3,25 - 4,92	7,243	0,2990	6
<i>Picea abies</i>	3,75 - 4,92	8,095	0,2312	6
<i>Betula pubescens</i>	3,67 - 4,33	4,091	0,6644	6
<i>Betula pendula</i>	3,67 - 4,17	0,808	0,9919	6
<i>Trifolium repens</i>	3,17 - 4,92	12,30	0,0556	6
<i>Festuca rubra</i>	2,75 - 4,92	10,20	0,1165	6
<i>Festuca ovina</i>	3,00 - 5,33	10,00	0,1247	6
<i>Epilobium angustifolium</i>	3,58 - 4,67	2,009	0,9189	6
<i>Empetrum nigrum</i> ssp. <i>hermaphroditum</i>	3,42 - 4,58	1,448	0,9629	6
<i>Achillea millefolium</i>	3,42 - 4,58	3,500	0,7440	6
<i>Salix caprea</i>	3,50 - 4,67	8,500	0,2037	6
<i>Lotus corniculatus</i>	3,33 - 4,42	2,912	0,8198	6
<i>Deschampsia flexuosa</i>	3,33 - 5,67	13,50	0,0357	6
<i>Agrostis capillaris</i>	3,33 - 4,50	4,435	0,6181	6
<i>Rumex acetosella</i>	3,58 - 4,75	4,235	0,6449	6

Undersøkinga viser at dekket av gras og urter er svært sparsamt innan forsøksfeltet i dag, og den generelle langtidseffekten av tilsåing og gjødsling har difor vore minimal. Det er i dag eit litt tettare feltsjikt i dei kolonnene som vart tilført grasfrø, men den kolonna som ikkje vart tilplanta eller tilsådd har i dag eit tresjikt som er like tett og høgt som dei kolonnene som vart tilplanta med tre.

Undersøkingar av tilsådde tippa i England (Jef-feries et al. 1981), viser at nitrogen er den faktoren som i stor grad avgjer veksten av gras. Det trengs 50-200 kg nitrogen per ha per år for å halda grasveksten ved like, og utan tilførsle av nitrogen vil graset etter kvart døy ut. Utviklinga i forsøksfeltet på Trillhustippen viser at dette har skjedd her. Dekkinga av grasa er også svært sparsam. Marrs et al. (1981) peikar også på at den kritiske faktoren for utviklinga av vegetasjon på tippene var nitrogen. Det må vera minst 700 kg ha⁻¹ nitrogen i jorda før tre eller busker, som ikkje sjølv produserer nitrogen, kan etablera seg på tippene. Det nitrogenet som vart tilført dei fyrste åra vart nok raskt vaska ut, naturleg nok, sidan det finst svært lite organisk materiale i morene-massane. Området er sterkt beita av elg, noko ein ser på trea og mengda av elglort på bakken.

Nesten alle furutrea er sterkt merka av beite, noko som har redusert veksten av desse. Forsøksfeltet var inn-gjerda dei fyrste åra slik at trea var høge før elgen vart sleppt til. Fordi det ikkje er noko inngjerda kontrollfelt der det ikkje har vore beite, er det vanskeleg å seia korleis feltet hadde vore utan dette beitepresset. Men utan tvil hadde tresjiktet vore tettare, og meir strøfall ville ha gjeve opphav til meir organisk innhald i jordsmonnet. Det er også uråd å vita om effekten av gjødsling og tilsåing ville ha vore annleis utan beite. Men truleg hadde suksesjonen mot meir velutvikla skogsvegetasjon vore komen noko lenger.

Alle dei statistiske analysene av den floristiske samansetjinga av dei ulike rutene innan forsøksfeltet 27 år etter at tiltaka vart sette i verk, viser klart at variasjonen i feltsjiktet i dag er liten. Ulik gjødsling i rutene har hatt liten eller ingen effekt på vegetasjonsutviklinga. Undersøkinga tyder på at såing av grasfrø i stor grad har seinka etableringa av trearter. Særskilt tydeleg er det at frøplanter av furu har problem med å etablera seg på lokalitetar der det finst sauesvingel.

Takk

Dette prosjektet er utført etter oppdrag frå Norges vassdrags- og energiverk, Vassdragsdirektoratet, og har fått økonomisk støtte frå "Biotopjusteringsprogrammet".

Litteratur

- Borgegård, S.-O. 1990a. Primary succession in man-made environments. - *Acta Universitatis Upsalensis* 257: 1-31.
- Borgegård, S.-O. 1990b. Vegetation development in abandoned gravel pits: effects of surrounding vegetation, substrate and regionality. - *J. Veg. Sci.* 1: 675-682.
- Bramble, W.C. & Ashley, R.H. 1955. Natural vegetation of spoil banks in Central Pennsylvania. - *Ecology* 36: 417-423.
- Brierley, J.K. 1956. Some preliminary observations on the ecology of pit heaps. - *J. Ecol.* 44: 383-290.
- Dancer, W.S., Handley, J.F., Bradshaw, A.D. 1977. Nitrogen accumulation in kaolin mining wastes in Cornwall. I. Natural communities. - *Plant and Soil* 48: 153-167.
- Game, M., Carrel, J.E. & Hotrabhavandra, T. 1982. Patch dynamics of plant succession on abandoned surface coal mines: a case history approach. - *J. Ecol.* 70: 707-720.
- Good, J.E.G., Williams, T.G. & Moss, D. 1985. Survival and growth of selected clones of birch and willow on restored opencast coal sites. - *J. Appl. Ecol.* 22: 995-1008.
- Hillestad, K.O. 1989. Landskapsforming. - *Kraft og miljø* 17, NVE.
- Hill, M.O. 1979. TWINSPAN - A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. - Section of Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, New York.
- Jarvis, P.G. 1964. Interference by *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. - *Oikos* 15: 56-78.
- Jefferies, R.A., Bradshaw, A.D. & Putwain, P.D. 1981. Growth, nitrogen accumulation and nitrogen transfer by legume species established on mine spoils. - *J. Appl. Ecol.* 18: 945-956.
- Leismann, G.A. 1957. A vegetation and soil chronosequence on the Mesabi iron range spoil banks, Minnesota. - *Ecol. Monogr.* 27: 221-245.
- Lyngdoh, T., Tripathi, R.S. & Das, A.K. 1992. Vegetation dynamics on coal mine spoils of Jaintia Hills in Meghalaya (north-east India) undergoing natural recovery. - *Acta Oecologica* 13: 767-775.
- Marrs, R.H., Roberts, R.D., Skeffington, R.A. & Bradshaw, A.D. 1981. Ecosystem development on naturally-colonized china clay wastes. - *J. Ecol.* 69: 163-169.
- Newman, E.I. & Miller, M.H. 1977. Allelopathy among some British grassland species. II. Influence of root exudates on phosphorus uptake. - *J. Ecol.* 65: 399-411.
- Newman, E.I. & Rovira, A.D. 1975. Allelopathy among some British grassland species. - *J. Ecol.* 65: 399-411.
- Sisam, J.W.B. & Whyte, R.O. 1944. Establishment of vegetation on coal tips and other spoil mounds. - *Nature* 21: 506-508.
- Smilauer, P. 1992. CANODRAW. - Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA.
- ter Braak, C.J.F. 1982. DISCRIM - A modification of TWINSPAN (Hill, 1979) to construct simple discriminant functions and to classify attributes, given a hierarchical classification of samples. - Institute TNO for Mathematics, Information Processing and Statistics, Wageningen.
- ter Braak, C.J.F. 1987-92. CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination. - Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA.
- ter Braak, C.J.F. 1990. Update notes: CANOCO version 3.10. Agricultural Mathematics group, Wageningen.
- Vigerust, E. & Njøs, A. 1986. Sprengstein, sammensetning og vannhusholdning. - VN-Rapport 10.
- Zackrisson, O. & Nilsson, M.-C. 1989. Allelopati och dess betydelse på svårföryngrade skogsmarker. - *Biologi och skogskötsel* 59.

Vedlegg 1. Resultatet av TWINSPAN- og DISCRIM-analysane av data frå forsøksfeltet. Rutene er inndelte i fire typar. Mengda av artane er gjevne i ein skala frå 1 til 6 (sjå kap. 2). Resultatet av DISCRIM-analysen er vist under TWINSPAN-tabellen. Kvar handsamingsmåte er her vist som 1 (nytta) eller - (ikkje nytta).

	Type1	Type2	Type3	Type4	
	61355	355664444444455566	11111122222333366	232	
	GGBDG	ABCBEABCDEFGAEFDF	ABCDEFEFABDCDEGAC	CFG	
Arter					
ACH	MIL	----1	-1111-----1---1	-----	--- Achillea millefolium
LOT	COR	1-111	-111111111-111111	-----1--	--- Lotus corniculatus
MAT	PER	-----	-----1-	-----	--- Matricaria perforata
TAR	SPP	---11	-1-1-----1---1-	-----	--- Taraxacum sp.
TRI	REP	-1-11	----1---1-1-1111	-----	--- Trifolium repens
VER	OFF	1----	-----1----	-----	--- Veronica officinalis
FES	OVI	----1	--1--1111111-1-1	----1--11-11----	11- Festuca ovina
FES	RUB	1-111	1111111111111111	-----11111111	1-- Festuca rubra
RUM	ACL	1----	-1111-----1---1-	-----11-11	--- Rumex acetosella
DES	FLE	----1	111--11-----1----	-----1----	1-1 Deschampsia flexuosa
AGR	CAP	1-1--	1-111--1-----	----1-11-11--1-	11- Agrostis calpiilaris
EPI	ANG	21111	1111211-1-111111-	111111111111--11	11- Epilobium angustifolium
LAV		44554	45545444544445445	34444445344443444	443 Lav totalt
MOSE		44444	54444554454454444	55545444444443444	423 Mose totalt
SOL	VIR	-----	-----1----	-----1----	--- Solidago virgaurea
EMP	HER	--1-1	----1-1-11-----1	--1-----11111-11-	--- Empetrum nigrum ssp. hermaphroditum
PIN	SYL	53455	31311111111-11-11	54454433554565655	451 Pinus sylvestris
BET	PUB	-----	-----	111-----1----	--- Betula pubescens
BET	VER	-----	-----4---	12----223442232--	546 Betula pendula
PIC	ABI	-----	-----1-----	2--3--1-13--11----	1-- Picea abies
SAL	CAP	-----	-----	1-1-1-----111----	--- Salix caprea
VAC	VIT	-----	-----	--1-----1-----	1-- Vaccinium vitis-idaea
Handsaming					
CaN	0,75	--1--	-1-1--1-----	-1-----1-----	--- 0,75 kg Kalkamonsalpeter
	6	1----	---11-----11	-----11	--- Agrostis capillaris-frø
	5	---11	-11-----111--	-----	--- Phleum pratense-frø
	4	-----	-----1111111	-----	--- Festuca ovina-frø
KS	1	11-1	----1---111-11-1	----1111-----11--	-11 1,0 kg kaliumsulfat
dP	3	11-1	----1---111-11-1	----1111-----11--	-11 3,0 kg Dobbelsuperfosfat
KS	0,5	--11-	-111--111-----1-	-111-----1111--1	1-- 0,5 kg Kaliumsulfat
Per	0,5	---1-	-----1-----1-	---1-----1-1----	--- 0,5 kg Peraform
Per	1	1---1	-----1-----	-----1--	-1 1,0 kg Peraform
NS	2	-----	-----1---1-1	----1-1-----1--	-1 2 kg ammoniumsulfat
CaN	1,50	-----	----1----1--1---	----1-1-----1---	--- 1,5 kg Kalkamonsalpeter
KS	0,5	--11-	-111--111-----1-	-111-----1111--1	1-- 0,5 kg Kaliumsulfat
dP	1,5	--11-	-111--111-----1-	-111-----1111--1	1-- 1,5 kg Dobbelsuperfosfat
NS	1	-----	--1----1-----	-1-----1-----	1-- 1 kg ammoniumsulfat
	3	--1--	1-----	-----1111--	-1 Pinus sylvestris planting
	2	-----	-----	-----11111-----	1-1 Betula pendula planting
	1	-1---	-----	111111-----	--- Uhandsama

Strengstarr (*Carex chordorrhiza* L. fil.): sammenhengen mellom artens morfologi og potensielle bruk i revegetering

Nina Palkin Jakobsen og Torbjørn Alm

Referat

Jakobsen, N.P. & Alm, T. 1998. Strengstarr (*Carex chordorrhiza* L. fil.): sammenhengen mellom artens morfologi og potensielle bruk i revegetering. - NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1998-4: 52-55.

Strengstarr, *Carex chordorrhiza* L. fil. har lange vegetative utløpere. De er dels blitt oppfattet som rhizomer, men er i virkeligheten krypende, ekte stengler. Etter moderne terminologi bør de betegnes som "kulmer" (engelsk *culms*). Dyrkingsforsøk i Tromsø har vist at arten er svært vekstvillig. I løpet av en vekstperiode på ca. 3 måneder kunne en enkelt plante med sideskudd produsere opptil 300 noder, og lengden på "kulmen" ble opptil 2 meter. Arten lar seg lett oppformere ved hjelp av stiklinger; hver av disse må ha minst en node for å kunne etablere seg. Foreløpige forsøk i felt viser at den er en lovende art til bruk i praktisk revegetering, f.eks. i kjørespor på myr.

Nina Palkin Jakobsen, Institutt for biologi, Universitetet i Tromsø, 9037 Tromsø
Torbjørn Alm, Fagenhet for botanikk, Tromsø Museum, Universitetet i Tromsø, Lars Thøringsv. 10, 9006 Tromsø

Summary

Jakobsen, N.P. & Alm, T. 1998. *Carex chordorrhiza* L. fil.: comments on morphology and potential use in mire restoration. - NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1998-4: 52-55.

Carex chordorrhiza L. fil. possesses long vegetative shoots. Numerous authors consider them as rhizomes, but they are in fact true, procumbent stems. According to modern terminology, the vegetative shoots should be termed culms. Growth experiments in Tromsø show that the species is easily cultivated. During a 3 month growth period, a single plant with lateral shoots could produce a total of about 300 nodes, with the culm attaining a maximum length of 2 m. *C. chordorrhiza* is easily propagated by cuttings. A single node is sufficient for each cutting. Preliminary field experiments suggest that the species is well suited for use in restoration of vehicle tracks in fens.

Nina Palkin Jakobsen, University of Tromsø, Institute of Biology, N-9037 Tromsø
Torbjørn Alm, University of Tromsø, Tromsø Museum, Department of Botany, Lars Thøringsv. 10, N-9006 Tromsø

Innledning

Strengstarr (*Carex chordorrhiza* L. fil.) hører til seksjon *Divisae* i underslekt *Vignea* (Tutin et al. 1980). Arten er vidt utbredt i boreale områder, med enkelte arktiske utposter, f.eks. i det nordlige Alaska (Hultén 1968, Hultén & Fries 1986). I Norge er den vanlig i store deler av landet, men er sjelden på Sør- og Vestlandet (Hultén 1971). Strengstarr går opp til 1200 m i Sør-Norge (Lid & Lid 1994), og når ca. 700 m i Troms (Engelskjøn & Skifte 1995).

Strengstarr har en krypende vekstform, og danner kloner av flere «individer». Lids flora beskriver vekstformen som følger: «den danner vide matter av meterlange jordstenglar» (Lid & Lid 1994). Dette gjør den til en lovende art til bruk i revegetering.

Det er uenighet om de krypende skuddene hos strengstarr er jordstengler eller bør tolkes på en

annen måte. I denne artikkelen vil vi ta for oss uklarhetene i terminologien, og se litt på sammenhengen mellom artens morfologi og muligheten for bruk i revegetering.

Vegetativ formering

Innen slekten *Carex* er vegetativ formering svært utbredt (Bernard 1990). Den vegetative formeringen skjer ved hjelp av rhizomer eller ved andre strukturer. Av de rundt 2000 *Carex*-artene som er kjent, har mange evne til å danne store og langlevde kloner.

Reznicek & Catling (1986) har gitt en oversikt over vegetative skudd hos ulike *Carex*-arter og deres morfologi. De fremhever at slike karaktertrekk er undervurdert og lite brukt i starrtaksonomien. I tillegg er terminologien i *Carex*-litteraturen uklar. Forfatterene gir et forslag til forbedret terminologi for vegetative strukturer hos *Carex*.

Definisjoner

Ulike floraer bruker forskjellige termer på de krypende skuddene hos *C. chordorrhiza*. Et utvalg av disse er vist i tabell 1. De fleste forfattere betegner de krypende skuddene som rhizomer. Lid & Lid (1994) bruker jordstengel, se sitatet ovenfor. I innledningen til Lids flora er dette forklart som «underjordisk stengel, skil seg fra røtter ved at ein finn skjellblad eller arr etter blad.»

Stolon kan defineres som en krypende stengel eller «runner» som er i stand til å utvikle røtter og stengel, og som til slutt kan danne et nytt individ (Lawrence 1989). Begon et al. (1996) sier at stoloner er kortlevde stengler som setter røtter ved nodene, og som oftest ligger på jordoverflaten. Stace (1991) definerer stolon som en oppstigende eller krypende stengel som vanligvis ikke er oppsvulmet.

Betegnelsen «runner» er mye brukt i engelsk litteratur, og brukes om et spesialisert stolon. En runner er en krypende stengel som slår røtter ved nodene, og danner en ny «plante» (ramet) som eventuelt blir avsnørt fra morplanten (Lawrence 1989).

Rhizom (jordstengel) er en tykk, horisontal stengel. Den er oftest underjordisk, og sender ut skudd over og røtter under seg (Lawrence 1989). Stace (1991) definerer rhizom som en oftest oppsvulmet, horisontal eller eventuelt nedover-voksende stengel, som er underjordisk eller ligger på bakkenivå. Oftest innebærer begrepet at rhizomet skal fungere som lagringsorgan (Jermy & Tutin 1982). Rhizomer skiller seg fra røtter både anatomisk og ved at de har skjellblader eller arr etter blader (Lid & Lid 1994).

Forbedret terminologi for *Carex*

Terminologien brukt ovenfor passer dårlig for noen *Carex*-arter, blant annet *Carex limosa* (dystarr) og *C. chordorrhiza*. Rezniecek & Catling (1986) gir en mer presis og detaljert definisjon av morfologiske trekk hos *Carex*. Etter deres oppfatning er det ikke korrekt å bruke betegnelsen «sterile skudd» eller «sterile stengler» om vegetative skudd. Flerårige vegetative skudd kan nemlig blomstre de påfølgende årene. De foreslår i stedet å bruke «kulm» (engelsk: *culm*) om den spesialiserte stengelen til gress og starr, både for vegetative og blomstrende skudd. En vegetativ «kulm» hos *Carex* er en langstrakt stengel med noder og internoder.

«Pseudokulmer» defineres av Rezniecek & Catling (1986) som mer eller mindre stive, stengellignende strukturer. Hos *Carex*-arter består de bare av overlappende bladslirer i vegetative skudd. De mangler noder.

Hos de fleste *Carex*-arter er kulmene (de vegetative stenglene) som oftest opprette, og har gjerne flere blader enn de blomstrende stenglene. Noen arter avviker fra denne morfologien. Et eksempel er dystarr, *Carex limosa*, som har blomstrende eller vegetative stengler som vokser ut fra et krypende hovedskudd.

Kulmene til *C. chordorrhiza* har samme vekstform som hos *C. limosa*, men er mye mer langstrakte. Når de er fullt utviklet, er de mer eller mindre krypende. Hos begge artene vokser neste sesongs vegetative og blomstrende stengler ut fra hvileknopper ved bladbasis langs kulmen og fra det apikale meristemet. Metsävainio (1931) har målt tykkelsen på kulmene hos *C. chordorrhiza* på myr i nordvest-Russland til 1,2-1,4 mm. De

Tabell 1. Morfologiske termer brukt for å beskrive de krypende skuddene hos *Carex chordorrhiza* (strengstarr) hos ulike forfattere.

Term	Område	Kilde
Rhizomer	Europa	Tutin et al. (1980)
Rhizomer	Storbritannia	Jermy & Tutin (1982), Stace (1991), Page & Rieley (1985)
Rhizomer	Russland	Shshikin (1985)
Rhizomer	Finland	Metsävainio (1939), Hämet-Ahti et al. (1986)
Jordstam (rhizom)	Sverige/Norden	Hylander (1966)
Jordstengel (rhizom)	Norge	Lid & Lid (1994)
Streng-lignende stengel (ikke ekte stoloner eller rhizomer, mange noder)	Canada	Damman (1963)
Ekte vegetative stengler (kulm med noder)	USA	Rezniecek & Catling (1986)

vegetative kulmene hos *C. chordorrhiza* inneholder næring og har derfor en viss likhet med rhizomer (Jermy & Tutin 1982).

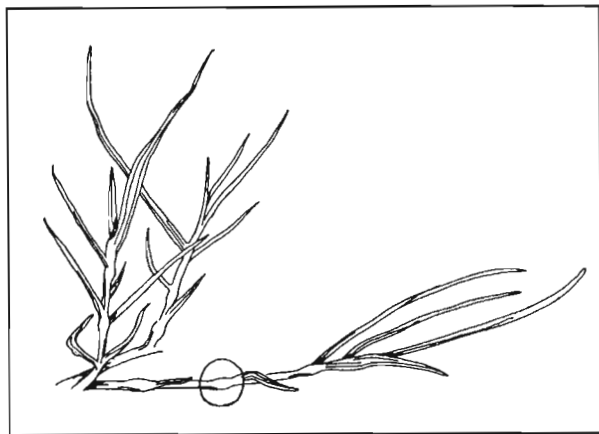
Overgangen fra underjordiske rhizomer til overjordiske stengler kan være gradvis. Hvis de vegetative kulmene blir begravet av strø eller av rasktvoksende moser, kan de miste bladene, danne røtter ved nodene og minne om rhizomer.

Ut fra form og funksjon er de vegetative skuddene hos strengstarr *ikke* rhizomer. Vi støtter oppfatningen til Reznicek & Catling (1986) på dette punkt.

Noder eller ikke noder?

I den generelle beskrivelsen av starrfamilien i Lid & Lid (1994) står det at «strå [er] trekanta eller trinne, utan leddknutar». I beskrivelsen av strengstarr nevnes det ingenting om noder (ledd-knuter). Dyrkete eksemplarer har imidlertid svært tydelige leddknuter (figur 1). Faktisk er beskrivelsen i «Norges flora» (Blytt 1861, s. 182) bedre; her heter det om skuddene at de er «leddede, ved leddene ofte rodskydende ...»

Som påpekt av Reznicek & Catling (1986) har vegetative skudd/kulmer hos flere *Carex*-arter tydelige noder og internoder. Allerede Schkuhr (1801) observerte noder hos strengstarr. Damman (1963) nevner også at strengstarr har stengler med mange noder. Ifølge målinger på myrer i Petsjenga (Russland) var internodiene normalt 3-8 cm lange (Metsävainio 1931).



Figur 1. Vegetative kulmer hos strengstarr (*Carex chordorrhiza*). En typisk node er ringet inn. I tillegg til at de er oppsvulmet, skiller nodene seg fra internodene ved avvikende (lysere) farge. Tegning: Petter J. Bodin.

Nodene hos strengstarr har evne til å produsere adventivrøtter når de kommer i kontakt med eller blir begravet av substrat. Nodene har i tillegg evne til å produsere nye laterale skudd, med noder og internoder. Nodene representerer derfor en sentral del av reproduksjonspotensialet hos strengstarr. En viss frøformering kommer i tillegg. Arten synes å ha bedre evne til å spire fra frø enn mange andre starr-arter på myr (Söyrinki 1939).

Metsävainio (1931) har undersøkt røtter hos en lang rekke myrplanter, blant annet strengstarr. Han påpeker at den setter røtter under de oppstigende skuddene, dvs. ved nodene. Ifølge hans undersøkelser er rotdannelsen sterkest under fertile skudd, og her er røttene rikelig forgreinet. Under sterile skudd er røttene oftest ugreinet.

Dyrkingsforsøk i Tromsø

Dyrkingsforsøk på Biologisk klimalaboratorium viser at *C. chordorrhiza* er svært vekstvillig. Veksten er best ved forholdsvis høye temperaturer, som 15 °C og 18 °C, men plantene klarer seg relativt godt også ved ved lavere temperaturer (9 °C og 12 °C).

I løpet av en dyrkingsperiode på ca. 3 måneder utviklet de oppformerte plantene vegetative skudd på i gjennomsnitt ca. 1,0 m (ved 12 °C) til 1,7 m (ved 18 °C); maksimalt 2,1 m. Totalt antall noder på én plante (med sideskudd) kunnet være opptil 300.

C. chordorrhiza lar seg lett oppformere ved å kutte den vegetative stengelen mellom hver node, slik at man får et stort antall stiklinger. Stiklingene vokser godt ved både innendørs dyrkingsforsøk og ved utplanting i felt. De kan dermed gi rask etablering av nye planter/skudd.

Stiklinger som ble satt ut i kjørespor i Porsanger i 1997 viste god vekst i løpet av sommeren, til tross for en viss beiting av smågnagere.

Konklusjon

Foreløpige resultater viser at *C. chordorrhiza* er en lovende art til bruk i revegetering. Arten har flere fordelaktige egenskaper, som har klar sammenheng med dens morfologi (figur 2):

- Stor evne til å bre seg utover substratet på grunn av den klondannende vekstformen.



Figur 2. Stregstarr (*Carex chordorrhiza*) på forstyrret mark i Porsanger, Finnmark. Bildet illustrerer vekstformen. Foto: Nina Palkin Jakobsen ultimo juni 1997.

- De tallrike nodene (leddknutene) er en viktig del av det reproduktive potensialet til arten.
- Nye skudd etableres lett fra nodene.
- Dyrkingsforsøk viser at potensialet for oppformering er relativt stort.

Litteratur

- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1996. Ecology. Individuals, populations and communities. Third edition. Blackwell Science, London. 1068 s.
- Bernard, J.M. 1990. Life history and reproduction in *Carex*. - Can. J. Bot. 68: 1441-1448.
- Blytt, M.N. 1861. Norges flora eller beskrivelser over de i Norge vildtvoxende karplanter, tiligemed angivelser af de geographiske forhold under hvilke de forekomme. Første del. - 386 s. Christiania.
- Clapham, A.R., Tutin, T.G., Warburg, E.F. 1962. Flora of the British Isles. Second edition. - Cambridge University Press.
- Damman, A.W.H. 1963. Key to the *Carex* species of Newfoundland by vegetative characteristics. - Department of Forestry Publication 1017.
- Engelskjøn, T. & Skifte, O. 1985. The vascular plants of Troms, North Norway. Revised distribution maps and altitude limits after Benum: The flora of Troms fylke. - Troms, Naturvitenskap 80.
- Hultén, E. 1968. Flora of Alaska and neighboring territories. A manual of the vascular plants. - Stanford University Press, Stanford, California.
- Hultén, E. 1971. Atlas över växternas utbredning i Norden. Fanerogamer och ormbunksväxter. 2. utg. - AB Kartgeografiska Institutet, Stockholm.
- Hultén, E. & Fries, M. 1986. Atlas of North European vascular plants north of the tropic of Cancer. I. - Koeltz scientific books, Königstein. 968 s.
- Hylander, N. 1966. Nordisk kärlväxtflora II. - Almqvist & Wiksell, Stockholm. 455 s.
- Hämét-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T., Uotila, P. & Vuokko, S. 1986. Retkeilykasvio. 3. utg. - Suomen luonnonsuojelun tuki, Helsinki. 598 s.
- Jermy, A.C. & Tutin, T.G. 1982. Sedges of the British Isles. BSBI handbook 1. New edition. - Botanical society of the British Isles, London.
- Lawrence, E. 1989. Henderson's dictionary of biological terms. 10. utg. - Longman scientific & Technical, Harlow. 645 s.
- Lid, J. & Lid, D.T. 1994. Norsk Flora. 6. utg. ved Reidar Elven. - Det norske samlaget, Oslo. 1014 s.
- Metsävainio, K. 1931. Untersuchungen über das Wurzelsystem der Moorpflanzen. - Annales Botanici Societatis zoologicae-botanicae fennicae Vanamo 1-1: 1-422.
- Page, S.E. & Rieley, J.O. 1985. The ecology and distribution of *Carex chordorrhiza* L. fil. - Watsonia 15: 253-259.
- Reznicek, A.A. & Catling, P.M. 1986. Vegetative shoots in the taxonomy of sedges (*Carex*, Cyperaceae). - Taxon 35: 495-501.
- Schkuhr, C. 1801. *Carex chordorrhiza*. - s. 25-26 + pl. LXXXVI i: Beschreibung und Abbildung der theils bekannten, theils noch nicht beschriebenen Arten von Riedgräsern. Wittenberg.
- Shishikin, B.K. (red.) 1985. Flora of the U.S.S.R. III. English translation 1985. - Bishen Singh Mahendra Pal Singh & Koeltz Scientific Books. 512 s.
- Stace, C. 1991: New flora of the British Isles. - Cambridge University Press, Cambridge. 1226 s.
- Söyrinki, N. 1939. Studien über die generative und vegetative Vermehrung der Samenpflanzen in der alpinen Vegetation Petsamo-Lapplands. II. Spezieller Teil. - Annales Botanici Societatis zoologicae-botanicae fennicae Vanamo 14-1: 1-404.
- Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, M.A., Moore, D.M., Valentine, D.H., Walters, S.M. & Webb, D.A. 1980. Flora Europaea. 5. Alismataceae to Orchidaceae (Monocotyledones). - Cambridge University Press, London.

IUCN's nya hotkategorier. Vad betyder de för rödlistningen av mossor

Lars Söderström

Referat

Söderström, L. 1998. IUCN's nya hotkategorier. Vad betyder de för rödlistningen av mossor. - NTNU Vitensk. mus. Rapp. bot. Ser. 1998-4: 56-61.

IUCN's nye rödlistkategorier presenteras och diskuteras.

Lars Söderström, Botanisk institutt, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, 7034 Trondheim
E-post: Lars.Soderstrom@chembio.ntnu.no

Summary

Söderström, L. 1998. The new threat categories of IUCN. What do they mean to mosses. - NTNU Vitensk. mus. Rapp. bot. Ser. 1998-4: 56-61.

IUCN's new Red List Categories are presented and their use on bryophytes discussed.

Lars Söderström, Norwegian University of Science and Technology, Department of Botany, N-7034 Trondheim, Norway
E-mail: Lars.Soderstrom@chembio.ntnu.no

Introduction

International Union for Conservation of Nature (IUCN) är den organisation som utvecklat de internationellt sett mest använda rödlistningskriterierna. Ursprungligen var dessa kriterier utformade så att de lätt kunde användas på djur, framförallt fåglar och däggdjur. Senare har man försökt anpassa kriterierna till andra organismer samtidigt som man i dessa kriterier försökt ta in ny insikt om varför arter är sällsynta eller hotade. Detta ledde till ett lappverk varför IUCN nu har reviderat sina kriterier fullständigt (IUCN 1994).

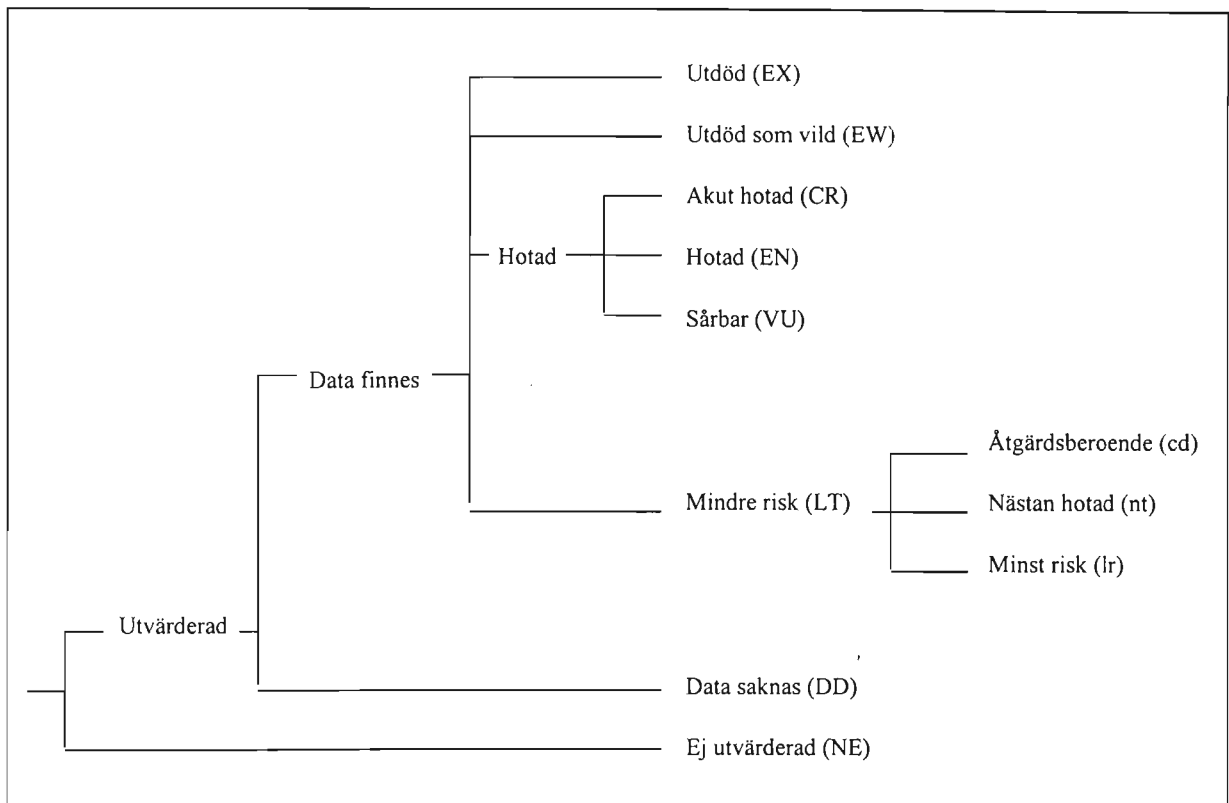
De nya rödlistekategorierna är utdöd (EX), utdöd som vild (EW), kritiskt hotad (CR), hotad (EN), sårbar (VU), mindre risk (LR; delas in i tre undergrupper, åtgärdsberoende, LR(cd), nästan hotad, LR(nt), och minst hotad, LR(lc)), data saknas (DD) och ej utvärderad (NE) (figur 1) vilket gör att såväl hotade som icke hotade arter kan klassificeras. Systemet är komplext och ger en rad möjligheter till att identifiera hotstatusen. En art utvärderas efter flera kriterier och klassificeras efter det kriterium där den betraktas som mest hotad. Kriterierna innehåller en mängd begrepp. De viktigaste definieras av IUCN enligt följande.

Population. Totala antalet individer av ett taxon. Av praktiska orsaker, främst beroende på skillnader mellan livsformer, uttrycks populationsstorleken enbart som antalet vuxna individer.

Subpopulationer. Geografiskt eller på annat sätt tydligt åtskilda grupper mellan vilka det sker väldigt lite utbyte av individer (typiskt högst en individ eller gamet per år).

Vuxna individer. Definieras som antalet individer kända, beräknade eller antagna vara kapabla att reproducera sig. Följande aspekter beaktas:

- När populationerna fluktuerar kraftigt används minimumantalet.
- Individer som är miljömässigt, beteendemässigt eller på andra sätt undertryckta i det vilda räknas inte.
- För taxa med en ojämn könsfördelning minskas antalet.
- Reproducerande enheter inom en klon räknas som individer utom när dessa inte kan överleva ensamma (t. ex. koraller).
- För taxa som mister alla eller en stor del av sina vuxna individer vid en viss tidpunkt i livscykeln skall antalet individer beräknas vid den tidpunkten reproduktionen sker.



Figur 1. Struktur över de nya rödlistekategorierna (efter IUCN 1994).

Generation. Medelåldern av föräldrar inom en population (vilket oftast är högre än åldern vid första reproduktionen).

Kontinuerlig minskning. En nylig, pågående eller förväntad framtida minskning vars orsaker inte är kända eller tillräckligt kontrollerade så att taxat kommer att fortsätta att minska om ingen åtgärd vidtas. En kontinuerlig minskning får inte vara en del av en naturlig fluktuation.

Minskning. En minskning är en reduktion med en specificerad andel under en specificerade tidsperiod även om minskningen inte nödvändigtvis är kontinuerlig. Får inte vara en del av en naturlig fluktuation.

Extrema fluktuationer. Populationsstorlekar varierar snabbt och frekvent i storlek eller utbredning, typiskt med en ökning/minskning med 10 gånger eller mer.

Kraftig fragmentering. Refererar till ens situation då utdöenderisken ökar genom att de flesta individerna är fördelade i små isolerade subpopulationer. Dessa små subpopulationer kan dö ut med endast begränsad möjlighet för

återkolonisering. Antalet individer i den största subpopulationen används som mått på fragmenteringsgraden.

Utbredningsområde (*extent of occurrence*). Område som begränsas av den kortaste tänkbara linjen mellan alla kända eller antagna lokaler (figur 2). Skilda utbredningsområden behandlas för sig.

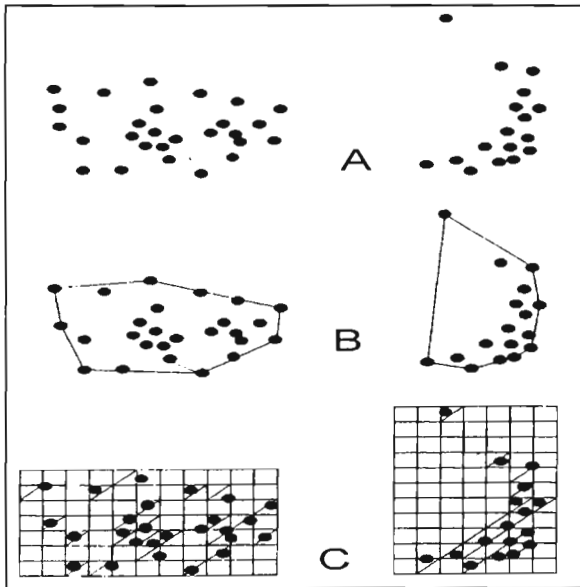
Förekomstområde (*area of occupancy*). Ytan som en art förekommer inom. Oftast definieras det som antalet rutor i ett rutnät av en viss storlek, ibland omvandlat till den yta som dessa utgör (fig. 2).

Lokal. Ett geografiskt eller ekologiskt distinkt område inom vilket en enda händelse (t. ex. förorening) snabbt påverkar alla individer.

Kvantitativa analyser: Analyser (t. ex. *population viable analysis*) som beräknar risken för utdöende.

De nya rödlistekategorierna

De nya rödlistekategorierna definieras enligt följande:



Figur 2. Två exempel av lokaler (A), utbredningsområden (B) och förekomstområden (C) efter IUCN (1994).

Utdöd (EX). Taxa där det inte finns något rimligt tvivel om att den sista individen dött.

Utdöd som vild (EW). Taxa där det inte finns någon känd vildlevande individ utan alla individer är i fångenskap, odling eller som naturaliserade populationer väl utanför sin naturliga förekomstområde.

Kritiskt hotad (CR). Taxa som löper extremt stor risk att dö ut som vildlevande i den omedelbara framtiden.

Hotad (EN). Taxa som inte är kritiskt hotad men som löper stor risk att dö ut som vildlevande i den omedelbara framtiden.

Sårbar (VU). Taxa som inte är CR eller EN men som löper risk att dö ut inom en inte alltför avlägsen framtid.

Mindre risk (LR). Taxa som är utvärderade men som inte möter kriterierna för CR, EN eller VU. Omfattar tre undergrupper.

- *Åtgärdsberoende (cd):* Taxa som om bevarandeåtgärder upphör snabbt skulle kvalificera sig för en hotkategori.
- *Nästan hotad (nt):* Taxa som är nära att kvalificera sig för en hotkategori.
- *Minst hotad (lc):* Taxa som inte är i närheten av att vara hotade med dagens populationsstorlek och hotbild.

Data saknas (DD). Taxa som saknar adekvat information för att göra direkta eller indirekta beräkningar av risken för utdöende baserat på populationsstruktur eller utbredning. DD är inte en hotkategori i sig utan när data erhålls kan de kvalificera sig till en hotkategori eller till LR. Dessa taxa bör dock redovisas i en rödlista/hotlista för att uppmärksammas.

Ej utvärderad (NE). Taxa som ännu inte utvärderats för hot.

Kriterier som IUCN använder för de olika hotkategorierna (dvs. CR, EN och VU; observera att LR inte räknas som hotkategori, DD inte med säkerhet kan betraktas som hotade och EX redan har försvunnit) sammanfattas i tabell 1. De viktigaste kriterierna är om en art minskar, har små populationer, litet utbredningsområde eller är starkt fragmenterad. Vid en utvärdering måste man ta ställning till alla kriterier (A-E) och en art klassificeras i den hotkategori där den ser ut att vara mest hotad. Kriteriet som leder till klassificeringen skall alltid anges (t. ex. EN-b2c).

Anpassning av definitioner och kriterier till mossor

Många av definitionerna och kriterierna som IUCN ger är mindre väl anpassade för mossor (och andra kryptogamer). European Committee for Conservation of Bryophytes (ECCB) har därför tolkat och anpassat definitioner och kriterier för mossor (Söderström et al. 1998) och rekommenderar följande:

Individ. Använt individ-begrepp måste alltid definieras! En pragmatisk definition rekommenderas där individuella kolonier eller fläckar används. Genetisk individ är omöjlig att använda p.g.a. den rikliga asexuella förökningen och fenetisk individ p.g.a. svårigheterna att separera individuella (oberoende) skott.

Fragmentering. Eftersom det är omöjligt att räkna individer rekommenderas ett minsta avstånd av 50 km mellan populationer hos arter utan sporproduktion och 100-1000 km hos arter med sporproduktion (kortare avstånd hos arter med liten sporproduktion eller stora sporer, längre hos arter med små sporer) för att en art skall räknas som kraftigt fragmenterad.

Lokaler. Det måste alltid definieras hur termen använts! Den traditionella användningen av lokaler kan med fördel användas.

Generationstid. IUCN rekommenderar som längst 25 år men för mossor rekommenderar ECCB 1-5 år för ettåriga och andra kortlivade kolonister ('*fugitives*', '*colonists*'), 6-10 år för pionjärarter och kortlivade skottspole-arter ('*pioneers*', '*shortlived shuttle species*'), och 11-25 år för långlivade arter ('*longlived shuttle species*', '*perennial stayers*').

IUCN's kriterier A (kraftig minskning) och C (små populationer och minskande) är möjliga att använda för mossor utan justeringar. Kriterium E (kvantitativa analyser) går ännu inte att använda då det saknas kvantifieringsmetoder för mossor. De övriga två kriterierna kräver en anpassning till mossor (tabell 1).

Till kriterium B (begränsat utbrednings- eller förekomstområde, få lokaler, minskning) används antalet rutor av definierad storlek som arten förekommer inom i kombination med fragmentering och minskning av populationerna. Eftersom extrema fluktuationer sällan har observerats läggs inte så stor vikt vid detta delkriterium men om en sådan fluktuation observeras så ska det tas med i bedömningen. En långlivad diasporbank med upp-

blomstring av gametoforer enbart vissa år kan vara ett exempel när fluktuationer spelar en stor roll.

Kriterium D (populationsstorlek) måste också anpassas något så att förekomstområde definieras för VU.

Jämförelse mellan gamla och nya IUCN kriterier för mossor

En av avsikterna med det nya klassificeringssystemet är att inkludera fler faktorer i bedömningen. Hur påverka då detta klassificeringen av arter? Hallingbäck (1998) har använt det nya systemet på 39 svenska mossarter (tabell 2) och jämfört med det tidigare systemet. De gamla kategorierna sällsynt (R) och hänsynskrävande (CD) motsvaras i det nya systemet närmast av LR(nt), sårbar (V) av VU och hotad (E) av CR och EN. Hälften av arterna (19 st) hamnade inom motsvarande kategori medan nästan lika många (17 st) hamnade i en kategori där de måste betraktas som mer hotade än enligt den gamla klassificeringen. Endast tre arter klassificerades i en kategori där de är mindre hotade. Orsaken till att fler arter «uppgraderas» är att habitatkriteriet slår igenom mycket mer med det nya systemet. Minskande skogshabitat är antagligen det i Skandinavien som påverkar klassificeringen mest.

Tabell 1. Kriterier för akut hotade, hotade och sårbara arter enligt IUCN (1994) och anpassningar för mossor utarbetade av ECCB (Hallingbäck et al. 1998).

Kriterium	IUCN	ECCB
A Kraftig minskning	<p>Populationen minskar genom antingen</p> <p>1 En observerad, beräknad, eller misstänkt minskning på åtminstone 80 % (CR), 50 % (EN), eller 20 % (VU) över de senaste 10 åren eller 3 generationer, vilket som är längst, baserat på (och specificerat av) något av följande:</p> <ul style="list-style-type: none"> a) direkta observationer b) ett abundansindex lämpligt för taxat c) en minskning i förekomstområde, utbredningsområde och/eller habitatkvalité d) verklig eller potentiell exploiteringsgrad e) effekter av introducerade taxa, hybridisering, patogener, förorening, konkurrenter eller parasiter <p>1 En minskning av åtminstone 80 % (CR), 50 % (EN), eller 20 % (VU) över de nästa 10 åren eller 3 generationer, vilket som är längst, baserat på (och specificerat av) b), c), d) eller e) ovan.</p>	Samma som IUCN
B Begränsat utbredningsområde eller förekomstområde, få lokaler, minskning	<p>Utbredningsområdet beräknat till under 100 km² (CR), 5,000 km² (EN) eller 20,000 km² (VU) eller förekomstområde beräknat vara mindre än 10 km² (CR), 500 km² (EN), eller 2,000 km² (VU), och beräkningar indikerar något av följande:</p> <p>1 Kraftig fragmentering eller känd från 1 (CR), 5 (EN), eller 10 (VU) lokaler.</p> <p>2 Fortsatt minskning, observerad, beräknad, eller misstänkt, inom något av följande:</p> <ul style="list-style-type: none"> a) utbredningsområde b) förekomstområde c) förekomst, utbredning eller kvalitét av habitat d) antal lokaler eller subpopulationer e) antal vuxna individer <p>1 Extrema fluktuationer i något av följande:</p> <ul style="list-style-type: none"> a) utbredningsområde b) förekomstområde c) antal lokaler eller subpopulationer d) antal vuxna individer 	<p>Förekomstområde definieras som antalet rutor inom ett rutnät som arten förekommer inom.</p> <p>Nyligen rapporterad inom endast en 1 x 1 km ruta (CR), fem eller färre 10 x 10 km rutor (EN), eller tio eller färre 10 x 10 km rutor (VU) och funnen i 1 (CR), 2-5 (EN), eller 6-10 (VU) lokaler eller kraftigt fragmenterad och minskande.</p>
C Små populationer och minskande	<p>Populationsstorleken beräknad till mindre än 250 (CR), 2,500 (EN) eller 10,000 (VU) vuxna individer, och antingen:</p> <p>1 En beräknad fortsatt minskning av åtminstone 25 % (CR), 20 % (EN), eller 10 % (VU) inom 3 år eller en generation, vilket som är längst.</p> <p>2 En fortsatt minskning observerad, beräknad eller misstänkt, i antal vuxna individer och populationsstruktur i form av antingen:</p> <ul style="list-style-type: none"> a) kraftig fragmentering (dvs. ingen subpopulation beräknad till över 50 (CR), 250 (EN), eller 1000 (VU) individer). b) alla individer i en enda subpopulation 	Samma som IUCN
D Populationsstorlek	<p>Beräknat antal mindre än 50 (CR), 250 (EN), eller 1000 (VU) vuxna individer [VU: eller populationen karakteriserad av en akut begränsning av förekomstområde (vanligen under 100 km²) eller antal lokaler (vanligen färre än 5)]. Sådana taxa är känsliga för oförutsedd mänsklig påverkan eller stokastisk händelse under en kort period]</p>	<p>Populationsstruktur som hos IUCN men tilläggsriteriet för VU är: förekommer i mindre än fem 5x5 km rutor eller fyra eller färre lokaler.</p>
E Kvantitativa analyser	<p>Kvantitativa analyser visar en utdöenderiks som vild av åtminstone 50 % (CR), eller 20 % (EN) inom 10 år eller 3 generationer, vilket som är längst, eller 10 % inom 100 år (VU).</p>	<p>Omöjligt att använda så länge det inte finns någon utarbetad kvantifieringsmetod för mossor.</p>

Tabell 2. Jämförelse av hotkategori för 39 mossarter klassificerade enligt IUCN's gamla kriterier (efter ECCB 1995) och IUCN's nya kriterier med anpassning för mossor (Hallingbäck et al. 1998). Grå områden är där de båda kategorierna i stort sett sammanfaller. Arter till vänster om de grå områdena är klassificerade som mer hotade enligt det nya systemet medan arter till höger om det grå området är mindre hotade enligt det nya systemet.

Gamla kriterier	Nya kriterier				
	CR	EN	VU	LR(nt)	DD
E	4	1	1		
V		6	3	1	
R			3	5	1
CD		2	6	6	

Referenser

- Hallingbäck, T. 1998. The new IUCN threat categories tested on Swedish bryophytes. - *Lindbergia* 13: 13-27.
- Hallingbäck, T., Hodgetts, N., Raeymaekers, G., Schumacker, R., Sérgio, C., Söderström, L., Stewart, N. & Váña, J. 1998. Guidelines for application of the revised IUCN threat categories to bryophytes - *Lindbergia* 23: 6-12.
- IUCN 1994. IUCN Red List Categories. - IUCN, Gland.

Populasjonssvingingar hos *Nigritella nigra* (L.) Rchb. fil. i Sølendet, Røros

Dag-Inge Øien, Asbjørn Moen og Trond Arnesen

Referat

Øien, D.-I., Moen, A. & Arnesen, T. 1998. Populasjonssvingingar hos *Nigritella nigra* (L.) Rchb. fil. i Sølendet, Røros. - NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1998-4: 62-71.

Førekomsten av *Nigritella nigra* (L.) Rchb. fil. i Skandinavia har gått sterkt attende i dette hundreåret, og ein reknar med berre 15-30 intakte lokalitetar i Noreg i dag. Den viktigaste trusselen mot arten er gjengroinga av utmarka. Skjøtselstiltak for å halde vegetasjonen open er difor nødvendig om arten skal finnast under skoggrensa om få tiår. Den klart største populasjonen av *N. nigra* finst i og ved Sølendet naturreservat i Røros. Her har undersøkingar av arten gått føre seg i snart 20 år. Desse viser ein populasjon med ein stor del langleva individ som viser stor variasjon i blomstringshyppighet, og som sjeldan blomstrar to gonger på rad. Korrelasjonsanalyser indikerer at høg nedbør haust og vinter verkar positivt inn på blomstringa sommaren etter. Slått som skjøtselstiltak verkar positivt inn på populasjonen, men det ser så langt ikkje ut til at dette er tilstrekkeleg for å auke rekrutteringa. Det kan vere at beiting i veksling med slått gir betre rekruttering, og såleis er eit betre skjøtselstiltak enn slått åleine.

Dag-Inge Øien, Asbjørn Moen og Trond Arnesen, Norges teknisk-naturvitenskaplige universitet, Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, 7034 Trondheim

Summary

Øien, D.-I., Moen, A. & Arnesen, T. 1998. Population oscillations in *Nigritella nigra* (L.) Rchb. fil. in Sølendet, Røros. - NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1998-4: 62-71.

The occurrence of *Nigritella nigra* (L.) Rchb. fil. in Scandinavia has decreased sharply in this century, and in Norway only 15-30 localities are considered intact today. The most important threat to the species is overgrowing of the outlying land. Management measures to keep the vegetation open are, therefore, necessary if the species is to be found below the forest limit in a few decades. The largest population of *N. nigra* is found in and around Sølendet nature reserve in Røros. Here, investigations of the species have been carried out for almost 20 years. The population has a large portion of long lived individuals which shows a great variation in flowering frequency, and which rarely flowers in two subsequent years. Correlation analyses indicate that high precipitation in the autumn and winter has a positive effect on the flowering the following summer. Mowing as a management measure has a positive effect on the population, but seems so far to be insufficient for increasing the recruitment. Grazing in alternation with mowing may give a better recruitment, and thus is a better management measure than mowing alone.

Dag-Inge Øien, Asbjørn Moen og Trond Arnesen, Norwegian University of Science and Technology, Museum of Natural History and Archaeology, Institute of Natural History, N-7034 Trondheim

Innleiing

Nigritella nigra (svartkurle) er ein av våre sjeldnaste karplantar. Den er kategorisert som sårbar (V) på Raud liste (Direktoratet for naturforvaltning 1992) og er mellombels freda sidan 1989. Denne mørkt raudbrune orkideen med ei svak vaniljelukt har også ei svært avgrensa utbreiing på verdsbasis. Arten i vid forstand førekjem i dei mellom- og søreuropeiske fjellområda og i Skandinavia. Det taksonet vi har i Noreg er endemisk for Skandinavia og har i dei seinare åra blitt oppgradert frå form eller variant (Tutin et al. 1980) til underart (Teppner & Klein 1991) eller art (Delforge 1995) (jf. tabell 1).

Arten har nok sine primære lokalitetar i nordboreal og lågalpin vegetasjonssone. Lokaliteten i Gjevilvasskamman i Trollheimen (1270 m o.h.) er den som ligg høgast. Arten er elles i stor grad knytta til og avhengig av tradisjonelt kulturlandskap som slätteenger, beitemark og setervollar. Desse kulturbetinga sekundærlokalitetane ligg oftast i mellomboreal og nedre del av nordboreal vegetasjonssone. I dette hundreåret har endra bruk av utmarka ført til gjengroing og sterk tilbakegang for arten i Skandinavia (Björkbäck & Lundquist 1982, Björkbäck et al. 1986, Moen 1990a, b). Tilbakegangen er mindre i Noreg enn i Sverige sidan tradisjonell bruk av utmarka varte lenger her i landet. Utbreiinga i Noreg (figur 1) er avgrensa

Tabell 1. Ulike systematiske inndelingar av slekta *Nigritella*. Samanlikning av inndelingar i ein av dei nyaste orkidefloraene for Europa (Delforge 1995) med Teppner & Klein (1985a, b, 1991, 1993, 1994, 1996) si revidering av slekta, og inndelingar i Flora Europaea (Tutin et al. 1980). I kolonna for formeiring er A = apomiktisk og S = seksuell.

Delforge	Teppner & Klein	Tutin et al.	Utbreiing	Formeiring
<i>N. nigra</i>	<i>N. nigra</i> ssp. <i>nigra</i>	<i>N. nigra</i> ssp. <i>nigra</i>	Norge og Sverige	A
<i>N. austriaca</i>	ssp. <i>austriaca</i> ssp. <i>iberica</i>		sentrale og austlege Alpane Pyrenéane	A
<i>N. rhellicani</i>	<i>N. rhellicani</i> <i>N. gabasiana</i>		Alpane og Karpatane Pyrenéane	S S
<i>N. lithopolitana</i>	<i>N. lithopolitana</i> ssp. <i>lithopolitana</i>		ssp. <i>corneliana</i>	sentrale og austlege Alpane
<i>N. corneliana</i>	ssp. <i>corneliana</i>	ssp. <i>rubra</i>	sørvestlige Alpane	S
<i>N. rubra</i>			sentrale og austlege Alpane, Karpatane	A(S)
<i>N. stiriaca</i>	<i>N. stiriaca</i>		Steiermark (Austerrike)	A
<i>N. carpatica</i>	<i>N. carpatica</i>		austlege Karpatane	A
<i>N. archiducis-joannis</i>	<i>N. archiducis-joannis</i>	?	Steiermark (Austerrike)	A
<i>N. widderi</i>	<i>N. widderi</i>	?	sentrale Alpane	A
	<i>N. buschmanniae</i>	?	italienske Alpane	A

til ei rekkje lokalitetar i det nordlege Hedmark (Os, Tolga, Tynset) og sørlege Sør-Trøndelag (Holtålen, Oppdal, Røros), samt to lokalitetar i indre Troms (Balsfjord, Nordreisa). I tillegg finst det eldre belegg frå fleire lokalitetar lenger sør i Hedmark og i Oppland der den no truleg er utgått (Høiland 1996), men i 1998 fann Harald Bratli arten på ein ny lokalitet i Sør-Fron (pers. medd.). Moen (1990a) reknar med ca 30 intakte lokalitetar i Sør-Noreg, Høiland (1996) reknar med 15 lokalitetar samt ei rekkje usikre.

Den største populasjonen av *N. nigra* i Noreg og kanskje i Skandinavia finst i og omkring Sølendet naturreservat i Røros. Systematiske populasjonsbiologiske undersøkingar av arten har gått føre seg her sidan sist på 1970-talet. Undersøkingane har hatt som mål å:

- overvake populasjonsutviklinga
- få auka kunnskap om korleis vekseområda for arten bør skjøttast
- klargjere moglege årsaker til naturlege svingingar i blomstringa. Finne samanhengar mellom desse svingingane og svingingar i klimatiske faktorar og omfang av beiting (gnagarar).

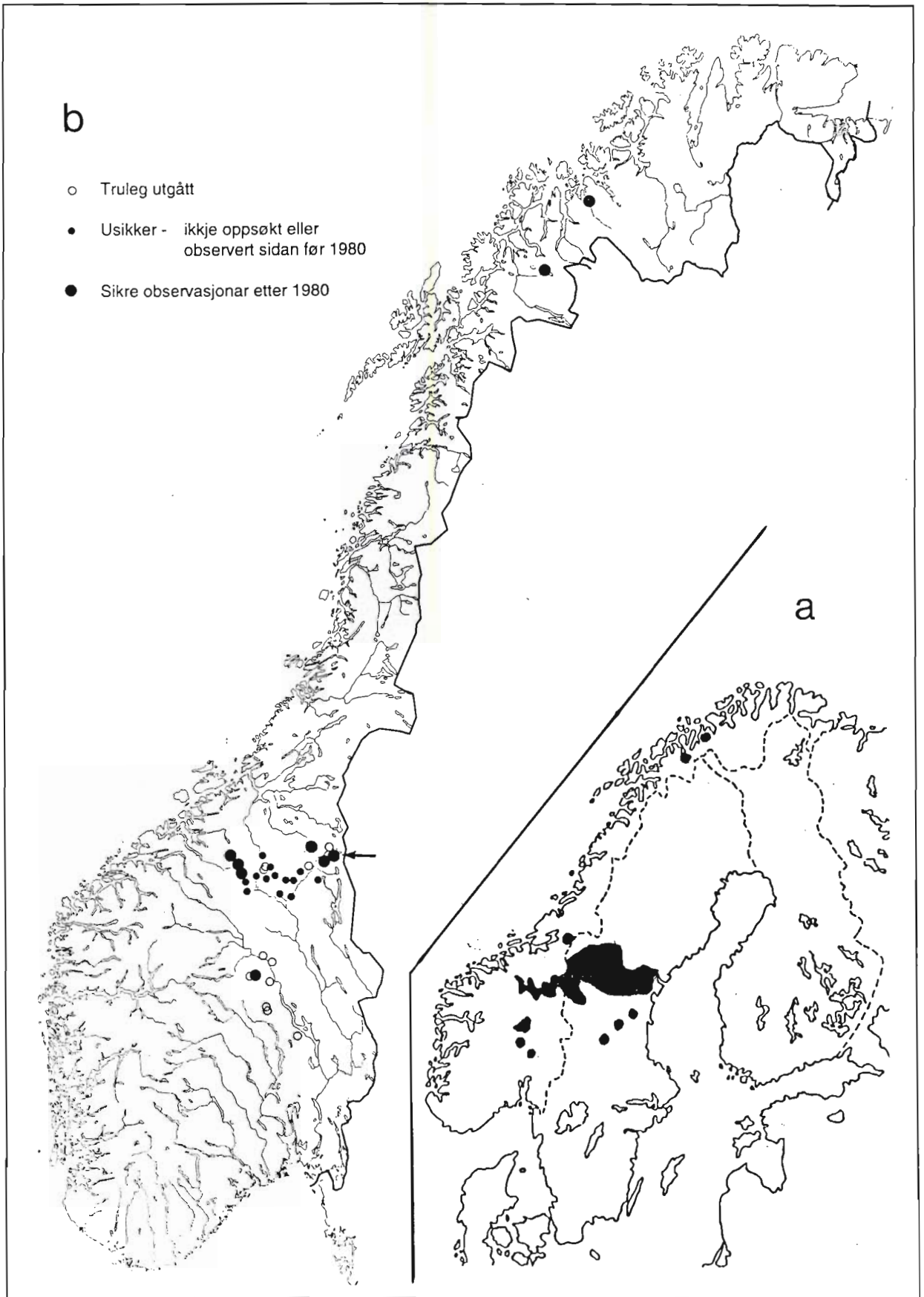
Formålet med denne artikkelen er å presentere ein del data om blomstring og overleving i populasjonen på Sølendet, og setje fram nokre hypotesar om kva faktorar som er viktige for å forklare svingingane i populasjonsstorleiken.

Undersøkningsområdet

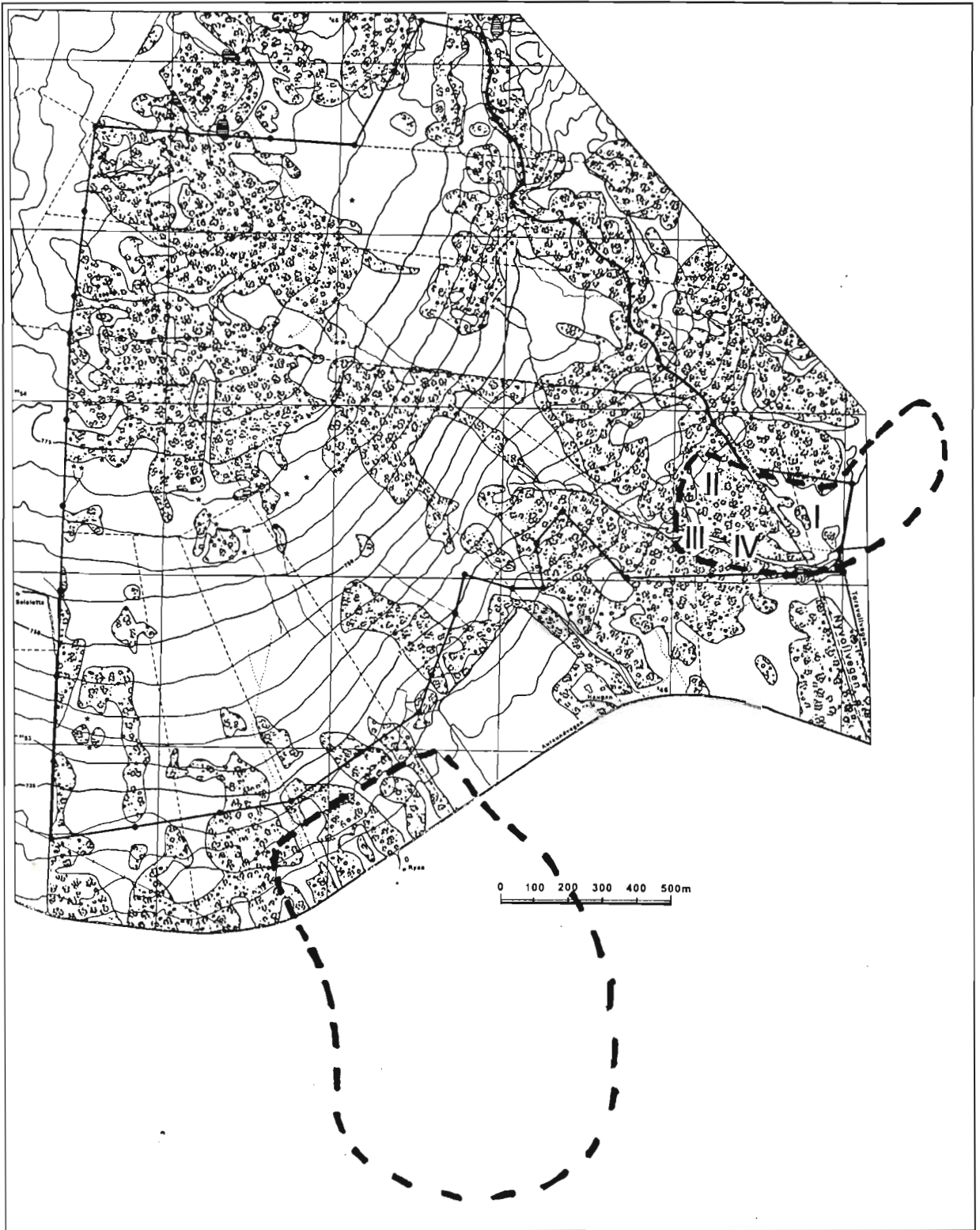
Sølendet naturreservat i Brekken, Røros dekkjer 3064 daa og vart verna i 1974. Reservatet ligg 700-800 m o.h. på overgangen mellom mellom-boreal og nordboreal vegetasjonssone i overgangen mellom svakt oseanisk seksjon (O1) og overgangsseksjonen (OC) (Moen 1987, 1998). Området består hovudsakleg av slåttepåverka rikmyr og engskog, og vart brukt til markaslått av bøndene i Brekken fram til ca 1950. Vekseområda til *N. nigra* er hovudsakleg avgrensa til områda med lågvaksen, open engvegetasjon i dei lågaste partia i aust, delvis utanfor reservatet, ned mot Glomma og Aursunden (figur 2). Arten er her vanleg i artsrike enger dominert av låge urter (jf. Moen 1990b) i sig som blir fløynde over av smeltevatn om våren og som gradvis tørkar ut om sommaren. Populasjonen er oppdelt i fleire små og to større delpopulasjonar, ein innanfor reservatet og ein utanfor.

Metodar

Feltmetodar. Undersøkingane består av teljing av alle blomstrande individ kvart år, og oppfølging av enkeltindivid. Teljing av blomstrande individ går føre seg i heile området, og i nokre faste prøveflater. Oppfølginga av enkeltindivid går føre seg i faste prøveflater ein gong kvart år. Individida blir gitt ein posisjon i eit koordinatsystem og merka



Figur 1. a. Kjend verdsutbreiing til *Nigritella nigra* s. str. (Delforge 1995). b. Kjende lokalitetar for arten i Noreg. Ein prikk omfattar fleire lokalitetar der desse ligg tett. Sølendet naturreservat i Røros er merka med ei pil.



Figur 2. Dei viktigaste vekseområda for *Nigritella nigra* i og omkring Sølendet naturreservat. Romartala viser til inndelinga i delområde i figur 3.

for gjenfinning. Storleiken på individa blir registrert, dvs. høgde for blomstrand individ og tre storleiksklassar ut frå talet på blad i rosetten for sterile individ. I tillegg blir tilstanden til individet (fertil, steril, visna, beita, knekt, osv.)

registrert. Undersøkingane har gått føre seg sidan 1982, og i dei første åra (1982-84) vart det gjort eit forsøk på å registrere alle individ, også sterile. Registreringane er likevel neppe fullstendige, då sterile individ kan vere svært vanskeleg å opp-

dage. Etter 1984 har individ som har kome til blitt registrert første gong ved første blomstring. I tillegg er nye sterile individ som står nær tidlegare registrerte individ også registrerte for unngå tvil om identitet. Det vil såleis kunne vere mange individ i prøveflatene som ikkje er registrert fordi dei ikkje er observert blomstrande, eller stått nær allereie registrerte individ. Individ som har vore borte i to år blir rekna som utgått.

Bearbeiding av data. Det er utført korrelasjonsanalyse (Pearsons r) mellom talet på blomstrande individ og følgjande klimaparametrar:

Temperatursum

- for månadene mai, juni, juli, august og september og kombinasjonar av desse. For august og september, berre for året før
- årleg for året før
- for perioden august året før - juli

Nedbør

- for periodane mai, juni, juli og kombinasjonar av desse
- for perioden august året før - juni
- årleg for året før og perioden juni - august året før

Temperatursummar er rekna ut etter følgjande formel:

$$T = \sum_{n=a}^b T_m - 5$$

der T_m er middeltemperaturen. a er den midterste dagen i første 5-dagersperiode med ein (stigande) middeltemperatur på over 5 °C om våren. Dersom dette skjer før snøen har gått, er a første dag etter snøen har gått. b er den midterste dagen i første 5-dagersperiode med ein (fallande) middeltemperatur på under 5 °C om hausten. Dersom dette skjer etter at snøen har lagt seg, er b den siste dagen før snøen legg seg. Nedbørdata er henta frå målestasjonen på Brekken ca 3-4 km frå Sølendet. Temperaturdata er henta frå målestasjonen på Røros og korrigert for skilnad i høgde over havet (112 m).

Individregistreringane er framstilt grafisk for å skildre overleving og blomstring for enkeltindivid. I denne artikkelen er data for to lokalitetar med faste prøveflater i delpopulasjonen på Nilsenga (område I i figur 2) presentert på denne måten.

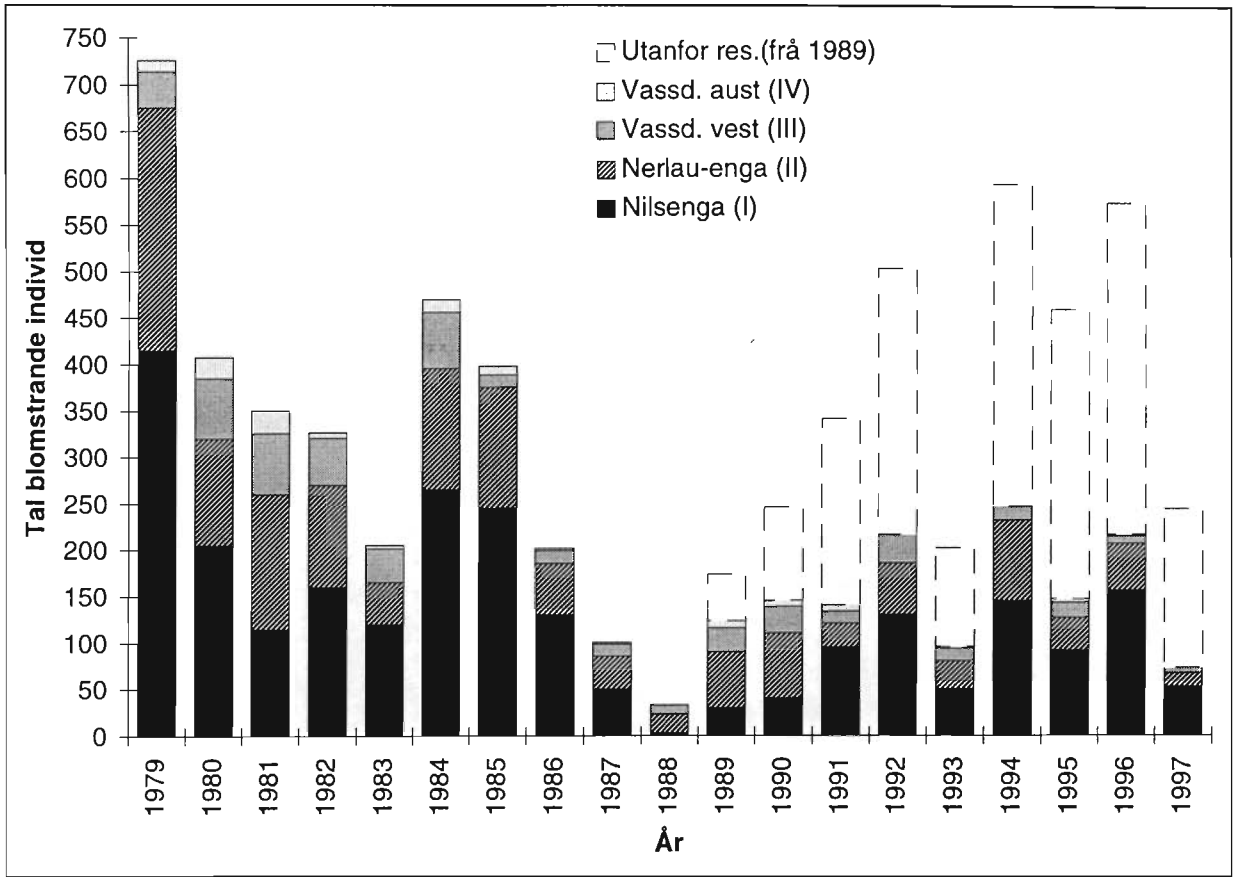
Resultat

Talet på blomstrande individ i populasjonen av *N. nigra* på (og omkring) Sølendet frå 1979 til 1997 (figur 3) viser store variasjonar mellom åra. Det er ein tydeleg negativ tendens fram til slutten av 1980-talet, og ei utflating på eit lågt nivå utover på 1990-talet. Dei siste åra har òg delpopulasjonen utanfor reservatet blitt følgd. Tala syner at denne delen av populasjonen er større enn delen innanfor reservatet, og at den også har auka litt.

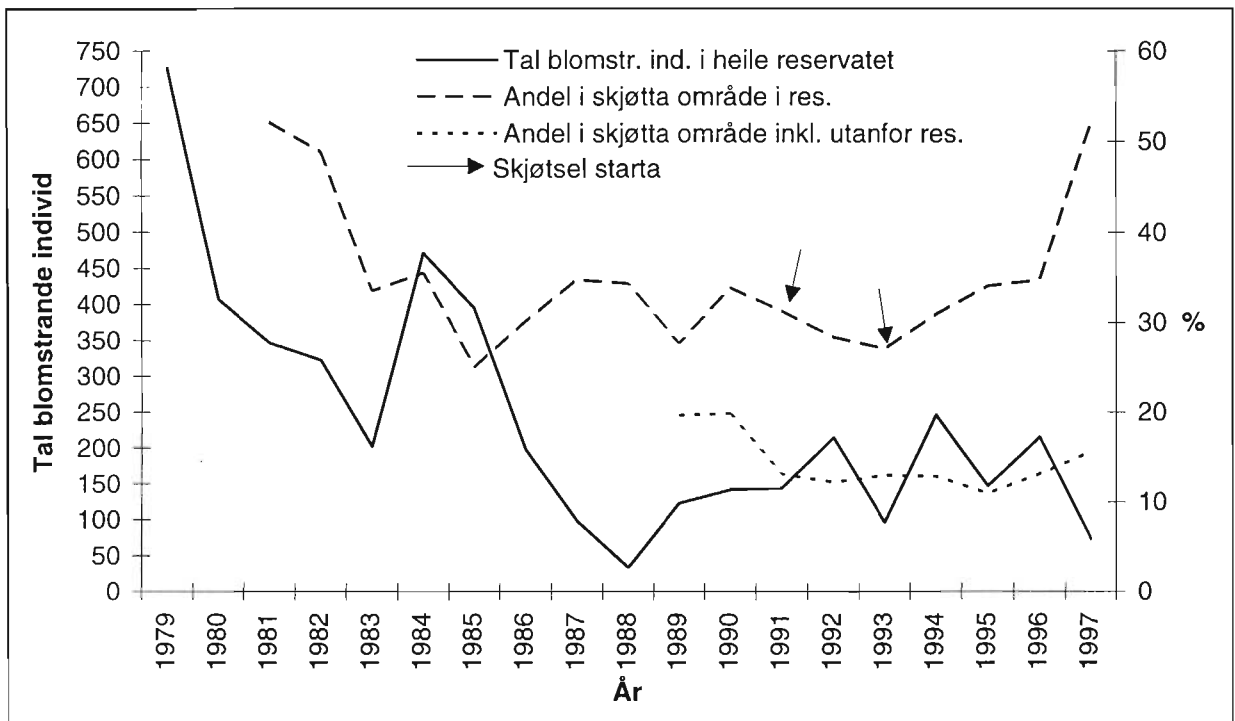
Talet på blomstrande individ innanfor den delen av reservatet som blir skjøtta (slått) viser mindre nedgang enn i dei andre områda. Dette har ført til at andelen av dei blomstrande individa som er å finne innanfor desse skjøtta områda har auka frå om lag 30 % til over 50 % sidan skjøtselen starta i 1991 (Vassdalen vest og deler av Nerlaua-enga) og i 1993 (Nilsenga) (figur 4). Dersom talet på blomstrande individ utanfor for reservatet blir teke med ser vi ingen slik trend. Det er fordi talet i desse delpopulasjonane ikkje har gått ned, eller jamvel auka litt sjølv om dei ikkje er skjøtta. Truleg blir gjengroinga her bremsa ved at områda enkelte år blir beita av storfe.

Talet på blomstrande individ syner signifikant korrelasjon med nedbørsum for perioden frå august året før registrering fram til juni same år som registreringane er gjorde. Dette gjeld både for heile reservatet ($0,001 < p < 0,05$) og for delpopulasjonane på Nilsenga ($0,001 < p < 0,05$) og Nerlaua-enga ($0,05 < p < 0,1$) (figur 5). I tillegg syner talet signifikant korrelasjon ($0,05 < p < 0,1$) med nedbørsum for mai og temperatursum for mai året før registrering for delpopulasjonen på Nerlaua-enga. Talet på blomstrande individ syner ingen korrelasjon med nokon kombinasjon av temperatursum for periodar i same år som registreringane er gjorde.

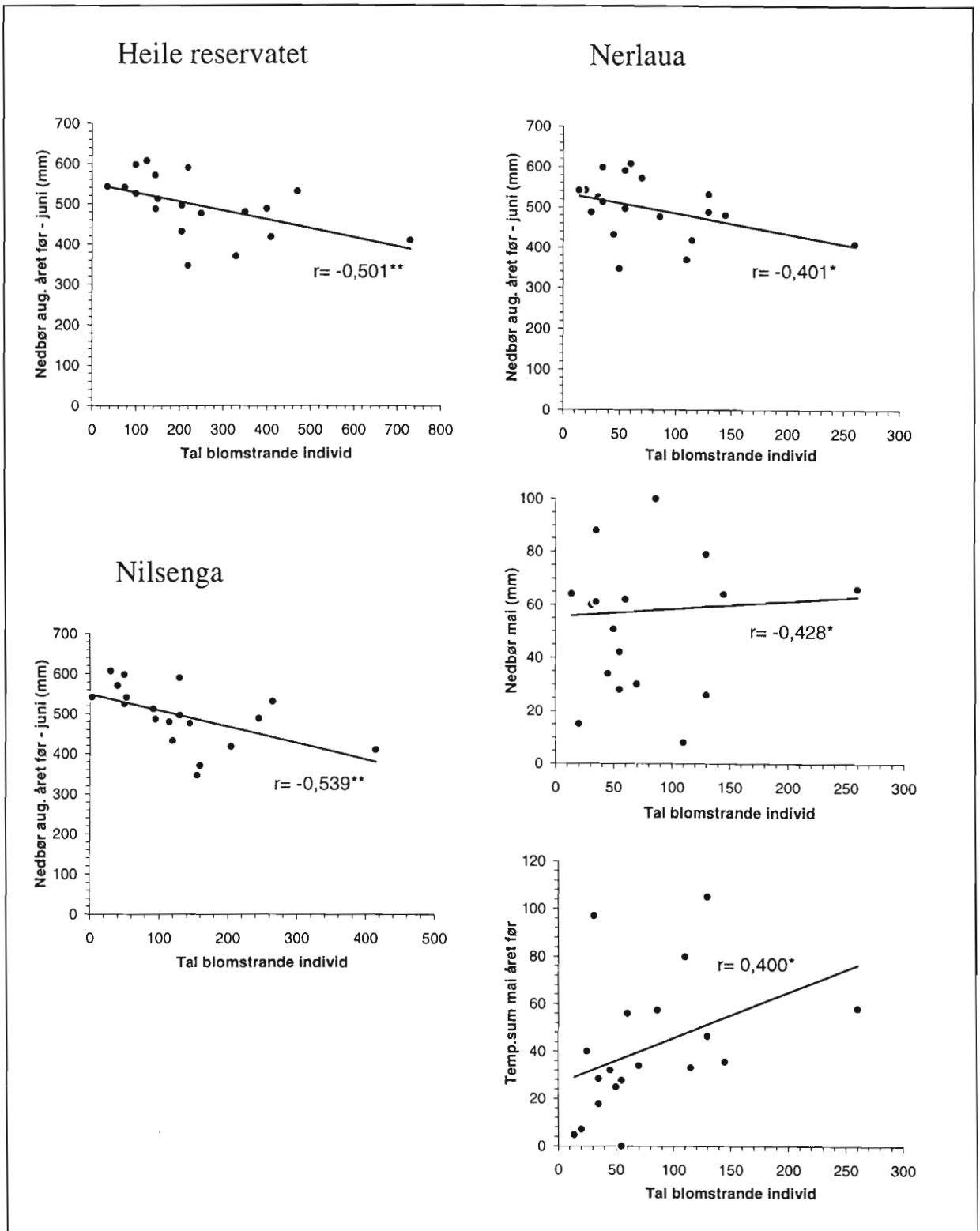
Individdata. Blomstringshyppighet og livslengde er vist i figur 6 for alle enkeltindivid som er registrert i dei to undersøkte lokalitetane. Som det går fram av figuren varierer livslengda, og det er forholdsvis mange langleva individ. Dette er illustrert i figur 7 for 1982-, 1983- og 1984-årgangane. "Årgang" vil her seie alle individa som er registrert første gang det året. Etter respektive 13, 14 og 15 år er framleis over 20 % av individa som vart registrerte i live. Figuren viser og at kur-



Figur 3. Talet på blomstrande individ av *Nigritella nigra* i dei ulike delområda (jf. figur 2) i og omkring Sølendet naturreservat i perioden 1979-97.



Figur 4. Talet på blomstrande individ av *Nigritella nigra* i Sølendet naturreservat i perioden 1979-97 i høve til skjøtsel. Stipla linje viser andelen av dei blomstrande individa som finst i dei områda som no er skjøtta (etter 1991 og 1993). Prikka linje viser den same andelen når også talet på blomstrande individ omkring reservatet blir tekne med.

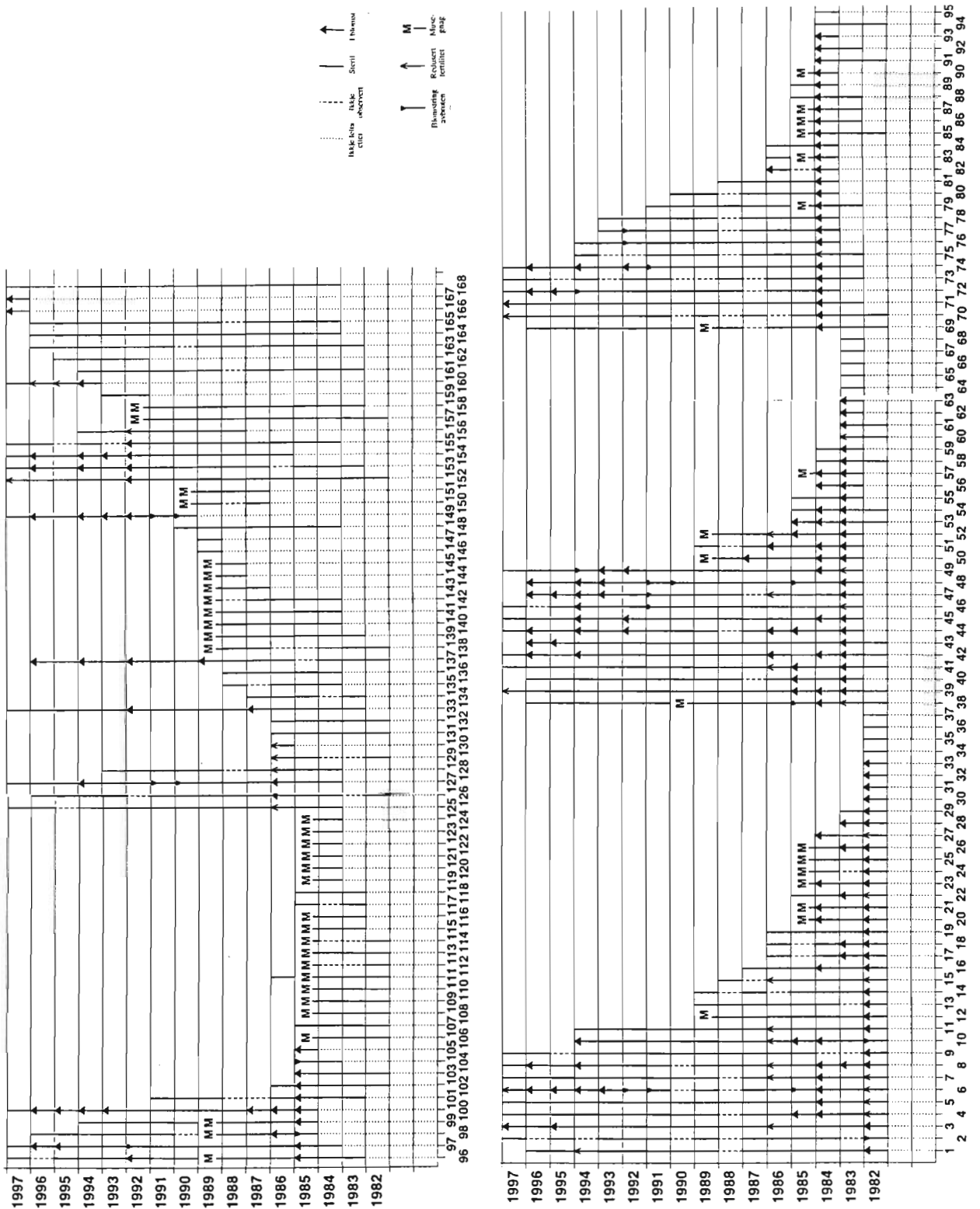


Figur 5. Signifikante korrelasjonar mellom ulike klimaparametrar og talet på blomstrande individ av *Nigritella nigra* i heile Sølendet naturreservatet og i dei to største delområda (jf. fig. 2). ** 0,001 < p < 0,05, * 0,05 < p < 0,1.

vene følgjer kvarandre med unntak av den bratte nedgangen etter respektive år 1, 2 og 3. Dette er 1985 med mykje smånagaraktivitet som òg er illustrert ved den høge dødsfrekvensen i figur 6. Musegnag ser difor ut til å vere ein viktig

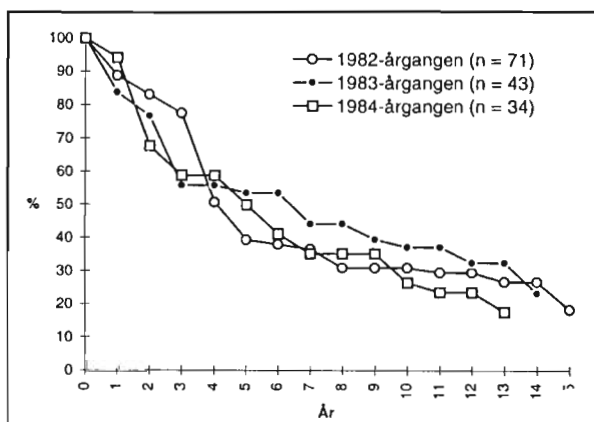
dødsårsak.

Figur 6 viser òg at blomstringshyppigheten for enkeltindividua varierer mykje. Moen (1990b) nemner etter åtte års undersøkingar at det ser ut

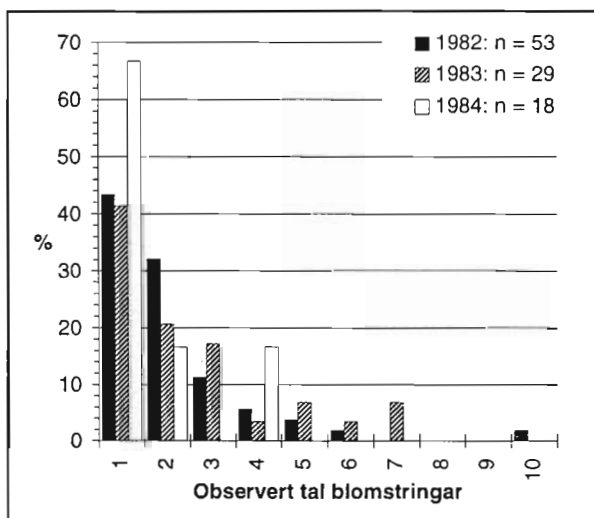


Figur 6. Framstilling av livsløpet til enkeltindivid av *Nigritella nigra* frå 1982 til 1997 i faste prøveflater i to lokalitetar innanfor delområde I, Nilsenga (jf. fig. 2) på Sølendet.

som individa ikkje blomstrar to år på rad. Så tydeleg ser ikkje mønsteret ut i å vere etter 16 år. Dei aller fleste blomstringane er rett nok enkeltvis, men av individa som er observert i live i meir enn eit år, har om lag 1/3 blomstra fleire gonger på rad minst ein gong. Som det går fram av figur 8 blomstrar dei aller fleste individa 1-3 gonger. Tala indikerer òg at individa i 1983-årgangen blomstrar hyppigare enn individa i 1982-årgangen (figur 8).



Figur 7. Overlevingskurver for individ av *Nigritella nigra* frå 1982-, 1983- og 1984-årgangen i faste prøveflater i to lokalitetar innanfor delområde I, Nilsenga (jf. fig. 2) på Sølendet. Alle individ er tatt med.



Figur 8. Blomstringshyppighet for individ av *Nigritella nigra* frå 1982-, 1983- og 1984-årgangen i faste prøveflater i to lokalitetar innanfor delområde I, Nilsenga (jf. fig. 2) på Sølendet, fram til og med 1997. Berre individ som har blomstra ein eller fleire gonger er tatt med.

Diskusjon og konklusjon

Resultata viser at *N. nigra*-populasjonen på Sølendet består av forholdsvis langleva individ som sjeldan blomstrar meir enn tre gongar. Det ser ikkje ut til å vere noko tydeleg mønster i blomstringa. Det er stor variasjon innanfor populasjonen både mellom kvart enkeltindivid og mellom år, men det ser ut til å vere vanlegare med pausar på eit eller fleire år mellom blomstringane enn å blomstre fleire år på rad.

Det kan sjå ut som at årsnedbøren påverkar blomstringa, men truleg er temperaturen like viktig, sjølv om vi ikkje kan sjå ein slik samanheng her. Det er m.a. kjent at temperatursummen året før påverkar blomstringa for mange artar (jf. Herben et al. 1995). Nedbør er dessutan ein kompleks parameter, m.a. sterkt korrelert med snømengde, som er vanskeleg å uttrykke numerisk. I tillegg er nedbørmengda målt lokalt (Brekken) og kan gi eit meir riktig bilete av variasjonen enn for temperaturen som er målt eit stykke unna (Røros). Meir eller mindre tilfeldige førekomstar av forstyrringar i form av sår i vegetasjonen pga. beiting og trakk frå vilt (smågnagarar, hare, trane, elg) og tamrein, er ikkje kartlagde eller følgde opp i denne undersøkinga. Slike forstyrringar vil truleg ha stor betydning i såpass små populasjonar som dette, og føre til store svingingar i rekrutteringa, gjerne i utakt med dei vèrmessige svingingane (Björckbäck & Lundqvist 1982). Dette vanskeleggjer korrelasjonsanalysar, og gjer det umogeleg å skilje variasjonen dei skapar frå variasjonen som skuldast vèrtilhøva. I tillegg verkar òg førekomsten av sopp (som òg m.a. varierer med vèrtilhøva) som danner symbiose med plantane inn på rekruttering og overleving (Björckbäck & Lundqvist 1982).

Resultata kan difor ikkje tolkast slik at det er nedbørtilhøva som påverkar blomstringa mest. Truleg er temperaturen òg viktig, men kor viktig kan ikkje lesast ut av resultata. Dessutan er det nødvendig å undersøke om det er andre faktorar som kanskje påverkar blomstring og populasjonsutviklinga meir, som t.d. forstyrringar frå beiting og trakk, snødekke og tele i jorda.

Resultata indikerer òg at skjøtsel med slått har ein positiv innverknad på blomstring og populasjonsutvikling gjennom å hindre/bremse gjengroinga. Men med dei forholdsvis få åra som er gått sidan skjøtselen starta er det umogeleg å seie om slått er

tilstrekkeleg for å auke blomstringa og førekomsten av *N. nigra* på Sølendet. Det kan vere at beiting gir eit betre grunnlag for rekruttering, og at det er eit betre skjøtselstiltak i veksling med slått enn slått åleine. Erfaringar frå Jämtland tyder i alle fall på at det er liten skilnad på skjøtsel med slått eller beite, det viktigaste er at vegetasjonen vert halden open (Björckbäck & Lundqvist 1982).

Dei langvarige undersøkingane på Sølendet viser ein tydeleg negativ tendens ettersom gjengroinga aukar. Dette stadfestar langt på veg at gjengroinga i utmarka vil føre til at *N. nigra* forsvinn i dei lågtliggjande, kulturbetinga lokalitetane dersom ikkje skjøtselstiltak blir sett inn. I verste fall kan dette innebere at arten om nokre tiår berre er å finne på nokre få primærlokalitetar i Trollheimen og indre Troms forutan på Sølendet, og kanskje på nokre av dei mest høgtliggjande lokalitetane i nordlege Hedmark.

Litteratur

- Björckbäck, F. & Lundquist, J. 1982. Aktion brunkulla - ett botaniskt WWF-projekt. - Svensk bot. Tidskr. 76: 215-228.
- Björckbäck, F., Lundquist, J. & Wetterhall, C.-O. 1986. Brunkullan - en hotad ängs- och hagmarksväxt. - Fauna och flora 81: 192-194.
- Delforge, P. 1995. Europas orkideer. Oversat og bearbejdet af Jon Feilberg. - G.E.C. Gads Forlag, København. 483 s.
- Direktoratet for naturforvaltning 1992. Truete arter i Norge. Norwegian Red List. - DN-Rapp. 1992-6: 1-89.
- Engelskjøn, T. & Skifte, O. 1984. Forekomsten av svartkurle, *Nigritella nigra*, i Nordreisa, Troms. - Blyttia 42: 138-142.
- Herben, T., Krahulec, F. Hadincová, V. & Pecháková, S. 1995. Climatic variability and grassland community composition over 10 years: separating effects on module biomass and number of modules. - Functional Ecology 9: 767-773.
- Høiland, K. 1996. Truete kulturbetingete planter i Norge. 3. Planter i beitemark og slåtteng. - NINA Fagrapport 19: 1-33.
- Moen, A. 1987. The regional vegetation of Norway, that of Central Norway in particular. - Norsk geogr. Tidsskr. 41: 179-225, 1 kart.
- Moen, A. 1990a. *Nigritella nigra* (L.) Rchb. fil. - s. 79-80 i Gjærevoll, O. 1990. Maps of distribution of vascular plants. II. Alpine plants. Tapir Publishers, Trondheim.
- Moen, A. 1990b. The plant cover of the boreal uplands of Central Norway. I. Vegetation ecology of Sølendet nature reserve; haymaking fens and birch woodlands. - Gunneria 63: 1-451, 1 kart.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge. Vegetasjon. - Statens kartverk, Hønefoss. 199 s.
- Teppner, H. & Klein, E. 1985a. Karyologie und Fortpflanzungsmodus von *Nigritella* (Orchidaceae-Orchideae), inkl. *N. archiducis-joannis* spec. nov. und zweier Neukombinationen. - Phytion (Horn, Austria) 25: 147-176.
- Teppner, H. & Klein, E. 1985b. *Nigritella widderi* spec. nov. (Orchidaceae-Orchideae). - Phytion (Horn, Austria) 25: 317-326.
- Teppner, H. & Klein, E. 1991. *Nigritella rhelliani* spec. nova und *N. nigra* (L.) rchb. f. s.str. (Orchidaceae-Orchideae). - Phytion (Horn) 31: 5-26.
- Teppner, H. & Klein, E. 1993. *Nigritella gabasiana* spec. nova, *N. nigra* subsp. *iberica* subsp. nova (Orchidaceae-Orchideae) und deren Embryologie. - Phytion (Horn, Austria) 33: 179-209.
- Teppner, H. & Klein, E. 1994. *Nigritella carpatica* (Orchidaceae-Orchideae) - ein Reliktentendemit der Ost-Karpaten. - Phytion (Horn, Austria) 34: 169-187.
- Teppner, H. & Klein, E. 1996. *Nigritella buschmanniae* spec. nova (Orchidaceae-Orchideae) und eine Biographie von frau Adolfine Buschmann. - Phytion (Horn, Austria) 36: 277-294.
- Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.M., Valentine, D.H., Walters, S.M. & Webb, D.A. (red.) 1980. Flora Europaea. 5. Alismataceae to Orchidaceae. - Cambridge University Press, Cambridge. 452 + xxxvi s.

Fagmøte i vegetasjonsøkologi - Kongsvoll 1998

Program

Mandag 20. april

- 13.15-14.00 Lunsj
- 14.00-16.00 Foredrag og meningsutvekslinger
- 16.00-16.15 Kaffe
- 16.15-18.15 Middag osv.

Tirsdag 21. april

- 08.00-08.45 Frokost
- 08.45-10.30 Foredrag og meningsutvekslinger
- 10.15-10.30 Kaffe
- 10.30-12.45 Foredrag og meningsutvekslinger
- 13.00-14.00 Lunsj
- 14.00-15.00 Oppsummering, avslutning

Mandag 20. april

Forstyrrelse

- Beitepåvirkning på vegetasjon - Johan Kielland-Lund
- Vegetasjonsendringer seks år etter beiteopphør på rikmyr ved Sølendet naturreservat, Røros - Liv S. Nilsen
- Klassifisering av *Arabidopsis thaliana*-samfunn - Odd Vevele
- Skogfragmentering i Mosvik - Bodil Wilmann
- Hva er begrensende næringsstoff for vanlige slåttemyrssamfunn i Sølendet naturreservat, Sølendet, Røros - Asbjørn Moen, Dag-Inge Øien, Egil Ingvar Aune
- Vegetasjonsovervåking i grensetraktene mellom Norge og Russland i samband med luftforurensning fra Nikel-smelteverket - Per Arild Aarrestad og Dan Aamlid

Gjengroing, revegetering

- Gjenvekst på tre alpine vegetasjonstyper på Hardangervidda gjennom 22 år etter fem års kjent, intensiv tråkkforstyrrelse - Frans-Emil Wielgolaski
- Revegeteringens effekt på naturlig gjenvekst. Rapport fra Karasjokfjellet, Finnmark - May-Britt Eriksen Norberg

Tirsdag 21. april

Gjengroing, revegetering (forts.)

- Effekt av ulik handsaming for vegetasjonsutviklinga på en steintipp - Arvid Odland og Gudrun Skjerdal
- Bruk av *Carex chordorrhiza* (strengstarr) til revegetering - Nina Palkin Jakobsen

Rødlister og rødlistearter

- IUCN's nya hotkategorier - vad betyder de för rödlistingen av kryptogamer - Lars Söderström
- Populasjonssvingninger hos *Nigritella nigra* i Sølendet naturreservat, Røros - Dag-Inge Øien og Asbjørn Moen

Metoder

- Noen anvendelser av betinget ordinasjon (constrained ordination) - Rune H. Økland

Norges regionale variasjon

- Presentasjon av «Nasjonalatlas for Norge. Vegetasjon» - Asbjørn Moen

Fagmøte i vegetasjonsøkologi - Kongsvoll 1998

Deltakere

- Egil Ingvar Aune, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, 7034 Trondheim, amanuensis - egil.aune@vm.ntnu.no
- Olav Balle, Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS), Boks 115, 1430 Ås, forsker - boa@tor.nijos.no
- Harald Bratli, Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, boks 115, 1430 Ås, avdelingsingeniør
- Eli Fremstad, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, 7034 Trondheim, førsteamanuensis - eli.fremstad@vm.ntnu.no
- Eldar Gaare, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim, forsker - eldar.gaare@ninatrd.ninaniku.no
- Lillian Hanssen, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, 7034 Trondheim, cand. scient.
- Nina Palkin Jakobsen, Universitetet i Tromsø, Institutt for biologi og geologi, hovedfagsstudent - ninaj@darwin.ibg.uit.no
- Johan Kielland-Lund, Norges landbrukshøgskole, Institutt for biologi og naturforvaltning, Boks 5014, 1432 Ås-NH, professor emeritus
- Ida Kristiansen, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Stud.post, Rosenborg
- Hans Petter Kristoffersen, Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Boks 115, 1430 Ås, ingeniør
- Asbjørn Moen, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, 7034 Trondheim, professor - asbjorn.moen@vm.ntnu.no
- Liv S. Nilsen, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, 7034 Trondheim, cand. scient.
- May-Britt Eriksen Norberg, Universitetet i Tromsø, Tromsø museum, Botanisk avdeling, Lars Thøringsv. 10, 9006 Tromsø - may@maail.imv.uit.no
- Arvid Odland, Høgskolen i Telemark, 3800 Bø, førsteamanuensis - odland@bapost.hit.no
- Odd Vevle, Høgskolen i Telemark, 3800 Bø, førsteamanuensis
- Lars Söderström, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Botanisk institutt, Rosenborg, 7034 Trondheim, førsteamanuensis - lars.soderstrom@chembio.ntnu.no
- Frans-Emil Wielgolaski, Universitetet i Oslo, Institutt for biologi, Boks 1045 Blindern, 0315 Oslo, professor - f.e.wielgolaski@bio.uio.no
- Bodil Wilmann, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim, overingeniør - bodil.wilmann@ninatrd.ninaniku.no
- Dag-Inge Øien, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, 7034 Trondheim, forskningsassistent - dag.oien@vm.ntnu.no
- Rune Økland, Universitetet i Oslo, Botanisk hage og museum, Trondheimsveien 23b, 0562 Oslo, professor - rune.okland@toyen.uio.no
- Per Arild Aarrestad, Norsk institutt for naturforskning, Tungesletta 2, 7005 Trondheim, forsker - per.a.aarrestad@ninatrd.ninaniku.no

- 1974 1 Klokk, T. Myrundersøkelser i Trondheimsregionen i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 30 s. kr 20,-
 2 Bretten, S. Botaniske undersøkelser i forbindelse med generalplanarbeidet i Snillfjord kommune, Sør-Trøndelag. 24 s. utgått
 3 Moen, A. & T. Klokk. Botaniske verneverdier i Tydal kommune, Sør-Trøndelag. 15 s. utgått
 4 Baadsvik, K. Registreringer av verneverdig strandengvegetasjon langs Trondheimsfjorden sommeren 1973. 65 s. kr 40,-
 5 Moen, B.F. Undersøkelser av botaniske verneverdier i Rennebu kommune, Sør-Trøndelag. 52 s. utgått
 6 Sivertsen, S. Botanisk befaring i Åbjøravassdraget 1972. 20 s. utgått
 7 Baadsvik, K. Verneverdig strandbergvegetasjon langs Trondheimsfjorden - foreløpig rapport. 19 s. kr 20,-
 8 Flatberg, K. I. & B. Sæther. Botanisk verneverdige områder i Trondheimsregionen. 51 s. utgått
- 1975 1 Flatberg, K. I. Botanisk verneverdige områder i Rissa kommune, Sør-Trøndelag. 45 s. utgått
 2 Bretten, S. Botaniske undersøkelser i forbindelse med generalplanarbeidet i Åfjord kommune, Sør-Trøndelag. 51 s. kr 40,-
 3 Moen, A. Myrundersøkelser i Rogaland. Rapport i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 127 s. kr 40,-
 4 Hafsten, U. & T. Solem. Naturhistoriske undersøkelser i Forradalsområdet - et suboceanisk, høytliggende myrområde i Nord-Trøndelag. 46 s. kr 20,-
 5 Moen, A. & B. F. Moen. Vegetasjonskart som hjelpemiddel i arealplanleggingen på Nerskogen, Sør-Trøndelag. 168 s., 1 pl. kr 60,-
- 1976 1 Aune, E. I. Botaniske undersøkjinger i samband med generalplanarbeidet i Hemne kommune, Sør-Trøndelag. 76 s. kr 40,-
 2 Moen, A. Botaniske undersøkelser på Kvikne i Hedmark, med vegetasjonskart over Innerdalen. 100 s., 1 pl. utgått
 3 Flatberg, K. I. Klassifisering av flora og vegetasjon i ferskvann og sump. 39 s. kr 20,-
 4 Kjelvik, L. Botaniske undersøkelser i Snåsa kommune, Nord-Trøndelag. 55 s. kr 40,-
 5 Hagen, M. Botaniske undersøkelser i Grøvuområdet i Sunndal kommune, Møre og Romsdal. 57 s. kr 40,-
 6 Sivertsen, S. & Å. Erlandsen. Foreløpig liste over Basidiomycetes i Rana, Nordland. 15 s. kr 20,-
 7 Hagen, M. & J. Holten. Undersøkelser av flora og vegetasjon i et subalpint område, Rauma kommune, Møre og Romsdal. 82 s. kr 40,-
 8 Flatberg, K. I. Myrundersøkelser i Sogn og Fjordane og Hordaland i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 112 s. kr 40,-
 9 Moen, A., L. Kjelvik, S. Bretten, S. Sivertsen & B. Sæther. Vegetasjon og flora i Øvre Forradalsområdet i Nord-Trøndelag, med vegetasjonskart. 135 s., 2 pl. kr 60,-
- 1977 1 Aune, E. I. & O. Kjærem. Botaniske undersøkingar ved Vefnsavassdraget, med vegetasjonskart. 138 s. 4 pl. kr 60,-
 2 Sivertsen, I. Botaniske undersøkelser i Tydal kommune, Sør-Trøndelag. 49 s. kr 20,-
 3 Aune, E. I. & O. Kjærem. Vegetasjon i planlagte magasin i Bjøllådalen og Stormdalen, med vegetasjonskart i 1:10 000, Saltfjellet/Svartisen-prosjektet. Botanisk delrapport nr. 1. 65 s., 2 pl. kr 60,-
 4 Baadsvik, K. & J. Suul (red.). Biologiske registreringer og verneinteresser i Litlvatnet, Agdenes kommune i Sør-Trøndelag. 55 s. kr 40,-
 5 Aune, E. I. & O. Kjærem. Vegetasjonen i Saltfjellområdet, med vegetasjonskart Bjøllådal 2028 II i 1:50 000. Saltfjellet/Svartisen-prosjektet. Botanisk delrapport nr. 2. 75 s., 1 pl. kr 60,-
 6 Moen, J. & A. Moen. Flora og vegetasjon i Tromsdalen i Verdal og Levanger, Nord-Trøndelag, med vegetasjonskart. 94 s., 1 pl. kr 60,-
 7 Frisvoll, A. A. Undersøkelser av mosefloraen i Tromsdalen i Verdal og Levanger, Nord-Trøndelag, med hovedvekt på kalkmosefloraen. 37 s. kr 20,-
 8 Aune, E. I., O. Kjærem & J. I. Koksvisk. Botaniske og ferskvassbiologiske undersøkingar ved og i midtre Rismålsvatnet, Rødøy kommune, Nordland. 17 s. kr 20,-

K. NORSKE VIDENSK. SELSK. MUS. RAPP. BOT. SER. 1974-86
 UNIV. TRONDHEIM VITENSK. MUS. RAPP. BOT. SER. 1987-1995
 NTNU VITENSK.MUS. RAPP. BOT. SER. 1996-

- 1974 1 Klokk, T. Myrundersøkelser i Trondheimsregionen i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 30 s. kr 20,-
 2 Bretten, S. Botaniske undersøkelser i forbindelse med generalplanarbeidet i Snillfjord kommune, Sør-Trøndelag. 24 s. utgått
 3 Moen, A. & T. Klokk. Botaniske verneverdier i Tydal kommune, Sør-Trøndelag. 15 s. utgått
 4 Baadsvik, K. Registreringer av verneverdig strandengvegetasjon langs Trondheimsfjorden sommeren 1973. 65 s. kr 40,-
 5 Moen, B.F. Undersøkelser av botaniske verneverdier i Rennebu kommune, Sør-Trøndelag. 52 s. utgått
 6 Sivertsen, S. Botanisk befarings i Åbjøravassdraget 1972. 20 s. utgått
 7 Baadsvik, K. Verneverdig strandbergvegetasjon langs Trondheimsfjorden - foreløpig rapport. 19 s. kr 20,-
 8 Flatberg, K. I. & B. Sæther. Botanisk verneverdige områder i Trondheimsregionen. 51 s. utgått
- 1975 1 Flatberg, K. I. Botanisk verneverdige områder i Rissa kommune, Sør-Trøndelag. 45 s. utgått
 2 Bretten, S. Botaniske undersøkelser i forbindelse med generalplanarbeidet i Åfjord kommune, Sør-Trøndelag. 51 s. kr 40,-
 3 Moen, A. Myrundersøkelser i Rogaland. Rapport i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 127 s. kr 40,-
 4 Hafsten, U. & T. Solem. Naturhistoriske undersøkelser i Forradalsområdet - et suboceanisk, høytliggende myrområde i Nord-Trøndelag. 46 s. kr 20,-
 5 Moen, A. & B. F. Moen. Vegetasjonskart som hjelpemiddel i arealplanleggingen på Nerskogen, Sør-Trøndelag. 168 s., 1 pl. kr 60,-
- 1976 1 Aune, E. I. Botaniske undersøkingar i samband med generalplanarbeidet i Hemne kommune, Sør-Trøndelag. 76 s. kr 40,-
 2 Moen, A. Botaniske undersøkelser på Kvikne i Hedmark, med vegetasjonskart over Innerdalen. 100 s., 1 pl. utgått
 3 Flatberg, K. I. Klassifisering av flora og vegetasjon i ferskvann og sump. 39 s. kr 20,-
 4 Kjelvik, L. Botaniske undersøkelser i Snåsa kommune, Nord-Trøndelag. 55 s. kr 40,-
 5 Hagen, M. Botaniske undersøkelser i Grøvuområdet i Sunndal kommune, Møre og Romsdal. 57 s. kr 40,-
 6 Sivertsen, S. & Å. Erlandsen. Foreløpig liste over Basidiomycetes i Rana, Nordland. 15 s. kr 20,-
 7 Hagen, M. & J. Holten. Undersøkelser av flora og vegetasjon i et subalpint område, Rauma kommune, Møre og Romsdal. 82 s. kr 40,-
 8 Flatberg, K. I. Myrundersøkelser i Sogn og Fjordane og Hordaland i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 112 s. kr 40,-
 9 Moen, A., L. Kjelvik, S. Bretten, S. Sivertsen & B. Sæther. Vegetasjon og flora i Øvre Forradalsområdet i Nord-Trøndelag, med vegetasjonskart. 135 s., 2 pl. kr 60,-
- 1977 1 Aune, E. I. & O. Kjærem. Botaniske undersøkingar ved Vefnsavassdraget, med vegetasjonskart. 138 s. 4 pl. kr 60,-
 2 Sivertsen, I. Botaniske undersøkelser i Tydal kommune, Sør-Trøndelag. 49 s. kr 20,-
 3 Aune, E. I. & O. Kjærem. Vegetasjon i planlagte magasin i Bjøllådalen og Stormdalen, med vegetasjonskart i 1:10 000, Saltfjellet/Svartisen-prosjektet. Botanisk delrapport nr. 1. 65 s., 2 pl. kr 60,-
 4 Baadsvik, K. & J. Suul (red.). Biologiske registreringer og verneinteresser i Litlvatnet, Agdenes kommune i Sør-Trøndelag. 55 s. kr 40,-
 5 Aune, E. I. & O. Kjærem. Vegetasjonen i Saltfjellområdet, med vegetasjonskart Bjøllådal 2028 II i 1:50 000. Saltfjellet/Svartisen-prosjektet. Botanisk delrapport nr. 2. 75 s., 1 pl. kr 60,-
 6 Moen, J. & A. Moen. Flora og vegetasjon i Tromsdalen i Verdal og Levanger, Nord-Trøndelag, med vegetasjonskart. 94 s., 1 pl. kr 60,-
 7 Frisvoll, A. A. Undersøkelser av mosefloraen i Tromsdalen i Verdal og Levanger, Nord-Trøndelag, med hovedvekt på kalkmosefloraen. 37 s. kr 20,-
 8 Aune, E. I., O. Kjærem & J. I. Koksvik. Botaniske og ferskvassbiologiske undersøkingar ved og i midtre Rismålsvatnet, Rødøy kommune, Nordland. 17 s. kr 20,-

- 1978 1 Elven, R. Vegetasjonen ved Flatisen og Østerdalsisen, Rana, Nordland, med vegetasjonskart over Vesterdalen i 1:15 000. Saltfjellet/Svartisen-prosjektet. Botanisk delrapport nr. 3. 83 s., 1 pl. kr 60,-
- 2 Elven, R. Botaniske undersøkelser i Rien-Hyllingen-området, Røros, Sør-Trøndelag. 53 s. kr 40,-
- 3 Aune, E. I. & O. Kjærem. Vegetasjonsundersøkingar, i samband med planene for Saltdal-, Beiarn-, Stor-Glomfjord- og Melfjordutbygginga. Saltfjellet/Svartisen-prosjektet. Botanisk delrapport nr. 4. 49 s. kr 20,-
- 4 Holten, J. I. Verneverdige edellauvskoger i Trøndelag. 199 s. kr 40,-
- 5 Aune, E. I. & O. Kjærem. Floraen i Saltfjellet/Svartisen-området. Saltfjellet/Svartisen-prosjektet. Botanisk delrapport nr. 5. 86 s. kr 40,-
- 6 Aune, E. I. & O. Kjærem. Botaniske registreringar og vurderingar. Saltfjellet/Svartisen-prosjektet. Botanisk sluttrapport. 78 s., 4 pl. kr 60,-
- 7 Frisvoll, A. A. Mosefloraen i området Borrsåsen-Barøya-Nedre Tynes ved Levanger. 82 s. kr 40,-
- 8 Aune, E. I. Vegetasjonen i Vassfaret, Buskerud/Oppland med vegetasjonskart 1:10 000. 67 s., 6 pl. kr 60,-
- 1979 1 Moen, B. F. Flora og vegetasjon i området Borrsåsen-Barøya-Kattangen. 71 s., 1 pl. kr 40,-
- 2 Gjærevoll, O. Oversikt over flora og vegetasjon i Oppdal kommune, Sør-Trøndelag. 44 s. kr 20,-
- 3 Torbergsen, E. M. Myrundersøkelser i Oppland i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 68 s. kr 40,-
- 4 Moen, A. & M. Selnes. Botaniske undersøkelser på Nord-Fosen, med vegetasjonkart. 96 s., 1 pl. kr 60,-
- 5 Kofoed, J. -E. Myrundersøkingar i Hordaland i samband med den norske myrreservatplanen. Supplerande undersøkingar. 51 s. kr 40,-
- 6 Elven, R. Botaniske verneverdier i Røros, Sør-Trøndelag. 158 s., 1 pl. kr 60,-
- 7 Holten, J. I. Botaniske undersøkelser i øvre Sunndalen, Grødalen, Lindalen og nærliggende fjellstrøk. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 1. 32 s. kr 20,-
- 1980 1 Aune, E. I., S. Aa. Hatlelid & O. Kjærem. Botaniske undersøkingar i Kobbelv- og Hellemo-området, Nordland med vegetasjonskart i 1:10 000. 122 s., 1 pl. kr 60,-
- 2 Gjærevoll, O. Oversikt over flora og vegetasjon i Trollheimen. 42 s. kr 20,-
- 3 Torbergsen, E. M. Myrundersøkelser i Buskerud i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 104 s. kr 40,-
- 4 Aune, E. I., S. Aa. Hatlelid & O. Kjærem. Botaniske undersøkingar i Eiterådalen, Vefsn og Krutvatnet, Hattfjelldal. 58 s., 1 pl. kr 60,-
- 5 Baadsvik, K., T. Klokk & O. I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll, 16. - 18.3 1980. 279 s. kr 60,-
- 6 Aune, E. I. & J. I. Holten. Flora og vegetasjon i vestre Grødalen, Sunndal kommune, Møre og Romsdal. 40 s., 1 pl. kr 60,-
- 7 Sæther, B., T. Klokk & H. Taagvold. Flora og vegetasjon i Gaulas nedbørfelt, Sør-Trøndelag og Hedmark. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 2. 154 s., 3 pl. kr 60,-
- 1981 1 Moen, A. Oppdragsforskning og vegetasjonskartlegging ved Botanisk avdeling, DKNVS, Museet. 49 s. kr 20,-
- 2 Sæther, B. Flora og vegetasjon i Nesåas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 3. 39 s. kr 20,-
- 3 Moen, A. & L. Kjellvik. Botaniske undersøkelser i Garbergselva/Rotla-området i Selbu, Sør-Trøndelag, med vegetasjonskart. 106 s., 2 pl. kr 60,-
- 4 Kofoed, J. -E. Forsøk med kalibrering av ledningsevne målere. 14 s. kr 20,-
- 5 Baadsvik, K., T. Klokk & O. I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 15.-17.3.1981. 261 s. kr 60,-
- 6 Sæther, B., S. Bretten, M. Hagen, H. Taagvold & L. E. Vold. Flora og vegetasjon i Drivas nedbørfelt, Møre og Romsdal, Oppland og Sør-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 4. 127 s. kr 40,-
- 7 Moen, A. & A. Pedersen. Myrundersøkelser i Agder-fylkene og Rogaland i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 252 s. kr 60,-
- 8 Iversen, S. T. Botaniske undersøkelser i forbindelse med generalplanarbeidet i Frøya kommune, Sør-Trøndelag. 63 s. kr 40,-
- 9 Sæther, B., J. -E. Kofoed & T. Øiaas. Flora og vegetasjon i Ognas og Skjækras nedbørfelt, Nord-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 5. 67 s. kr 20,-

- 1978 1 Elven, R. Vegetasjonen ved Flatisen og Østerdalsisen, Rana, Nordland, med vegetasjonskart over Vesterdalen i 1:15 000. Saltfjellet/Svartisen-prosjektet. Botanisk delrapport nr. 3. 83 s., 1 pl. kr 60,-
- 2 Elven, R. Botaniske undersøkelser i Rien-Hyllingen-området, Røros, Sør-Trøndelag. 53 s. kr 40,-
- 3 Aune, E. I. & O. Kjærem. Vegetasjonsundersøkingar i samband med planene for Saltdal-, Beiarn-, Stor-Glomfjord- og Melfjordutbygginga. Saltfjellet/Svartisen-prosjektet. Botanisk delrapport nr. 4. 49 s. kr 20,-
- 4 Holten, J. I. Verneverdige edellauvskoger i Trøndelag. 199 s. kr 40,-
- 5 Aune, E. I. & O. Kjærem. Floraen i Saltfjellet/Svartisen-området. Saltfjellet/Svartisen-prosjektet. Botanisk delrapport nr. 5. 86 s. kr 40,-
- 6 Aune, E. I. & O. Kjærem. Botaniske registreringar og vurderingar. Saltfjellet/Svartisen-prosjektet. Botanisk sluttrapport. 78 s., 4 pl. kr 60,-
- 7 Frisvoll, A. A. Mosefloraen i området Borrsåsen-Barøya-Nedre Tynes ved Levanger. 82 s. kr 40,-
- 8 Aune, E. I. Vegetasjonen i Vassfaret, Buskerud/Oppland med vegetasjonskart 1:10 000. 67 s., 6 pl. kr 60,-
- 1979 1 Moen, B. F. Flora og vegetasjon i området Borrsåsen-Barøya-Kattangen. 71 s., 1 pl. kr 40,-
- 2 Gjærevoll, O. Oversikt over flora og vegetasjon i Oppdal kommune, Sør-Trøndelag. 44 s. kr 20,-
- 3 Torbergesen, E. M. Myrundersøkelser i Oppland i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 68 s. kr 40,-
- 4 Moen, A. & M. Selnes. Botaniske undersøkelser på Nord-Fosen, med vegetasjonkart. 96 s., 1 pl. kr 60,-
- 5 Kofoed, J. -E. Myrundersøkingar i Hordaland i samband med den norske myrreservatplanen. Supplerande undersøkingar. 51 s. kr 40,-
- 6 Elven, R. Botaniske verneverdier i Røros, Sør-Trøndelag. 158 s., 1 pl. kr 60,-
- 7 Holten, J. I. Botaniske undersøkelser i øvre Sunndalen, Grødalen, Lindalen og nærliggende fjellstrøk. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 1. 32 s. kr 20,-
- 1980 1 Aune, E. I., S. Aa. Hatlelid & O. Kjærem. Botaniske undersøkingar i Kobbelv- og Hellemo-området, Nordland med vegetasjonskart i 1:10 000. 122 s., 1 pl. kr 60,-
- 2 Gjærevoll, O. Oversikt over flora og vegetasjon i Trollheimen. 42 s. kr 20,-
- 3 Torbergesen, E. M. Myrundersøkelser i Buskerud i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 104 s. kr 40,-
- 4 Aune, E. I., S. Aa. Hatlelid & O. Kjærem. Botaniske undersøkingar i Eiterådalen, Vefsn og Krutvatnet, Hattfjelldal. 58 s., 1 pl. kr 60,-
- 5 Baadsvik, K., T. Klokk & O. I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll, 16. - 18.3 1980. 279 s. kr 60,-
- 6 Aune, E. I. & J. I. Holten. Flora og vegetasjon i vestre Grødalen, Sunndal kommune, Møre og Romsdal. 40 s., 1 pl. kr 60,-
- 7 Sæther, B., T. Klokk & H. Taagvold. Flora og vegetasjon i Gaulas nedbørfelt, Sør-Trøndelag og Hedmark. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 2. 154 s., 3 pl. kr 60,-
- 1981 1 Moen, A. Oppdragsforskning og vegetasjonskartlegging ved Botanisk avdeling, DKNVS, Museet. 49 s. kr 20,-
- 2 Sæther, B. Flora og vegetasjon i Nesåas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 3. 39 s. kr 20,-
- 3 Moen, A. & L. Kjølvik. Botaniske undersøkelser i Garbergselva/Rotla-området i Selbu, Sør-Trøndelag, med vegetasjonskart. 106 s., 2 pl. kr 60,-
- 4 Kofoed, J. -E. Forsøk med kalibrering av ledningsevne målere. 14 s. kr 20,-
- 5 Baadsvik, K., T. Klokk & O. I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 15.-17.3.1981. 261 s. kr 60,-
- 6 Sæther, B., S. Bretten, M. Hagen, H. Taagvold & L. E. Vold. Flora og vegetasjon i Drivas nedbørfelt, Møre og Romsdal, Oppland og Sør-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 4. 127 s. kr 40,-
- 7 Moen, A. & A. Pedersen. Myrundersøkelser i Agder-fylkene og Rogaland i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 252 s. kr 60,-
- 8 Iversen, S. T. Botaniske undersøkelser i forbindelse med generalplanarbeidet i Frøya kommune, Sør-Trøndelag. 63 s. kr 40,-
- 9 Sæther, B., J. -E. Kofoed & T. Øiaas. Flora og vegetasjon i Ognas og Skjækraas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 5. 67 s. kr 20,-

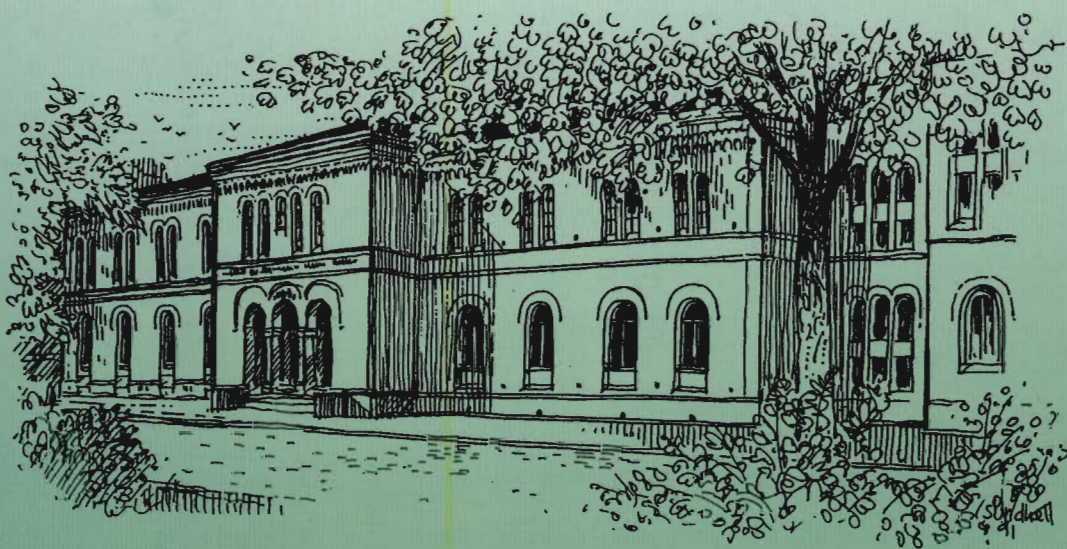
- 10 Wold, L. E. Flora og vegetasjon i Toås nedbørfelt, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 6. 58 s. kr 40,-
- 11 Baadsvik, K. Flora og vegetasjon i Leksvik kommune, Nord-Trøndelag. 89 s. kr 40,-
- 1982 1 Selnes, M. og B. Sæther. Flora og vegetasjon i Sørlivassdraget, Nord-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 7. 95 s. kr 40,-
- 2 Nettelbladt, M. Flora og vegetasjon i Lomsdalsvassdraget, Helgeland i Nordland. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 8. 60 s. kr 40,-
- 3 Sæther, B. Flora og vegetasjon i Istras nedbørfelt, Møre og Romsdal. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 9. 19 s. kr 20,-
- 4 Sæther, B. Flora og vegetasjon i Snåsavatnet, Nord-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 10. 31 s. kr 20,-
- 5 Sæther, B. & A. Jakobsen. Flora og vegetasjon i Stjørdalselvas og Verdalselvas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 11. 59 s. kr 40,-
- 6 Kristiansen, J. N. Registrering av edellauvskoger i Nordland. 130 s. kr 40,-
- 7 Holten, J. I. Flora og vegetasjon i Lurudalen, Snåsa kommune, Nord-Trøndelag. 76 s., 2 pl. kr 60,-
- 8 Baadsvik, K. & O. I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 14.-16.3.1982. 259 s. kr 60,-
- 1983 1 Moen, A. og medarbeidere. Myrundersøkelser i Nord-Trøndelag i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 160 s. utgått
- 2 Holten, J. I. Flora- og vegetasjonsundersøkelser i nedbørfeltene for Sanddøla og Luru i Nord-Trøndelag. 148 s. kr 40,-
- 3 Kjærem, O. Fire edellauvskogslokaliteter i Nordland. 15 s. kr 20,-
- 4 Moen, A. Myrundersøkelser i Sør-Trøndelag og Hedmark i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 138 s. utgått
- 5 Moen, A. & T. Ø. Olsen. Myrundersøkelser i Sogn og Fjordane i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 37 s. kr 20,-
- 6 Andersen, K. M. Flora og vegetasjon ved Ormsetvatnet i Verran, Nord-Trøndelag. 37 s., 1 pl. kr 60,-
- 7 Baadsvik, K. & O. I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 7.-8.3.1983. 131 s. kr 40,-
- 1984 1 Krovoll, A. Undersøkelser av rik løvskog i Nordland, nordlige del. 40 s. kr 20,-
- 2 Granmo, A. Rike løvskoger på Ofotfjordens nordside. 46 s. kr 20,-
- 3 Andersen, K. M. Flora og vegetasjon i indre Visten, Vevelstad, Nordland. 53 s., 1 pl. kr 60,-
- 4 Holten, J. I. Flora- og vegetasjonsundersøkelser i Raumavassdraget, med vegetasjonskart i M 1:50 000 og 1:150 000. 141 s., 2 pl. kr 60,-
- 5 Moen, A. Myrundersøkelser i Møre og Romsdal i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 86 s. kr 40,-
- 6 Andersen, K. M. Vegetasjon og flora i øvre Stjørdalsvassdraget, Meråker, Nord-Trøndelag. 83 s., 2 pl. kr 60,-
- 7 Baadsvik, K. & O. I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 18.-20.3.1984. 107 s. kr 40,-
- 1985 1 Singsaas, S. & A. Moen. Regionale studier og vern av myr i Sogn og Fjordane. 74 s. kr 40,-
- 2 Bretten, S. & A. Moen (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1985. 139 s. kr 40,-
- 1986 1 Singsaas, S. Flora og vegetasjon i Ormsetområdet i Verran, Nord-Trøndelag. Supplerende undersøkelser. 25 s. kr 20,-
- 2 Bretten, S. & O. I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1986. 132 s. kr 40,-
- 1987 1 Bretten, S. & O. I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1987. 63 s. kr 40,-
- 1988 1 Bretten, S. & O. I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvold 1988. 133 s. kr 40,-
- 1989 1 Wilmann, B. & A. Baudouin. EDB-basert framstilling av botaniske utbredelseskart. 21 s. + 10 kart. kr 20,-
- 2 Bretten, S. & O. I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvold 1989. 136 s. kr 40,-
- 1990 1 Singsaas, S. Botaniske undersøkelser i vassdrag i Trøndelag for Verneplan IV. 101 s. kr 40,-

- 10 Wold, L. E. Flora og vegetasjon i Toås nedbørfelt, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 6. 58 s. kr 40,-
- 11 Baadsvik, K. Flora og vegetasjon i Leksvik kommune, Nord-Trøndelag. 89 s. kr 40,-
- 1982 1 Selnes, M. og B. Sæther. Flora og vegetasjon i Sørlivassdraget, Nord-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 7. 95 s. kr 40,-
- 2 Nettelbladt, M. Flora og vegetasjon i Lomsdalsvassdraget, Helgeland i Nordland. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 8. 60 s. kr 40,-
- 3 Sæther, B. Flora og vegetasjon i Istras nedbørfelt, Møre og Romsdal. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 9. 19 s. kr 20,-
- 4 Sæther, B. Flora og vegetasjon i Snåsavatnet, Nord-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 10. 31 s. kr 20,-
- 5 Sæther, B. & A. Jakobsen. Flora og vegetasjon i Stjørdalselvas og Verdalselvas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 11. 59 s. kr 40,-
- 6 Kristiansen, J. N. Registrering av edellauvskoger i Nordland. 130 s. kr 40,-
- 7 Holten, J. I. Flora og vegetasjon i Lurudalen, Snåsa kommune, Nord-Trøndelag. 76 s., 2 pl. kr 60,-
- 8 Baadsvik, K. & O. I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 14.-16.3.1982. 259 s. kr 60,-
- 1983 1 Moen, A. og medarbeidere. Myrundersøkelser i Nord-Trøndelag i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 160 s. utgått
- 2 Holten, J. I. Flora- og vegetasjonsundersøkelser i nedbørfeltene for Sanddøla og Luru i Nord-Trøndelag. 148 s. kr 40,-
- 3 Kjærem, O. Fire edellauvskoglokaliteter i Nordland. 15 s. kr 20,-
- 4 Moen, A. Myrundersøkelser i Sør-Trøndelag og Hedmark i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 138 s. utgått
- 5 Moen, A. & T. Ø. Olsen. Myrundersøkelser i Sogn og Fjordane i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 37 s. kr 20,-
- 6 Andersen, K. M. Flora og vegetasjon ved Ormsetvatnet i Verran, Nord-Trøndelag. 37 s., 1 pl. kr 60,-
- 7 Baadsvik, K. & O. I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 7.-8.3.1983. 131 s. kr 40,-
- 1984 1 Krovoll, A. Undersøkelser av rik løvskog i Nordland, nordlige del. 40 s. kr 20,-
- 2 Granmo, A. Rike løvskoger på Ofotfjordens nordside. 46 s. kr 20,-
- 3 Andersen, K. M. Flora og vegetasjon i indre Visten, Vevelstad, Nordland. 53 s., 1 pl. kr 60,-
- 4 Holten, J. I. Flora- og vegetasjonsundersøkelser i Raumavassdraget, med vegetasjonskart i M 1:50 000 og 1:150 000. 141 s., 2 pl. kr 60,-
- 5 Moen, A. Myrundersøkelser i Møre og Romsdal i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 86 s. kr 40,-
- 6 Andersen, K. M. Vegetasjon og flora i øvre Stjørdalsvassdraget, Meråker, Nord-Trøndelag. 83 s., 2 pl. kr 60,-
- 7 Baadsvik, K. & O. I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 18.-20.3.1984. 107 s. kr 40,-
- 1985 1 Singsaas, S. & A. Moen. Regionale studier og vern av myr i Sogn og Fjordane. 74 s. kr 40,-
- 2 Bretten, S. & A. Moen (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1985. 139 s. kr 40,-
- 1986 1 Singsaas, S. Flora og vegetasjon i Ormsetområdet i Verran, Nord-Trøndelag. Supplerende undersøkelser. 25 s. kr 20,-
- 2 Bretten, S. & O. I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1986. 132 s. kr 40,-
- 1987 1 Bretten, S. & O. I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1987. 63 s. kr 40,-
- 1988 1 Bretten, S. & O. I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1988. 133 s. kr 40,-
- 1989 1 Wilmann, B. & A. Baudouin. EDB-basert framstilling av botaniske utbredelseskart. 21 s. + 10 kart. kr 20,-
- 2 Bretten, S. & O. I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1989. 136 s. kr 40,-
- 1990 1 Singsaas, S. Botaniske undersøkelser i vassdrag i Trøndelag for Verneplan IV. 101 s. kr 40,-

- 1991 1 Singsaas, S. Konesjonspålagte botaniske undersøkelser i reguleringssonen ved Storglomfjordutbygginga, Meløy, Nordland. 35 s. kr 20,-
 2 Bretten, S. & A. Krovoll (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvold 1990 og 1991. 168 s. kr 40,-
- 1992 1 Bretten, S. & A. Krovoll (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvold 1992. 100 s. kr 40,-
- 1993 1 Arnesen, T., A. Moen & D.-I. Øien. Sølendet naturreservat. Oversyn over aktiviteteten i 1992 og sammendrag for DN-prosjektet "Sølendet". 62 s. kr 40,-
 2 Krovoll, A. & A. Moen (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1993. 76 s. kr 40,-
- 1994 1 Moen, A. & R. Binns (eds.). Regional variation and conservation of mire ecosystems. Summary of papers. 61 s. kr 40,-
 2 Moen, A. & S. Singsaas. Excursion guide for the 6th IMCG field symposium in Norway 1994. 159 s. kr 100,-
 3 Flatberg, K. I. Norwegian Sphagna. A field colour guide. 42 s. 54 pl. utgått
 4 Aune, E. I. & A. Moen. (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1994. 50 s. kr 40,-
 5 Arnesen, T. Vegetasjonsendringer i tilknytning til tråkk og tilrettelegging av natursti i Sølendet naturreservat. 49 s. kr 40,-
- 1995 1 Singsaas, S. Botaniske undersøkelser for konesjonssøknad i forbindelse med planer om overføring av Nesåa, Nord-Trøndelag. 56 s. kr 40,-
 2 Holien, H. & T. Prestø. Kartlegging av nøkkelbiotoper for trua og sårbare lav og moser i kystgranskog langs Arnevik-vassdraget, Åfjord kommune, Sør-Trøndelag. 32 s. kr 20,-
 3 Aune, E. I. & A. Krovoll (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1995. 81 s. kr 40,-
 4 Singsaas, S. Botaniske undersøkelser med skisse til skjøtselsplan for Garbergmyra naturreservat, Meldal, Sør-Trøndelag. 31 s. kr 20,-
 5 Prestø, T. & H. Holien. Floraundersøkelser i Øggdalen, Holtålen kommune, Sør-Trøndelag - grenser for framtidig landskapsvernområde og konsekvenser for skogsdrift. 24 s. kr 20,-
 6 Mathiassen, G. & A. Granmo. The 11th Nordic mycological Congress in Skibotn, North Norway 1992. 77 s. kr 100,-
 7 Holien, H. & T. Prestø. Inventering av lav- og mosefloraen ved Henfallet, Tydal kommune, Sør-Trøndelag. 26 s. kr 20,-
 8 Holien, H. & S. Sivertsen. Botaniske registreringer i Storbekken, Lierne kommune, Nord-Trøndelag. 24 s. utgått
- 1996 1 Sagmo Solli, I.M., Flatberg, K.I., Söderström, L., Bakken, S. & Pedersen, B. Blanksigd og luftforurensninger - fertilitetsstudier. 14 s. kr 20,-
 2 Prestø, T. & Holien, H. Botaniske undersøkelser i Lybekkdalen, Røyrvik kommune, Nord-Trøndelag. 44 s. kr 40,-
 3 Elven, R., Fremstad, E., Hegre, H., Nilsen, L. & Solstad, H. Botaniske verdier i Dovrefjell-området. 151 s. kr 40,-
 4 Söderström, L. & Prestø, T. State of Nordic bryology today and tomorrow. Abstracts and shorter communications from a meeting in Trondheim December 1995. 51 s. kr 40,-
- 1997 1 Fremstad, E. (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1996. 175 s. kr 40,-
 2 Øien, D.-I., Nilsen, L.S., & Moen, A. Skisse til skjøtselsplan for deler av Øvre Forra naturreservat i Nord-Trøndelag. 26 s. kr 20,-
 3 Nilsen, L.S., Moen, A. & Solberg, B. Botaniske undersøkelser av slåttemyrer i den foreslåtte nasjonalparken i Snåsa og Verdal. 38 s. kr 20,-
- 1998 1 Smelror, M. (red.). Abstracts from the Sixth International Conference on Modern and Fossil Dinoflagellates Dino 6, Trondheim, June 1998. 154 s. kr 60,-
 2 Sarjeant, W.A.S. From excystment to bloom? Personal recollections of thirty-five years of dinoflagellate and acritarch meetings. 21 s., 14 pl. utgått
 3 Fremstad, E. Nasjonalt rødlistede karplanter i Nord-Trøndelag. 37 s. kr 40,-
 4 Fremstad, E. (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1998. 73 s. kr 40,-

- 1991 1 Singsaas, S. Konesjonspålagte botaniske undersøkelser i reguleringssonen ved Storglomfjordutbygginga, Meløy, Nordland. 35 s. kr 20,-
 2 Bretten, S. & A. Krovoll (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvold 1990 og 1991. 168 s. kr 40,-
- 1992 1 Bretten, S. & A. Krovoll (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvold 1992. 100 s. kr 40,-
- 1993 1 Arnesen, T., A. Moen & D.-I. Øien. Sølendet naturreservat. Oversyn over aktiviteteten i 1992 og sammendrag for DN-prosjektet "Sølendet". 62 s. kr 40,-
 2 Krovoll, A. & A. Moen (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1993. 76 s. kr 40,-
- 1994 1 Moen, A. & R. Binns (eds.). Regional variation and conservation of mire ecosystems. Summary of papers. 61 s. kr 40,-
 2 Moen, A. & S. Singsaas. Excursion guide for the 6th IMCG field symposium in Norway 1994. 159 s. kr 100,-
 3 Flatberg, K. I. Norwegian Sphagna. A field colour guide. 42 s. 54 pl. utgått
 4 Aune, E. I. & A. Moen. (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1994. 50 s. kr 40,-
 5 Arnesen, T. Vegetasjonsendringer i tilknytning til tråkk og tilrettelegging av natursti i Sølendet naturreservat. 49 s. kr 40,-
- 1995 1 Singsaas, S. Botaniske undersøkelser for konesjonssøknad i forbindelse med planer om overføring av Nesåa, Nord-Trøndelag. 56 s. kr 40,-
 2 Holien, H. & T. Prestø. Kartlegging av nøkkelbiotoper for trua og sårbare lav og moser i kystgranskog langs Arnevik-vassdraget, Åfjord kommune, Sør-Trøndelag. 32 s. kr 20,-
 3 Aune, E. I. & A. Krovoll (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1995. 81 s. kr 40,-
 4 Singsaas, S. Botaniske undersøkelser med skisse til skjøtselsplan for Garbergmyra naturreservat, Meldal, Sør-Trøndelag. 31 s. kr 20,-
 5 Prestø, T. & H. Holien. Floraundersøkelser i Øggdalen, Holtålen kommune, Sør-Trøndelag - grenser for framtidig landskapsvernområde og konsekvenser for skogsdrift. 24 s. kr 20,-
 6 Mathiassen, G. & A. Granmo. The 11th Nordic mycological Congress in Skibotn, North Norway 1992. 77 s. kr 100,-
 7 Holien, H. & T. Prestø. Inventering av lav- og mosefloraen ved Henfallet, Tydal kommune, Sør-Trøndelag. 26 s. kr 20,-
 8 Holien, H. & S. Sivertsen. Botaniske registreringer i Storbekken, Lierne kommune, Nord-Trøndelag. 24 s. utgått
- 1996 1 Sagmo Solli, I.M., Flatberg, K.I., Söderström, L., Bakken, S. & Pedersen, B. Blanksigd og luftforurensninger - fertilitetsstudier. 14 s. kr 20,-
 2 Prestø, T. & Holien, H. Botaniske undersøkelser i Lybekkdalen, Røyrvik kommune, Nord-Trøndelag. 44 s. kr 40,-
 3 Elven, R., Fremstad, E., Hegre, H., Nilsen, L. & Solstad, H. Botaniske verdier i Dovrefjell-området. 151 s. kr 40,-
 4 Söderström, L. & Prestø, T. State of Nordic bryology today and tomorrow. Abstracts and shorter communications from a meeting in Trondheim December 1995. 51 s. kr 40,-
- 1997 1 Fremstad, E. (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1996. 175 s. kr 40,-
 2 Øien, D.-I., Nilsen, L.S., & Moen, A. Skisse til skjøtselsplan for deler av Øvre Forra naturreservat i Nord-Trøndelag. 26 s. kr 20,-
 3 Nilsen, L.S., Moen, A. & Solberg, B. Botaniske undersøkelser av slåttemyrer i den foreslåtte nasjonalparken i Snåsa og Verdal. 38 s. kr 20,-
- 1998 1 Smelror, M. (red.). Abstracts from the Sixth International Conference on Modern and Fossil Dinoflagellates Dino 6, Trondheim, June 1998. 154 s. kr 60,-
 2 Sarjeant, W.A.S. From excystment to bloom? Personal recollections of thirty-five years of dinoflagellate and acritarch meetings. 21 s., 14 pl. utgått
 3 Fremstad, E. Nasjonalt rødlistede karplanter i Nord-Trøndelag. 37 s. kr 40,-
 4 Fremstad, E. (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1998. 73 s. kr 40,-

ISBN 82-7126-566-0
ISSN 0802-2992



ISBN 82-7126-566-0
ISSN 0802-2992

~~ISBN 82-7126-516-4~~
~~ISSN 0802-2992~~