

UNIVERSITETET I TRONDHEIM, VITENSKAPSMUSEET

RAPPORT

BOTANISK SERIE

1991-2

Simen Bretten og Arild Krovoll

Fagmøte i vegetasjonsøkologi på
Kongsvold 1990 og 1991



Trondheim 1991

"Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet. Rapport. Botanisk Serie" inneholder stoff fra det fagområdet og det geografiske ansvarsområdet som Botanisk avdeling, Vitenskapsmuseet representerer. Serien bringer stoff som av ulike grunner bør gjøres kjent så fort som mulig. I mange tilfeller kan det være foreløpige rapporter, og materialet kan seinere bli bearbeidet for videre publisering. Det vil også bli tatt inn foredrag, utredninger, o.l. som angår avdelingens arbeidsfelt. Serien er ikke periodisk, og antall nummer pr. år varierer. Serien starta i 1974, og det fins parallelle arkeologiske og zoologiske serier. Serien har skifta navn fra og med 1987, og den er en fortsettelse av "K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser." som kom ut med 89 nummer i årene 1974-1986.

Til forfatterne:

Manuskriptet kan være maskinskrevet eller handskrevet med tekst på den ene sida av arket. Ord som skal settes i kursiv, skal understrekes. Som språk blir norsk brukt, unntatt i abstract (se nedenfor). Med manuskriptet skal følge:

1. Eget ark med artikkelens tittel og forfatterens/forfatterens navn. Tittelen bør være kort og inneholde viktige henvisningsord.
2. Et referat (synonym: abstract) på maksimum 200 ord. Referatet innledes med bibliografisk referanse og avsluttes med forfatterens navn og adresse.
3. Et abstract på engelsk med samme innhold som referatet.

Artikkelen bør forøvrig inneholde:

1. Et forord som ikke overstiger to trykksider. Forordet kan gi bakgrunn for artikkelen med relevante opplysninger om eventuell oppdragsgiver og prosjekttilknytning, økonomisk og annen støtte fra fond, institusjoner og enkeltpersoner med takk til dem som bør takkes.
2. En innledning som gjør rede for den vitenskapelige problemstilling og arbeidsgangen i undersøkelsen.

3. En innholdsfortegnelse som svarer til disposisjonen av stoffet, slik at inndeling av kapitler og underkapitler er nøyaktig som i sjølve artikkelen.
4. Et sammendrag av innholdet. Det bør vanligvis ikke overstige 3% av det originale manuskriptet. I spesielle tilfelle kan det i tillegg også tas med et "summary" på engelsk.

Litteraturhenvisninger i teksten gis som Rønning (1972), Moen & Selnes (1979), eller dersom det er flere enn to forfattere som Sæther et al. (1980). Om det blir vist til flere arbeid, angis det som "Flere forfattere (Rønning, 1972, Moen & Selnes 1979, Sæther et al. 1980) rapporterer", i kronologisk orden uten komma mellom navn og årstall. Litteraturlista skal være unummerert og i alfabetisk rekkefølge. Flere arbeid av samme forfatter i samme år gis ved a, b, c osv. (Elven 1978a). Tidsskriftnavn forkortes i samsvar med siste utgave av World List of Scientific Periodicals eller gjengis i tvilstilfelle fullt ut.

Eksempler:

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

Bretten, S. & O.I. Rønning (red.) 1987. Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvold 1987. - Univ. Trondheim, Vitensk.mus. Rapp. Bot. Ser. 1987 1: 1-63.

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

Bok: Rønning, O.I. 1972. Vegetasjonslære. - Universitetsforlaget, Oslo/Bergen/Tromsø. 101 s.

Eventuelle tabeller, plansjer og tegninger leveres på egne ark med angivelse av hvor i teksten de ønskes plassert.

Utgiver:

Universitetet i Trondheim,
Vitenskapsmuseet,
Botanisk avdeling,
7004 Trondheim.

Referat

Bretten, S. & A. Krovoll (red.) 1991. Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvold 1990 og 1991. *Univ. Trondheim Vitensk. mus. Rapp. Bot. Ser. 1991 2* : 1-168.

Rapporten inneholder ti foredrag som ble holdt på vegetasjonsøkologisk fagmøte på Kongsvold i mars 1990 og fire fra 1991.

Artiklene dekker et vidt spekter av emner innen vegetasjonsøkologien.

*Simen Bretten, Universitetet i Trondheim,
Kongsvold biologiske stasjon,
7340 OPPDAL.*

*Arild Krovoll, Universitetet i Trondheim,
Vitenskapsmuseet,
7004 TRONDHEIM.*

Abstract

Bretten, S. & A. Krovoll (eds.) 1991. Symposium in vegetation ecology at Kongsvold 1990 and 1991. *Univ. Trondheim Vitensk. mus. Rapp. Bot. Ser. 1991 2* : 1-168.

This report comprises ten lectures given at a symposium in vegetation ecology at Kongsvold Biological Station in March 1990, and four March 1991. The papers cover a wide set of approaches in vegetation ecology.

*Simen Bretten, University of Trondheim,
Museum of Natural History and Archaeology,
Kongsvold Biological Station,
N-7340 OPPDAL.*

*Arild Krovoll, University of Trondheim,
Museum of Natural History and Archaeology,
Department of Botany,
N-7004 TRONDHEIM.*

Rapporten er trykt i 300 eksemplar
Trondheim, oktober 1991

ISBN 82-7126-474-5
ISSN 0802-2992

Forord

Denne rapporten inneholder 10 av foredragene som ble holdt på det 11. fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvold biologiske stasjon 25. - 27. mars 1990, og 4 foredrag fra det 12. fagmøte i vegetasjonsøkologi samme sted 17. - 19. mars 1991.

Fagmøtet samlet i 1990 57 deltakere, i 1991 46 deltakere, både etablerte forskere, hovedfagsstudenter og økologer i forvaltningen.

Det var intet hovedtema og foredragene dekket et vidt spekter av emner innen vegetasjonsøkologi.

Manuskriptene er stort sett trykt i den form de er mottatt.

Trondheim, oktober 1991

S. Bretten, A. Krovoll

Innhold

Referat
Abstract
Forord

1990:

| | |
|--|-----|
| Faarlund, T. & B. Aas. Skoggrenseutviklingen i sentrale sørnorske fjelltrakter gjennom postglasial tid | 7 |
| Faarlund, T. & B. Aas. Behov for å sikre fjellbjørkeskogens natur- og kulturlandskap | 19 |
| Hagen, D. Salix-stiklingar i revegeteringsforsøk - Hjerkinnskytefelt | 27 |
| Hilmo, O. & R. Wang. Lavkartlegging i Mo i Rana | 33 |
| Håpnes, A. Populasjonsbiologiske studier av <i>Draba alpina</i> og <i>D. oxycarpa</i> på Knutshø i Oppdal kommune, Sør-Trøndelag | 43 |
| Jensen, C. Pollenavsetning i kulturlandskap - en studie av pollen-nedfall kontra vegetasjonstyper i ei nordnorsk kystbygd | 58 |
| Kielland-Lund, J. Norske skogplantefamner - status 1990 | 73 |
| Røsberg, I. & D.O. Øvstedal. Biomasse, kjemisk innhold i planter og en del økologiske sammenhenger i storbregnesamfunn på indre Vestlandet | 83 |
| Skoglund, Trond. Vegetasjon, suksesjon og skjøtsel i og ved Børsesjø - en eutrof innsjø i Telemark | 90 |
| Økland, R.H. Valg av ordinasjonsmetode - DCA eller LNMDS | 102 |

1991:

| | |
|--|-----|
| Arnesen, T. Revegetering i bålflækker | 119 |
| Røsberg, I. Deposisjon av næringsstoff med strø og nedbør i granbestand på Nannestad, Akershus | 136 |
| Skoglund, Toril. Lokal og regional klimarespons hos kvitgran, <i>Picea glauca</i> (Moench) Voss, ved tregrensen i Alaska | 156 |
| Vange, V. Nitrat reduktase enzymaktivitet (NRA) som bioindikator på nitrogenforurensning hos moser | 159 |
| Deltakerliste 1990 | 167 |
| Deltakerliste 1991 | 168 |

SKOGGRENSEUTVIKLINGEN I SENTRALE SØRNORSKE FJELLTRAKTER GJENNOM
POSTGLASIAL TID

Development of Forest Limits in Central South Norwegian Mountains
during Postglacial Time

Thorbjørn Faarlund og Børre Aas

Subfossil specimens of Scots Pine (Pinus sylvestris L.) and mountain birch (Betula pubescens Ehrh. subsp. tortuosa (Ledeb.)) have been collected in central south Norwegian mountains at levels from 900 to 1370 m a.s.l. Radiocarbon datings provide evidence of a pine forest limit having exceeded 1200 m a.s.l. in the first half of the Boreal period, a culmination at about 1300 m during the first part of the Atlantic and a high, if somewhat declining, level until the last part of the Subboreal period (i.e. about 3000 years before present (BP)).

Between the pine forest and the alpine tundra a subalpine birch zone has prevailed throughout the Warmth Period (Boreal, Atlantic and Subboreal periods), possibly approaching 1400-1450 m above sea level.

The area of alpine tundra has been smaller than now. Reindeer, living in the open mountain forest, provided prey for Stone Age hunters. Most Stone Age sites known from present day alpine surroundings may originally have been located in, or near, the mountain forest, a possibility which may also be due to many seters (summer farms) at high altitudes.

Formålet med undersøkelsen

For å kunne forstå klimautviklingen i Norge siden siste istid vil et nøyere kjennskap til de øvre klimatiske skoggrensene og deres fluktasjoner være nyttig. Pollenanalyse kan gi et godt bilde av den generelle vegetasjonsutvikling i et område, men neppe av skoggrensens eksakte forløp. Subfossile rester av trærne selv, røtter og/eller stammer og grener, gir nøyere kunnskap om faktiske voksesteder og kan derfor være klimaindikatorer som fortjener å settes sammen med andre indikatorer.

Undersøkelsen tar sikte på å få registrert og datert subfossile trerester av dimensjoner som kunne ha relevans til tidligere skogforekomster. Forutsatt et tilstrekkelig rikholdig materiale kan enkelte slutninger om klimautviklingen i fjellet trekkes, som supplement til allerede innhentet kunnskap fra lavlandet. De viktigste enkelttemaer har vært følgende:

1. Hvor tidlig inntok furuskogen fjellet ovenfor nåværende furuskoggrense? Hvor høyt vokste denne furuskogen, og hvor lenge holdt den et forholdsvis høyt nivå?
2. Hva kan den klimatiske furuskoggrense gjennom postglasial tid si om klimautviklingen?
3. Klarlegge et eventuelt subalpint bjørkebeltes historie gjennom postglasial tid, spesielt varmetiden (boreal, atlantisk og subboreal tid).

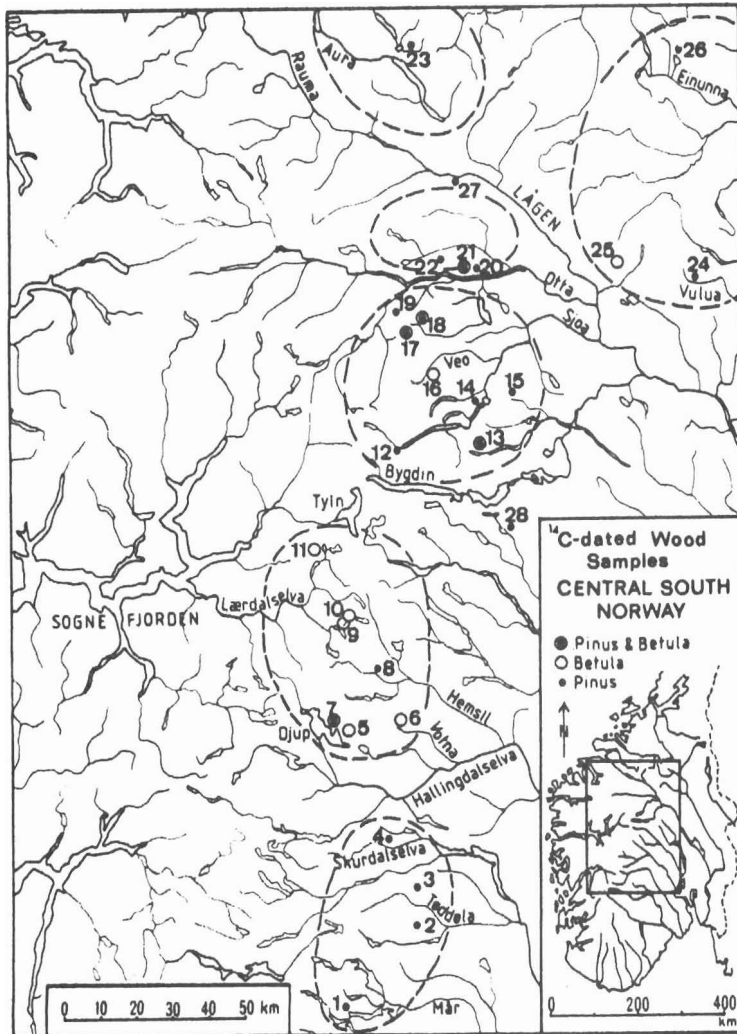


Fig. 1. Kartet viser funnlokaliteter for daterte prøver.

Map showing sites for dated specimens.

Metode

Furu oppbevares meget godt i myrer og tjern som beskytter mot oksygenet i atmosfæren. Også på tørrmark kan fururester holde seg i opptil 850 år. Dette bekreftes av dateringer fra Finsk Lappland (Eronen 1979) og Dalarna i Sverige (Kullman 1980).

Fururester er observert direkte i vann, i myroverflate og i bekkenedskjæringer i bakkemyrer (soligene myrer). Forsøk på å få bekreftet og datert liknende furufunn rapportert i litteraturen, har vært lite fruktbare. Lett synlig tremateriale i myroverflaten blir fort fjernet - det skjer også i våre dager. Derimot har innrapporterte funn vært fulgt opp raskt, og mange lokaliteter har vært undersøkt ut fra studium av kart og annet kildemateriale som kunne antyde noe om høydenivå, eksposisjon, leforhold og jordbunn, samt oppbevaringsmuligheter i myr eller tjern.

Bjørk forvitrer mye fortere enn furu når den utsettes for luft eller oksygenrikt vann. For å finne subfossile bjørkerester, må en nesten alltid grave.

Alt datert materiale skriver seg fra steder langt fra nåværende skog eller høyt over nåværende skoggrensener for vedkommende art i området. Det er samlet inn furu- og bjørkerester i høydenivåer fra 900 til 1370 m o.h.. Spredningen er stor rent geografisk. I tillegg til materiale nevnt i Tabell 1, er det utnyttet materiale

RADIOCARBON DATING 1977-1986

Berre Aas, Thorbjørn Faarlund

Datings by Laboratoriet for
Radiologisk Datering, Trondheim
(BP = Before Present, BC = Before
Christ, AD = Anno Domini)

Type of locality
b brook, river
p pond, lake
r ridge, exposition free
s soligenous mire
t topogenous mire

Counties
B Buskerud
H Hedmark
MR Møre og Romsdal
O Oppland
SF Sogn og Fjordane
ST Sør-Trøndelag
T Telemark

Altitudes
in metres above
mean sea level

| No. | Year | Locality (for type, see letter) | Municipality/ County | UTM coordinates | Map Series M 711 | Altitude, m a.s.l. | Material | Dating, ¹⁴ C years BP | Calibrated age (MASCA) | Lab. ref. | First found/ reported by |
|---------------------------------------|------|---------------------------------|-------------------------------|------------------|------------------|--------------------|------------------------|----------------------------------|------------------------|-------------------|-----------------------------------|
| HARDANGERVIDDA ØST | | | | | | | | | | | |
| 1 | 1984 | Kalhovd s | Tinn/ T | 32 V 49206000 | 1515 III | 1170 | Pine log | 6120 ± 110 | 5085 ± 155 BC | DF 1413 T-5469 | Astrup Ingvaldsen, |
| 2 | 1986 | Jøndalen t | Nore og Uvdal/ B | 32 V 672875 | 1515 I | 1130 | Pine log | 8640 ± 100 | | DF 1413 T-6495 | Vibeke og Knut Lie, Oslo |
| 3 | 1983 | Degalfjellet. p | Nore og Uvdal/ B | 32 V 692922 | 1515 I | 1159 | Pine log | 7940 ± 90 | | DF 1413 T-6029 | Olav Tubasas, Eiksmarka |
| 4 | 1984 | Skurdalsåsen p/l | Hol/ B | 32 V 63450600 | 1515 I | 1100 | Pine log | 7560 ± 60 | | DF 1413 T-5466 | Sissel og Einar Kleven, Barum |
| FILLEFJELL-HALLINGDALSFJELLA | | | | | | | | | | | |
| 5a | 1980 | Øvre Blommestølen s | Ål/ B | 32 V 532370 | 1516 I | 1266 | Birch log | 6980 ± 90 | | DF 1146 T-3594 | |
| 5b | 1983 | Øvre Blommestølen. s | Ål/ B | 32 V 532370 | 1516 I | 1275 | Birch log | 7230 ± 130 | | DF 1413 T-4974 | |
| 6a | 1979 | Reinesetra Bjørk A. s | Ål/ B | 32 V 640350 | 1516 II | 1150 | Birch log | 6810 ± 110 | | DF 1043 T-3199 | |
| 6b | 1979 | Reinesetra Bjørk B. s | Ål/ B | 32 V 640350 | 1516 II | 1150 | Birch log | 6030 ± 60 | 4970 ± 60 BC | DF 1043 T-3200 | |
| 7a | 1983 | Vallo. s | Ål/ B | 32 V 503379 | 1516 IV | 1200 | Pine log | 6090 ± 120 | | DF 1413 T-4970 | Jakob Kullmann, Lier |
| 7b | 1983 | Vallo. s | Ål/ B | 32 V 508386 | 1516 I | 1285 | Birch log | 4600 ± 60 | 3370 ± 100 BC | DF 1413 T-4971 | |
| 8 | 1984 | Ershovdtjern. s | Hemaedal/ B | 32 V 61255490 | 1516 I | 1220 | Pine log | 6760 ± 60 | | DF 1413 T-5467 | Jostein Rivedal, Gol |
| 9 | 1986 | Ulvehaugen s | Lerdal/ SF | 32 V 541657 | 1517 II | 1150 | Birch log | 4390 ± 80 | 3155 ± 175 BC | DF 1146 T-6757 | |
| 10 | 1983 | Eldrevatn s | Borgund/ SF | 32 V 547658 | 1517 II | 1250 | Birch log | 6070 ± 110 | 5015 ± 115 BC | DF 1413 T-4972 | |
| 11 | 1982 | Frostdalskarst. s | Vang/ O | 32 V 487867 | 1517 III | 1200 | Birch wood | 6780 ± 100 | | DF 1146 T-4459 | |
| JOTUNHEIMEN/SJODALEN/HEIMDALEN | | | | | | | | | | | |
| 12 | 1985 | Gjendebu t/s | Lom/ O | 32 V 724129 | 1617 IV | 994 | Pine root | 5140 ± 80 | 3930 ± 130 BC | DF 1413 T-6030 | Thor Egil Simensen, Ski |
| 13a | 1982 | Storkvalven, Heimdalen. s | Vågå/ Ø. Slidre/ O | 32 V 932114 | 1617 I | 1288 | Birch log | 8000 ± 120 | | DF 1146 T-4453 | |
| 13b | 1982 | Storkvalven, Heimdalen. s | Vågå/ Ø. Slidre/ O | 32 V 931113 | 1617 I | 1276 | Pine log | 8050 ± 60 | | DF 1146 T-4454 | |
| 14 | 1977 | Bestrondfjellet l. r | Vågå/ O | 32 V 946248 | 1618 II | 1170 | Pine log | 8050 ± 100 | | DF 812 T-2466 | |
| 15 | 1977 | Dyrtjern p | Vågå/ O | 32 V 028264 | 1618 II | 1280 | Pine log | 300 ± 60 | | DF 812 T-2465 | Jakob Brekken, Vågå |
| 16 | 1982 | Glitterheim. s | Lom/ O | 32 V 814322 | 1618 III | 1370 | Birch root/ peat | 6930 ± 100 | | DF 1146 T-4676 | Knut Vole, Lom |
| 17a | 1982 | Gokkerdalen. s | Lom/ O | 32 V 732433 | 1618 III | 1222 | Pine log | 7000 ± 110 | | DF 1146 T-4457 | |
| 17b | 1982 | Gokkerdalen. s | Lom/ O | 32 V 732433 | 1618 III | 1222 | Birch log | 6700 ± 100 | | DF 1146 T-4458 | |
| 18a | 1982 | Smådalen s | Lom/ O | 32 V 796466 | 1618 IV | 1220 | Pine log | 8660 ± 80 | | DF 1146 T-4455 | Kåre Sveinhaus, Lom |
| 18b | 1982 | Smådalen s | Lom/ O | 32 V 796466 | 1618 IV | 1220 | Pine cone | 8160 ± 120 | | DF 1146 T-4460 | |
| 18c | 1986 | Smådalen s | Lom/ O | 32 V 796466 | 1618 IV | 1222 | Pine wood | 6960 ± 110 | | DF 1146 T-6758 | |
| 18d | 1982 | Smådalen s | Lom/ O | 32 V 796466 | 1618 IV | 1220 | Birch log | 8030 ± 60 | | DF 1146 T-4456 | |
| 19 | 1986 | Såleggi s | Lom/ O | 32 V 751504 | 1618 IV | 1200 | Pine wood | 4770 ± 80 | 3345 ± 135 BC | DF 1413 T-6494 | Per Holmsen, Oslo |
| VÅGÅVATNET-LESJA (REINHEIMEN) | | | | | | | | | | | |
| 20 | 1982 | Grenhdalen. s | Vågå/ O | 32 V 948607 | 1618 I | 1040 | Pine log | 8240 ± 110 | | DF 1146 T-4461 | Bjørn-Tore Faarlund, Ski |
| 21a | 1979 | Diprtjern t | Vågå/ O | 32 V 938622 | 1618 I | 1200 | Birch root | 8040 ± 120 | | DF 1043 T-3201 | Jakob Brekken, Vågå |
| 21b | 1980 | Diprtjern t | Vågå/ O | 32 V 938622 | 1618 I | 1200 | Pine wood | 470 ± 60 | AD 1415 ± 25 | DF 1146 T-3595 | |
| 22 | 1984 | Liafjellet p | Lom/ O | 32 V 84006350 | 1618 IV | 1164 | Pine log | 7880 ± 60 | | DF 1413 T-5468 | P.O. Sveinhaus, Lom |
| LESJAFJELLET/SUNNDALEN | | | | | | | | | | | |
| 23 | 1984 | Torbuvatn p | Sunnal/ MR | 32 V 805229 | 1419 IV | 900 | Pine log | 2900 ± 80 | 1195 ± 165 BC | DF 1413 T-5176 | Gustav Haarstad, Sunnalsøra |
| RONDANE/FOLLDALSFJELLET | | | | | | | | | | | |
| 24 | 1983 | Vuludalen. s | Sør-Fron/ O | 32 V 562538 | 1818 IV | 1070 | Pine wood | 6850 ± 120 | | DF 1413 T-4973 | Edvard K. Barth |
| 25 | 1986 | Kjondalsbekken. b | Sel/ O | 32 V 327602 | 1718 I | 1110 | Birch wood | 7080 ± 110 | | DF 1146 T-6756 | Edvard K. Barth |
| 26 | 1980 | Vesle Setaltjern. p | Folldal/ H / Oppdal/ ST | 32 V 534210 | 1519 I | 1004 | Pine log | 7720 ± 100 | | DF 1043 T-3352 | |
| DIVERSE | | | | | | | | | | | |
| 27 | 1986 | Lesjaleira, stolpehull | Lesja/ O | 32 V 9486 | 1419 II | 540 | Pine root | 4940 ± 90 | 3725 ± 75 BC | DF 1732 T-6496 | Oddvar Barhaugen, Lalm |
| 28 | 1984 | Javnestelane. Morene | Øystre Slidre/ O | 32 V 007890 | 1617 II | 870 | Pine root | 600 ± 70 | AD 1325 ± 65 | DF 1413 T-5470 | Herman Resch, Porsgrunn |

Tabell 1. Daterte bjørke- og fururester 1977-1986.
Dated birch and pine specimens 1977-1986.

innsamlet av Edvard K. Barth og Per Holmsen. Andre interesserte medarbeidere har vært Kari E. Henningsmoen, Helge I. Høeg, Kerstin Griffin, Sverre Løkken og Jens Christian Nitter. Tidligere herredsa-
 agronom Jakob Brekken, Vågå, har bidratt med sin store kjennskap
 til Øst-Jotunheimen. Ulf Hafsten har stått til tjeneste med gode
 råd.

Alle dateringer av vårt eget materiale er utført ved Labora-
 toriet for radiologisk datering ved Norges Tekniske Høgskole,
 Universitetet i Trondheim.

I tillegg til mest mulig høytliggende trerester er det tatt
 vare på myrprofiler med henblikk på pollen- og torvanalyse. Myr-
 profiler er innsamlet dels med Hiller- og russerbor, dels ved fri-
 skjæring av torvprofiler. Resultater av pollen- og torvanalyser
 vil bli publisert senere.

I Tabell 1 er alle daterte prøver oppført med en antydnet regio-
 nalfordeling som også vises av kartet, Fig. 1. Prøvene er oppført
 ifølge nummereringen av lokalitetene på kartet. Den funne alder er
 angitt i ^{14}C -år, ut fra en halveringstid på 5570 år og med ett
 standardavvik. For materiale som ikke er eldre enn 6000 år, er al-
 deren dessuten kalibrert dendrokronologisk (MASCA, Museum Applied
 Science Center for Archaeology, University of Pennsylvania). Ka-
 librert alder oppgis som BC (Before Christ) og AD (Anno Domini,
 etter Kristus).

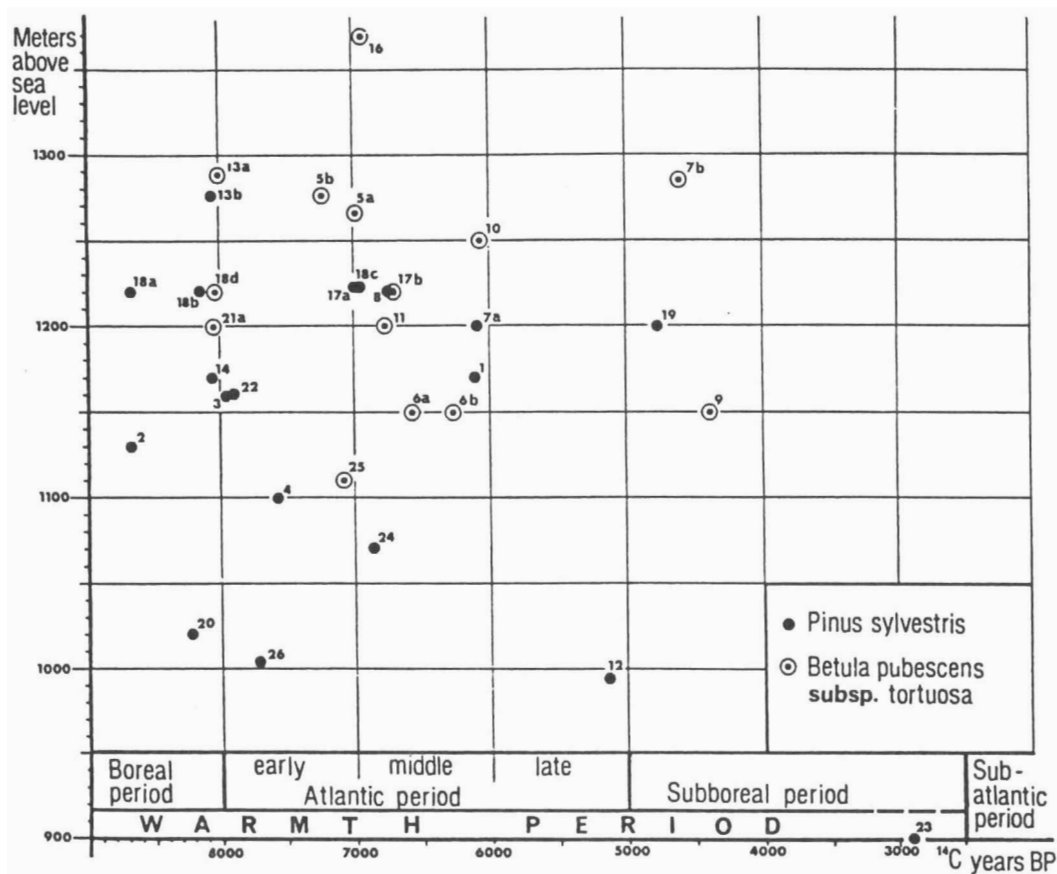


Fig. 2. Alder og høyde over havet for datert materiale.
 Datings and heightings for the specimens listed.

Feilkilder

Selv om subfossile trerester i utgangspunktet gir ganske eksakte opplysninger om vokselokaliteter, finnes det feilkilder og usikkerhetsmomenter som vanskeliggjør en analyse av materialet:

- a. Bortsett fra de tilfelle der det finnes rikelig med materiale og det ikke hersker tvil om at en står overfor rester av skog, skjer det ofte at en bare finner en eneste eller noen få tre-rester. Tidligere har man da gjerne tatt dette for antydninger om en tidligere tregrense. En sammenlikning med nåværende tregrense for vedkommende art har ført til minimumsdifferanser som antagelig tilslører mer enn de opplyser.

Med tanke på de mange tusen trær som har kledd fjellet i postglasial tid, er det ytterst lite sannsynlig at en noen gang støter på rester av det enkelttre som i sin tid vokste aller høyest over havet. I tillegg er et godt, dvs. fuktig, funnsted et dårlig voksested hvor en øvre skoggrense vanskelig kan tenkes realisert. Fordi en klimavurdering sikrest skjer ut fra forløpet av skoggrenser, og fordi materiale oppbevart i myr og tjern (ofte nedspylt) sannsynligvis avspeiler en lokalitet i et skogsmiljø, er restene overalt regnet for å representere tidligere skog, og ikke nødvendigvis helt ved den øvre grense som nesten sikkert vil ha forekommet på tørrmark.

For hver lokalitet er edafiske og terrengmessige forhold vurdert med tanke på et sannsynlig forløp av en tidligere skoggrense. Med varsomhet kan dette utnyttes til visse slutninger om klimaforholdene i vedkommende tidsrom.

- b. Den isostatisk, postglasiale landhevningen innebærer en betydelig usikkerhet fordi man i fjellet befinner seg langt fra synlige strandlinjer og enhver beregning av landhevningens forløp må bygge på visse ideelle forutsetninger. I den grad noe sikkert kan sies om landhevningen for en funnlokalitet, tenderer den til å redusere den aktuelle høyde over havet med noen få timetre - alt etter alderen på materialet.
- c. Høydeforskjellen mellom den faktiske funnlokalitet og en sannsynlig øvre skoggrense dengang treet var i live, tenderer i motsatt retning av landhevningen, og gjerne med liknende verdier. Særlig tydelig blir dette ved en sammenlikning mellom tre- og skoggrense. En tregrense vil gjerne ligge 50-60 m høyere enn skoggrensen i samme område. Landets nåværende høyestliggende furuskog (Gokkerdalen, Jotunheimen) går til ca. 1050 m o.h. mens enkelttrær forekommer opp til iallfall 1120 m.
- d. Jo lenger til fjells en kommer, jo færre og grunnere blir myrene. Oppbevarings- og derfor funnmulighetene reduseres derfor. Spesielt i de kontinentale tidsrom boreal og subboreal tid kan mange slike myrer ha vært tørre, noe som sterkt reduserer muligheten for funn av iallfall bjørkerester.

Torvdannelsen har skjedd med forskjellig hastighet til skiftende tider. Spesielt i grunne, høytliggende myrer kan frostpåvirkning ha forstyrret stratigrafien slik at pollenanalyse vanskelig kan supplere dateringer av makrorester.

- e. Selv om vi er glade for alle innvilgede dateringer, er materialet ennå både for fåtallig og for geografisk spredt til å tildele bastante slutninger. Bare videre undersøkelser vil kunne avdekke nyanser som foreløpig ikke trer frem i materialet. Med dette forbehold, i tillegg til nevnte usikkerhetsmomenter, er det likevel mulig å antyde noe om fjellskogens generelle utbredelsesmønster i postglasial tid og enkelte klimatiske implikasjoner. Konklusjonene i det følgende må derfor anses som i høy grad foreløpige, og det vil være nyttig med enhver ny observasjon som innrapporteres i tillegg til systematiske undersøkelser som må gjennomføres i utvalgte, representative områder.



Fig. 3. Typisk forekomst av subfossil fururest som gir sikker opplysning om voksested. Damtjern, Skurdalsåsen, 1100 m o.h. Alder 7560 ± 60 BP. (Lok. 4)

Typical specimen of subfossil pine, indicating exact localization when alive. Damtjern, Skurdalsåsen, 1100 m a.s.l. Dating 7560 ± 60 BP. Photo Børre Aas. (Loc. 4)

Ovenfor nevnte feilkilder og usikkerhetsmomenter innbyr ikke til særlig utstrakt beregning av noen "relle" høydenivåer for de postglasiale skoggrenser, i forhold til datidens havnivå. Resultatet vil måtte bli svært usikkert, iallfall om en nøyaktighet på f.eks. 25 m måtte være ønskelig. Vi har valgt å se bort fra nevnte usikkerhetsmomenter og overalt tatt utgangspunkt i nåværende høyde over havet for de subfossile trerestene. For det eldste materialet kan høyden rimeligvis reduseres noe, for noe yngre materiale kanskje justeres noe oppover.



Fig. 4. Bjørkerest fra myr ved Ulvehaugen (lok. 9). Konsistens løs, farge på ferskt snitt lyst gul, etter noen tid mørk grå. 1150 m o.h., alder 4390 ± 80 BP.

Birch specimen from bog near Ulvehaugen (loc.9). Consistency weak, colour in fresh cut fair yellow, after some time dark grey. 1150 m a.s.l., dated at 4390 ± 80 BP. Photo Børre Aas.

Furuskoggrensene gjennom postglasial tid

Preboreal tid regnes gjerne som en "bjørketid". Bjørk var det første skogdannende tre i Norge. Først i boreal tid overtok furu, slik at denne perioden ofte kalles en "furutid". Mangel på belegg for et subalpint bjørkebelte har ført til antagelsen om at furua så å si gikk forbi bjørka og ble skoggrensedannende tre, og at denne situasjonen vedvarte helt til subatlantisk tid.

Vårt eget materiale bekrefter at furu etablerte seg tidlig i fjellet. En 205 cm dyp myr ved Reineseter, 1150 m o.h. (lok. 6) er foreløpig datert og pollenanalysert. Et lag nær bunnen, datert til 8900±80 BP, inneholdt nesten 20% furupollen og 6,5% bjørkepollen (Kari Henningsmoen, pers. medd.). Torvanalyse (Faarlund & Griffin) forteller om brunmosetorv bevekst hovedsakelig med starr (*Carex* spp.) rikelig representert med frukter. I denne pionervegetasjonen må vi forestille oss dominans av urter med innslag av bjørk, vier og einer, kanskje også litt tindved. Om furupollenet er lokalt produsert eller langtransportert, er ennå et åpent spørsmål. Alderen på bunnlaget indikerer deglasiasjon i området så pass tidlig som 9300-9500 BP.

Borealtiden er også sterkt preget av furu i fjellet. Lokalitetene i Smådalen (18) og Gokkerdalen (17) viser at furuskogen hadde etablert seg allerede i første halvdel av boreal tid, og at den fortsatte å vokse i stor høyde i minst 1700 år. Den boreale fjellfuruskoen nådde godt over 1200 m o.h.

Særlig høyt synes furuskogen å ha vokst mot slutten av boreal tid og begynnelsen av atlantisk. Det hittil høyestliggende furufunnet fra Storkvølven i Øvre Heimdalen (lok. 13) indikerer en mulig furuskoggrense helt opp mot 1300 m. Tallrike rette, opptil 10 m lange og 40-50 cm tykke furustammer i en topogen myr helt oppe på fjellryggen vest for Øvre Sjødalsvatn (lok. 14), 1170 m o.h., antyder at furuskog på lune lokaliteter bør ha kunnet nå en høyde av minst 1300 m. Ved Kalhovd (lok. 1) indikerer materialet likeledes en høy furuskoggrense langt inn i atlantisk tid.

Atlantisk tid ser dermed ut til å innebære kulminasjonstiden for fjellfuruskoen. Furuskoggrensen har holdt stor høyde iallfall til første del av subboreal tid. Fururester innsamlet av Per Holmsen ved Såleggi (lok. 19), 1200 m o.h., er datert til 4770±80 BP.

Subboreal tid er det forøvrig lite materiale fra, men en stor furustamme funnet av Gustav Haarstad nær Torbuvatnet i Sunndalsfjella, 900 m o.h. (lok. 23) befant seg ca. 150 m høyere enn nåværende furuskoggrense i området og er datert til 2900±80 BP. Bare et mer rikholdig materiale vil kunne fortelle hvor lenge furuskogen holdt stand i fjellet, før subatlantisk tid begynte og skoggrensene generelt sank merkbart.

Klimautviklingen slik den fremgår av furuskoggrensene

For hvert hundre meter en stiger, synker sommerens middeltemperatur med 0,7°C. Med en slik temperaturgradient synes det ikke urimelig at hittil datert furumateriale indikerer en temperaturforskjell på 1,4-1,8°C fra varmetiden til våre dager. Høyere verdier er funnet ved pollenanalyser i lavlandet. Her må det likevel tas hensyn til at det østlige lavland har et mer strålingsbestemt,

kontinentalt klima enn høyfjellet, slik at temperaturutslaget naturlig kan være større i lavlandet enn i høyfjellet. Flere daterte furufunn fra flere lokaliteter og høydenivåer vil eventuelt kunne bidra til justering av ovennevnte temperaturforskjell.

Bjørkeskoggrensen i fjellet før subatlantisk tid

Lenge har det vært antatt at det var furu som dannet skoggrense i fjellet, helt fra furua fortrenget bjørka til lavere nivå i løpet av boreal tid, til subatlantisk tid inntrådte med sitt kjølige, fuktige klima. Riktignok er det, spesielt i svensk litteratur, en god del rapporter om bjørkefunn ovenfor nåværende skoggrenser, men dateringer har sjelden vært utført på slikt materiale. For å finne daterbar bjørkeved må en i regelen grave, og i vårt land har dette sjelden vært gjort i høyfjellet med det formål å etterspore et eventuelt subalpint bjørkebelte.

Det var Rolf Nordhagen (1933, p. 213) som sterkest uttrykte tvilen på et varmetids-bjørkebelte. Han kalte bjørkebeltet "en subatlantisk nyskapning", som skyldtes det forhold at "bjerken tålte klimatforverringen (nedbørøkning, synkning av sommertemperaturen, i det hele tatt oceanisering av klimatypen) bedre enn furu". Hans oppfatning tok ikke hensyn til at overgangen fra boreal til atlantisk tid også innebar en "oceanisering", eller til bjørkas konkurransefortrinn overfor furu, som nettopp fikk utfolde seg ved inngangen til subatlantisk tid. Hans grunnlag var negativt, nemlig "meget svake" bevis for en "tidligere høiereliggende, klimatisk betinget bjerkegrense (1933, p.162). Han skrev også at om "bjørkeskogens grense var forskjøvet oppover i tilsvarende grad (som furu, vår tilføyelse), er derimot et uløst problem" (1943, p. 25). Hans konklusjon, som stort sett har vært godtatt siden, ble at det "er meget mulig at furu (Pinus silvestris) under varmetiden, eller visse avsnitt av denne, dannet skog- og tregrensen i våre sentrale fjelltrakter (1943, p. 25).

Senere tids pollenanalyser tenderer likevel til stadig økende sannsynlighet for et subalpint bjørkebelte gjennom hele varmetiden. Hafsten (1965, p. 22) peker på at det synes å være furu som grenser mot snaufjellet i boreal og atlantisk tid, og at skogen gikk høyere dengang enn nå. Men ifølge Hafsten inntok bjørka sin plass som et subalpint bjørkebelte allerede ved overgangen mellom atlantisk og subboreal tid, ca. 5000 BP. Også Moe (1979, p. 72) hevder at bjørkebeltet i store deler av Sør-Norge, kanskje også i Nordvest-Europa, er ca. 5000 år gammelt. Han antar at bjørka tapte konkurransen med furu på Hardangervidda i boreal tid og helt til for 5000 år siden fantes enten "i blandingsskog med furu eller holdt til i lavere nivåer" (Moe 1979).

Det bør kanskje påpekes at hverken Nordhagen (1943), Fægri (1945), Hafsten (1965) eller Moe (1978) utførte pollenanalyser fra mange lokaliteter i så stor høyde at det var rimelig mulighet for å fastslå et eventuelt bjørkebelte i hele varmetiden.

Simonsen (1980) påviser imidlertid et bjørkebelte for Hardanger også i boreal tid og et stykke inn i atlantisk tid, dessuten i sen atlantisk tid. Han utelukker ikke et bjørkebelte gjennom hele atlantisk tid, selv om det ikke fremgår av hans pollendiagrammer (pers. medd.). En hoveddendens i de pollenanalytiske undersøkelser av myrer i fjellet siden Nordhagen er dermed en stadig

økende sannsynlighet for at bjørkebeltet har eksistert gjennom hele postglasial tid. Den eneste del av varmetid som hittil har manglet bekreftelse på dette, er midtre del av atlantisk tid. Dette er ifølge pollenanalytikerne den mest humide del av varmetiden, noe som stemmer dårlig med den antagelse at bjørkebeltet skulle ha manglet i varmetiden fordi klimaet i perioder var for kontinentalt.

Bjørkas konkurransefortrinn overfor furu i vår tid tilsier også at den kunne ta et skritt lenger opp og lenger nord enn furu. Det kan pekes på flere momenter:

1. Temperaturen er bestemmende for hvor høyt bjørkeskogen kan vokse. En særlig viktig begrensende faktor er sommertemperaturen. Tritermen (middeltemperatur for de tre varmeste måneder) gir god korrelasjon for både bjørk og furu. Alt etter graden av kontinentalitet krever bjørk en triterm fra 8°C i innlandet til 10°C ved kysten, furu henholdsvis 9 og 11°C . Årsaken til at tritermen for begge arter ligger høyere ved kysten enn i innlandet, er at det er dagstemperaturen i vekstsesongen som er avgjørende, og temperaturamplitudene øker med økende kontinentalitet. Det gjelder både amplitudene gjennom året og gjennom døgnet - særlig er temperaturene midt på dagen i vekstsesongen viktige.

Fjellbjørka er normalt et mindre, og derfor et mindre energikrevende treslag enn bartrærne. I forhold til bakkenivået inntar den et lavere vegetasjonssjikt enn barskogen, med bedre mikroklima. Den gjennomsnittlige tritermen i bjørkeskoggrensen ligger $1,1^{\circ}\text{C}$ lavere enn for furuskoggrensen, noe som tilsvarer et bjørkebelte med mektighet på 150 m.

2. Terrengeffekten tilsier at jo høyere et område ligger, jo høyere oppe kan det finnes optimale lokalklimatiske forhold. Både bjørk og furu når maksimale høyder på lune lokaliteter med relativt stor terrenghøyde over skoggrensen, med sørlig eksposisjon, i sentrale og kontinentale deler av fjellkjeden. Så sant det ovenfor furuskoggrensen finnes lokaliteter som tilfredsstillter bjørkas krav, vil bjørka kunne innta en slik, høyere nisje.

3. Generell nedbør betyr i dag lite for skoggrensenes forløp. Økende kontinentalitet øker faktisk muligheten for høye skoggrenser. Selv dalbunnene i våre mest kontinentale strøk har skogklima, selv om f.eks. furu nok klarer seg bedre enn gran på de aller tørreste voksestedene. Økende høyde gir lavere middeltemperatur, økende nedbør og dermed økende humiditet. I skoggrensenivå er ikke nedbøren noen minimumsfaktor for noen av våre treslag, forutsatt brukbare jordbunnsforhold. Under særlig kontinentale klimaforhold med små nedbørmengder i visse deler av varmetiden kan en likevel ikke se bort fra at bjørkebeltet har smalnet av på sine steder i innlandet. Men vest for hovedvannskillet er det liten grunn til å anta at klimaet under noen del av varmetiden har vært mer kontinentalt enn i de mest kontinentale innlandsstrøk med bjørkebelte i våre dager.

4. Snømengdene gir bjørka klare konkurransefortrinn fremfor furu. Bjørkebeltet er spesielt godt utviklet der snømengdene er store, fordi bjørka tåler sig, setting og glidning i snødekket så mye bedre enn furu gjør.

5. Formeringsmåten gir fjellbjørka en ytterligere fordel fremfor furu. I motsetning til furu kan bjørk formere seg vegetativt og dermed vedlikeholde en høyere skoggrense.

Konklusjonen er at så sant bjørka finner brukbart rotfeste og ly ovenfor den grense klimaet setter for barskogen, vil den også finnes der. Bjørkebeltet er et klimakssamfunn, en naturlig del av vår vegetasjonssonering, og det er ingen grunn til å anta at det ikke har vært det gjennom hele postglasial tid. Hvis et bjørkebelte mangler i våre dager, må årsaken søkes i kulturpåvirkning.

Bjørkerester fremkommet gjennom undersøkelsen

Subfossile bjørke- og fururester må tolkes noe forskjellig. Ut fra enkeltfunn kan det være vanskelig å estimere en subfossil furuskoggrense fordi furuskog tynnes gradvis ut til enkeltstående trær oppover i lia. Bjørk, derimot, vokser tettere, og bjørkeskoggrenser er lettere å etterspore. Finner en bjørkerester som indikerer tredimensjoner, kan en regne med at det har vokst bjørkeskog på stedet, eller iallfall langt opp mot vedkommende høyde. Som minimumsverdi for diameteren på bjørkerester som kunne indikere trær, ble valgt 6 cm.

I Smådalen (lok. 18) indikerer funnene en furuskog blandet med bjørketrær av tildels ganske store dimensjoner, 1220 m o.h. Også bjørkefunn fra Gokkerdalen (lok. 17) med nedspylt materiale antyder en blandingsskog. Bjørkerester fra Diprtjern (lok. 21), 1200 m o.h., må suppleres med sikre meddelelser om tidligere funn av subfossile fururester på stedet, noe som støttes av furufunn i Liafjellet (lok. 22).

Ved Reinesetra (lok. 6) er det en rikdom på bjørkerester i nivået 1150-1200 m o.h., og det samme gjelder Blommestølen (lok. 5) helt opp til 1275 m o.h. Inntil fururester måtte bli funnet her, må det antas at bjørkerestene representerer et bjørkebelte som kan ha bredt seg enda høyere opp mot Reineskarvet på tørrmark.

Lenger vest, ved Vallo (lok. 7) er bjørkerester funnet helt opp til 1285 m o.h., fururester til 1200 m. Rundt Eldrevatnet i Myrkedalen (lok. 10) finnes det rikelig med bjørkerester i soligene myrer opp til 1250 m. Her er det tidligere også rapportert om fururester (Ve 1940). Ovenfor fururesten i Storkvølven i Øvre Heimdalen (lok. 13) er det funnet flere bjørkerester helt opp til 1308 m.

Slike funn indikerer et bjørkebelte, men uten å gi sannsynlige høydeverdier som kan antas å nærme seg en bjørkeskoggrense. I Veodalen, nær Glitterheim (lok. 16) er det imidlertid gjort et funn som kan være til hjelp:

Nær Glitterheim har det, helt siden stedet ble tatt i bruk til turisme, vært gravd torv til brensel på begge sider av elva Veo, i den åpne dalbunnen, 1370 m o.h. Her mottok Sverre Løkken i 1981 opplysninger fra senere avdøde Knut Vole, om funn av neverbiter så store at de rakk rundt låret på en voksen mann, og funnstedet ble påvist. Våre egne gravninger på stedet i 1982 førte til funn av mange små bjørkerester og rester av en rot eller stamme med diameter opptil 15 cm. Datering viser 6930 ± 100 BP. Materialet kan godt være nedspylt, og den fuktige dalbunnen har neppe under noen omstendighet markert noen skoggrenselokalitet. På lune vokse-

plasser med tørrmark i sørlig eksponert dalside må en anta at bjørkeskogen har nådd kanskje 1450 m høyde, selv i den vindeksponerte Veodalen.

De eldste bjørkerester datert gjennom vår undersøkelse, er fra sen boreal tid. Simonsens påvisning av et borealt bjørkebelte på Vestlandet finner vi høyst naturlig. Når det gjelder mer kontinentale strøk, har Edvard K. Barth fått datert materiale fra Rondane (1980, 1981). En furustamme fra Haverdalen, 1030 m o.h., hadde en alder av 8240 ± 80 BP, en bjørkerest fra Illmandalen, 1220 m o.h., viste seg å ha alderen 8320 ± 80 BP. Selv i noen av våre mest kontinentale strøk kan det altså i boreal tid ha vært et bjørkebelte.

Foreløpig konklusjon

Furuskogen har i Jotunheimen bredt seg opp til kanskje 1300 m o.h. Den har holdt stor høyde helt fra tidlig boreal tid til begynnelsen av subboreal tid.

Ovenfor furuskogen har det gjennom hele varmetiden sannsynligvis eksistert et bjørkebelte, som iallfall har strukket seg til ca. 1450 m o.h. og hatt en mektighet av 150-200 m. I de tørreste deler av varmetiden kan bjørkebeltet ha vært tynnere og på enkelte steder kanskje manglet.

Det storstilte utbredelsesmønsteret for fjellskogene har liknet nåtidens: Størst høyde i sentrale sørnorske fjellstrøk, gradvis mindre høyde med synkende terrenghøyde i alle retninger, sterkest senkning mot kysten. I varmetiden har skogene ligget i høyere nivå og dermed begrenset snaufjellet mer enn i vår tid.

Arkeologiske implikasjoner

Arkeologer har avdekket fangstboplasser i nåværende snaufjell, opptil 1420 m o.h. Noen tilskrives yngre steinalder, andre er fra mesolittisk alder eller yngre. Det nye bildet av skoggrensene i varmetiden i nåværende snaufjell gjør at den som vil danne seg et riktig inntrykk av miljøet rundt disse gamle boplassene, må sammenlikne med vår tids naturforhold i et nivå 300 meter lavere. Storparten av høyfjellsboplassene kan opprinnelig være anlagt i skogsmiljø, både i fjellfuruskog og i et bjørkebelte.

Dyregraver uten ledegjerder av stein kan ifølge Barth (1979) "ha hatt en form for ledegjerder av tre, og det mest sannsynlige er at stående bjørkeskog har blitt brukt i forbindelse med en form for uthugning, slik at dyrene ble ledet inn i et tilsiktet system". Tre runde reingraver, 1220 m o.h. i Rondane, indikerer, ifølge Barth, "at bjørkeskog engang må ha vokst her oppe".

De tidligste setrene

Også mange setrer som i våre dager ligger i snaufjell, er etter all sannsynlighet opprinnelig anlagt i skogsmiljø eller nær skog. Det finnes både stedsnavn og tradisjoner som støtter dette. Siden det har vært et nært samspill mellom natur- og kulturlandskapsutvikling nettopp i seterbeltet, er det viktig å få undersøkt hvilke naturressurser som faktisk ble utnyttet ved den tidlige setringen.

LITTERATUR

REFERENCES

- Aas, B. & Faarlund, T. 1988. Postglasiale skoggrensener i sentrale sørnorske fjelltrakter. ^{14}C -datering av subfossile furu- og bjørkerester. Norsk geogr. Tidsskr. Vol. 42, 25-61.
- Barth, E.K. 1979. Fangstgraver for rein i Rondane og andre fjell i Nydal, R., Westin, S., Hafsten, U. & Gulliksen, S.: Fortiden i søkelyset. Trondheim.
- Barth, E.K. 1981. Rein og elg, livsviktige ressurser gjennom årtusener. Fauna 34, 150-161. Oslo.
- Barth, E.K., Lima De-Faria, A. & Berglund, B.E. 1980. Two ^{14}C dates of wood samples from Rondane, Norway. Bot. Notiser 133, 643-644. Stockholm.
- Eronen, M. 1979. The retreat of pine forest in Finnish Lapland since the Holocene climatic optimum: a general discussion with radiocarbon evidence from subfossil pines. Fennia 157:2, 93-114. Helsinki.
- Fægri, K. 1945. A pollen diagram from the sub-alpine region of Central South Norway. Norsk geol. Tidsskr. 25, 99-126.
- Hafsten, U. 1965. Vegetational history and land occupation in Vall-dalen in the sub-alpine region of central South Norway. Univ. Bergen Årb. mat. naturv. S. 3. Bergen 1965, 1-26.
- Kullman, L. 1980. Radiocarbon dating of subfossil Scots pine (Pinus sylvestris) in the southern Swedish Scandes. Boreas 9, 101-106.
- Moe, D. 1978. Studier over vegetasjonsutviklingen gjennom Holocene på Hardangervidda, Sør-Norge. II. Generell utvikling og tregrensevariasjoner. Botanisk museum, Dr. Thesis. Bergen, 99 pp.
- Moe, D. 1979. Tregrense-fluktuasjoner på Hardangervidda etter siste istid. Fortiden i søkelyset. Trondheim, 199-208.
- Nordhagen, R. 1933. De senkvartære klimavekslinger i Nord-Europa og deres betydning for kulturforskningen. Inst. for sammenlign. kulturforskn. Serie A: Forelesninger. XII. Oslo, 246 pp.
- Nordhagen, R. 1943. Sikilsdalen og Norges fjellbeiter. En plante-sosiologisk monografi. Bergens Mus. Skr. Nr. 22, 607 pp.
- Simonsen, A. 1980. Vertikale variasjoner i Holocen pollensedimentasjon i Ulvik, Hardanger. AmS - Varia 8, 68 pp.
- Ve, S. 1940. II. Skog og treslag i Indre Sogn frå Lærdal til Fillefjell. Medd. nr. 23. fra Vestlandets Forstlige Forsøksstasjon, 1-224.

BEHOV FOR Å SIKRE FJELLBJØRKEKOGENS NATUR- OG KULTURLANDSKAP

Thorbjørn Faarlund og Børre Aas

ABSTRACT

The main distribution area of mountain birch (Betula pubescens L. subsp. tortuosa Eberh.) is found in Norway. This places a pronounced responsibility on Norway for the conservation and preservation of selected types of birch societies. In continental parts of Norway, a number of such societies are already secured in national parks or nature reserves. Along the coast and in the slopes around inner fjord regions, however, birch reservations are practically non-existent. A national plan for the preservation of the great variety of birch forests is urgently needed.

Even greater is the need to secure a broad range of specimens of the culture landscapes which are developed in the birch region (seters - summer farms and the Sami-type culture landscapes). These culture landscapes are in need of national conservation efforts to an extent not less than their nature counterparts.

Bjørkebeltet

Fjellbjørkeskogen var den første skog som inntok Skandinavia etter istiden. Den har sannsynligvis siden, gjennom hele etteristiden, hatt sin plass som et belte mellom barskog og snaufjell (fig. 1). Ikke i noe annet land har dette bjørkebeltet fått en så stor utbredelse som i Norge. Vanligvis er det barskog som på den nordlige halvkule grenser mot snaufjell og tundra.

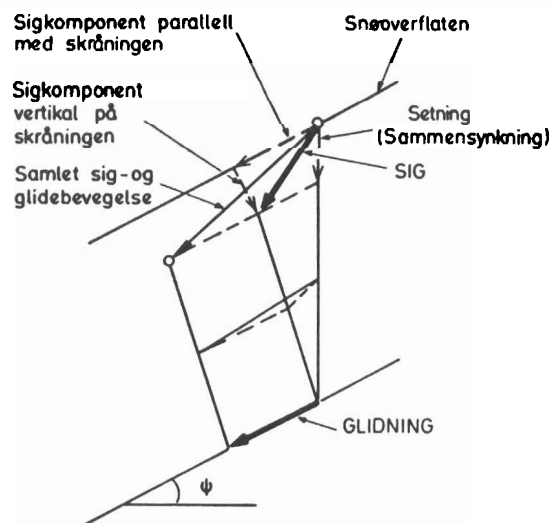
Bjørkebeltet senker seg mot nord, fra mellom 1 000 og 1 200 m over havet i Jotunheimen til nær havnivå på Finnmarkskysten (fig. 2). Bjørkeskogene her er verdens nordligste løvskoger.

Fra de høyeste, gjerne litt østlige deler av fjellkjeden senker bjørkeskoggrensa seg med fallende terreng, og sterkest mot kysten i vest (fig. 3).

Mønsteret for den tredimensjonale utbredelsen av den litt lavereliggende barskogen er i hovedtrekk det samme (fig. 4). En forskjell er at gran, med evne til vegetativ formering, makter å vedlikeholde en skoggrense noen 10-metre høyere enn furu.

Gjennomsnittlige tritermer fra henholdsvis bjørke-, gran- og furuskoggrensa på 9,1°, 9,7° og 10,17° C skulle tilsi en gjennomsnittlig bredde av bjørkebeltet på 85 m over granskoggrensa og 150 m over furuskoggrensa.

Fig. 1. Fra bjørkebeltet i Åstmannli, Røldal. Presset fra setting, sig og glidning i snødekket har formet bjørkestammene. 1961. Under er gjengitt en skjematisk fremstilling av snødekkets sig og glidebevegelser etter Ramsli 1981: Snø og snøskred.



Når bjørkebeltet kan mangle i seterfjell fra Lillehammer vestover mot Hallingdal og i Trøndelag, så kan det delvis skyldes høydeforholdene, med små vekstmuligheter over barskoggrensa. Det kan også skyldes at hogst og beite i sterkest grad har gått ut over bjørkeskogen.

Med granekspansjon videre vestover vil granskogen utvilsomt ta i besittelse de nedre deler av bjørkebeltet. Grana tåler snøsiget langt bedre enn furua gjør, - men ikke så godt som bjørka (fig. 5). Bjørkebeltet vil derfor trolig også i fremtiden ha størst mektighet i snørike, bratte lier vestafjells.

Furuforekomstene i dette miljøet er i regelen begrenset til koller, sadler og gamle dalhyller med rolige snøforhold. I mange lier er det ikke plass for furuskog i det hele tatt (fig. 6).

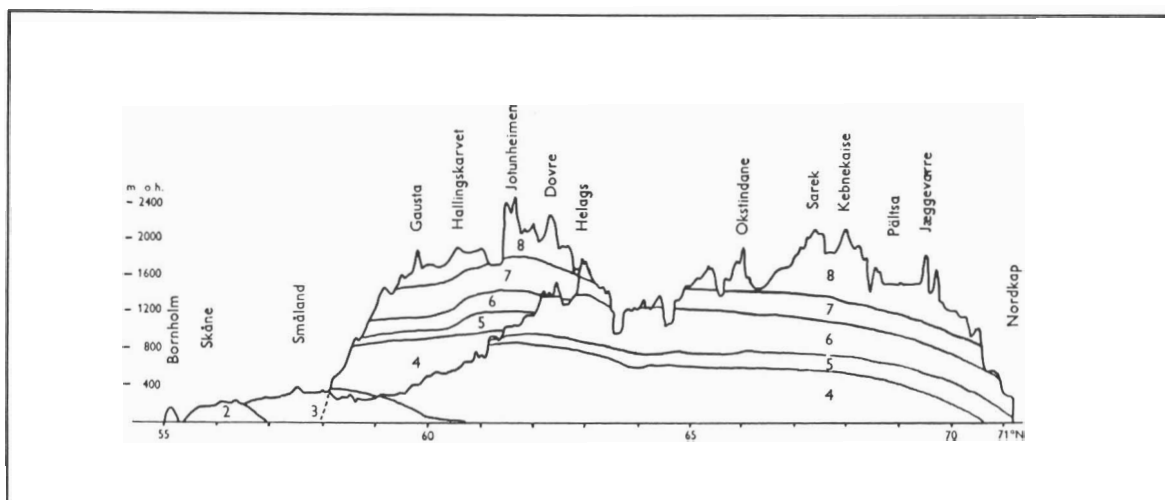


Fig. 2. Vegetasjonsregionene i Skandinavia sett fra øst. Fjellbjørkeskogsregionen (5) danner et belte over og nord for den nordre barskogsregion (4). Over skoggrensa grenser bjørkebeltet mot den lavalpine region (etter Sjørs 1967: Nordisk växtgeografi.).

Vertikalbredden av bjørkebeltet er derfor i regelen størst i dal- og fjordstrøk vestafjells (fig. 7). Mer beskjeden er utbredelsen i kyststrøk og i østlige, rolige fjellområder med mindre snø. Her kan kulturpåvirkning på sine steder ha fjernet hele bjørkebeltet.

Selv om det for lengst er vernet bjørkeskog i våre nasjonalparker, så er disse i regelen begrenset til innlandet. Vi mangler sikring av kystbjørkeskog og mektige bjørkelier fra dal- og fjordstrøk. Ikke noe annet bestanddannede tre i Skandinavia spenner over så mange skogsamfunn som fjellbjørka. Den er da også skogdannende både i våre tørreste og fuktigste fjellskoger, fra vintermilde kystfjell til kalde vidder, på tørrmark og myr, på skrin og på god jord, fra $58\frac{1}{2}^{\circ}$ n.br. til nord for 71° n.br. fra $5\frac{1}{2}$ ø. l. til 30° ø. l.

Det er således ca. 1 400 km mellom våre nordligste og sørligste bjørkeskoger, og bjørkeskogene lengst øst i Finnmark ligger omtrent på linje med Leningrad. I Lærdal kan en studere bjørkelier mellom 300 og 1 200 m over havet.

I innlandet har avtagende kulturpåvirkning kombinert med klimabedringen i 1930-40-50-årene, ført til kraftig ekspansjon i fjellbjørkeskogene. Kystbjørkeskogene vil derimot til dels trenge hjelp til en gjenoppbygging. Her er kulturpåvirkningen på sine steder fortsatt betydelig.

I dal- og fjordstrøk må eksempler på verdens mektigste bjørkelier sikres så ikke alle lavreliggende dalsider plantes til med gran. Kulturpåvirkningen har i både historisk og forhistorisk tid vært så omfattende at vi ikke vet hvor langt ned bjørkebeltet naturlig ville strekke seg.

Det bør utarbeides en verneplan som sikrer et representativt utvalg av fjellbjørkeskog fra alle deler av bjørkebeltet.



Fig. 3. Isohypsekart for den klimatiske skoggrense. Isohypsene angir hvor høyt bjørkeskog maksimalt kan nå under optimale vekstbetingelser. Alle steder der det er terrengforhold med vekstbetingelser for skog over og nord for den klimatiske barskoggrense, vil det være fjellbjørk som danner skoggrensa.

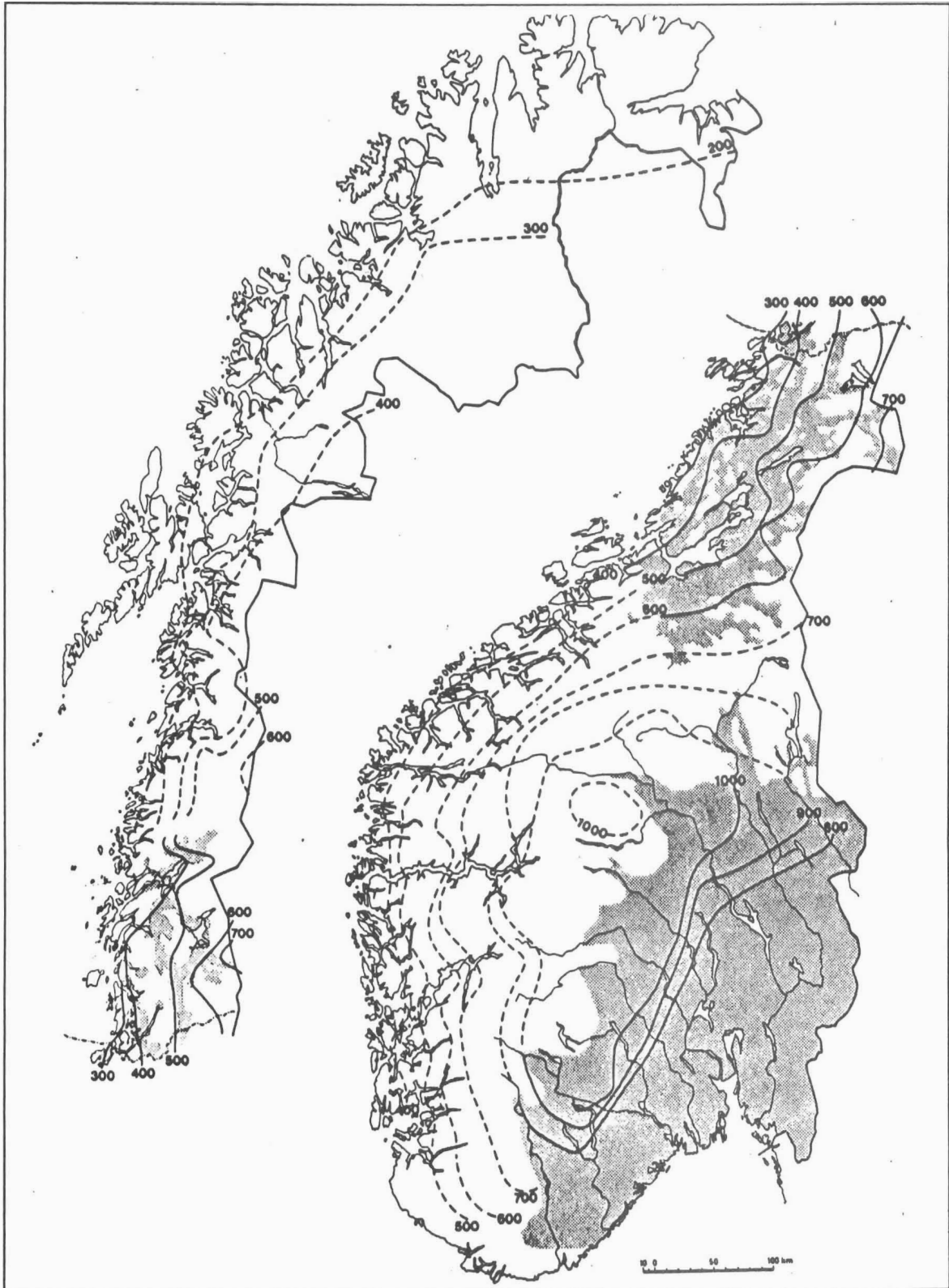
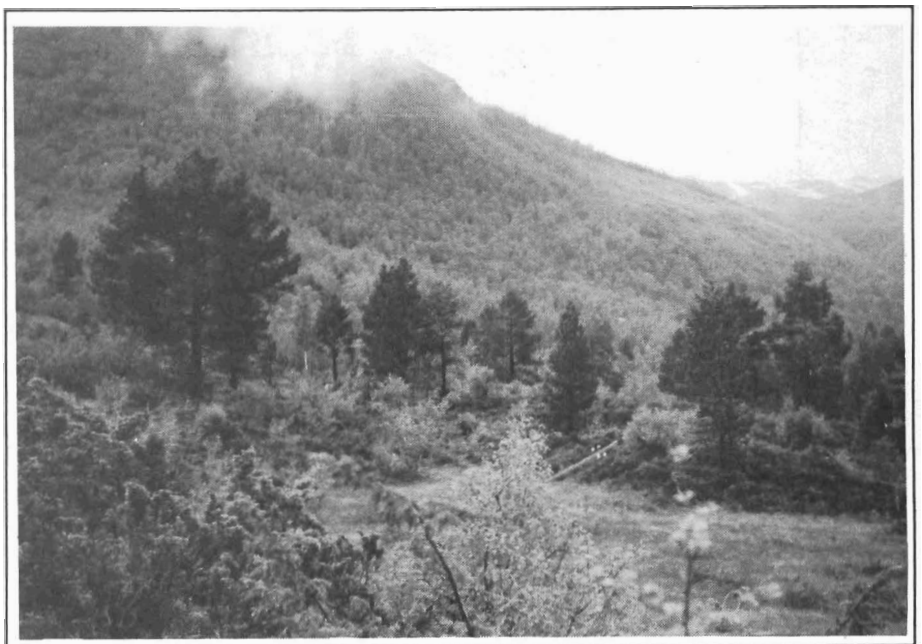


Fig. 4. Isohypsekart over den klimatiske barskoggrense. Isohypsene angir hvor høyt barskog maksimalt kan nå under optimale vekstbetingelser. Streket isohypse angir øvre furuskoggrense. Områder med raster er grandominerte. Heltrukken isohypse angir øvre granskoggrense. Furuskogen er her så sterkt presset av grana at det ikke lenger er mulig å angi representative øvre furuskoggrenser.



Fig. 5. Plantefelt av gran. Hangur. Voss. 1967. Tyve år senere var alle granplantene borte. Bevegelsene i snømassene i den bratte skråningen ble for sterke.

Fig. 6. Furuskog ved Mjølfjell, Raundalen 1967. I de bratte bjørkelier, som dels forsvinner i skydekket, er miljøet vinterstid for urolig for furu.



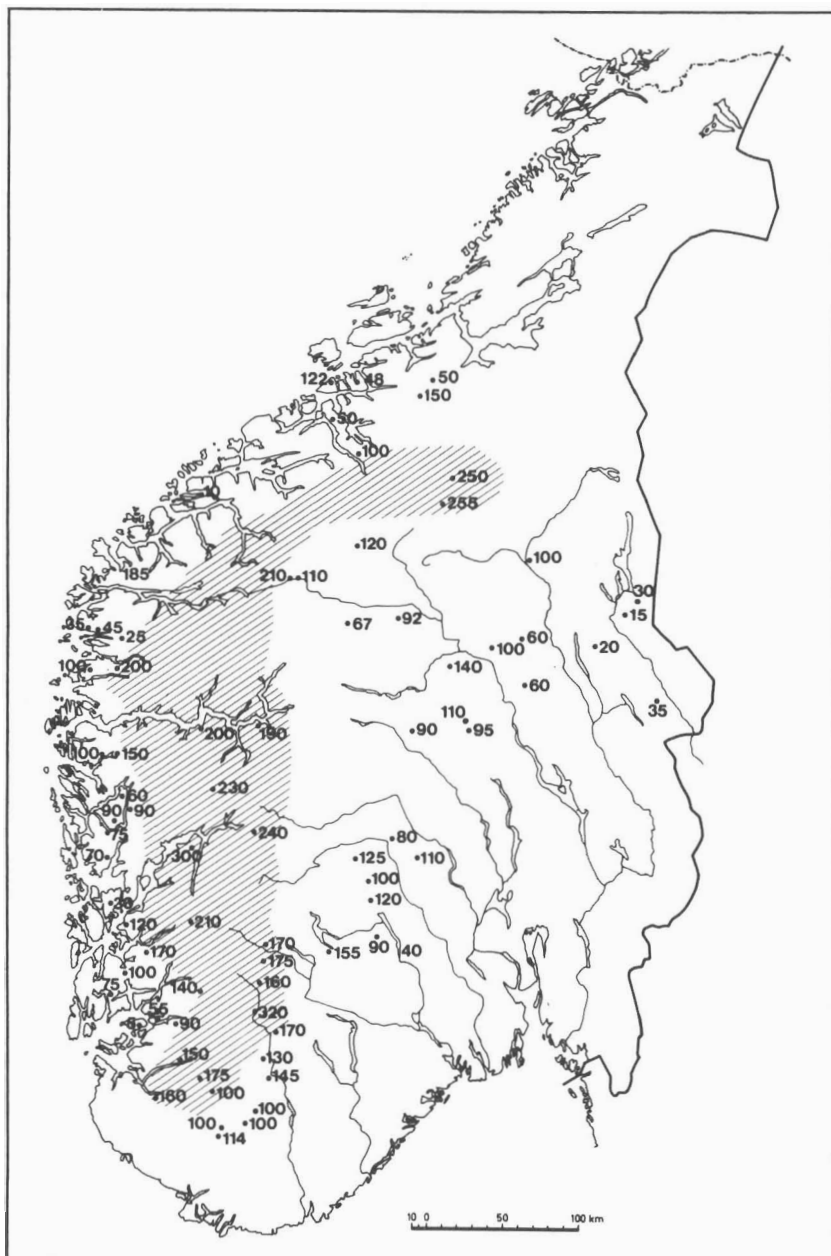


Fig. 7. Figuren viser differanser mellom øvre, nær klimatiske bjørke- og barskoggrenser. I bratte, snørike lier vestafjells kan det være problematisk å finne rolige nok vekstbetingelser opp mot de høyder som temperaturforholdene gir mulighet for. I disse strøk kan furuskog mangle, og bjørkeskog kan finnes fra snaufjell til dalbunn.

Seterlandskapet

Under arbeidet med dokumentering av behovet for en slik verneplan for bjørkebeltet ble det etter hvert synliggjort et enda større behov for rask innsats for vern av fjellskogenes kulturlandskap, - setermiljøene.

Forfallet er kommet langt, og gjengroingen går raskt. En forlatt seter kan være dødsdømt i løpet av 10-20 år. Der beiting opphører kan hele seterlandskapet gro ned i 5-6 meter høy bjørkeskog i løpet av en mannsalder.

Riktignok vil bønder som fortsatt driver aktiv setring, sommeren 1990 få et bidrag på kr. 4000,- fra Landbruks-departementet, - men samtidig kan det opplyses at i følge jordbrukstellingene 1989 er ikke setrene lenger tatt med i vår jordbruksstatistikk.

Av nærmere 90 000 setre i forrige århundre er allerede ca. 70 000 borte. Av de resterende er fortsatt ca. 2 000 setre i drift. Det er ti ganger så mange som Sverige har. I Finland tok seterdriften slutt på 1960-tallet, på Island sist i forrige århundre.

Konklusjonen må bli at spesielt Norge er forpliktet til å ta vare på eksempler fra seterkulturen i Nord-Europa. Til nå er svært lite gjort i så måte.

Verneplanen bør innbefatte setermiljøer fra bland-, bar- og bjørkeskog til snaufjell, - fra øy og fjord til dal og fjell. Her bør skjøttes om enkeltsetre og setergreider og setertun - med ulike byggemåter og i ulikt materiale. Vi bør fortsatt ha mulighet for å kunne oppleve fullsetring, melkesetring, slåttesetring og laksesetring i sitt naturlige miljø.

Da økonomien nødvendigvis vil måtte begrense utvalget av slike levende museer, vil det være sterkt ønskelig at landbruksdepartementet for øvrig legger forholdene best mulig til rette for at både folk og fe fortsatt kan komme seg til fjells sommerstid.

Setringen var i tidligere tider utbredt fra øyene i vest til grensa i øst, fra Agder i sør til Finnmark i nord.

I tillegg til disse setermiljøene så har også samene fra gammelt av vært tilknyttet bjørkebeltet. Også eksempler på spesielt samisk pregede kulturlandskap bør så absolutt med i verneplanene for bjørkebeltet fra Femundmarka og nordover.

Det er ønskelig at bjørkebeltet blir fokusert som en helhet, og vurdert i tverrfaglig sammenheng. Med god planlegging kan det gi plass for både natur- og kulturvern, friluftsliv og litt forsiktig skogbruk.

I reservater, nasjonalparker og andre betydelige viltbiotoper bør ferdselen ledes utenom særlig sårbar natur. I landskapsvernområdene må vi sikres møte med hest, ku, sau og geit, - og rein. Mindre produktive og karrige naturtyper kan på sine steder gi rom for hyttegreider og også andre turistanlegg. Deler av bjørkebeltet kan foruten ved også gi lett råvare for tremasseindustrien.

LITTERATUR

Se litteraturliste i:

Faarlund T. & Aas B., 1988. Postglasiale skoggrensener i sentrale sørnorske fjell trakter. ¹⁴C-datering av subfossile furu- og bjørkerester. Norsk geogr. Tidsskr. Vol. 42, 25-61.

SALIX-STIKLINGAR I REVEGETERINGSFORSØK -HJERKINN SKYTEFELT

Dagmar Hagen
Botanisk institutt
AVH 7055 Dragvoll

Abstract:

In parts of Hjerkin, in the Dovre mountain, the vegetation is set under a great pressure caused by military activity. Methods for restoration is required, and then preferably methods that restore the vegetation in the most natural way. Cutting propagation of native species can be a useful method.

Rooting capacity of eight species was tested both in field and greenhouse experiments. *Salix glauca*, *S.lapponum* and *S.phylicifolia* were the species found to root most easily. These three species will be used in new experiments this summer and will be tested on different substrates and with application of fertilizer, with the intension of finding the best treatment combination.

Innleiing:

Hovedfagsoppgåva mi er ein del av prosjektet "Forsvarets øvinger i utmark", der KOMMIT er fagleg ansvarleg.

Eg er tilknytta vegetasjonsdelen av prosjektet, der målet er å finne metodar for revegetering etter vegetasjonsskader som resultat av forsvaret sin aktivitet i alpine strøk, og i tillegg foreslå tiltak som kan hindre/reducere vidare slitasje.

Hjerkin skytefelt er tatt ut som forsøksområde, og forsøksfelta mine ligg på ca.1000 m.o.h., i lågalpin sone.

Ein stor del av vegetasjonsskadene i skytefeltet er resultat av vegbygging.

Særleg i den austlege delen av skytefeltet er det mange vegar, på kryss og tvers. Ellers er det ein del grusuttak, avfallsplassar og standplassar som også tydeleg gjer området prega av forsvaret sin aktivitet.

På grunn av den korte vekstsesongen så høgt til fjells, vil det ta svært lang tid før naturen sjølv klarer å reparere desse såra, om den i det heile tatt klarer det. Kjørespor og vegskråningar som har stått urørte i 30 år, viser enno tydeleg avvikande trekk frå omkringliggende vegetasjon.

Forsvaret har sjølv gjort forsøk der dei har sådd hundegras (*Dactylis*) i vegetasjonslause område. Første gong det vart isådd var sommaren -85.

Men dette har gitt ein unaturleg og sterkt avvikande, skarp grøn farge, som skiljer seg tydeleg frå den omkringliggende vegetasjonen.

Hovedmålet må vere å få etablert eit vegetasjonsdekke som er minst mogleg avvikande frå den naturlege vegetasjonen på staden!

Dette var utgangspunktet mitt før sommaren -89.

Tross i lita tid til planlegging skulle eg komme igang med feltarbeid denne sommaren.

Simen Bretten, som er fagleg veileidar, kom så med forslaget om å prøve og gjere rotingsforsøk med stiklingar. Dette er forsøk der det er råd å få resultat i løpet av forholdsvis kort tid. Dessutan er det heilt i tråd med hovedhensikta i prosjektet, om revegetering med mest mogleg naturleg vegetasjon som resultat.

I tillegg til stiklingforsøket, vart det også sett i gang ein del andre forsøk i skytefeltet. Men etter å ha fått litt meir oversikt over oppgåvestorleik og arbeidsmengde, er hovedfagsoppgåva avgrensa til kun å omfatte forsøk med stiklingar. Resten av dei igangsette forsøka går vidare i regi av prosjektet

Stiklingforsøket går ut på at stiklingar av ulike artar får ulik behandling. Eg håper med dette å komme fram til ein behandlingssamband som gir bra tilslag. I større samband vil dette kunne bety at om eit stort antall stiklingar blir stukke i eit vegetasjonslaust område, og desse slår rot, vil det etterkvart etablerast eit vierkratt.

Det er gjort få forsøk med stiklingar i revegeteringssamanheng tidlegare. Men det vesle som er gjort, i tillegg til ein del kommersielle forsøk, viser at *Salix* er svært lett å formere med stiklingar, og at dette er ein betre metode enn frøformering (Hartmann & Kester-83, Billing-Hansen -85).

Sesongen -89 fungerte som ein førebunde sesong, der eg fekk prøve ut rotingsevna til ein del artar, både utandørs og innandørs (sjå materiale og metode). Desse resultatane vil eg så bruke i samband med planlegging og gjennomføring av årets feltsesong. Eg vil altså foreta nye stiklingutplantingar denne sommaren.

Når det gjeld *Salix*, konsentrerer eg meg om ved-stiklingar, dvs. forveda kvistar med tildels kraftig bark, som er eldre enn ein sesong. Det foregår i dag formering med grøntstiklingar i drivhus. Ved å bruke tåkeanlegg og legge forholda maksimalt til rette med omsyn til temperatur, fuktighet og næring, gir slike metodar opptil 100% tilslag (Billing-Hansen -89, Røssvik pers. medd.). Dette er imidlertid svært arbeidsomme og dyre metodar. Med *Salix*, som er forventa å vere så lettrota, vil det derfor kunne vere meir hensiktsmessig å bruke dei enkle og billige metodane som blir skisserte her.

Materiale og metode:

Feltsesongen starta midt i juni, med innsamling av stiklingar i skytefeltet og ved Kongsvoll.

Stiklingar av følgende artar vart samla inn:

Salix glauca

S. phylicifolia

S. lapponum

S. starkeana

Betula nana

Arctostaphylos uva-ursi

Empetrum hermaphroditum

Loiseleuria procumbens

For dei fire *Salix*-artane og *Betula* vart greiner kapp av buskene, og kutta opp i 15-20 cm. lange stiklingar. Buskene hadde ikkje blad enno. Diameteren på stiklingane var ca. 0,3-1,0 cm.

På dei tre lyngartane vart det tatt stiklingar frå dei ytste delane av greinene. Desse hadde blad.

Kriterier for valg av artar:

S. glauca, *S. phylicifolia* og *S. lapponum* er svært vanlege artar i skytefeltet. Det vil ikkje få nokon effekt for bestanden om det blir skore eit stort antall stiklingar. I tillegg har desse artane vid økologisk amplitude, noko som gjer dei svært egna til dette formålet.

S. starkeana er mindre vanleg, men vart sett på som verd å prøve fordi den er ein tørketolande art og dermed venta å vere den arten som er best tilpassa dei tørre områda i skytefeltet.

Lyngartane og dvergbjørka vart brukte fordi dei er vanlege artar med stor dekning i det aktuelle området.

Forsøket:

a) Utandørs

Ca. 50 stiklingar av kvar av dei fire vierartane og dvergbjørka vart stukke direkte ut i felt. Alle vart først dyppa i hormonpreparatet "Floramon".

Dei vart sette ut på to forskjellige substrat:

- ein middels grov,halvfuktig type i skytefeltet
- ein tørr,grov type ved Kongsvoll

Stiklingane vart stukke 10-15 cm.djupt og vatna ved utplanting.

b) Innandørs

Resten av stiklingane (dvs. frå alle 8 artane),vart pakka i fuktig mose og plastduk og tatt med ned frå fjellet. Dei vart dyppa i "Floramon", og stukke i torvjord i isoporkassar.Kassane vart sette i drivhus,og dekte med agrylduk for å få jamne lys- og fuktighetsforhold.

Etter 6 veker vart alle stiklingane tatt opp av kassane og målt med omsyn til følgande parametarar: -diameter i jordskorpa

- antall rotskott
- lengde på tre lengste rotskott
- total lengde
- lengde over jorda
- antall overjordiske skott

Dei av stiklingane som hadde rotutvikling vart så planta ut i skytefeltet.

Samstundes,dvs. etter ca.6 veker,vart også alle stiklingane som var planta ut direkte i skytefeltet (pkt.a)),grove forsiktig opp att. Desse vart også målt på samme måte som dei frå drivhuset. Etter måling vart dei putta forsiktig ned i jorda igjen.

Det vart også tatt jordprøver i skytefeltet,for måling av glødetap, kornfordeling og kjemiske analyser etter metodar skisserte i Allen -74.

Resultat og diskusjon:

Da kvar stikling skulle registrerast på slutten av feltsesongen,måtte eg prøve å finne eit bra mål på stiklingen sin tilstand, dvs.overlevingsevne. I kommersiell stiklingproduksjon blir samla overjordisk tilvekst brukt som mål.Men ettersom få av stiklingane i mine forsøk hadde overjordiske skott (iallefall av utandørsstiklingane),vart registrering av rotskott den beste måleininga.

Etter kontakt med personar med erfaring frå stiklingproduksjon,har eg komme til at reint kategoriske registreringar av rot/ikkje rot er best.

Kvantifisering av rotmengde tilfører truleg ikkje meir informasjon.

Det at stiklingane vart grove opp, er ei feilkilde i vurderinga av korleis stiklingane klarer seg etter fleire år.Det mest ønskelege hadde vore og fått eit overjordisk mål på tilslag.Kanskje vil dette bli mogeleg for kommande feltsesong,ettersom eg da skal komme i gang tidlegare på våren,noko som kan gi større utvikling av overjordiske skott i løpet av sesongen.

a) Innandørs stiklingar

Etter 14 dagar vart det observert rotutvikling hos *S.glauca* og *S.phylicifolia*. Ei veke seinare også for *S.lapponum*.

Etter 6 veker vart altså alle tatt opp og målt.

Følgande artar hadde ikkje teikn til rotutvikling:

- Salix starkeana*
- Betula nana*
- Empetrum hermaphroditum*
- Loiselauria procumbens*

Hos *Arctostaphylos uva-ursi* hadde somme individ utvikla spinkle rotskott.

Men for dei tre vierartane *S.glauca*, *S.phylicifolia* og *S.lapponum* var det tildels kraftig rotutvikling. Mange av individa hadde også utvikla nye overjordiske skott med fleire blad.

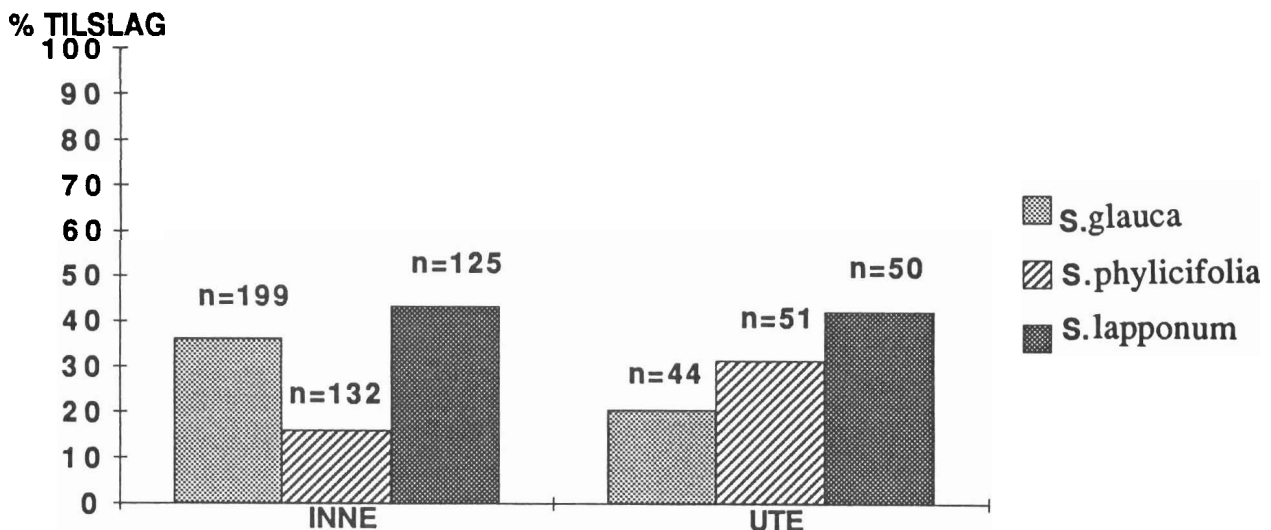
b) Utandørs stiklingar

Som for stiklingane innandørs, var det heller ikkje her antydning til røter på *S.starkeana* og *Betula nana* ved målingane etter 6 veker. Men for dei andre tre *Salix*-artane var det tildels høg tilslagsprosent.

Det var ikkje signifikant skilnad i rottingsevne mellom dei to substrattypene, så data for dei to substrata blir behandla felles.

Det var få av utandørsstiklingane som hadde overjordiske skott.

Fig. 1: Rotingstilslag i %, etter art og behandling.



Det var altså ganske eintydig resultat. *S.starkeana* og *Betula nana* viste ikkje teikn på rotting verken ute eller inne. Dei tre andre vierartane slo rot ganske lett, slik tidlegare forsøk med *Salix* hadde gitt forhåpningar om.

Ingen av dei tre lettrota artane skiljer seg heilt klart ut. *S.lapponum* er beste art både ute og inne, men det er ikkje signifikant skilnad i rottingsevne mellom denne og nest beste art. *S.phylicifolia* har signifikant dårlegare rottingsprosent enn dei to andre innandørs. For testing av skilnad mellom to og to artar, vart det nytta ein G-test (Sokal & Rohlf -81).

Verdt å merke seg er at *S. phyllicifolia* har såpass mykje bedre rotingsevne utandørs. Dette kan tyde på at fordelane med å bli drive fram innandørs, ikkje oppveger tilpasninga til det aktuelle miljøet utandørs.

(Talet på stiklingar i utandørsforsøka er mindre enn innandørs, noko som gjer desse resultatane mindre statistisk pålitelege.)

Årsaken til at ein art slår rot, medan ein annan ikkje gjer det, er vanskeleg å forklare. Men det er ikkje noko ukjent fenomen at det innan samme slekt er stor skilnad i evnen til å slå rot. Også innan samme genotype kan det vere stor skilnad i evnen til å slå rot (Håbjørg pers. medd.).

Aktivt veksande lateralknoppar er ein føresetnad for rotdanning, og tidleg om våren er derfor den beste tida å ta stiklingar (Chmelar -74, Hartmann & Kester -83).

Lyngstiklingane:

Når det gjeld lyngstiklingane, var det altså kun *Arctostaphylos* som viste teikn til rotutvikling.

Ved riktig behandling er det i dag mogeleg å få fram lyngplanter ved stiklingformering. Det trengs da resurskrevjande metodar, med bruk av tåkeanlegg og undervarme.

Det er vanlegare med frøformering av lyngartane (Billing-Hansen pers. medd., Røssvik pers. medd.).

Det hadde vore interessant å halde fram med eksperimenta med lyng. Særleg *Arctostaphylos*, som i vekseform og økologi kan vere svært aktuell i revegeteringssamanheng.

Men eg har ikkje kapasitet til å halde fram med lyngforsøka til sommaren, ettersom dei ikkje kan foregå direkte ute i skytefeltet.

Diameteren si betydning:

Eit viktig poeng var å teste om diameteren hadde betydning for rotingsevnen til dei tre lett-rotta *Salix*-artane.

Det vart testa om det var signifikant skilnad i diameter mellom stiklingar med rot og stiklingar utan rot, vha. Mann-Whitney U-test (Sokal & Rohlf -81). Resultatet viste at i dette datamaterialet ser diameteren ut til å vere utan betydning for rotingsevnen.

På den eine sida skulle ein tru at ein tjukkare stikling lettare ville slå rot, i og med at den har meir energi/vekstpotensiale (Chmelar -74, Hartmann & Kester -83).

Men på den andre sida vil ein forvente at tynne stiklingar har meir gjennomtrengelig bark og fleire spirande knoppar, og dermed er bedre enn tjukke stiklingar.

Muligens er ein kombinasjon av dette årsaken til at testane mine ikkje viser skilnad i diameter mellom stiklingar med og utan rot.

Diameteren er vel eigentleg eit uttrykk for alderen på stiklingen. Det blir i litteraturen tilrådd å ta stiklingar av fjorårsskott (dvs. relativt tynne stiklingar), (Hartmann & Kester -83).

Bruk av hormonpreparat.

Ved oppstarten av forsøket var rotingsevnen hos artane heilt ukjent. Alle stiklingane vart behandla med hormonpreparat for å auke sjansen for i det heile tatt å få rotutvikling.

"Floramon" inneheld 1-naftyleddisyre. Dette preparatet vart brukt fordi det var det lettast tilgjengelege i det eg starta opp, dessutan er det i pulverform, og dermed svært praktisk og enkelt og bruke.

Men Salix er så lett-rotta, at behandling med vekstregulator truleg er overflødig (Billing-Hansen -85, Hartmann & Kester -83).

Det finst også ulemper ved å bruke hormonpreparat. F.eks. kan den auka rotutviklinga føre til at barken sprekk, og dermed at veden innafor blir eksponert for råte. Dette bør tale imot bruke av hormonpreparat på lett-rotta artar (Ericsson -81).

Truleg vil kommande feltsesong foregå utan bruk av preparat, eventuelt med parallelar med hormontilsetjing.

Planer for feltsesongen -90.

Fordi hensikten med oppgåva er å finne ein behandlingssamband som er best mogeleg i revegeteringssamband, er det naturleg å kutte ut artar som hadde dårleg rottingsresultat under fjorårssesongen.

Sesongen -90 vil derfor bli konsentrert om utandørs forsøk med stiklingar av dei tre artane Salix glauca, S. phylicifolia og S. lapponum.

Når det berre skal brukast tre artar, vil det bli kapasitet til å teste fleire variablar. Forutan variabelen art, skal eg også sjå på gjødsel og substrat:

- halvparten av individa frå kvar art vil bli gjødsla med fullgjødsel A
- artane vil bli planta ut på to eller tre ulike substrat

Det vil vere svært viktig for neste feltsesong å komme i gang så tidleg som mogeleg. Dvs. med ein gong snøen har smelta, og telen har gått ut av øvste jordlag. I motsetning til i fjorårssesongen, vil stiklingane da få nytte av vårfukten i jorda før sommartørken sett inn.

Resultata etter neste sesong vil truleg bli behandla vha. variansanalyse.

- Ved tovegs ANOVA kan rottilslag testast mot både art og substrat. Det kan da vere mogeleg å komme fram til om stiklingar av dei ulike artane er egna for utplanting på ulike substrat.

- Ved å bruke MANOVA, vil det i tillegg vere mogeleg å ta inn effekten av gjødsel. Dvs. om gjødsel kan ha varierende betydning, avhengig av art og substrat.

I tillegg til desse nye forsøka, vil eg gå over alle stiklingane frå i fjor, for å sjå korleis dei har klart vinteren, og korleis dei klarer å etablere seg.

Litteratur:

Allen, S.E. et al. 1974. Chemical Analysis of Ecological Materials. Blackwell Scientific Publications. Oxford. U.K.

Billing-Hansen, O. 1985. Formering med stiklinger. Ås-NLH. 117 s.

- 1989. Stiklingformerig av rogn og rognasal. Gartneryrket 1989 14:16-18

Chmelar, J. 1974. Propagation of willows by cuttings. New Zealand Journal of Forestry Science 1974 4:185-190

Ericsson, T. 1981. Rotningsforsok med sticklingar av Salix caprea. Sv. lantbruksuniversitet, Proj.ESO.

Hartmann, H. & Kester, D. 1983. Plant propagation - principles and practices. Prentice-Hall. Englewood Cliffs. New Jersey 727 s.

Sokal, R. & Rohlf, J. 1981. Biometry. W.H. Freeman and Company. New York, s.400-453 og s.691-778.

LAVKARTLEGGING I MO IRANA

Olga Hilmo
Botanisk inst.
AVH 7055 Dragvoll

Rigmor Wang
Botanisk inst.
AVH 7055 Dragvoll

ABSTRACT

This paper presents some methods and results from a lichen study on *Picea abies* in Mo i Rana (Northern Norway). The study involved mapping of the epiphytic lichen vegetation on spruce twigs. Sulphur and nitrogen content in *Hypogymnia physodes* was also measured and so was the pH-value in bark.

The method intended to visualize differences which correspond with the pollution gradient.

The final results show in different ways how the gradient of pollution from the source Norsk Jernverk A/S influences species diversity, species distribution and thalli damage of the lichens. The variety and cover of lichens increases with the distance from the source and the percent deterioration of lichen thalli decreases.

Among the species, *Platismatia glauca* and *Ocrolechia androgyna* showed to be good indicators for the pollution gradient in this study. The genus *Alectoria*, *Bryoria* and *Usnea* show an increase in number of thalli and thallilength with the distance from the source.

The locality next to the source is effectively a lichen desert. While in the localities 8 and 9 (situated 6 and 8 km from the source) the lichen flora seems to be almost uninfluenced by pollution and very similar to the reference locality.

INNLEDNING

Etter oppdrag fra Miljøteknologisk senter ved Norsk Jernverk ble prosjekt "Lavkartlegging" utarbeidet. Prosjektet inngår i et større miljøovervåkningsprogram for Mo området. Prosjektet ble organisert gjennom Ailforsk i regi av Botanisk institutt, AVH Trondheim, og gjennomført av Olga Hilmo og Rigmor Wang. Undersøkelsen startet sommeren 1989 og ble avsluttet med en rapport; Lav på gran i Mo i Rana (1989).

Formålet med lavkartlegginga var å få kjennskap til artsutbredelse og skadeomfang for den epifyttiske lavvegetasjonen. Området har hatt stor forurensningsbelastning gjennom mange år fra Jernverket og Koksverket. Det var også ønskelig og få en kartlegging før ny industri ble etablert og finne fram til indikatorarter.

METODE

Valg av lokaliteter

Granskog ble valgt som lokalitetstype fordi den var den vanligste skogstypen i dalføret og rundt jernverket. Ved plassering av lokalitetene ble det tatt utgangspunkt i Norsk Jernverk A/S som ligger i sentrum av byen. 1 lokalitet ble valgt nærmest mulig Jernverket. 5 lokaliteter ble valgt med utgangspunkt i dominerende vindretninger (Sivertsen 1985) i avstand 2 km, 3 km, 4 km, 6 km og 8 km fra Jernverket. En lokalitet ble valgt 2 km sørvest og en lokalitet 4 km nordvest for Jernverket for å gi et mer representativt bilde av situasjonen nær Mo sentrum. I tillegg ble nærmeste granbestand til Norsk Koksverk (nedlagt 1988) valgt som lokalitet. Referanse-lokaliteten ble plassert 8 km nordvest for jernverket, skjernet av Rishatten (375 m o.h.) og utenfor hovedvindretning.

Lokalitetene har tilnærmet like forhold med hensyn på høyde over havet og bunnvegetasjon og tilhører samfunnet *Eupiceetum-myrtillitosum*. Undersøkelserutene ligger i hogstmoden homogen granskog. Rutestørrelsen var 500 m², hvor 4 undersøkelsestrær ble valgt tilfeldig.

Undersøkellesmetode

På hvert undersøkelsestre ble 2 greiner under 3 m valgt tilfeldig for videre analyse. Analysemetoden er den samme som brukes i prosjektet "Barskogslav og sur nedbør" (Bruteig 1987). Den er en videreføring av en metode for kartlegging av epifytt-vegetasjonen på trestammer beskrevet av Olsson (1982).

Et målband ble festa langs greina fra greinbasis til greinsspiss. Artene som berørte midtlinja på greinas overside ble registrert og cm-intervallene der arten forekom ble notert. Individ under 1/2 cm i diameter ble ikke notert. Skadd lav ble registrert for seg. For busklavslektene *Alectoria*, *Bryoria* og *Usnea* ble festepunkt (antall cm fra greinbasis) og individets lengde notert. Arter som ikke kunne bestemmes i felt ble samlet inn for mikroskopiering og testing med kemikalier.

Kjemiske analyser

Prøver av *Hypogymnia physodes* for svovel og nitrogenanalyse (Westman 1975) og bark (Westman 1982) for pH målinger ble samlet inn fra hver lokalitet. Prøvetakingstrærne ble tatt fra stammens nordside i brysthøyde.

Databehandling

Gjennom et dataprogram utarbeidet av Kurt Olsson (Lund)/ Bård Pedersen (Trondheim) ble forekomst av lav, naken bark og bar i cm regnet om til relativ dekning i % av greinas totale lengde. Numerisk analyse ble utført ved CA gjennom programpakken CANOCO.

RESULTAT OG DISKUSJON

Lokalitetene

Det er store forskjeller i lavvegetasjonen lokalitetene imellom (tab.1 og fig.1). Lokalitet 1 (Jernverket) skiller seg klart ut i undersøkelsen, med ekstremt liten lavdekning og få arter. Lokalitet 4, nær Norsk Koksverk, har relativt høy lavdekning. Det skyldes stor dekning av 1 art (*Parmelia saxatilis*), bare 10 arter er registrert totalt. Fordelingen mellom blad/busklav og skorpelav viser gjennomgående en dominans av blad/busklav. Referanselokaliteten (10) har forholdsvis mye skorpelav. I rutene 1, 2, 3, 4 og 6 er under 50% av de registrerte artene representert.

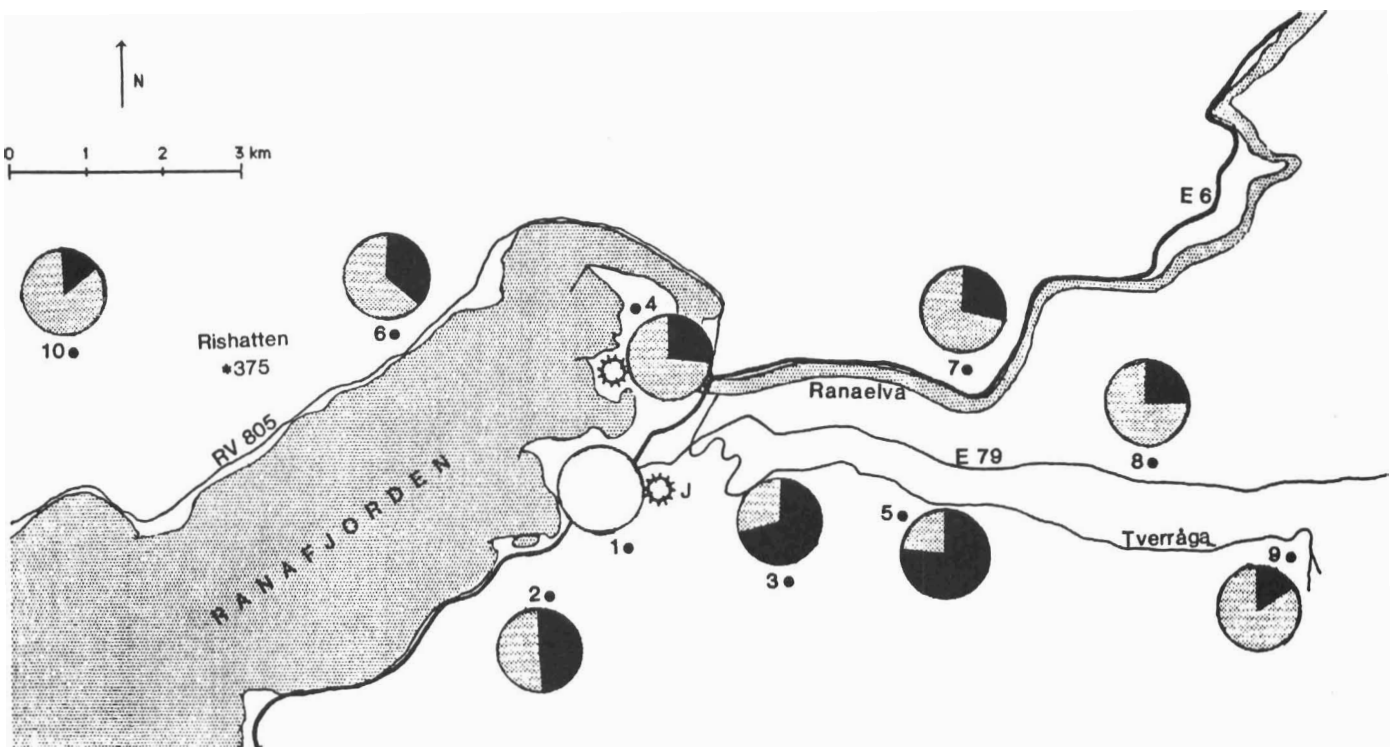
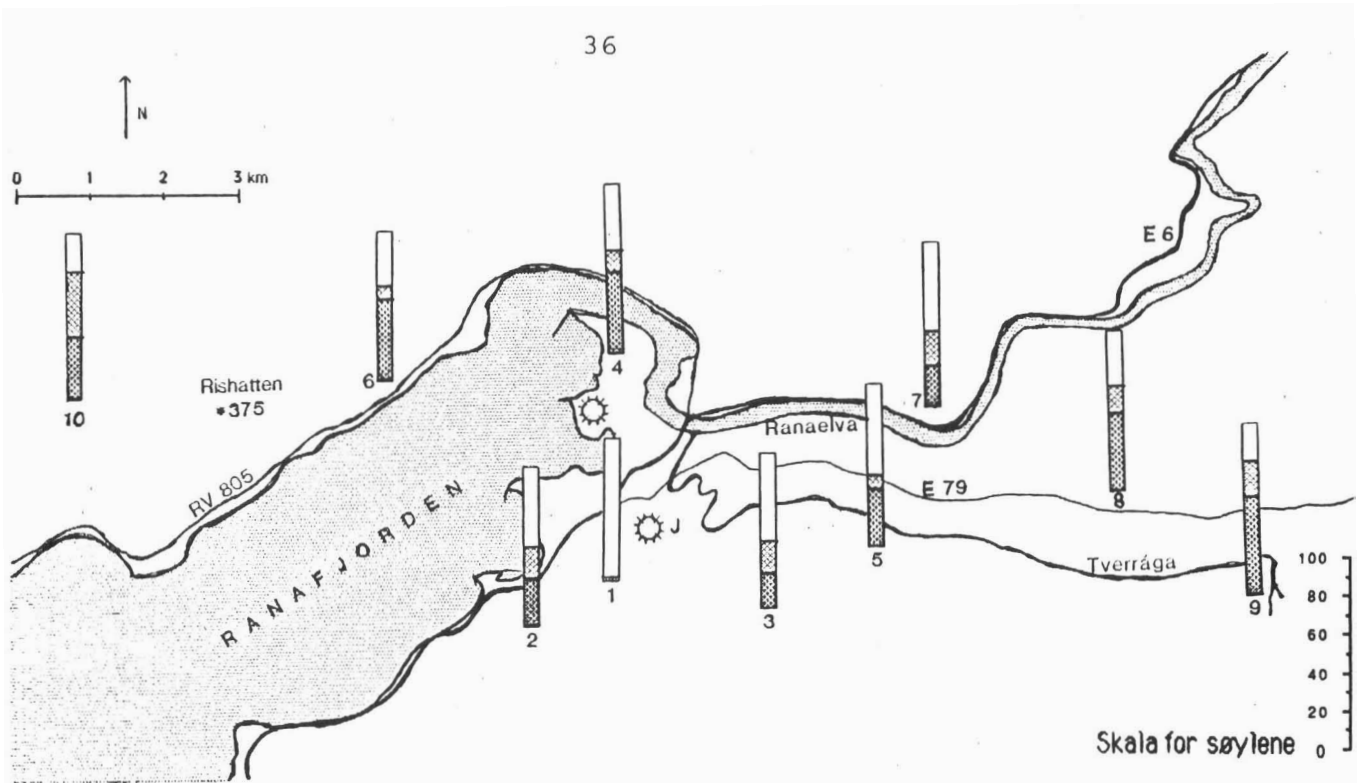
Tab. 1: Gjennomsnittlig dekning (%) av lav (bladlav og skorpelav) og bark på lokalitetene 1-10. Antall arter representerer både bladlav, skorpelav og busklav.

| Lokalitet nr. | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|---------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Bark i % | 75,9 | 44,1 | 47,5 | 35,6 | 50,4 | 30,1 | 48,8 | 29,9 | 20,9 | 21,1 |
| Lavdekning i% | 1,7 | 42,2 | 36,8 | 56,6 | 38,5 | 51,3 | 40,2 | 57,6 | 72,0 | 69,7 |
| Ant. arter | 4 | 17 | 15 | 10 | 23 | 18 | 22 | 24 | 25 | 23 |

Lokalitetene viser økende lavdekning med økt avstand til Norsk Jernverk.

Skader på lavvegetasjonen ble registrert på 9 lokaliteter (fig. 2). Lav med korte og innskrumpa løber eller med rød fiolette og svarte flekker på thallus ble definert som skadd.

Lokalitet 1 mangler artene det ble registrert skade på. På lokalitet 3 og 5 ble omlag 3/4 av lavvegetasjonen registrert som skadd. Inntrykket forsterkes ved at lavdekninga samtidig er lav. På lokalitet 4 var alle arter gjennomgående grønnere i fargen enn på de andre lokalitetene. Grønnfarging av laven ble ikke brukt som skadekriterium. Denne fargeforskjellen kan være naturlig, som hos lavindivid som vokser mer skyggefullt, eller den kan være en forurensingseffekt av økte nitrogenkonsentrasjoner (von Arb 1987). Grønnfargen her kan ikke relateres til økt antall trær pr. rute, eller mer skyggefulle forhold i form av økt kronedekning. Siden nyanseskjeller i grønnfarging ikke er brukt som kriterium på skade i undersøkelsen er muligens andelen skadd lav på denne lokaliteten betydelig høyere enn det figur 2 viser.



Tab. 2. Gjennomsnittlig dekning av artene i % på lokalitetene 1-10. Arter som dekker mindre enn 0,05 % er ikke representert i tabellen. UBES SL 1 og 2 er to ubestemte grupper av skorpelav.

| LOKALITETER | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|-----------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| CALOPLACA CERINA | 0,8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| CATINARIA ATROPURPUREA | 0 | 0 | 1,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| CAVERNULARIA HULTENII | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0,1 | 0,4 | 0,9 |
| CE. TRARIA CHLOROPHYLLA | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,4 | 0,5 | 0,3 |
| CETRARIA PINASTRI | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| CLADONIA SP. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| FUSCIDEA SP. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,2 | 0,1 | 0 |
| HAEMATOMMA ELATINUM | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| HYPOCENOMYCE LEUCOCOCCA | 0 | 0,2 | 0 | 0,1 | 0 | 1,4 | 0,1 | 0,8 | 0,3 | 0,4 |
| HYPOCENOMYCE SOROPHORA | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0 | 0,3 | 0,1 | 0 | 0 |
| HYPOGYMNIA PHYSODES | 0 | 4,3 | 3,7 | 7,0 | 4,7 | 11,1 | 6,3 | 6,9 | 10,0 | 6,1 |
| HYPOGYMNIA TUBULOSA | 0 | 0 | 0,1 | 0 | 0,3 | 0,5 | 0,1 | 0,5 | 0,6 | 0,1 |
| LECANORA SPP. | 0,2 | 0,1 | 0,2 | 0 | 0,2 | 0,9 | 0,2 | 0 | 0 | 0 |
| LECIDEA SPP. | 0,1 | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0 |
| LECIDEA EFFLORESCENS | 0 | 0 | 0,1 | 0 | 0,3 | 0 | 0 | 0,2 | 0,1 | 0,3 |
| LECIDEA HELVOLA | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,3 | 0 | 0,1 | 0,2 | 0 |
| LECIDEA NYLANDERI | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0 |
| LECIDEA SP. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,2 | 0,1 | 0,2 | 0,8 | 0,6 |
| LECIDEA TORNOENSIS | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,4 | 0,2 | 0 |
| LEPRARIA SP. | 0 | 0,2 | 0 | 0 | 0,3 | 0 | 0,1 | 0,1 | 0 | 0 |
| LOPADIUM DISCIFORME | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,6 |
| MYCOBLASTUS AFFINIS | 0 | 9,4 | 9,7 | 0,7 | 3,6 | 0 | 8,9 | 6,1 | 6,8 | 11,5 |
| MYCOBLASTUS SANGUINARIUS | 0 | 1,6 | 2,0 | 0 | 0 | 0 | 0,8 | 0 | 0,3 | 2,0 |
| OCHROLECHIA ANDROGYNA | 0 | 1,0 | 0 | 0 | 0,2 | 0,3 | 1,0 | 2,3 | 4,3 | 8,5 |
| OCHROLECHIA MICROSTICTOIDES | 0 | 0,6 | 0,1 | 0 | 0,2 | 0 | 1,5 | 0,2 | 0,6 | 1,9 |
| OCHROLECHIA PALLESCENS | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0,7 | 0,8 | 4,9 |
| PARMELIA EXASPERATULA | 0 | 0 | 1,2 | 2,6 | 0,1 | 0,1 | 0 | 0 | 0,3 | 0,2 |
| PARMELIA SAXATILIS | 0 | 7,2 | 6,1 | 25,6 | 3,1 | 1,6 | 3,5 | 3,9 | 4,5 | 3,7 |
| PARMELIA SULCATA | 0 | 2,8 | 5,7 | 2,1 | 6,7 | 3,5 | 7,9 | 6,3 | 5,3 | 5,8 |
| PARMELIOPSIS AMBIGUA | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,4 | 0,2 | 0,2 | 1,3 | 0,2 |
| PARMELIOPSIS HYPEROPTA | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| PERTUSARIA SPP. | 0 | 0,1 | 0,2 | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0,7 | 1,1 | 2,2 |
| PHYSICIA DUBIA | 0,5 | 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| PLATISMATIA GLAUCA | 0 | 10,2 | 2,9 | 8,2 | 16,7 | 27,8 | 3,3 | 23,3 | 28,9 | 16,2 |
| PLATISMATIA NORVEGICA | 0 | 0 | 0,1 | 0 | 0,1 | 0 | 0 | 1,7 | 1,9 | 1,5 |
| UBES SL1 | 0 | 3,4 | 3,5 | 10,4 | 0,4 | 2,7 | 2,6 | 1,5 | 1,2 | 0,1 |
| UBES SL2 | 0 | 0 | 0,1 | 0 | 0,3 | 0,3 | 3,0 | 1,0 | 1,7 | 1,8 |
| BARK | 75,9 | 44,1 | 47,5 | 35,6 | 50,4 | 30,1 | 48,8 | 29,9 | 20,9 | 21,1 |
| BAR | 16,2 | 17,9 | 19,6 | 19,5 | 11,8 | 22,4 | 15,6 | 20,0 | 18,4 | 15,2 |

Artene

Det er totalt registrert ca 46 arter på trærne i undersøkelsen, derav 35 arter på analysegreinene. Artenes gjennomsnittlige dekning (%) presenteres i tab. 2.

På lokalitet 1 er typiske løvtrearter som *Physcia dubia* og *Caloplaca cerina* funnet. Disse er vanlig på substrat med en høyere pH-verdi enn granbark. Når artene opptrer på gran er det rimelig å anta at dette skyldes gjødsling av barken gjennom forurensing. På samme lokalitet ble slekten *Scoliciosporum* registrert, enten *S. chlorococcum* eller *S. umbrinum*. Begge artene omtales som toksitolerante (Wirth 1987). På enkelte trestammer ble det registrert frittlevende grønnalger og rester av bladlav, tydelig skadd.

De fleste registrerte artene tilhører lavsamfunn vanlig på gran. Av bladlav dominerer *Hypogymnia physodes*, *Parmelia saxatilis*, *Parmelia sulcata* og *Platismatia glauca*. Disse artene er funnet på alle lokalitetene unntatt lokalitet 1. Blant skorpelav dominerer slektene *Mycoblastus* og *Ochrolechia*.

Platismatia glauca og *Hypogymnia physodes* viser en klar sammenheng mellom dekning og avstand fra Norsk Jernverk (fig. 3). Lokalitet 7 har svært lav dekning av *P. glauca*. Denne lokaliteten ligger eksponert (mot sørvest). *P. glauca* karakteriseres som følsom for forurensing (Westmann 1976, Barkmann 1986). Forekomsten av *H. physodes* og *P. glauca* utgjør relativt stor andel av lavdekningen totalt på lokalitet 6.

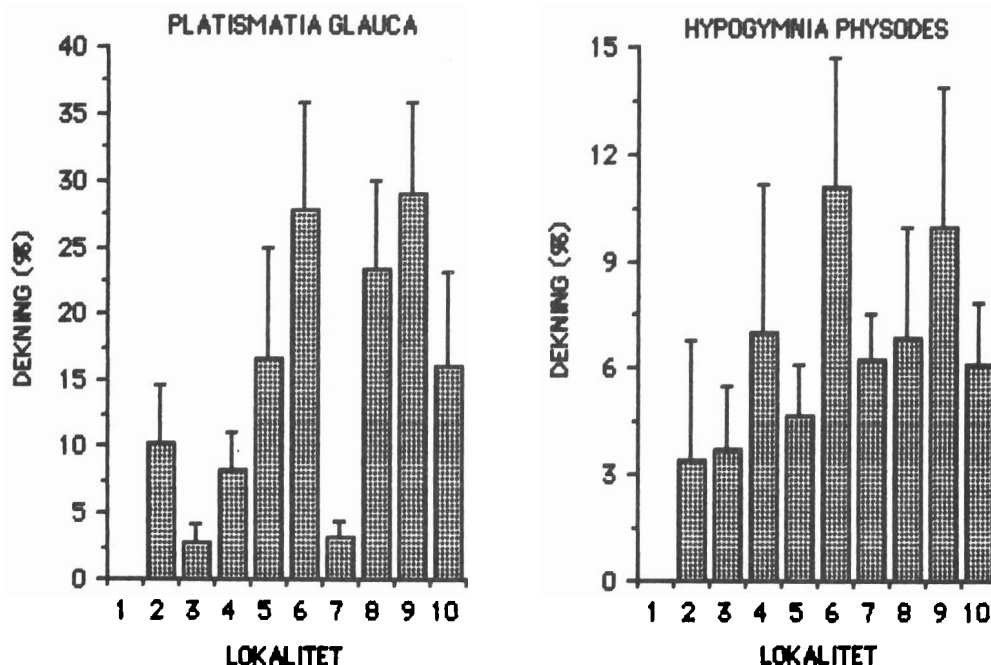


Fig. 3: Gjennomsnittlig dekning (%) av artene *Platismatia glauca* og *Hypogymnia physodes* på lokalitetene 1–10. SD (Standardavvik) viser hvordan artene varierer i dekning på de 4 undersøkelsestrærne på hver lokalitet.

I motsetning til *P. glauca* og *H. physodes* viser *Parmelia saxatilis* ingen og *Parmelia sulcata* liten sammenheng mellom dekning og avstanden til Jernverket. *Hypogymnia physodes*, *Parmelia saxatilis* og *Parmelia sulcata* blir omtalt som toksitolerante arter (Arndt, Nobel og Scweitzer 1987).

Av bladlavene har de oseaniske artene *Cavernularia hultenii* og *Platismatia norvegica* liten dekning totalt. Artenes respons på forurensning er lite kjent fra litteraturen, men siden de ikke er registrert i rute 1, 2, 4, 6 og 7 kan det tyde på at artene er følsomme for luftforurensning. Artene har sitt optimum i fuktige granskoger (Ahner 1948). Forekomst i rute 5 kan skyldes høy luft-fuktighet ved elva Tverråga.

Mange skorpelavsarter ser ut til å opptre mer eller mindre tilfeldig. Det er lite samsvar mellom dekning og avstand til Jernverket, som f.eks. hos *Mycoblastus affinis* (tab 2) Slektene *Ochrolechia* og *Pertusaria* viser derimot samsvar mellom dekning og avstand til Mo sentrum. *Ochrolechia androgyna* er et eksempel.

Busklavslektene *Alectoria*, *Bryoria* og *Usnea* er kjent for å tåle lite forurensning. Resultatet er derfor som forventet med større og flere individ på lokalitetene lengst fra Jernverket (tab. 3). I forhold til referanselokaliteten er antall individ og samlet lengde relativt lavt på alle lokaliteter. Busklav mangler i rute 1 og på undersøkelsestrærne i rute 3.

Tab. 3: Oversikt over samlet forekomst av hengende arter av slektene *Alectoria*, *Bryoria* og *Usnea* på 4 undersøkelsestrær pr lokalitet.

n = antall individ
l = samlet lengde
x = gjennomsnittlig lengde pr. individ

| Lokalitet nr | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|----------------|-----------|---|-----|---|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Hengende arter | n | 0 | 8 | 0 | 9 | 8 | 11 | 5 | 24 | 16 | 68 |
| | l | 0 | 15 | 0 | 19 | 22 | 26 | 11 | 89 | 58 | 260 |
| | \bar{x} | 0 | 1,9 | 0 | 2,1 | 2,8 | 2,4 | 2,2 | 3,7 | 3,6 | 3,8 |

Alle arter det ble registrert skade på (*H. physodes*, *H. tubulosa*, *M. affinis*, *M. sanguinari*, *O. androgyna*, *P. glauca*, *P. norvegica* og *P. saxatilis*) viser samme hovedtendens, skadeomfanget avtar med avstanden fra Jernverket. *Platismatia glauca* viser jevn nedgang i prosentandel skadd lav fra lokalitet 2 til referanselokaliteten (10) (fig.4). Prosentandelen skadd *Parmelia sulcata* samsvarer minst med hovedtendensen.

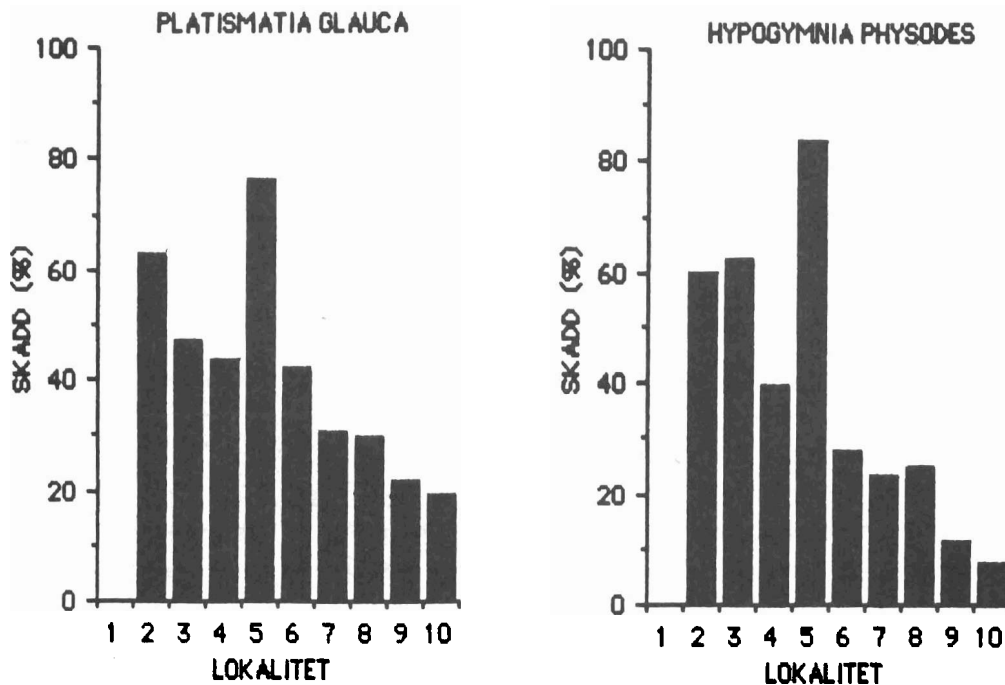


Fig. 4: Andelen skadd lav som % av artens totale dekning på lokalitetene 1-10. Lokalitet (Jernverket) mangler artene det ble registrert skade på.

Kjemisk analyse

De kjemiske analysene i denne undersøkelsen (tab. 4) viser at rute 1 og rute 4 skiller seg ut med høye verdier for totalt svovelinnhold og totalt nitrogeninnhold i *Hypogymnia physodes*, samt høye pH-verdier i bark, sammenlignet med referanselokaliteten. I rute 1 manglet *H. physodes*. Prøvene ble her samlet fra utkanten av granbestanden. Nitrogeninnholdet i rute 4 samsvarer med grønnfarging av laven.

Tabell 4 : Totalt svovel og nitrogeninnhold (% av tørrvekt) i *Hypogymnia physodes* og pH i bark for lokalitetene 1 - 10.

| LOK. | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| pH | 5,66 | 3,45 | 4,01 | 3,97 | 3,84 | 3,74 | 3,81 | 3,72 | 3,77 | 4,14 |
| S | 0,125 | 0,092 | 0,085 | 0,130 | 0,067 | 0,080 | 0,110 | 0,076 | 0,077 | 0,043 |
| N | 1,110 | 0,635 | 0,615 | 1,190 | 0,545 | 0,555 | 0,735 | 0,700 | 0,335 | 0,260 |

Ordinasjon

For å forsøke å gi mer informasjon om variasjonen i materialet ble det utført en ordinasjon (fig.5).

Trærne plasserer seg mer eller mindre langs en gradient i diagrammet. Akse 1 ser således ut til å representere en forurensningsgradient med trær fra rute 10 og fra rute 1 i hver sin ende av gradienten.

Andre faktorer enn forurensning påvirker utbredelsen av artene. Enkelte arter, særlig av skorpelav, viser lite samsvar mellom dekning og avstanden til Jernverket. Den naturlige variasjonen i miljøet (fuktighet, temperatur, lys o.s.v.) har stor betydning for lavvegetasjonen. Dette kan forklare relativt stor spredning i diagrammet som følge av relativt høy egenverdi på akse 2 (og akse 3). Diagrammet viser også at det er større variasjon mellom rutene langs akse 1 enn mellom trærne innen samme rute. Noe av variasjonen langs akse 2 kan muligens skyldes ulik dekning av skorpelav. DCA-ordinasjon av samme datamaterialet ga ingen større endringer av plottet eller nye tolkninger.

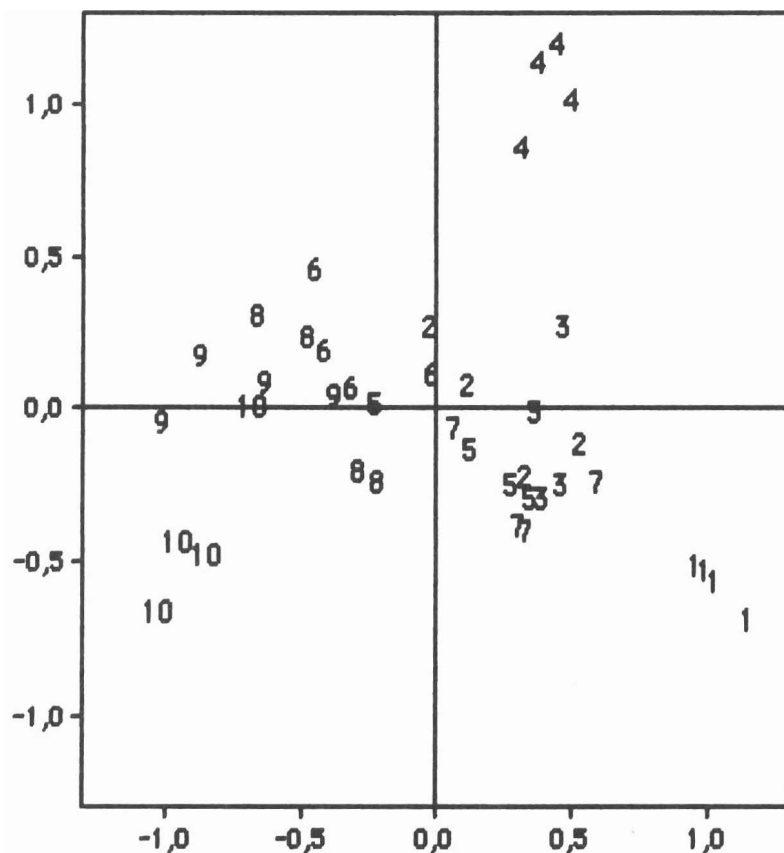


Fig. 5 : CA- ordinasjon av 40 undersøkelsestrær på grunnlag av dekning (%) av epifyttisk lav. Trenummer samsvarer med rutenummer. Akse 1 står for 0,24 og akse 2 for 0,17 av variasjonen i form av egenverdier.

LITTERATURLISTE

- Ahlner, S. 1948. Utbredningstypar bland nordiska barrträdslavar
- Arndt, U., Nobel, W. og Schweitzer, M. 1987. Flechten als Bioindikatoren. Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart.
- Barkmann, J. J. 1986. BioIndicators in forest (and forest edges and glades) in West and Central Europa. Upubl.
- Bruteig, I. E. 1987. Barskogslav og sur nedbør. Prosjektbeskrivelse. Upubl.
- Hilmo, O. og Wang, R. 1989. Lav på gran i Mo i Rana. Prosjektrapport. Universitetet i Trondheim.
- Olsson, K. 1982. Fältinstruktion för övervakning av trädlavar i referensområdet. Statens naturvårdsverk, PMK-vegetation. Stensil.
- Sievertsen, B. 1985. Basisundersøkelse i Mo i Rana 1983 - 1984. Delrapport A: Meteorologi og spredning (NILU OR 74/85).
- Ter Braak, C. J. F. 1988. CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondance analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). Groep Landbouwwiskunde.
- Von Arb, Ch. 1987. Photosynthesis and chlorophyll content of lichen *Parmelia sulcata* Taylor from locations with different levels og air pollution. S. 343-345 i E. Pevling (red), Progress and Problems in Lichenology in the Eighties. Bibl. Lich. 25.
- Westman, L. 1975. Air pollution and vegetation around a sulphite at Örnsköldsvik, North Sweden. *Wahlenbergia* 2: 1-146.
- Westman, L. 1976. Relative effekts of air pollution and habitat factors on lichens. S. 67-77 in Lauri Kärenlampi (ed), Proceedings of the Kuopio Meeting on Plant Damages caused by air pollution, Kuopio.
- Westman, L. 1982. Använding av lavar i kontrollprogram för punktkällor som släpper ut svavel, fluor och metall, Statens Naturvårdsverk Rapport snv pm 1556.
- Wirth, V. 1987. Die Flechten Baden Württembergs. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart.

POPULASJONSBIOLOGISKE STUDIER AV DRABA ALPINA OG D. OXYCARPA PÅ KNUTSHØ I OPPDAL KOMMUNE, SØR TRØNDELAG.

ARNODD HÅPNES, BOTANISK HAGE OG MUSEUM, UNIVERSITETET I OSLO,
TRONDHEIMSVÆIEN 23 B, 0562 OSLO 5.

ABSTRACT

The population biology of *Draba alpina* and *D. oxycarpa* was studied for two seasons at Knutshøene, S. Norway. Five lifestages, 1) seedlings, 2) juvenils, 3) first year with flowers, 4) second year or more with flowers and 5) postfertile or resting stage, were used to describe population structure in 124 permanent plots (50*50 cm). All the individuals in each plot were described and mapped in 1988, and could be followed next year. The main lifestage structure is quite like for both species, but in most lifestages there are quite different structures between the species. In both species 50-60% of all the investigated individuals were in a juvenile stage, with one or a few rosetts. Number of plants in the two fertile lifestages were markedly decreased from 1988 to 1989 for both species. Fertile individuals of *D. oxycarpa* (in % of all the investigated individuals) is only the half as for *D. alpina* in each year. % turnover from juvenile in 1988 to first year with flowers (1989) was very low for *D. oxycarpa*, only the half as for *D. alpina*. Most of the fertile individuals from 1988 were in lifestage 5 in 1989. Postfertile individuals from 1988 could become fertile in 1989, and therefor, lifestage 5 is not only a postfertile stage but also a resting stage. *Draba oxycarpa* had 18% of all the individuals in lifestage 5 in 1989, but only 8% in 1988. *Draba alpina* had four times as many individuals in lifestage 5 in 1989 according to 1988. Few fertile individuals and many in a resting or postfertile stage indicates that 1989 was a bad year for both species. *Draba oxycarpa* as a poor selfer (only 4% seedset from a pollination experiment) had extremely poor seedset, only 44% in 1989 (72% in 1988). The pollination experiment indicates that insects are important for pollination of *D. oxycarpa*, not only as crosspollinators, (13% seedset from pollination experiment) but also as "selfers". *Draba alpina*, as a better selfer (75% seedset from pollination experiment) with good seedset each year (80% in 1988 and 77% in 1989), is less depend on pollinators. Crosspollination between the two species do occur but only a few hybrids are found (Bretten 1973). Most of the collected pollinators were polytrophic Diptera which are common in alpine and arctic environments. A period of bad weather in June 1989, in the main flowering period of *D. oxycarpa* could have done damage to the flowers, and also to the pollinator activity. *Draba alpina* is less depend on pollinators, had the main flowering period later, and were less affected. It seems like *D. oxycarpa* has a quite different strategy in all the investigated parameters in relation to *D. alpina*.

INNLEIING

Eit større prosjekt på *Draba* (Brassicaceae) har pågått ei tid ved Botanisk hage og museum i Oslo, og Christian Brochmann sitt arbeide vil bli mykje referert i artikkelen. I samband med prosjektet vart to hovudoppgåver igongsett, begge med problemstillingar innan *Draba alpina*-gruppa.

I Sør-Noreg omfattar gruppa to artar, *Draba alpina* og *D. oxycarpa*. *Draba alpina* er sirkumpolar (Hulten 1970), har i Noreg ei svakt bisentrisk utbreiing, og tilhøyrrer Jævsjø-Børgefjell-gruppa hjå Berg (1963). *Draba oxycarpa* er sannsynlegvis amfiatlantisk-arktisk (Bretten 1973), og er i Noreg nyleg funnen å være bisentrisk (Bretten pers. medd.). Tidlegare har den vore plassert i gruppa av sørlege unisentriske artar. Begge artane er næringskrevande og veks saman med typiske kalkindikatorar. Nesten alle lokalitetane i Skandinavia ligg i Kambro-Silur-områder (Bretten 1973). *Draba alpina* og *D. oxycarpa* er tidlegare oppfatta som ein art. Bretten (1973) oppfattar dei som to klart morfologisk ulike artar, dels og økologisk ulike frå undersøkingar i Knutshøområdet. Morfologiske karrakterar i *D. alpina* s. lat. er korrelert med to ploidinivå, *D. alpina* s. str. 10x (2n=80) og *D. oxycarpa* 8x (2n=64) (Brochmann et al. 1989). Begge artane er seksuelle og dei er sjølvbestøvarar. (Brochmann et al. 1989).

Forsøk i fytotronen ved Universitetet i Oslo indikerer at *D. oxycarpa* sine første blomstrar er tilpassa utkryssing (dårlege sjølvbestøvings-blomstrar). Mislykkast pollinatorane utviklast nye og betre sjølvbestøvande blomstrar høgare oppover i blomsterstanden. Forsøka indikerer at begge artane er potensielle "mixed maters", og dei er ikkje apomiktiske (Brchmann in prep.).

Dei to hovudoppgåvene omfattar autøkologiske undersøkingar (Svalheim og Wegener in prep.) og populasjonsbiologiske studier (Håpnes in prep.). Oppgåvene er nært knytt til kvarandre og mykje av feltarbeidet er gjort i fellesskap. Eit overordna mål er å finne økologiske gradientar og populasjons-effektar av desse innen og/eller mellom artane. 124 permanente ruter (50*50 cm) vart utlagt og vegetasjonsøkologiske analysar vart dels gjort på smårutenivå (10*10 cm) for om mogeleg å identifisere mikroøkologiske variasjonar som kunne skilje dei to artane. Rutene er lagt ut i 14 ulike lokalitetar for å identifisere større økologiske gradientar m.a. med hensyn på jordkjemiske parametre og populasjonsbiologi. Populasjonsbiologiske data vil bli korrelert med økologiske data for å finne gradientar som skiljer artane og/eller ulike strategiar innen kvar art. Dette arbeidet er enno ikkje ferdig.

Artikkelen tek føre seg den populasjonsbiologiske delen, med vekt på fenologi, frøsetting og bestøving, for å klarlegge artane sine reproduksjons-strategiar. Eg vil og kome inn på artane sine ulike populasjons-strukturar.

OMRÅDEBESKRIVING

Det undersøkte området Knutshø ligg i Oppdal kommune, Sør Trøndelag. Alle dei tre Knutshøene er med i undersøkinga (Fig. 1). Kartblad 1519 IV i M711 serien, koordinat: NQ 347108, NQ 351095, og NQ 357587. Knutshøene ligg i sør-austre del av Dovrefjell nasjonalpark.

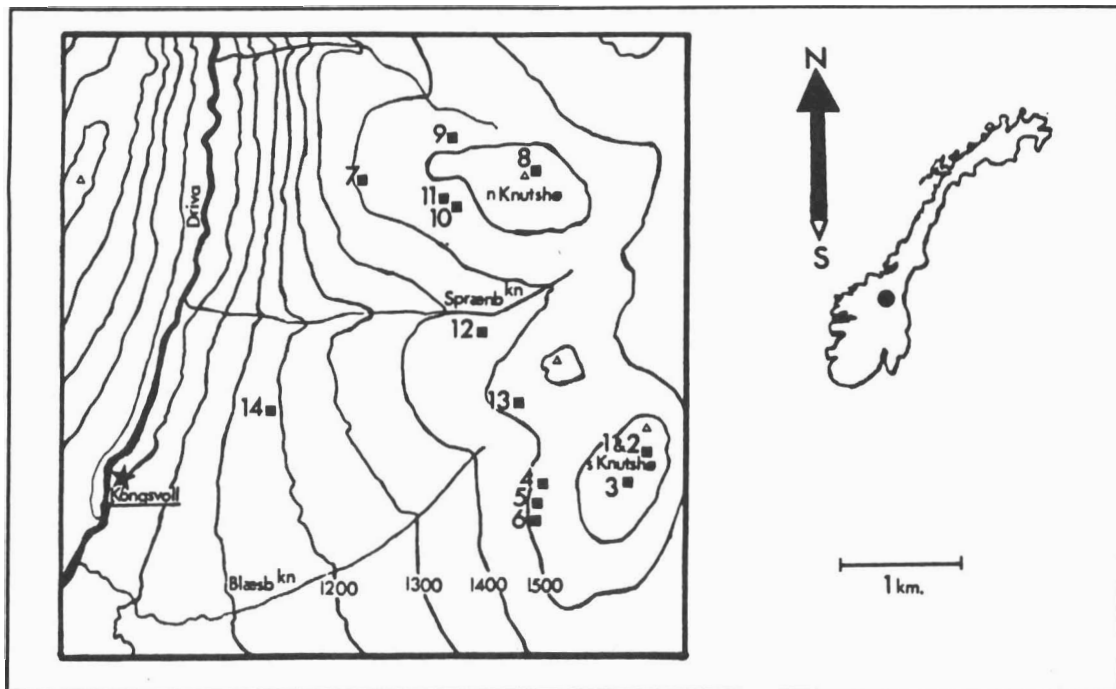


Fig. 1 Kart over undersøkingsområdet der dei 14 lokalitetane er innteikna.

Knutshøområdet ligg i den sør-vestre delen av Trondheimsfeltet (Holtedal 1960). Heile området er dominert av fylittisk glimmerskifer. Ein markerte morenerygg, Knutshøtrinnet (Preboreal), ligg på 1300 m o.h., og berre ein lokalitet (Lok. 14) ligg under dette nivået. Resten av lokalitetane ligg i eit område med eldre kvartære avsetningar.

Nærmaste værstasjon ligg på Fokstua, 952 m o.h., omlag 30 km sørvest for Knutshøene. Denne stasjonens målingar synast å vera brukbart representative for Knutshøområdet. Eit værskilje austfrå som går langs Knutshømassivet medfører nok ein del meir nedbør på sjølve Knutshøene enn desse målingane gir uttrykk for (Bretten 1973). Nærmaste nedbørstasjon ligg på Kongsvoll, 887 m o.h. Gjennomsnittleg årsnedbør for Kongsvoll er 473 mm (Brun 1967). Dei høgareliggende områda rundt Knutshøene kjem i ei sone med ein årsnedbør på 500-1000 mm.

Årleg standardnormaler 1931-1960 viser framherskande vindretning SSW og S både sommar og vinter, og i tillegg WSW i sommarmånadane (Johannesen 1969). Feltseongen 1988 var veldig bra i fjellet. Sjølv om snøen låg lenge vart ikkje plantane uroa av dårleg vær. I 1989 var det særleg ein periode frå 25.-30.06. med snø og kuldegrader som kan ha hatt dårleg innverknad på plantane. 10-20 cm snø dekte heile området i fleire dagar. Det var og ein liknande periode i juli/august.

MATERIALE OG METODAR

VALG AV LOKALITETAR OG RUTEPLASSERING

Lokalitetane (Tabell 1) blei vald ut frå følgjande kriterier:

A) Høgde over havet-gradienten: *D. alpina* er ganske vanleg i lågalpin sone, *D. oxycarpa* er sjelden her. *Draba alpina* er ikkje funnen høgare enn 1650 m o.h. (Bretten 1973), *D. oxycarpa* er vanleg heilt opp på topp-platåa (Søndre Knutshø, 1690 m o.h.). Hovudtyngda hjå *D. oxycarpa* er i mellomalpin sone. Lokalitet 14 (*D. alpina*) og Lok. 1, 2, 3 og 8 (*D. oxycarpa*) dekker ytterpunktta av høgdegradienten for begge artane. Nedre grense for *D. oxycarpa* og øvre grense for *D. alpina* er relativt bra dekkta i overlappingssona.

B) Rabb-snøleie-gradient. *Draba alpina* går lengre ned i snøleiene medan *D. oxycarpa* veks meir mot rabbane, men dei overlapper kvarandre i deler av gradienten. Lokalitetane 7 og 9 er rabb-snøleie-gradientar, med ei overlappingssone mellom dei to artane, der vi ville finne den/dei økologiske faktoren/ane som skiljer artane. Lokalitetane 4, 6 og 11 er flytejordstunger, der begge artane veks under ustabile tilhøve, stadig overrisla, og med eit aktivt øvre jordlag.

Lokalitetane 10 og 13, der berre *D. oxycarpa* veks, har eit typisk rabbepreg med lang vekstsesong og relativt stor uttøking. Lokalitetane 5 og 12 er seint utsmelta og fuktige. Her veks berre *D. alpina*.

124 ruter (50*50 cm) vart lagt ut i områder der begge artane voks saman (omlag 25% av rutene), og i områder der berre den eine eller den andre voks, for å finne store økologiske gradientar som kunne skilje artane. Smårutene (10*10 cm) vart brukt med tanke på å dekkta mikrotopografiske variasjonar, særleg der begge artane voks saman. Smårutene vart og brukt til nøyaktig å koordinatfeste kvart individ. Individida vart plotta på eit rutekart og data om kvart individ (art, livsstadium, antal rosettar, antal blomsterbærande skot og antal skulper) vart registrert. Geografisk spreining, med lokalitetar på alle tre Knutshøene, vart og lagt vekt på. Ut frå dette ville vi få ein rimeleg god dekning av begge artane sine økologiske amplitudar.

| Lok. | Geografi | m o.h. | Antal ruter | Økologi | Art(er) |
|------|------------|--------|-------------|----------------------------|---------|
| 1 | S. Knutshø | 1670 | 2 | Topplokalitet | oxy |
| 2 | S. Knutshø | 1670 | 5 | Topplokalitet | oxy |
| 3 | S. Knutshø | 1650 | 5 | Topplokalitet | oxy |
| 4 | S. Knutshø | 1520 | 15 | Overrisla, tidleg utsmelta | oxy/alp |
| 5 | S. Knutshø | 1495 | 5 | Seint utsmelta snøleie | alp |
| 6 | S. Knutshø | 1500 | 12 | Overrisla flytejordstunge | oxy/alp |
| 7 | N. Knutshø | 1500 | 20 | Rabb-snøleie-gradient | oxy/alp |
| 8 | N. Knutshø | 1680 | 5 | Topplokalitet | oxy |
| 9 | N. Knutshø | 1570 | 15 | Rabb-snøleie-gradient | oxy/alp |
| 10 | N. Knutshø | 1550 | 5 | Tidleg utsmelta rabbe | oxy |
| 11 | N. Knutshø | 1550 | 20 | Overrisla flytejordstunge | oxy/alp |
| 12 | M. Knutshø | 1450 | 5 | Seint utsmelta snøleie | alp |
| 13 | M. Knutshø | 1520 | 5 | Tidleg utsmelta rabbe | oxy |
| 14 | M. Knutshø | 1180 | 5 | Lågalpin | alp |

TABELL 1. Oversikt over dei 14 lokalitetane.

Kvar lokalitet vart nøyaktig inntegna på kart, med kompassorientering til faste punkt i området og h.o.h. Små vardar vart bygd som merke. Avstand mellom ruter og mellom ruter og varde vart og måla. Aluminiumspluggar vart slege nedi jorda for permanent å markera hjørna i kvar rute.

DEMOGRAFI

Følgjande livs-stadier vart registrert (Fig. 2). Kriterier som vart lagt til grunn for klassifiseringa er spesifisert.

Livsstadium 1: Frøplantar.

Livsstadium 2: Prefertile. Rosett(ar) utan blomsterstand og utan gammal fruktstand.

Livsstadium 3: Førstegongsfertile.
Rosett(ar) med blomsterstand, men utan gammal fruktstand.

Livsstadium 4: Fleirgongsfertile.
Rosett(ar) med blomsterstand og gammal fruktstand.

Livsstadium 5: Postfertil/kvilestadium.
Rosett(ar) utan blomsterstand, men med gammal fruktstand.

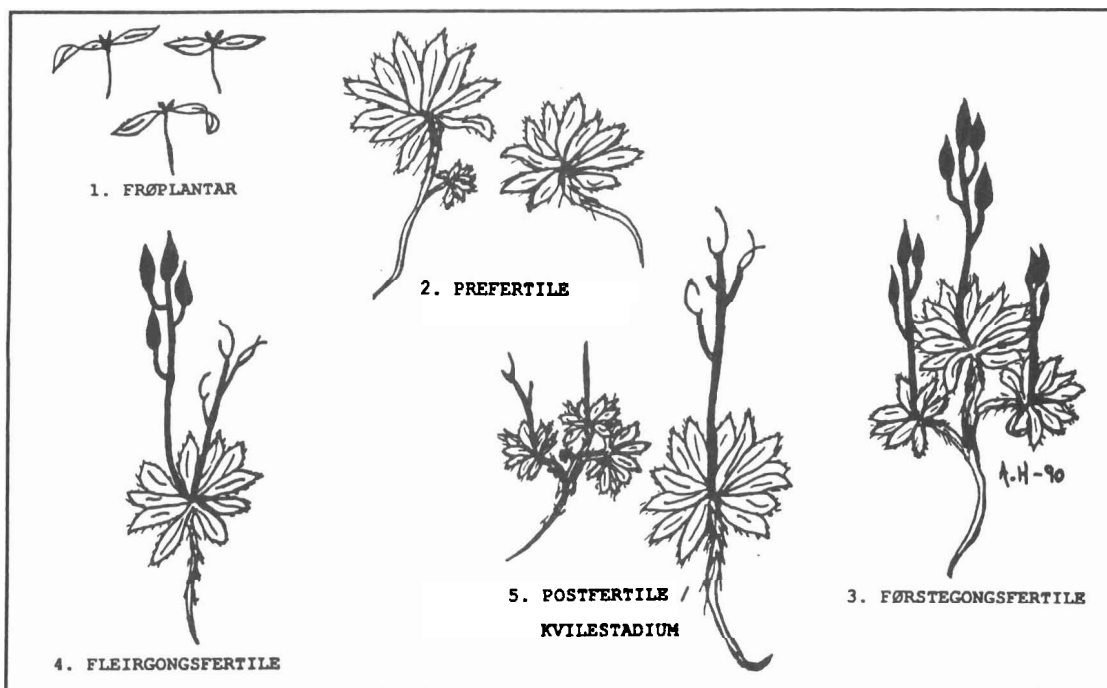


Fig. 2 Habitusskisse av dei ulike livsstadia. Teikna etter feltskisser.

FRØSETTING

Det vart samla inn 10 individ pr. art pr. lokalitet til frøestimering i 1988, og 20 individ pr. art pr. lokalitet i 1989. Individua vart samla nær rutene i dei einskilde lokalitetane, ikkje lengre unna enn 4-5 meter og er difor representative for lokalitetane. Plantar i rutene kunne ikkje brukast fordi rutene skulle være uforstyrre for seinare oppfølging. Antal gode frø og antal ubefrukta ovuler pr. skulpe vart tald opp for å finne frøsettingsprosent for kvar art i alle lokalitetane. Dette er enkelt å gjera med mogne Dråbaskulper. Vanleg pinsett vart brukt til å ta av skulpeveggane, då kunne eg ved å leggja skulpa under lupa sjå kor mange frø og ubefrukta ovuler som var i skulpa (Fig. 3).



Fig. 3 Mogne skulpestandar av *D. oxycarpa* (til vingstre) og *D. alpina* (til høgstre). Antal gode frø og ubefrukta ovuler blei tald opp.

BESTØVING

Eit bestøvingsforsøk vart gjort i perioden 08.-10.07.-89, på *D.oxycarpa* ved lokalitet 9 og på *D.alpina* ved lokalitet 7. To ulike lokalitetar vart vald for å få nok individ i knuppstadiet. Begge lokalitetane er rabb-snøleiegradientar, med sein utsmelting og dermed sein blomstring. 6 ulike behandlingar med 5 merka individ pr. behandling pr. art vart gjort for å teste tilpasningar til kryssbestøving og sjølvbestøving.

Isolatorar vart sett opp over individ for å stenge ute insekt. Ei ljøs nylonstrømpe vart tredd over to 40 cm lange ståltrådar, bøygd i kryss. Omkrins i toppen vart då omlag 3 cm, i botn omlag 10 cm og høgda var omlag 20 cm. Småstein vart nytta til å halda strømpa heilt nedtil jorda. Stoffet i strømpa gav relativt bra lufting. Vind og fukt hadde ikkje gjort skade då eg kontrollerte felte tre dagar seinare. Emaskulering (fjerning av støvbærarar) vart utført i knuppstadiet ved hjelp av urmakarpinsett og urmakarlupe. Ved tvangskryssbestøving vart moge pollen stroke på arret med pinsett, og med lupa vart det konstatert at godt med pollen vart overført.

POLLINATORAR

Pollinatorar vart fanga inn på dagar med sol og lite vind. Ved slike tilhøve var det mykje insekt å sjå i heile undersøkingsområdet.

Ein liten sjølvlaga håv vart brukt til å fange insekt som sat i blomstrane. Insekta vart lagt på 96 % sprit i dramsglas og merka med dato, lokalitetstilknytning og kva for *Draba*-art dei vart fanga på. Innsamling vart gjort i perioden 20.06.-11.07. 1989.

Insekta vart bestemt av Bjørn Økland, Zoologisk museum, Oslo.

FENOLOGI

Nøyaktig tidfesting av første blomstrande individ i kvar rute vart gjort i perioden 15.06.-12.07. 1989. Tidspunkt for snøutsmelting i kvar rute vart dels estimert ut frå snømålingar og dels nøyaktig datert i registreringsperioden. Snøavsmeltingsmålingane vart gjort 23.02., 01.04., 13.05. og 27.05. 1989. Frå desse faste målingane vart avsmeltingskurvar laga. Desse kurvene, saman med feltobservasjonar til same tid er grunnlaget for dei estimerte utsmeltingsdatoane for kvar rute (Svalheim og Wegener in prep. 1990). I perioden 29.06.-08.07 vart det ikkje gjort blomstringsregistreringar. Her har eg difor estimert antatt første blomstrande individ ut frå knuppstadium før den 29.06. og blomstringsintensitet (evnt. enda i knupp) etter den 08.07. Dette gjeld berre eit lite antal ruter. I ruter der det i 1989 ikkje fanst fertile individ, vart blomstring registrert på individ som stod nær ruta, i dei fleste tilfelle 1-30 cm frå ruta, i nokre få tilfelle opp mot 150 cm frå ruta.

DATABEARBEIDING

Biological Data Program/PC version 1.01 (Pedersen 1988) vart brukt til innlesing av data. SPSS/PC+ (Norusis 1986) vart nytta til statistiske beregninger.

RESULTAT

DEMOGRAFI

Begge artane hadde både i 1988 og i 1989 mange prefertile individ (livsstadium 2, omlag 60%) (Fig. 4). Frå 1988 til 1989 vart den fertile andelen av populasjonane halvert, noko som tyder på at 1989-sesongen var dårlegare enn 1988. %-andel av *D. oxycarpa* i livsstadium 3 er berre halvparten så stor som hjå *D. alpina* begge åra. Merk og den stor oppsvingen i stadium 5 i 1989, som viser at mange individ sannsynlegvis hadde kvileår, og avstod frå blomstring i 1989. Dette gjeld for begge artane.

Flowchart for dei to artane (Fig. 5 og 6) viser korleis dei koordinatfesta individa frå 1988 utvikla seg i 1989. Det er stor mortalitet i dei to yngste livsstadia, men mortaliteten avtek kraftig for dei fertile individa. Ein liten %-andel *D. oxycarpa*-individ blir førstegongsfertile i 1989, medan ein dobbelt så stor %-andel *D. alpina* blir førstegongsfertile. Frå stadium 5 i 1988 er det ein relativt stor andel som igjen blir fertile i 1989. Livsstadium 5 er ikkje berre eit postfertilt stadium men og eit kvilestadium.

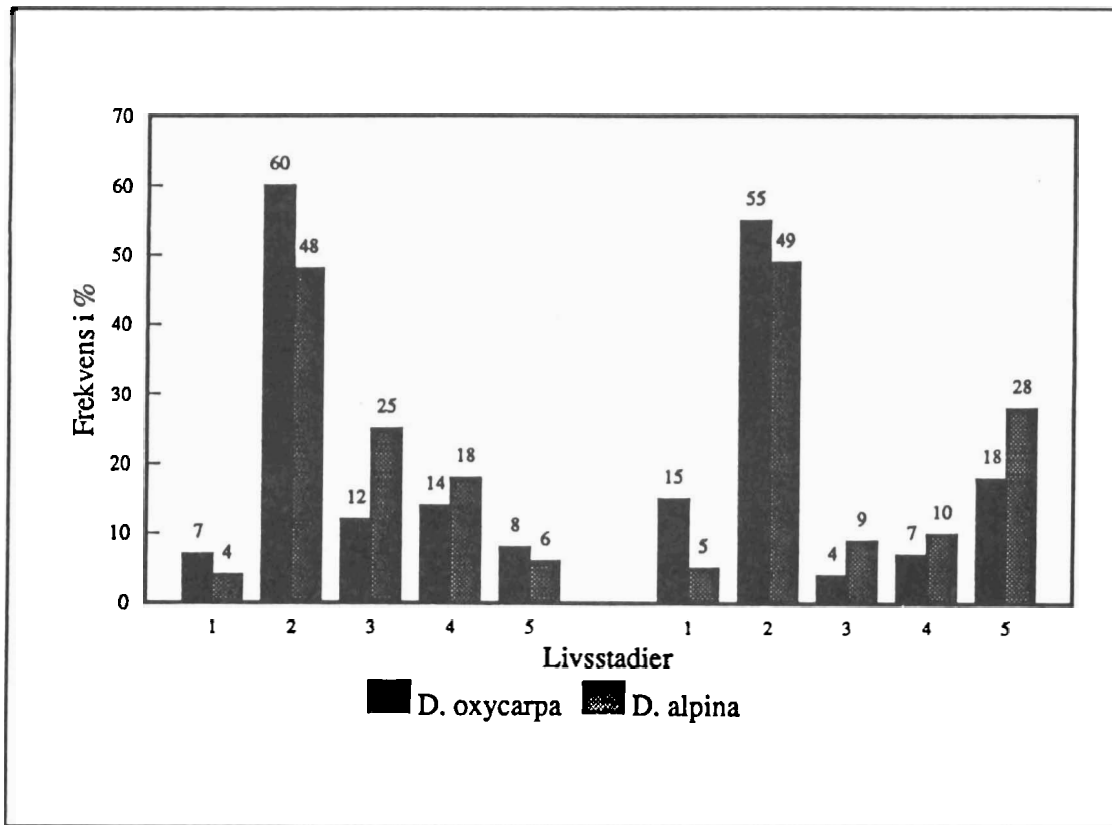
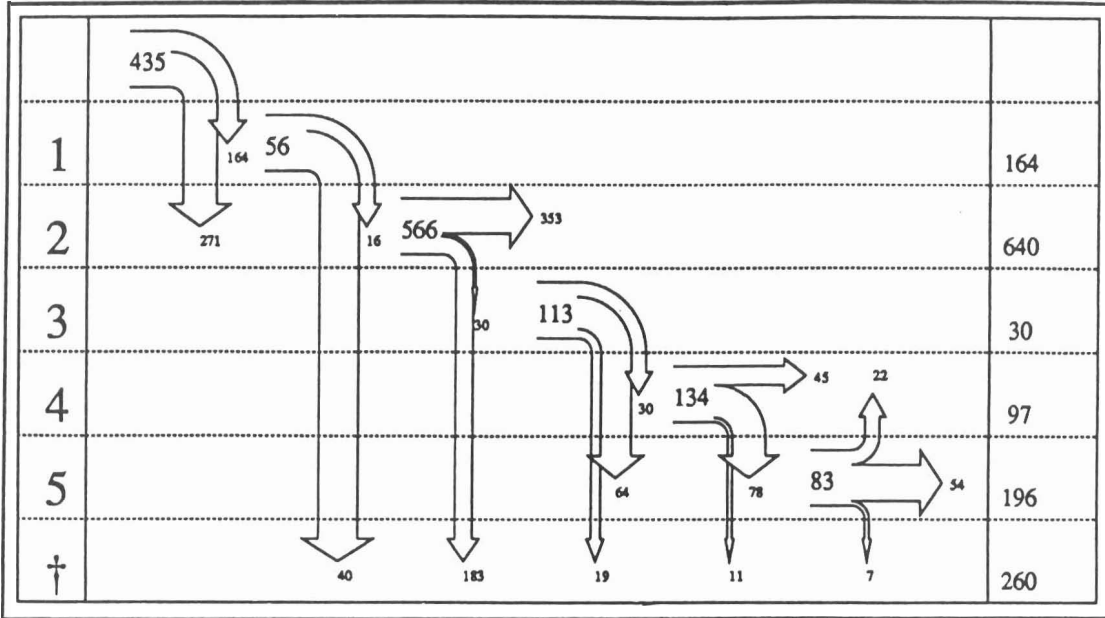
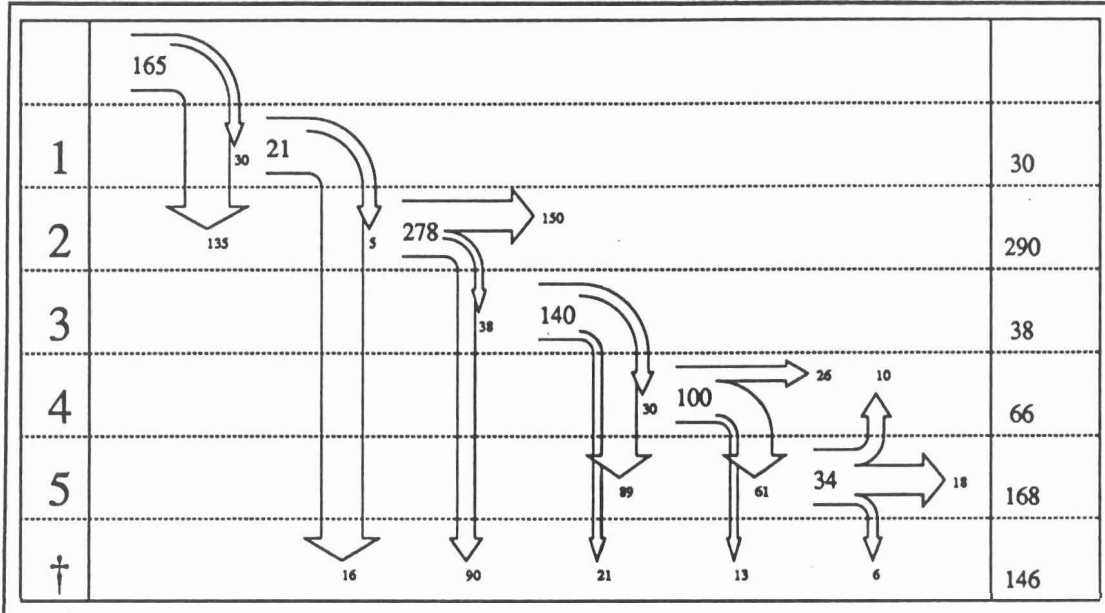


Fig. 4 Livsstadiestruktur av heile materialet. 1988: *D. oxycarpa* 966 individ og *D. alpina* 570 individ til vinstre i figuren. 1989: *D. oxycarpa* 1159 individ og *D. alpina* 606 individ til høgre i figuren. Talet på toppen av søylene angir %-andel individ i ulike livsstadier innan kvar art.

Fig. 5 Flowchart *D. oxycarpa*.Fig. 6 Flowchart *D. alpina*.

Figurane 5 og 6 er flowchart over livsstadier av *D. oxycarpa* og *D. alpina* som viser korleis individa utvikla seg frå 1988 til 1989. Dei 5 livsstadia samt nye individ i 1989 (øverst til vingstre) står til vingstre i figurane. Talet inni kvar hovudpil er antal individ totalt i dei einstilte livsstadia (100%) i 1988. Pilene frå 1988 viser kor mange individ som har gått til dei ulike stadia i 1989. Pilene si tjukkelse angir %-andel og dei ulike pilene er difor samanlignbare. Tala i høgre kolonne er antal individ i dei ulike livsstadia i 1989. Mortalitet frå 1988 til 1989 frå dei ulike livsstadia kjem ut nederst i figurane.

FRØSETTING

Frøsetting for sesongane 1988 (Fig. 7) og 1989 (Fig. 8) viser at *D. oxycarpa* hadde ein dårleg sesong i 1989 samanlikna med 1988-sesongen. *Draba alpina* hadde god frøsetting begge åra.

Abortmønster og frøsetting oppover i blomsterstanden hjå *D. oxycarpa* vart undersøkt for å sjå om tendensen frå Brochmann (in prep.) sitt dyrkamateriale og plantar i naturen var den same m.h.p. utkryssingsblomstrar (nederst) og sjølvbestøvande blomstrar (øverst). Materialet er frå det same som er brukt for frøestimering, og individ som hadde meir enn 8 skulper vart undersøkt.

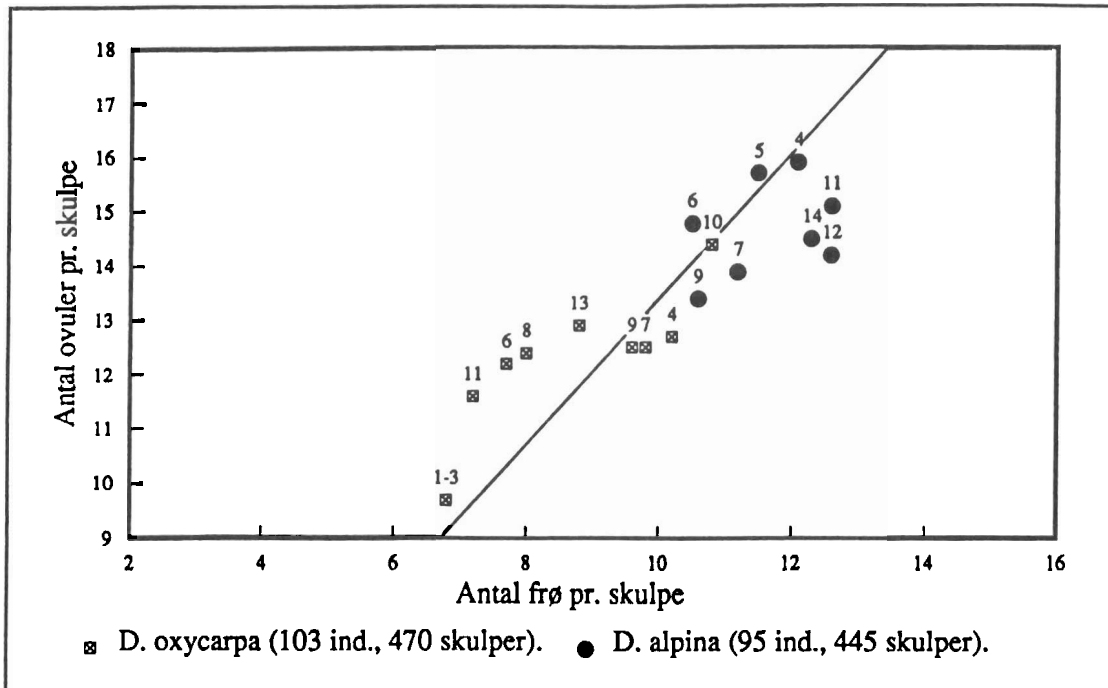


Fig. 7 Frøsetting 1988. 10 individ pr. art pr. lokalitet er opptald. Gjennomsnittleg frøsetting for artane: D. oxycarpa 72,1%, D. alpina 79,8%. Linja angir 75% frøsetting. Merk at figuren ikkje startar i origo.

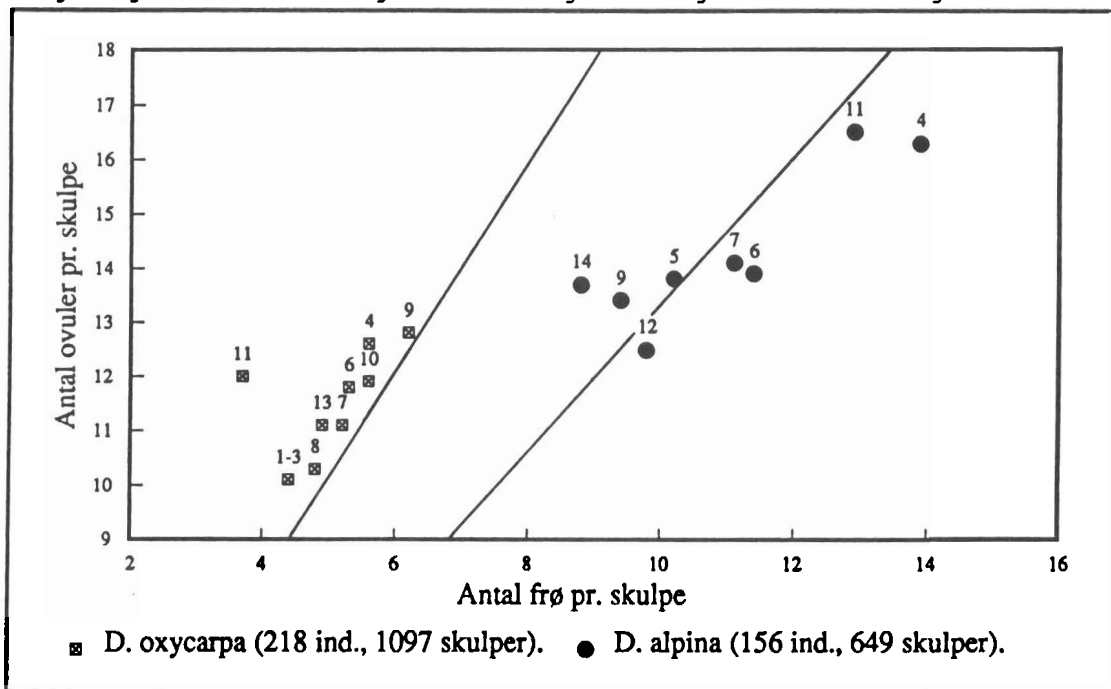


Fig. 8 Frøsetting 1989. 20 individ pr. art pr. lokalitet er opptald. Gjennomsnittleg frøsetting for artane: D. oxycarpa 44,2%, D. alpina 77,4%. Linjene angir 50% og 75% frøsetting. Merk at figuren ikkje startar i origo.

Abort- og frøsettings-mønster i D. oxycarpa 1988:

Av 103 D.oxycarpa-individ hadde berre to meir enn 8 skulper (1,9%). Frøsetting var frå 84% (blr. 1-4, 8 skulper) via 85% (blr. 5-8, 8 skulper) til 89% for dei to siste skulpene. På desse individa fanst ingen abortar. Berre 7 abortar fanst i heile materialet for 1988, som var ein god sesong med hensyn til frøsetting (jfr. Fig. 7).

Abort- og frøsettings-mønster i *D. oxycarpa* 1989:

228 *D. oxycarpa* individ vart samla til frøestimat i 1989.

12 av desse (5,3%) hadde meir enn 8 skulper, og abortmønster og frøsetting fordelte seg slik (Tabell 2):

| Blr.nr. i blr.stand | antal abortar | antal skulper | frø- setting |
|------------------------|------------------|------------------|-----------------|
| 1 - 4 | 10 | 88 | 34% |
| 5 - 8 | 3 | 88 | 56% |
| 9 - | 0 | 17 | 62% |

Tabell 2 Abortmønster og frøsetting i dei 12 individa som hadde meir enn 8 skulper. Aborttalet minskar og frøsettingsprosenten aukar oppover i blomsterstanden.

BESTØVINGSFORSØK

Draba alpina og *D. oxycarpa* er ikkje apomiktiske (Brochmann in prep. 1990). Frå bestøvingsforsøket (Fig. 9) behandling 1, kontrollen, hadde *D. oxycarpa* 35% frøsetting. *Draba oxycarpa* har berre 4% frøsetting frå behandling 2, ubehandla og isolert, og er difor ein dårleg sjølvbestøvar. Behandling 3, emaskulert og open gjev 13% frøsetting. Kryssbestøving med insekt og sjølvbestøving gjev då tilsaman 17% frøsetting. Dette viser at insekta ikkje berre er viktige som kryssbestøvarar, men kanskje enda viktigare, at dei har ein funksjon som "sjølvbestøvarar". Behandling 4 gav i ei *D. oxycarpa*-skulpe 2 frø, 6% frøsetting. Dette skyldast unøyaktig behandling, og denne delen av forsøket var meir meint som ein metode-test. *D. alpina* hadde 0% frøsetting. Frøsettingsprosenten er basert på "gode" skulper, der det er mogleg å telja ovuler (sjå fig. 3). Diverre vart *D. alpina*-forsøket delvis øydelagt av sauer, difor er den delen vanskeleg å tolke. *D. alpina* er ein god sjølvbestøvar, 75% frøsetting frå behandling 2 og klarar seg relativt bra utan insekt. Sesongpotensialet kjem ut frå behandling 5. *D. alpina* har 93% og *D. oxycarpa* 43% frøsetting og ligg nært gjennomsnitleg frøestimat for sesongen-89 (77% og 44%). Behandling 6, emaskulert og tvangskryssbetøvd (pollenoverskot) gir max. frøsetting med framandpollen. For *D. oxycarpa* sin del er dette likt som for sesongpotensialet, medan *D. alpina*-forsøket vart øydelagt av sauer.

POLLINATORAR

Følgjande pollinatorar vart fanga på *D. alpina* og *D. oxycarpa* i perioden 20.06.-11.07.-1989. (Tabell 3)

Dansefluger : Orden Diptera, overfamilie Empidoidea

| <u>D. oxycarpa</u> | <u>D. alpina</u> |
|--------------------|------------------|
| 21.06. 1 stk. | |
| 08.07. 1 stk. | 08.07. 2 stk. |
| 10.07. 3 stk. | 10.07. 3 stk. |

Møkkfluger : Orden Diptera, familie Muscidae

| <u>D. oxycarpa</u> | <u>D. alpina</u> |
|--------------------|------------------|
| 08.07. 3 stk. | 08.07. 3 stk. |
| 10.07. 2 stk. | |

_____ : Orden Diptera, familie Anthomyiidae

| <u>D. oxycarpa</u> |
|--------------------|
| 21.06. 1 stk. |
| 23.06. 2 stk. |

Plantekveps : Orden Hymenoptera, u.orden Symphyta

| <u>D. oxycarpa</u> |
|--------------------|
| 21.06. 2 stk. |

Tabell 3: Insektgruppene er her inndelt etter kva for art dei vart fanga på, og kva dato dei vart fanga. Datoane viser at ulike grupper opptre til ulike tider.

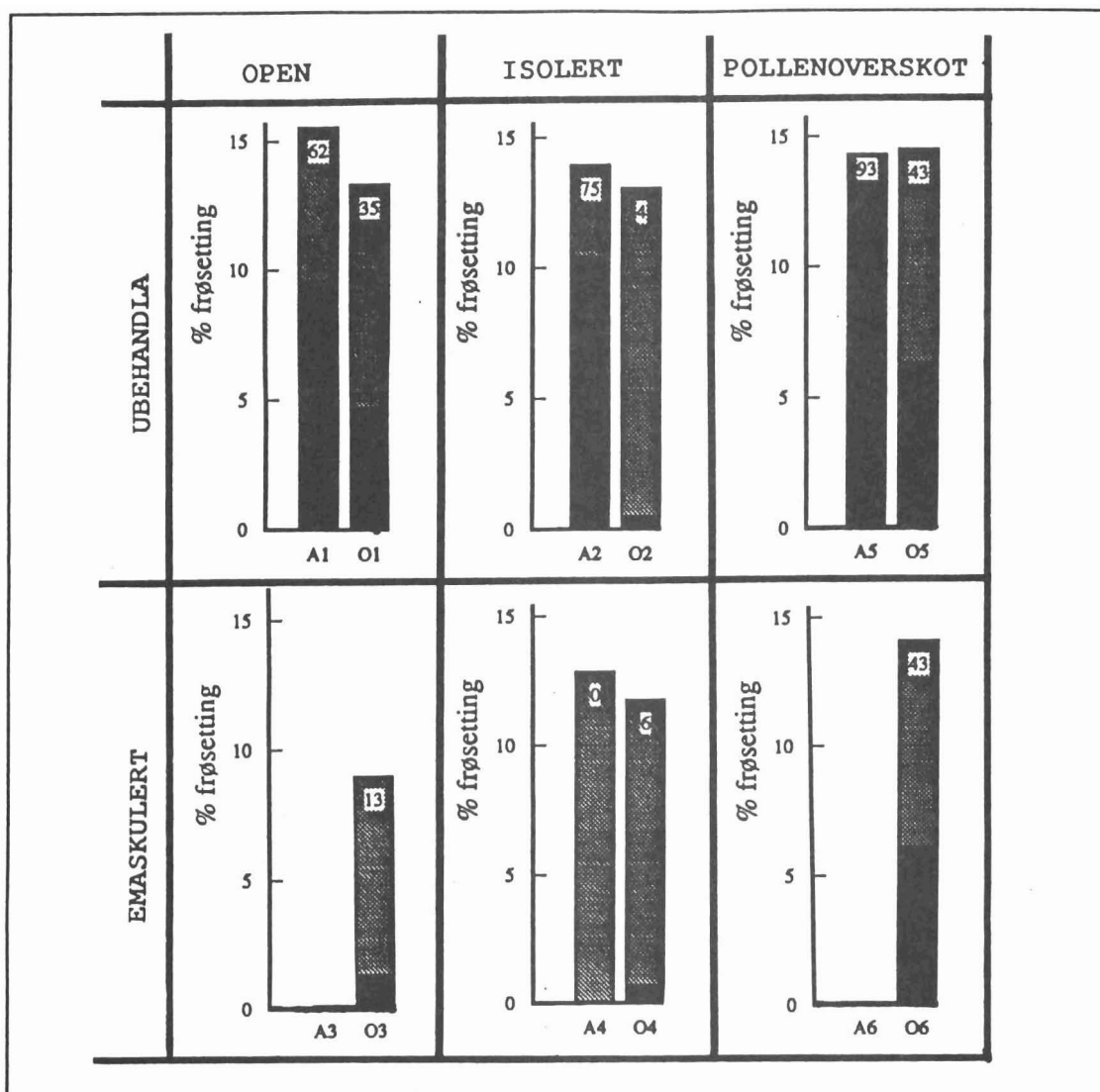


Fig. 9 Bestøvingsforsøk 1989. Det er brukt 5 individ pr. art pr. behandling. Bokstaven under kvar søyle angir art: A = *D. alpina*, O = *D. oxycarpa*. Talet ved sia av kvar bokstav henvis til tekstdelen. Talet på toppen av kvar søyle angir % frøsetting ut frå optald antal ovuler (100%).

FENOLOGI

Ruter med *D. oxycarpa* vart tidlegast utsmelta 02.05. (estimert). Dette gjeld heile lokalitet 13, samt ei rute i lokalitet 4. Registrering av første individ i blomstring var her 20.06. og 21.06. Nokre få individ var allereie i blomstring utanfor rutene 15.06. Seinast utsmelta var ei rute i lokalitet 7, estimert snøfri 12.06., med blomstring 08.07. I ruter med *D. alpina* vart to ruter i lokalitet 4 estimert utsmelta 04.05., og her vart blomstring registrert 21.06. Seinast utsmelta var ei rute i lokalitet 9 den 21.06., med blomstring 11.07. 4 ruter i same lokaliteten var utsmelta den 19.06., men blomstra ikkje før 15.07. Av 35 ruter med blomstring før 25.06. var berre 9 (28,6%) *D. alpina*. Av desse var 5 frå lågalpin-lokaliteten, og held ein dei utanfor inneheld omlag 90% av dei blomstrande rutene i mellomalpin *D. oxycarpa* pr. 25.06. 9% av rutene med *D. alpina* var snøfrie før 25.05., mot 62% av *D. oxycarpa*-rutene. 68% av *D. alpina*-rutene smelta ut seinare enn 04.06., mot 25% av *D. oxycarpa*-rutene. I gjennomsnitt for alle rutene brukte *D. alpina* 28,7 døger frå utsmelting til blomstring, mot *D. oxycarpa* som brukte 35,6 døger. Tidspunkt frå snøutsmelting til blomstring (Fig. 10) og når og kva for art som til eit tidspunkt blomstrar (Fig. 11) samanfattar hovudtrekka i artane sin fenologi. *Draba oxycarpa* veks på tidlegare utsmelta stader, men bruker lang tid frå utsmelting til blomstring. *Draba alpina* veks på seinare utsmelta stader og er relativt raskt i blomstring etter utsmelting. Frå ruta er utsmelta og til blomstring bruker *D. oxycarpa* omlag ei veke lengre enn *D. alpina*.

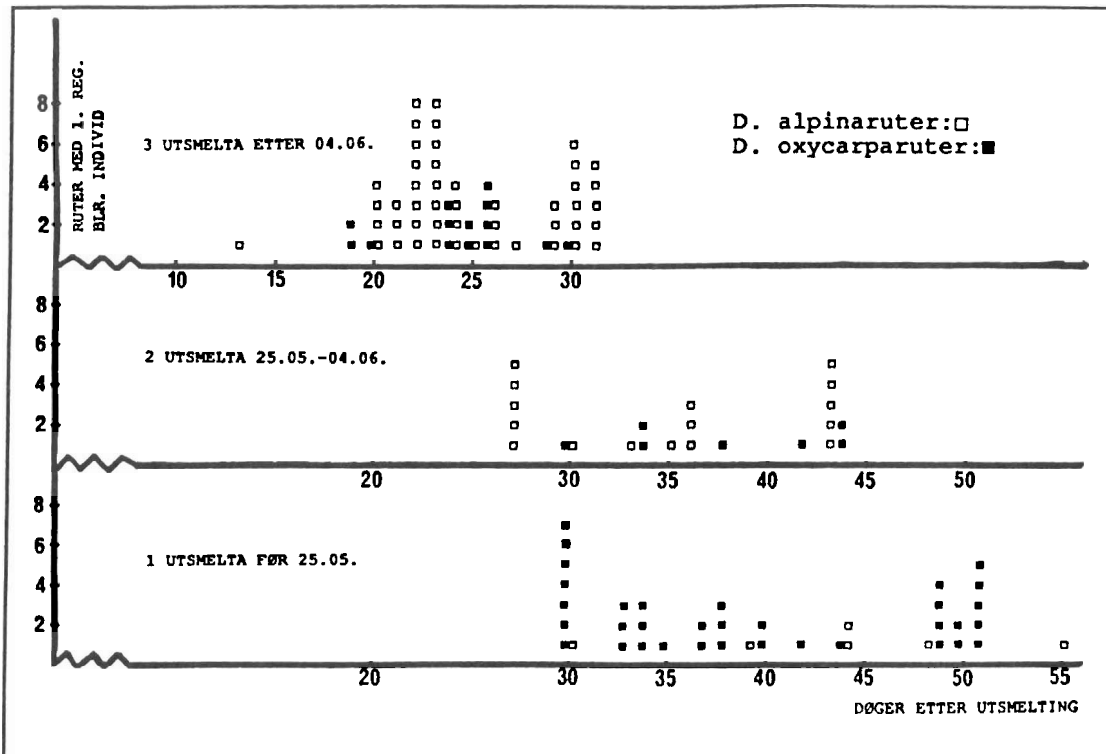


Fig. 10 Figuren viser antal dager frå utsmelting til 1. registrerte individ i blomstring. Figuren er inndelt i tre ulike utsmeltings-periodar. 1) Ruter utsmelta før 25.05. 2) Ruter utsmelta i perioden 25.05.-04.06. 3) Ruter utsmelta seinare enn 04.06. 75% av alle D. oxycarpa-rutene er utsmelta før 04.06., medan 68% av D. alpina-rutene er utsmelta seinare enn 04.06. Data er frå 1989.

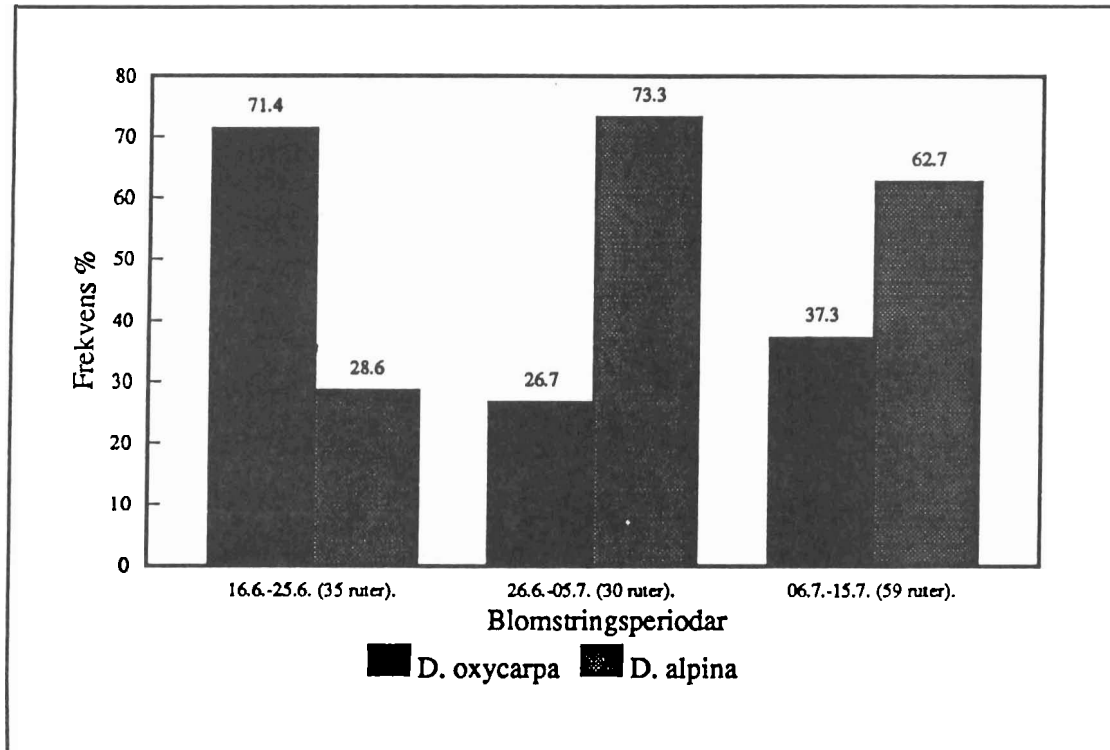


Fig. 11 Figuren viser tre ulike blomstrings-periodar frå første rute i blomstring (16.06) til siste rute i blomstring (15.07). Talet på toppen angir %-andel av ruter i blomstring pr. art i dei ulike periodane. Begge artane har blomstring i alle tre periodane, men hovudtyngda hjå D. oxycarpa er i første perioden, medan hovudtyngda hjå D. alpina er i dei to siste periodane. Data er frå 1989.

DISKUSJON

DEMOGRAFI

Den store andelen av nye individ i 1989 tyder på at det er relativt god spiring. At få individ finst i frøplantestadiet kan skuldast at dei har eit kort frøplantestadium, eller mest sannsynleg at dei er vanskelege å finne. Dei kan vera snøgge med å utvikla rosett, når dei først er etablerte. I kultur kan dei unntagsvis blomstre første sesongen (Brochmann in prep.). Både livsstadium 1 og 2 har stor mortalitet, men den store andelen av individ i stadium 2 (over 50% av populasjonen i begge artane) medfører og at mange overlever. Frø som spirer er mista frå frøbanken (Harper 1977), og mange spirer forgjevnes. Samstundes ser det ut som om dei fertile individ og individ i kvilestadiet er relativt stabile, med liten mortalitet. Ein del individ ser gamle ut, og har mose og lav veksande på stenglane.

Den kraftige nedgangen i fertile individ i 1989 for begge artane skuldast sannsynlegvis den dårlege våren og forsommaren. Få individ gjekk frå livsstadium 2 i 1988 til førstegongs blomstring i 1989. Ein dårleg haust året før gir knoppanlegga ein dårleg start (Elven pers. medd.). I tillegg til *D. oxycarpas* dårlege frøsetting i 1989, så har arten hatt ein særskild dårleg sesong, med under 50% frøsetting og få fertile individ. *D. alpina* hadde og få fertile individ, men ein like god frøsesong som i 1988 gjer at den har takla den dårlege sommaren langt betre enn *D. oxycarpa*. Strategien med å ta eit kvileår i dårlege sesongar er nyttig for planter som lever under ekstreme forhold, slik som arktisk-alpine planter (Rabotnov 1969).

Det kan tyde på at ulike strategiar innan artane og/eller mellom artane langs ein r-k-gradient kan finnast i mitt materiale, men desse data er enno ikkje ferdig bearbeidd. Fordeling langs ein r-k-gradient innan same arten er m.a. vist på *Pedicularis dasyantha* (Odasz 1988) og *Primula veris* (Tamm 1972).

FRØSETTING OG BESTØVING

Ifølge Brochmann (in prep.) avset *D. oxycarpa* relativt lite eigenpollen og har relativt liten frøsetting ved spontan sjølvpollinering og ein markert auke ved tvangssjølvbestøving (Brochmann 1990). Han konkluderer med at *D. oxycarpa* sine 5 første blomstrar er dårlege sjølvbestøvarar og er tilpassa utkryssing. Sviktar pollinatorane, til dømes p.g.a. dårleg vær, så blir dei nederste blomstrane aborterte, blomsterstanden strekk seg oppover og nye, betre sjølvbestøvingstilpassa blomstrar blir utvikla.

1989 var ein dårleg frøsesong for *D. oxycarpa* og årsaka er nok det dårlege veret i blomstringsperioden. Dette har redusert pollinatorintensiteten, og samtidig utkryssingspotensialet for arten. Ein kan sjå tendens til at dei første blomstrane hjå *D. oxycarpa* har dårlegare frøsetting og fleire abortar enn blomstrane lengre oppe i blomsterstanden (Tabell 2). Dette materialet er lite, og difor vanskeleg å dra sikre slutningar ut frå.

At så få individ set meir enn 8 skulper (frå dyrkingsforsøk i Fytotronen på Blindern ikkje sjeldan med 10-15 skulper pr. individ, Brochmann 1990) er nok betinga av ressursbegrensningar ute i naturen. *D. alpina* har i mindre grad same strategi. Den er ein relativt god sjølvbestøvar, med ein mekanisme som synes å fungere godt nok, både ut frå frøsettingsdata og frå bestøvningsforsøket. Det kan sjå ut som at *D. oxycarpa* har ein meir opportunistisk reproduksjonsstrategi enn *D. alpina*.

"Mixed maters", planter med både sjølvbestøvningsmekanisme og tilpassing til utkryssing er vanleg i arktiske strøk (Murray 1987).

D. oxycarpa sette i 1989 lite frø. Tvangskryssbestøving gav berre 43% frøsetting, og frøestimant gav 44% frøsetting. Den har breiare og større kronblad enn *D. alpina* (Bretten 1973), og dette gjer arten meir attraktiv for insekt. Ofte har *D. oxycarpa* større og fleire blomsterstandar pr. individ., med andre ord, den har eit betre reklameapparat enn *D. alpina*. Av 15 kanadiske *Draba*-artar fann Mulligan & Findlay (1970) berre ein som var apomiktisk (*D. oligosperma*). Dei 14 andre artane, mellom anna *D. alpina*, vart karakteriserte som sjølvbestøvarar, der utkryssing "av og til opptrer". Diverre vart mitt bestøvningsforsøk delvis øydelagt av sauer på beite, og dermed fekk eg ikkje måla utkryssingspotensialet hjå *D. alpina*. Likevel vil eg tru at *D. alpina* er lite insektsavhengig m.h.t. blomsterstand, blomsterbygning og bestandstettleik, samstundes som den er ein god sjølvbestøvar.

D. oxycarpa, som er ein dårleg sjølvbestøvar og har eit betre attraksjonsapparat er tydeleg meir insektsavhengig. Bestøvningsforsøket gav berre 13% frøsetting ved utkryssing, og dette er nok i underkant av det naturlege. Eg emaskulerte berre 2-3 blomstrar pr. individ og kneip vekk resten, så attraksjonen vart betydeleg redusert på forsøksindividida.

Krysspollinering førekjem, det er m.a. funne sterile hybridar (Bretten 1973). Sidan insekt på nektar og pollenjakt rotar rundt i blomstrane, er det klart at sjansen for at insekta hjelper planta med å avsetja nok eigenpollen er større enn at det tilfeldigvis krysspollinerar planta. I *D. oxycarpas* blomsterstand, der blomstrane sit tett, rotar insekta frå blomst til blomst i same planta når dei først har landa. Pollen blir da overført mellom blommar på same planta (geitenogami). I genetisk tyding er geitenogami ekvivalent med autogami (Fægri og Van der Pijl 1979). Den type insektadferd vart observert fleire gonger ute i felt, og tyder på at insekta i stor grad må til for å sjølvbestøva *D. oxycarpa*. Insekta fungerer sannsynlegvis på same måte hjå *D. alpina*, kanskje i litt mindre grad då arten ikkje har så god landingsplass og så godt reklameapparat som *D. oxycarpa*, men arten greier seg og godt utan ei slik hjelp, då den er ein relativt god sjølvbestøvar. At sjølvbestøvningsprosenten er høgare enn ved behandling 1 (åpen og ubehandla), 75% mot 62%, er nok eit tilfeldig utslag frå eit lite materiale. Konklusjonen må bli at det dårlege været (både for insekt og plantar), ulikt blomstringstidspunkt (sjå fenologi), og dårleg sjølvbestøvningsmekanisme har vore utslagsgjevande for *D. oxycarpa* sin dårlege frøsesong. *D. alpina*, med god sjølvbestøvningsmekanisme, seinare blomstringstidspunkt (Meir enn 60% av blomstringa skjedd etter den kritiske perioden 25.-30.06.), og mindre insektsavhengig, har hatt ein god frøsesong.

POLLINATORAR

Oftast fanga eg danseflugger, orden Diptera, overfamilie Empidoidea. Danseflugger vart fanga i heile perioden, på begge Drabaartane, i eit tidsrom då det meste av blomstringa føregjekk. Empidoidea predatorer levande og daude insekt. Dei er og blomsterbesøkande, d.v.s. at dei er nektar og /eller pollen-etarar (Chvala 1983). Familien Empididae (overfamilie Empidoidea) er ein av dei 5 viktigaste pollinatorgruppene i arktis Canada (Lake Hazan) (Kevan 1972). Fleire av artane i familien Musidae (orden Diptera) er nektarsugande og vart fanga på båe artane. Av familien Antomyiidae (orden Diptera) fanga eg berre 3 individ, alle på *D. oxycarpa*. Imago har godt utvikla sugesnabel og føda består vesentleg av nektar (Chvala 1983). At ingen vart fanga på *D. alpina* kan skuldast at den hadde hovedblomstring seinare og at insektgruppa berre vart fanga tidleg i sesongen. Samstundes er det innsamla materialet lite, og ikkje dekkjande for å kunne trekke sikre slutningar. Det same gjeld for dei to plantekvepsane (Orden Hymenoptera, underorden Symphyta) som vart fanga 21.06. på *D. oxycarpa*. Denne insektgruppa ernærer seg hovudsakleg på nektar og pollen. Dei fleste av insekta eg fanga (Tabell 3), er polytrope artar. Diptera er spesielt viktig i høgarktisk, sidan dei viser obligat blomsterkonstans og er stadbundne når ein art til eit tidspunkt er dominerande (Kevan 1972). Tida 20.06.-10.07. var høgsesong for blomstring hjå *D. alpina* og *D. oxycarpa*. Det var særleg påfallande å sjå at dei tette bestandane av *D. oxycarpa* blomstra samstundes. Lokalitet 13, estimert utsmelta 02.05., hadde hovudblomstring frå 18.06. til 23.06. Denne *D. oxycarpa*-bestanden kunne då sjåast på 150 m avstand. Drabablomstring i lokalitetane 7 og 9 hadde same dominans i perioden 06.07.-12.07. Insektintensiteten i ulike bestandar til ulikt tidspunkt tyder på at masseblomstring er eit viktig attraksjonsmiddel. Dei fleste Brassicaseer rundt Lake Hazan (arktisk Canada) er sannsynlegvis sjølvbestøvarar, og mange tofrøblada i høgarktisk er uavhengige av insekt for å reprodusera p.g.a. at dei er apomiktiske, autogame eller anemofile (Kevan 1972). På godversdagar var det ei mengde insekt i aktivitet i Drabablomstrane, særleg i dei tettveksande bestandane av *D. oxycarpa* ved lok 10 og 13. Antal insektsbesøk pr. blomster pr. tidseining vart ikkje nøyaktig registrert, men på ein halv time fanga eg 3 og observerte 4 andre insekt i ein og same plante. Insektbesøka er difor tilsynelatande bra på godversdagar. Evna til å føre med seg pollen er ikkje nok til å karakterisere eit pollineringsinsekt. Ein effektiv pollinator må og kunne oppsøkje fleire planter av same art innan tidsramma for pollenkorna si levetid. Besøket må og vera av ein slik art at pollenet vert overført til eit receptivt arr. Insekt som oppfører seg på ein slik måte og er artstru er mest effektive (Kevan 1972). Kevan diskuterer effektive pollinatorar, men ein skal hugse at særleg hjå den dårlege sjølvbestøvaren *D. oxycarpa* er sjølvbestøving med hjelp av insekt venteleg avgjerande for mykje av arten sin frøsetting. "Sjølvbestøvande" pollinatorar er difor viktige, uavhengig av Kevans forutsetningar, når det gjeld reproduksjon hjå *D. oxycarpa*.

FENOLOGI

Mykje tyder på at *D. alpina* veks der det finst eit visst snødekke om vinteren fordi dei fleste ruter med *D. alpina* er relativt seint utsmelta. *Draba oxycarpa* er ofte tidlegare utsmelta og veks meir rabbeprega. *D. oxycarpa* har nok ein breiare økologisk amplitude ettersom relativt mange individ og veks på seint utsmelta staðer og kan tolere eit visst snødekke med sein utsmelting. Dei rabbeveksande individa står lenge før dei blomstrar, slik at dei ikkje skal øydeleggjast av sein vårfrost. Det same gjeld for dei få *D. alpina*-individua som veks på tidleg utsmelta lokalitetar. Dette kan tyde på at dei er meir lysstyrde enn temperaturstyrde. *Draba oxycarpa* som er seint utsmelta kjem like raskt i blomstring som *D. alpina* utsmelta til same tid. Då er sannsynlegvis både temperatur og lys tilnærma optimalt. Dette viser at den økofysiologiske responsen ikkje er artsspesifikk men miljøavhengig.

TAKK

Først ein takk til bestyrar Simen Bretten ved Kongsvoll biologiske stasjon for hysly og mange nyttige tips vedrørande dei to *Draba*-artane. Anders Often, Stein Flatby og Knut Rydgren har velvillig hjelpt med ulike dataprogram, når eg no og då har hatt problem. Takk fortjener og Bjørn Økland for bestemming av insekt. Odd Stabbetorp takkes for mykje hjelp ved kjøring av SPSS, og ikkje minst for utarbeiding av Figurane 5 og 6. Christina Wegener og Ellen Svalheim takkes for eit godt samarbeid under heile arbeidet. Reidar Elven og Rune Økland, som og er involvert i prosjektet, takkes for nyttige og konstruktive tips og diskusjonar. Eg vil og takka Eldri Høgåsen som sleit med korrekturlesing av manus. Ein spesiell takk til min veileidar Liv Borgen, og til Christian Brochmann, som både kommenterer, kritiserer og inspirerer!

LITTERATUR

- Berg, R. Y. 1963. Disjunksjoner i Norges fjellflora og de teorier som er fremsatt til forklaring av dem. - *Blyttia* 21 : 133-177.
- Bretten, S. 1973. Slektta *Draba* i Knutshøy-Finnhøy-området på Dovre, sider ved dens systematikk og autøkologi. - Hovedoppgave, Univ. i Trondheim. (unpubl.)
- Brochmann, C. (in prep.) Reproduction biology of arctic-alpine populations of *Draba* (Brassicaceae) in Scandinavia and Spitzbergen.
- Brochmann, C., Borgen, L. & Stedje, B. 1989. Chromosome numbers and crossing experiments in Nordic populations of *Draba*. - Abstracts, symposium: "Evolution in higher plants: Patterns and Processes, Oslo, June 4-7, 1989 og 4th International Symposium of Plant Biosystematics: "Biological Approaches and Evolutionary Trends in Plants", Kyoto, July 10-14, 1989.
- Brochmann, C., Soltis, P.S. & Soltis, D.E. 1989. Evolutionary trends in Nordic populations of *Draba* (Brassicaceae). - 4th International Symposium of Plants Biosystematics: Biological approaches and Evolutionary Trends in Plants, p. 39 (abstract).
- Bruun, I. 1967. Climatological summaries for Norway. Standard normals 1931-60 of the air temperatur in Norway. - Norske meteorologiske institutt. Aschehoug & Co., Oslo.
- Chvala, M. 1983. The Empidoidea (Diptera) in Fennoscandia and Denmark. - *Fauna entomologica Scandinavica*. Vol. 12. - Scandinavian Science Press Ltd, Denmark.
- Fægri, K. og van der Pijl, L. 1979. The principles of pollination ecology. 3. rev. ed. - Pergamon press, Oxford.
- Harper, J. L. 1977. Population Biology of Plants. - Academic press, London.
- Holtedahl, O. 1960. Geology of Norway. Norges geologiske undersøkelser 208. Oslo.
- Hulten, E. 1970. The circumpolar plants. II Dicotyledons. - *K. Svenska Vetensk.-Akad. Handl.* 13 (1).
- Johanessen, T. W. 1960. Climatological summaries for Norway. Monthly frequensies of current wind forces and wind directions in Norway. Oslo.

- Kevan, P. G. 1972. Insect pollination of high arctic flowers. - *Journal of ecology* : 831-847.
- Mulligan, G.A. & Findlay, J.N. 1970. Sexual reproduction and agamospermy in the genus *Draba*. - *Cand. J. Bot.* 48 : 269-270.
- Murray, D.F. 1987. Breeding systems in the vascular flora of arctic North America. - Pp. 239-262 in: Urbanska, K.M. (ed). *Differentiation patterns in higher plants*. Academic Press, London.
- Norusis, M. J. 1986. *SPSS/PC+*. - SPSSinc, Chicago.
- Odasz, A.M. 1988. Population biology and ecology of the herbaceous perennial *Pedicularis Dasyantha*, (Scrophulariaceae) Brøggerhalvøya, Svalbard archipelago. - Pp. 111-132 in: Bretten, S. & Rønning, O.I. (red): *Rapport, botanisk serie 1988-1*. Trondheim.
- Pedersen, O. 1988. *Biological Data Program/PC*, version 1.01. Brukerveiledning. - *VegeDataConsult*, Oslo.
- Svalheim, E. & Wegener, C. (in prep.) Autøkologiske studier av *Draba alpina* og *D. oxycarpa* på Knutshø. - Hovedoppgave.
- Rabotnov, T. A. 1969. On coenopopulations of perennial herbaceous plants in natural coenous. - *Vegetatio* 19: 87-95.
- Tamm, C. O. 1972. Survival and flowering of some perennial herbs. III. The behavior of *Primula veris* on permanent plots. - *Oikos* 23: 159-166.

POLLENAVSETNING I KULTURLANDSKAP - EN STUDIE AV POLLEN-NEDFALL KONTRA VEGETASJONSTYPER I EI NORDNORSK KYSTBYGD.

Christin Jensen

Avd. for økologisk botanikk

Institutt for biologi og geologi

Universitetet i Tromsø

ABSTRACT

The relationship between modern vegetation and modern pollen deposition in a North Norwegian coastal farming site was investigated by comparing the ratio of different vegetation units with the ratio of the units' dominant pollen taxa collected in Tauber traps and moss polsters during 1-2 seasons (1988-1989).

It was found that small bogs (c. 50x50m) with a heavy birch border get an over-representation of Betula-pollen, but otherwise reflect the surrounding vegetation up to 200-500m. Larger areas (>200x200m) probably get pollen deposition from >500m away, but local topography and terrain barriers play an important part. Tauber traps act to a great extent as insect traps and seem to collect pollen of spruce and pine very poorly. Moss polsters would be the best tool for comparison with subfossil pollenspectra from peat.

INNLEDNING

Undersøkelsen er utført som en del av min Cand.scient.-oppgave i vegetasjonshistorie ved Universitetet i Tromsø, der hovedmålet for selve oppgaven er å studere den antropogene påvirkningen av vegetasjonen, dvs. jordbruksutviklingen, på en antatt sentralgård i Vesterålen (Lekang i Hadsel kommune). Metodene som brukes her er pollenanalyse og humifiseringsanalyser av torvsedimenter. Den pollenanalytiske metoden bygger på teorien om at pollen som bevares i oksygenfritt miljø og kan gjenfinnes i fossile sedimenter, reflekterer et gjennomsnitt av den vegetasjonen de stammer fra. For å vite hvordan pollen-nedfallet reflekterer vegetasjonen, må vi bruke de kunnskaper vi har om vegetasjons-samfunnene slik vi kjenner dem gjennom moderne plantesosiologiske studier. Vi må også ta hensyn til artenes reproduksjonsbiologi og deres respons på abiotiske faktorer.

Målet for denne del-undersøkelsen er å finne ut hvordan den enkelte vegetasjonsenheten gjenspeiles gjennom det pollenutslipp den gir fra seg over en tidsperiode. For sammenligning med subfossile pollenspektra vil det si 2-5 år eller mer, avhengig av prøvens sedimenteringshastighet, tidsmessige oppløsning og nedbrytningsgrad. Man tar da utgangspunkt i 1 cm³ sedimentprøver, som er det vanligste prøvevolum i slike undersøkelser. Gjennomsnitt av tidsrom på 2-5 år er det vanskelig å få belyst i en hovedfagsoppgave, men også studier over kortere tid kan gi nyttig informasjon.

Det har etter von Posts første hypoteser om pollen-nedfallets karakter (von Post 1916, 1933) vært utarbeidet flere modeller for å forklare forholdet mellom pollen-nedfall og kildevegetasjon. Ikke alle er etterprøvd med studier i felt. Her er Taubers modell og registreringer av transport av pollen i og utenfor skog den mest kjente (Tauber 1965, 1967, 1977). I tillegg foreligger undersøkelser av polleninnhold i moseprøver sammenholdt med vegetasjon (f.eks. Hicks 1986).

For undersøkelser av jordbruksutviklingen er det viktig med studier som belyser hvordan kulturvegetasjonen reflekteres i pollenfloraen. Her er det i nordeuropeisk sammenheng finnene som har forsket mest (Vuorela 1973, Hicks 1988) og svenskene (Berglund et al. 1986), men det er generelt gjort lite på området. Publiserte studier fra nordnorsk kulturlandskap er ikke kjent.

De oppdyrkete kystarealene i Nord-Norge med sine små åkre og slåttenger spredt på strandflata og med kraftige topografiske/geografiske sperrer i form av havet på ene siden og høge fjell mot innlandet representerer derfor ei utfordring. Når man i tillegg tar i betraktning det sterkt humide klimaet og at en viktig nøkkelart som Betula pubescens befinner seg nær sin biologiske grense, er det vanskelig å tenke seg at pollen som frigis i dette landskapet vil reflektere kilde-vegetasjonen på samme måte som åkerlandskapet i finske eller sørsvenske innlandsbygder.

Denne mangelen på sammenlignbare undersøkelser motiverte meg til å gjøre en forundersøkelse av pollen nedfall i forhold til samtidig vegetasjon på den gården som jeg undersøker vegetasjonshistorien til.

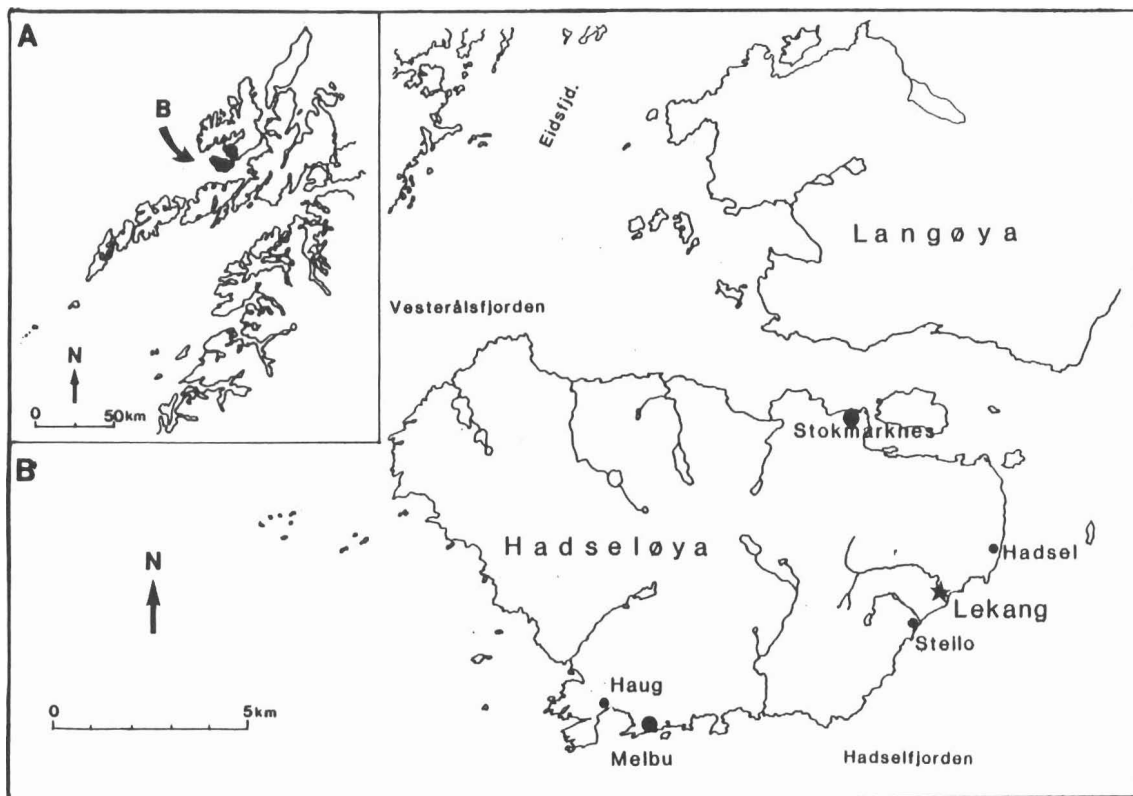


Fig. 1: Kart over den sørlige del av Vesterålen med gården Lekang avmerket.

METODER, MATERIALE

Dersom man sammenligner moderne pollen-nedfall med samtidige vegetasjonsdata, vil man få pollenspektra fra vegetasjonstyper med kjent artsinventar og dekningsgrad. Dette kan da brukes som basis for tolkning av fossile pollenspektra (Birks 1982, Birks and Gordon 1984). For å vite hvilke vegetasjonsenheter som er representert i pollenspekteret, er det nødvendig å kvantifisere forholdet pollenprodusent/pollen-nedfall på en eller annen måte.

Jeg har valgt en metode som legger større vekt på plantesosiologi enn på individuelle pollenprodusenter: en subjektiv sammenlikning av det arealmessige forholdet mellom vegetasjonsenheter i et gitt område omkring nedfallsstedet, og forholdet mellom pollentaxa som representerer de respektive vegetasjonsenheter i pollenfloraen. Metoden utelukker ikke feilkilder som eksisterer på grunn av den varierende innflytelsen de abiotiske faktorene har på pollenproduksjon og -spredning, som temperatur, fuktighet og vindretning i spredningsøyeblikket. En matematisk modell fordrer et større materiale og en mer omfattende databehandling enn det er mulig å få til innenfor rammen av et hovedfagsstudium. Dette er også årsaken til at jeg ikke har brukt numeriske analyser på mine data.

I et subfossilt pollenspektrum vil man bare være i stand til å skille ut større, oftest sammensatte plantesosiologiske enheter. En subjektiv inndeling av vegetasjonen er derfor forsvarlig.

Undersøkelsen ble påbegynt i 1988 med utplassering av pollensamlere (Tauber-feller) på Lekang i Hadsel kommune og kartlegging av vegetasjonen i området. Pollensamlere ble også utplassert i 1989 og moseprøver innsamlet fra myrene hvor det var tatt pollenprofiler (Øvre og Nedre Lekang). I denne artikkelen presenteres ikke resultatene fra Nedre Lekang.

Resent/subresent pollen.

For innsamling av moderne pollen ble Tauber-feller valgt. Denne type felle ble konstruert og først benyttet av Tauber i 1967. Den har en spesialformet aerodynamisk topp-plate som skal motvirke ekstra turbulens omkring fella og bevirke at pollenet faller ned fra en tilnærmet horisontal luftstrøm. Det er senere blitt reist kritikk mot denne samleren (Krzyvinski 1976), men ettersom den er benyttet i en stor del liknende undersøkelser i Norden (Vuorela 1973, Hicks 1974,1985,1986, Berglund 1973, Tauber 1974,1977, Andersen 1974, Krzyvinski 1976) vil det være gunstig å bruke den for sammenlikning. Fordelen med å bruke kunstige pollenfeller framfor f.eks moseprøver, er at man har nøyaktig kontroll med depositionsperiodens lengde og at samleren er av en standardisert type.

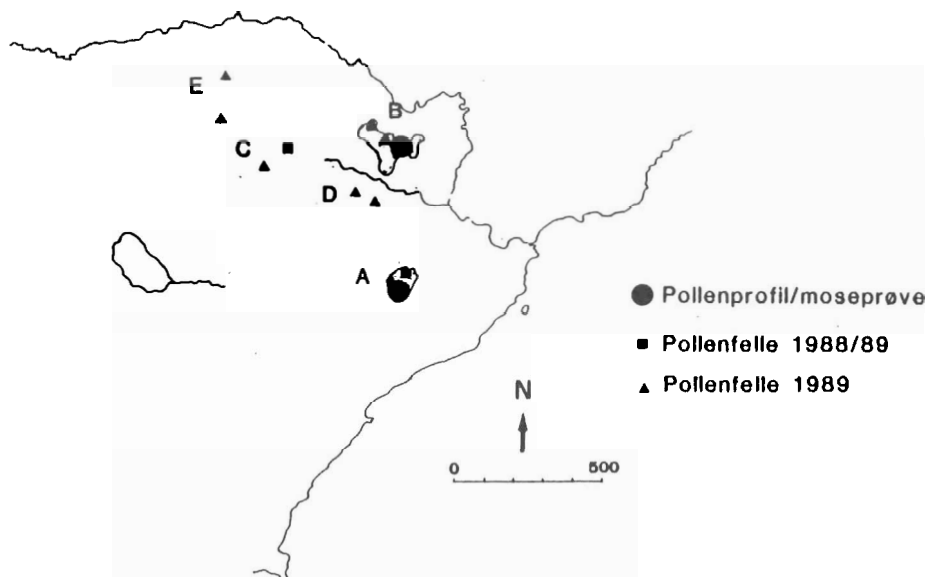
Fellene ble festet på en treplate og plassert direkte på bakken med unntak av åkerfellene som ble plassert på staur ca 1m over bakken. Felleåpningene ble dermed hhv. 20 og ca 120cm over bakkenivå. For å unngå uttørking tilsatte jeg litt ren glyserol i fellene før utplassering. Det ble også tilsatt litt 40% formalin for effektivt å ta livet av insekter og unngå soppvekst. Fellene i utmarka ble gjerdet inn med et gult og svart-farget tau av samme type som brukes i el-gjerder for å holde beitedyr unna. Fellene sto ute sammenhengende fra slutten av april til begynnelsen av oktober, og inspisert 2-3 ganger i løpet av denne perioden.

Fra hver av de to pollenprofil-lokalitetene ble det samlet inn prøver av tettvoksende Sphagnum fuscum og Sphagnum nemoreum, ca 15x15x10cm. Prøvene ble lagret midlertidig på fryselager for å unngå ekstra vekst. De ble senere tint og den øverste 1cm av mosen (capita) lagt ned i sterile petriskåler med 5cm diameter. Totalt volum på disse prøvene er 19,6cm³. Flere duplikater fra hver prøve ble tatt for statistisk kontroll. Delprøvene ble så tørket i varmeskap ved 75°C i 3 1/2 døgn, lagt i bløt i 10% kaliumhydroksyd ett døgn og deretter preparert på samme måte som fossile prøver (Fægri & Iversen,1975).

Preparatene fra feller og moseprøver ble analysert ved hjelp av Zeiss lysmikroskop og bestemt etter tilgjengelige pollen-nøkler. Minimum 500 pollen ble talt i hver prøve. I en av fellene var absolutt tellesum mindre enn 500 (myr, Øvre Lekang, felle 2: 377 ikke-lokale pollen). Lokalt myrpollen ble ekskludert fra pollensummen i myrdataene for å få samsvar med de subfossile dataene. For de andre lokalitetene ble alt pollen medregnet i pollensummen, ettersom man her også vil ha demonstrert den lokale vegetasjonens representasjon. Pollenfloraen i hver prøve ble delt inn etter indikatorverdi og satt opp i histogramform.

Lokaliteter.

Fig. 2: Forenklet kart over Lekang-gården med avmerkete prøvelokaliteter (cfr. elvemønsteret på veg.kartet).



A: Høgmyr, Øvre Lekang.

Den åpne myrvidda er ca 30 x 15m og omgitt av laggvegetasjon med bjørk som dominant. Laggen har størst utstrekning i sør og øst. Mot nord er myrflata mer eller mindre åpent eksponert mot en mindre rapsåker og slåtteng.

Dette er den ene av høgmyrene hvor pollenprofil er tatt. Det ble utplassert 2 feller i 1988; en (felle 2) like ved profilet V på myrvidda, den andre (felle 1) ca. 15m NØ for denne. Fella ved profilet ble ødelagt i felt og materialet gikk dermed tapt. I 1989 ble det satt ut to feller på samme sted som i 1988.

B: Høgmyr, Nedre Lekang.

Den åpne myrvidda hvor pollenfellene er plassert er ca. 30 x 30m med bjørkdominert lagg i nordøst, vest og sør. Mot nord er den eksponert mot en fuktig slåtteng med et lite rapsfelt i 1988, i øst ligger et mindre oppløyd, udyrket myrareal. Myra er sterkt preget av torvtekt. En smal 5 x 20m rest av myrvidda strekker seg mot sørøst. I enden av denne er pollenprofilet tatt for å komme nærmest det mulige opprinnelige gårdssenteret.

To feller med ca. 10 m avstand ble utplassert i 1989 på det største myrvidde-arealet og moseprøver tatt fra samme sted som pollenprofilet. Resultatene herfra vil ikke bli referert i denne artikkelen.

C: Beite.

Et delvis åpent beiteområde med sterkt beitepress like utenfor utmarksgjerdet ble valgt som eksempel på en vegetasjonstype man må anta var dominerende i førhistorisk tid.

Beitet utgjør 150 x 50m åpen flate med få enkeltstående trær av asp og bjørk. Grasbeitet utgjør 60% av den åpne flata, 25% er lynghei og 15% er sump. I nord og nordvest avgrensnes den av en morenerygg tilplantet med gran. I

sør grenser den til et mindre bjørkeskogsområde på innmarka og et hogstfelt. I sørøst er det åpent åkerareal (gulrot og potet).

Det ble utplassert to feller i 1988 med ca 10m mellomrom. Den ene ble ødelagt i felt og materialet tapt. I 1989 ble det plassert en felle på samme sted som den intakte fella fra 1988, pluss en ca 30m sørvest for denne.

D: Åker.

Et ca 100 x 250m åpent areal med åkre hvor det dyrkes hovedsaklig rotvekster og hvor kanteffekten mellom åkrene er sterk. En felle utplassert i 1988 ble knust under transport og det finnes derfor materiale bare fra 1989-sesongen. Det ble da satt ut to feller med ca 10m mellomrom. Fellene ble satt på staur ca 1m over bakken i kantvegetasjonen mellom to potetåkre for ikke å hindre jordbruksmaskinene og for å unngå over-representasjon av den helt lokale grasbestanden. Felle nr 2 sto ca 10m sørøst for bjørkeskog. Felle 1 10m sørøst for felle 2.

E: Lynghei.

For å få et inntrykk av hvordan pollen deponeres på en åpen vidde omgitt av bjørkeskog ble det valgt et lynghei-område på et platå 80 moh ved enden av Lekangdalen. Den åpne flata er ca 250 x 250m og består i vest av et høgmyrkompleks. To feller ble utplassert også her i 1989. Bare den ene presenteres her. Nærmeste bjørkebestand er ca 50m mot NØ og SØ, ellers er den fritt eksponert i 200m avstand. Dalen er omgitt av 4-500m høye fjellpartier i nord og sør.

Vegetasjonskartlegging.

Det ble tatt utgangspunkt i Taubers (1965,1967,1977) teori om at 80% av pollenet som avsettes på en mindre flate, er fraktet via stammemellommene til skogen omkring og representerer vegetasjonen <500m fra avsetningsstedet. Tauber mener 10% er fraktet via trekronene fra en avstand av inntil 1000m, resten er avsatt med nedbør fra høyere luftmasser.

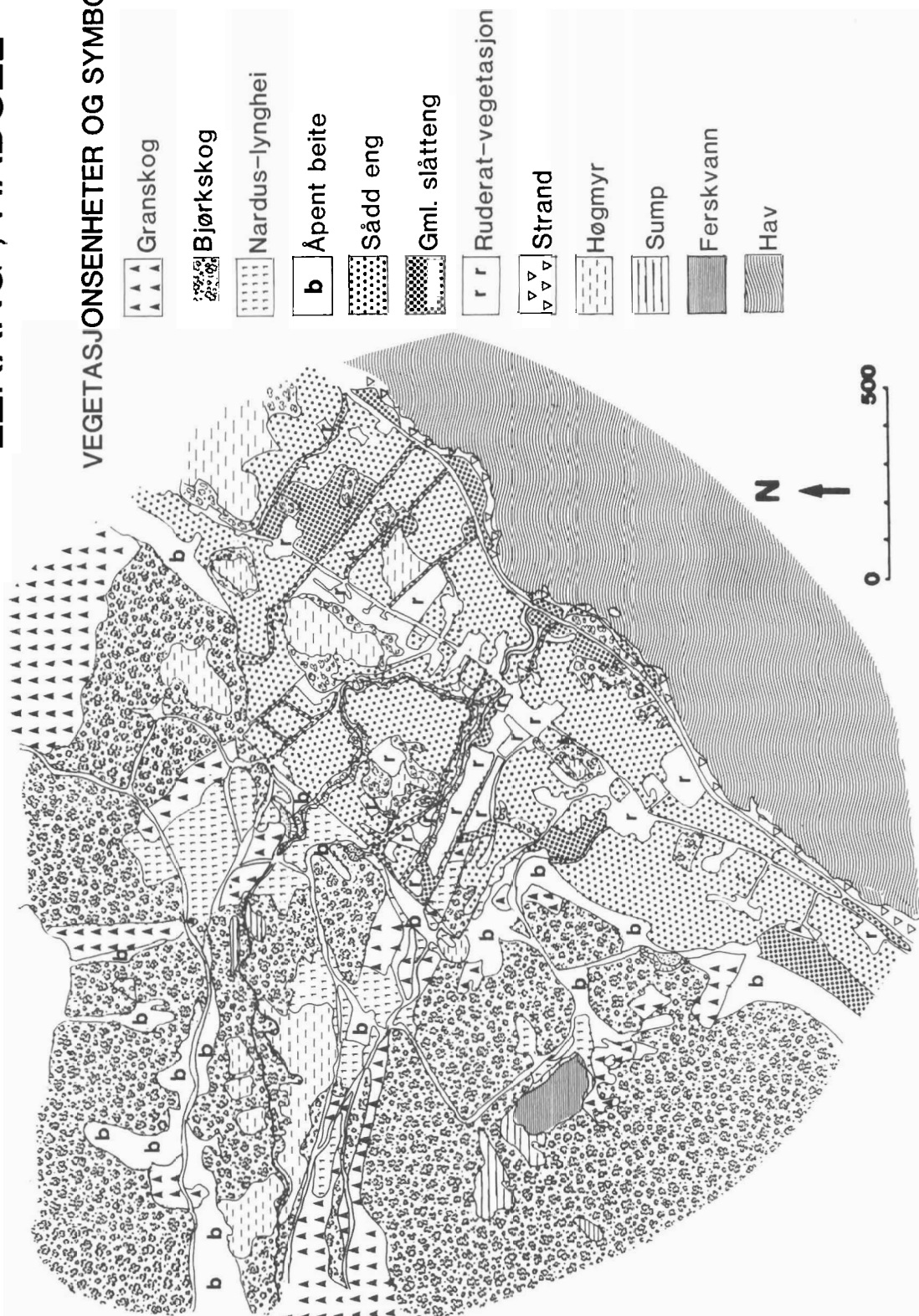
Vegetasjonen ble derfor kartlagt innenfor en sirkel med radius 1000m omkring hver pollensamler. Kartleggingen ble først forsøkt utført ved hjelp av flyfoto og stereoskop i felt, men de små arealene med distinkt forskjellig vegetasjon gjorde det vanskelig å anvende denne metoden. Jeg gikk derfor over til å bruke Økonomisk kartverks markslagskart i målestokk 1 : 5000 som grunnlag. Hele området på 3-4 km² ble gjennomført til fots og vegetasjonsgrenser markert. Kartverkets markslagsgrenser ble korrigert der det var nødvendig.

Det ble tatt 3-6 ruteanalyser med dekningsgrad i prosent fra hver vegetasjonsenhet, totalt 114 analyser. Analysene er delt inn i "åpen vegetasjon" (<20% tredekning) og "skog" (>20% tredekning) for lettere å sammenlikne med AP-NAP-fordelingen i pollenspektrene. En overgang fra lite til mye NAP i forhold til AP tolkes som en åpning av landskapet. Dersom det i tillegg forekommer apofytter er åpningen av vegetasjonen sannsynligvis menneskeindusert. Frekvens og middelvei ble beregnet og resultatene satt opp i konstanstabeller (tab.1 og 2). Med disse som grunnlag ble det gjort ei vurdering av hvilke vegetasjonsenheter som ville kunne gjenkjennes i pollenfloraen. I pollenanalytiske tolkninger er det spesielt viktig å legge vekt på indikatorarter med en karakteristisk pollenmorfologi. Dominerende arter og karakterarter/indikatorarter i vegetasjonsenhetene ble derfor "transformert" til pollentaxa (tab.3) og et mindre utvalg av vegetasjonsenheter utkrystalliserte seg. Disse danner basis for det vegetasjonskartet som er presentert i fig.3.

Fig.3: Vegetasjonskart.

LEKANG , HADSEL 1988

VEGETASJONSENHETER OG SYMBOLER



Et hovedspørsmål er hvilket nedfallsområde som er representert i pollensamleren. Arealet av veg.enhetene ble målt med et Haff planimeter innenfor sirkler med radius 50, 100, 200, 400, 500 og 1000m omkring pollensamleren. Her er bare 50, 100, 200 og 500m presentert. Resultatene er satt opp i histogramform.

Det er generell enighet om at pollen-nedfall ikke kan korreleres direkte med antall individer av foreldrearten. En indirekte sammenlikning kan gjøres ved å anta at det eksisterer et tilsvarende forhold mellom veg.enhetenes dominerende pollentaxa som mellom veg.enhetenes areal i den samtidige vegetasjonen. Ved å vurdere i hvilken radius man finner best samsvar med pollenspekteret, kan man avgjøre hvilken vegetasjon som er representert i pollensamleren. Dette er forsøkt framstilt i tab.4a-d, hvor vegetasjonsenhet og dominerende pollentaxa i denne er gitt samme symbolverdi.

RESULTATER OG DISKUSJON

SKOG: Det er utskilt fem skogtyper langs en surhetsgradient og med økende næringskrav:

- 1: Granskog av blåbærtype i klimaks-stadium. Dette er gran plantefelt som ble plantet av kommunens skogetat i samarbeid med bygdefolket fra 1940-årene og framover. Bjørkeskog av skrubbær-/bærlyngtype ble ryddet for dette formålet. Skogen har et tykt råhumuslag og har bare voksen, pollinerende gran. Bjørkebestanden består mest av juvenile individer.
- 2: Relativt lysåpen bjørkeskog av skrubbær-/blåbærtype med stort innslag av smyle. Beites i liten grad.
- 3: Heibjørkeskog som preges av beiting og av den grunn har innslag av nitrogenkrevende arter. Finnes både i utmark og innmark.
- 4: Fuktig, frisk høgstaudeskog som er sterkt antropogent påvirka. Finnes langs Lekangelva og er stedvis påvirket av vårflo. Beites ikke, men ligger nært opp til slåttengene på innmarka.
- 5: Gammel eng i sent suksesjons-stadium mot skog. Salix caprea er det dominerende treet etter bjørk.

Tab.1: Konstanstabell (arter med frekvens >40% samt endel viktige arter med lavere frekvens.)

| ART \ VEG. ENHET | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|----------------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| Picea sp. | V ⁵ | | | | |
| Hylocomium splendens | V ⁵ | | | | |
| Rhytidiadelphus squarrosus | V ² | | | | |
| Betula pubescens | III ³ | V ⁴ | V ⁴ | V ⁴ | V ¹ |
| Cornus suecica | | V ³ | III ² | | |
| Vaccinium myrtillus | IV ³ | V ³ | IV ³ | | |
| Deschampsia flexuosa | V ² | V ² | | | |
| Anthoxanthum odoratum | | V ¹ | IV ¹ | | |
| Gymnocarpium dryopteris | | IV ² | | | |
| Potentilla erecta | | IV ² | V ² | | |
| Vaccinium vitis-idaea | | IV ² | III ² | | |
| Luzula pilosa | | IV ¹ | III ² | | |
| Agrostis capillaris | | III ² | III ¹ | | |
| Nardus stricta | | III ² | IV ² | | IV ² |
| Trientalis europaea | | III ¹ | V ¹ | | |
| Polygonum viviparum | | III ¹ | V ¹ | | |
| Sorbus aucuparia | | III ¹ | IV ¹ | V ² | IV ³ |
| Thelypteris phegopteris | | III ¹ | | | |
| Deschampsia cespitosa | | | IV ³ | | |
| Rumex acetosa | | | IV ¹ | | IV ² |
| Geranium sylvaticum | | | III ¹ | IV ¹ | IV ² |
| Empetrum hermaphroditum | | | III ¹ | | |
| Luzula multiflora | | | III ¹ | | |
| Equisetum pratense | | | | V ³ | |
| Anthriscus sylvestris | | | | V ² | V ³ |
| Filipendula ulmaria | | | | IV ³ | |
| Stellaria nemorum | | | | IV ² | |
| Dryopteris expansa | | | | IV ² | |
| Ranunculus repens | | | | IV ¹ | III ³ |
| Crepis paludosa | | | | IV ¹ | |
| Cicerbita alpinum | | | | III ⁴ | |
| Epilobium angustifolium | | | | III ³ | II ⁴ |
| Salix phylicifolia | | | | III ³ | |
| Salix glandulifera | | | | III ² | |
| Salix caprea | | | | | IV ¹ |
| Poa alpigena | | | | | IV ¹ |
| Rumex longifolius | | | | | II ¹ |

ÅPEN VEGETASJON: Det er utskilt 7 vegetasjonseenheter med økende nitrogenkrav og ulik grad av antropogen påvirkning.

1: Sur finnskjegg-/skrubberhei med subdominans av krekling og bærlyng. Noe beitet. Et ungt hogstfelt (bjørk) på innmarka kommer inn under denne enheten. Likeså unge, ikke-pollinerende plantefelt.

2: Beitemark i sent suksesjonsstadium. Sterkt beitet av sau og ku. Spredte trær av asp og bjørk. Stier o.a. tråkkområder i utmark er inkludert.

3: Tilsådd eng som høstes i juli/august og pløyes hvert år. Etterbeites av sau senhøstes. Vanligste frøblanding de senere år består av Festuca pratensis, Poa pratense coll. og Trifolium repens. De fleste slåttengene ligger på oppdyrket myrareal og er tildels meget fuktige, spesielt om våren. Kvitkløveren blir derfor lett undertrykket av grasartene. Kunstenger med Phleum pratense er vanlig. Hordeum vulgare til vinterfor dyrkes oftest første året etter at nytt myrareal er pløyd opp. Bygget høstes før det er modent. I eldre enger er det gjerne dominans av Agrostis capillaris.

Tab.3: Oversikt over dominerende/karakteristiske pollengrupper i vegetasjonseenhetene, og veg.enheter som kan utskilles i et pollenspektrum.

| VEG.ENHET POLLENTAXON | Granskog | Bjørkesk. | Beit.bj.sk | Høgst.-sk. | Gjengr.eng | Lynghei | Høgmyr | Åp.beite | Sådd eng | Rud.-veg. | Gml.slått | Tørrberg | Havstrand | VEG.ENHET I | POLLENSPEKTER |
|--------------------------|----------|-----------|------------|------------|------------|---------|--------|----------|----------|-----------|-----------|----------|-----------|----------------|----------------------|
| Picea | x | | | | | | | | | | | | | | Granskog |
| Betula | | x | x | x | x | | | | | | | | | | Bjørkeskog |
| Cornus | | x | | | | x | | | | | | | | | Lynghei |
| Ericales | | x | x | | | x | x | | | | | | | | Lynghei |
| Potentilla-t. | | | x | | | | | x | | | x | | | | |
| Sorbus | | | | x | | | | | | | | | | | |
| Apiaceae | | | | x | x | | | | | | x | | | | |
| Salix | | | | | x | | | | | | | | | | |
| Calluna | | | | | | | x | | | | | | | | Høgmyr |
| Rubus chamaemorus | | | | | | | x | | | | | | | | Høgmyr |
| Poaceae | | | | | x | | | x | x | x | x | | x | | |
| Taraxacum/Leontodon-t. | | | | | | | | x | x | | | | | | Beite |
| Trifolium-t. | | | | | | | | x | x | | x | | | | Beite |
| Rumex acetosa | | | | | | | | x | x | x | | | | | Sådd eng |
| Ranunculus acris-t. | | | | | | | | | x | | | | | | Sådd eng |
| Rumex longifolius-t. | | | | | | | | | x | | | | x | | |
| Plantago major/media-t. | | | | | | | | x | x | | | | | | |
| Spergula arvensis-t. | | | | | | | | | x | | | | | | |
| Stellaria media-t. | | | | | | | | | x | | | | x | | Antropogent påvirket |
| Galeopsis-t. | | | | | | | | | x | | | | | | ruderat veg. |
| Polygonum aviculare-t. | | | | | | | | | x | | | | | | |
| Urtica | | | | | | | | | x | | | | x | | |
| Fabaceae | | | | | | | | | | | x | x | | | |
| Achillea-type | | | | | | | | | x | x | | | | | Eng |
| Epilobium | | | | | | | | | x | | | | | | Eng |
| Geranium-t. | | | | | | | | | x | x | | | | | Eng |
| Filipendula | | | | | | | | | x | | | | | | Eng |
| Valeriana | | | | | | | | | x | | x | | | | |
| Lotus-t. | | | | | | | | | | | x | x | | | |
| Armeria-t. | | | | | | | | | | | | x | | | Havstrand |

Indikatorer på kulturveg.

Det kan være flere grunner til at en vegetasjonstype/-enhet blir kamouflert i et pollenspekter. Det er de store vindpollinerte pollenprodusentene som markerer seg mest i nedfallet. Karakterarter og skillearter mellom plantesosiologiske enheter er ofte arter som enten er insektsbestøvende og små pollenprodusenter og/eller er representert med et lite antall individer. Disse vil lett bli usynliggjort i pollenfloraen. Økende avstand mellom pollenkilden og oppsamlingspunktet vil også viske ut detaljene i vegetasjonsbildet og la pollentypene med langtransportevne representere vegetasjonseenheten i større grad. For enkelte skillearters vedkommende har de en pollenmorfologi som er felles med, eller svært lik andre mindre viktige taxa og mister dermed sin indikatorverdi.

I dette tilfellet ser vi at det ikke er mulig å skille ut de enkelte bjørkeskogstypene. Cornus og Ericales finnes også som domineranter i lynghei og er mer sannsynlige indikatorarter for denne pga heias åpne areal med bedre spredningsmuligheter (her spiller avstanden til pollensamlere en stor rolle ettersom de lyngartene som er aktuelle, med unntak av krekling, er insektbestøvende). Dermed gjenstår bare Betula som sikker indikator på bjørkeskog. Poaceae dominerer i flere vegetasjonstyper, men fortrinnsvis i åpen kulturpåvirket vegetasjon. På grunn av grasets låge høyde over bakken må man anta at størstedelen av pollenet avsettes lokalt. Graspollen i større mengder må derfor kunne betraktes som en god indikator på kulturlandskap når det i tillegg forekommer andre apofytter samtidig. Ranunculus acris og Rumex acetosa finnes i størst mengde i de overflatedyrka slåttengene som holdes i hevd og i kantvegetasjonen mellom engene.

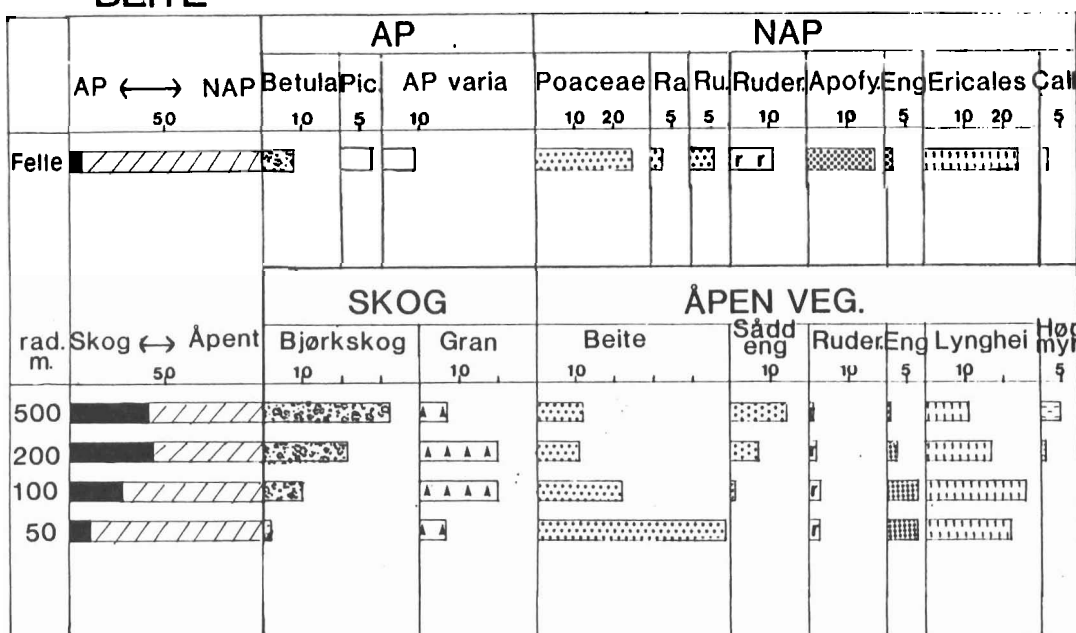
Taraxacum vulgare og Leontodon autumnalis har svært lik pollenmorfologi og er vanskelige å skille fra hverandre. Det ble imidlertid registrert lite løvetann i forhold til følblom i vegetasjonen. Det er derfor rimelig å anta at det meste av denne pollentypen vil stamme fra følblom, som er en karakteristisk art for åpent beite. Trifolium repens er en annen karakterart for beite. Den sås riktignok i engene, men den ble sjelden sett i blomst her. Pollen av kløver er sjelden registrert i pollenfloraen. Plantago major er typisk på tun og stier og har en lett kjennbar pollentype, som dog er vanskelig å skille fra P.media - en mer ruderat-preget, sørlig art. Begge er imidlertid sikre

indikatorer på menneskelig aktivitet. Typiske åker-ugras som Spergula arvensis, Stellaria media, Galeopsis bifida/tetrahit/speciosa, Polygonum aviculare og Urtica dioica lar seg lett identifisere og utgjør gode indikatorarter. Engartene Geranium sylvestris, Filipendula ulmaria og Valeriana sambucifolia finnes i dette tilfellet i gammel slåtteng, men vokser også i naturlig vegetasjon og regnes ellers ikke som indikatorer på kulturvegetasjon. Achillea millefolium derimot er en sikker antropogen indikator. Fabaceae, erteplantene, kan representere både kulturvegetasjon og naturlig vegetasjon. De mest aktuelle artene i dette området, Lathyrus pratensis og Vicia cracca, kan lett skilles fra hverandre med god mikroskopteknikk. Det er ikke gjort forsøk på skille dem i denne undersøkelsen, og de er derfor ikke gitt noen indikatorverdi.

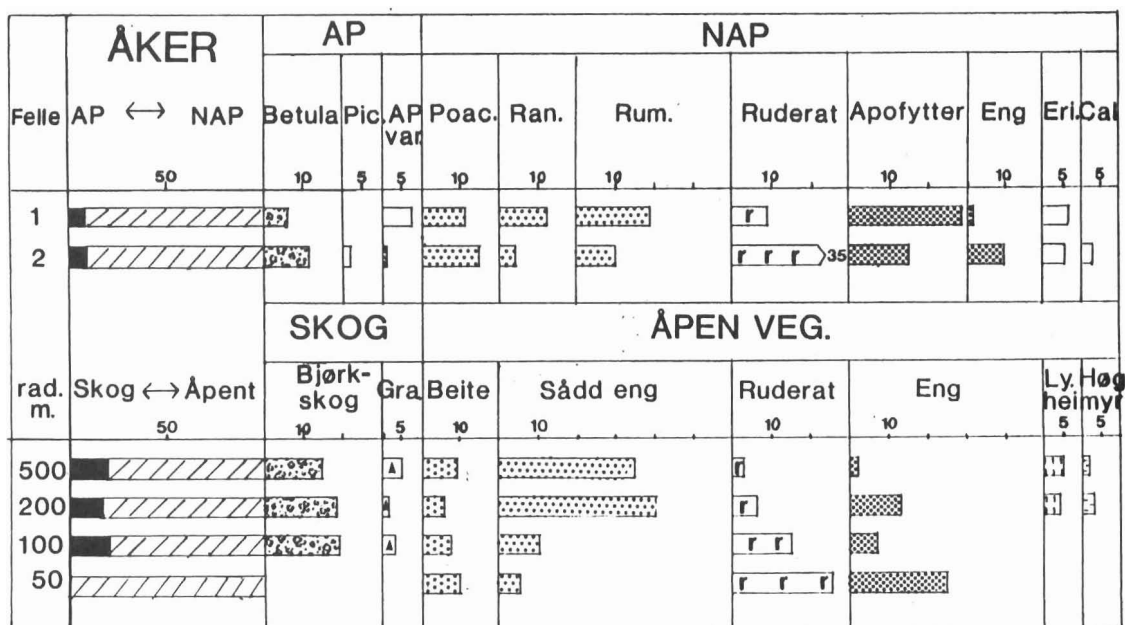
Fig.4(a-d): Arealmessig forhold i % mellom endel av vegetasjonsenhetene i ulik avstand fra pollensamlerne, sammenholdt med forholdet mellom dominerende/karakteristiske pollengrupper i pollenspektrene. Symbolbruken er den samme som for vegetasjonskartet (fig.2). Pollengruppene er gitt samme symbol som vegetasjonsenhetene de antas å representere.

BEITE

a):



b):



a): Beite.

Forholdet mellom tre- og urtepollen i samlerne fra beitet reflekterer et åpent landskap med under 10% trepollen. Graspollenet utgjør størstedelen av det vindpollinerte ikke-trepollenet (NAP). "Apofytter varia" består hovedsaklig av Achillea pollentype og "ruderat varia" mest av Stellaria media-type.

Sammenlikner vi pollenspekteret med vegetasjonsfordelingen, viser det størst korrelasjon med et areal med radius $r = 50\text{m}$. Dette er rimelig ut fra topografien som plasserer beitemarka delvis i en gryte med høg skogkledd morene på to sider, nært inntil. Lyngpollenet skriver seg mest sannsynlig fra lyngheiområdet like ved grasbeitet. Vi ser ellers at den pollinerende granskogen som ligger $< 50\text{m}$ fra fellene og utgjør et ganske stort areal, er svært dårlig representert i fellene. Dette kan enten skyldes ugunstig vindretning i pollineringsutspunktet eller at bartrepollen pga. sin morfologi og spredningsmåte fanges dårlig opp i feller av denne typen. Erfaringen med at bartrepollen sedimenteres dårlig under sentrifugering og dermed kan gå tapt ved dekantering (Hicks 1986) har jeg ikke hatt. De store mengdene av de insektpollinerte artene Achillea og Stellaria er trolig fraktet sekundært i fellene av insekter.

b): Åker.

Felle nr.1 sto mest åpent eksponert, mens felle nr.2 var plassert ca. 10m SØ for bjørkeskog. Pollenspekteret gir som forventet et bilde av åpen veg. Men innslaget av insektpollinerte taxa er uforholdsmessig høyt og burde muligens vært utelukket fra pollensummen. I apofytter varia er størstedelen Brassicacéer, mens ruderat varia i felle 2 hovedsaklig består av Spergula-pollen. Det er lite korsblomster i vegetasjonen omkring fellene, og det er ikke trolig at pollen av denne type kan være fraktet over lange avstander uten med insekter. Spergula arvensis finnes riktignok i rik blomstring langs åkerkanten ca 15-20m fra fellene, men det er vanskelig å tro at så mye pollen fra denne bestanden kan ha havnet i fellene uten sekundær transport. Den store forskjellen mellom to såpass nærstående feller støtter også denne tanken. Det ble tatt prøver fra åkerjorda og analysert mhp. pollen for å se om det kunne være pollen resedimentert ved hjelp av sterk vind og maskinbruk i åkeren. Men prøvene inneholdt bare ubetydelige mengder sterkt korrodert pollen, som ville være lett utskillbart.

Dersom man tar hensyn til disse feilkildene, vil pollenspekteret vise størst samsvar med vegetasjon $> 500\text{m}$ fra fellene. Fellenes plassering over bakken (ca 1m) forsterker trolig innflyt av regionalt pollen (Hicks 1986).

c): Lynghei.

Ut fra pollenspekteret vil det være vanskelig å karakterisere landskapet som åpent. En Betula-prosent på 70 og Poaceae på 10 ville likevel kunne tolkes som "delvis åpent landskap". Vi ser at den lokale heivegetasjonen er meget dårlig representert, selv om det ble registrert god blomstring av lyng, og vi får uventet store mengder av Betula og Ranunculus. Rumex skriver seg mest sannsynlig fra Rumex acetosella-forekomster i stiene gjennom området.

Flatas plassering ved utløpet av en dal med terrengsperrer i form av fjell på to sider og skog på en tredje, gjør det sannsynlig at pollenfloraen representerer veg. i "hele" dalen som et resultat av pollentransport fra bjørkeskogen rundt hele flata, altså $>500\text{m}$.

d): Høgmyr, Øvre Lekang.

Felle nr 1 sto lengst NØ på myrvidda, ca 15m fra pollenprofil og felle nr.2. Det er regnet ut gjennomsnittsverdier for 1988/89 for denne fella, mens felle nr.2 bare representerer 1989-sesongen. Felle nr 1 er derfor mest sammenlignbar med moseprøvene, som man antar representerer de siste 2-3 års deponering (Vuorela 1973, Malmer, pers.medd. til K.-D.Vorren, UiTØ.).

Generelt for de tre pollenspektrene kan man si at de omkringliggende slåttene er godt representert med de store Poaceae-verdiene og Ranunculus/Rumex-verdiene. Den vindpollinerte Rumex-gruppen er kommet ut med omtrent like verdier i alle tre spektrene, mens Ranunculus finnes i nesten firedobbel mengde i Tauberfellene, noe som tydelig viser at Tauber-fellene også virker som insektsfeller.

Betula-verdiene er svært høye i forhold til det lille arealet med bjørkeskog omkring fellene. Laggen utgjør i praksis hele bjørkeskogarealet. Det viser at selv så små arealer med bjørk som i dette tilfellet gir et kraftig utslag i pollenfloraen når de står nært inntil en mindre deponeringsflate. Kantskogs-effekten er da også blitt framhevet av Tauber (1967).

Sammenlikningen mellom mose- og Tauberfelle-prøver (fig.5) viser tydelig at fella i stor grad virker som en

insektfelle, idet insektpollinatorer som Ranunculus acris er over-representert der i forhold til i mosen. Også forskjellen i Pinus-avsetning kommer klart fram. Hva dette skyldes, er ennå usikkert. Men i forhold til de subfossile dataene er det moseprøvene som viser det mest sannsynlige pollenbildet.

KONKLUSJONER.

1: Resultatene fra myr demonstrerer hvor viktig det er å ta hensyn til kantskogeffekten i tolkningen av subfossile data fra små myrarealer. Bjørkas pollenutslipp kan riktignok variere sterkt fra en sesong til neste, men dataene fra moseprøvene viser også en tendens til over-representasjon av Betula - pollen, selv om man dividerer resultatet med 2 eller 3 år, som er antatt avsetningstid. Apofyttene reflekterer imidlertid det omkringliggende jordbrukslandskapet godt innenfor en radius på 2-500m.

2: Større åpne flater (>200x200m) representerer trolig vegetasjonen i en radius >500m. Kombinert med terrengsperrer kan det inntreffe avvikende representasjon. Lokaltopografien spiller sannsynligvis også en rolle for AP-NAP-forholdet i pollenspektrene.

Hvor stor effekt bruken av moderne jordbruksmaskiner har på spredningen av lokalt pollen vet man ikke. Det kan tenkes at pollen fra låge urter som normalt vil deponeres i kort avstand fra morplanten, vil bli virvlet opp i høyere luftlag under høsting av slåttengene med forhøster og transportert lenger. Det samme med allerede avsatt pollen i engen under pløying. Forekomsten av Ranunculus i lyngheifellen kan ses i lys av dette. Stier og veier i skogen vil kunne fungere som transportkanaler for slikt pollen.

3: Barskogsarealene er dårlig representert i fellene, men viser en bra korrelasjon med data fra moseprøvene.

4: Tauber-feller og moseprøver gir ulike pollenspektra mhp insektpollinerte taxa og bartepollen, der fellene har en klart større insektsfelleeffekt og ser ut til å fange opp pollen av Pinus og Picea dårlig. Moseprøver vil derfor være best egnet for sammenlikning med subfossile data, slik det også framgår av fig.5. Dersom man bruker Tauber-feller bør det helst skje over mer enn to sesonger slik at sesongvariasjonene i pollenutslipp for de enkelte taxa utjevnes. Man må også legge størst vekt på de vindpollinerte taxaene i tolkningen og muligens utelukke fra pollensummen taxa som kan være fraktet med insekter.

Tauberfelle-dataene som jeg har i denne undersøkelsen er ikke egnet til alene å danne grunnlag for en modell som er overførbar til subfossile data, men kan fungere som et supplement og en tidsmessig korreksjon til dataene fra moseprøvene.

REFERANSER.

Andersen, S.Th., 1970: The Relative Pollen Productivity representation of Northern European Trees, and Correction factors for Tree Pollen Spectra. -Danm. Geol. Unders., Årbog 1978: 69-92.

Berglund, B.E. et al., 1986: Pollen/vegetation relationships in grazed and mowed plant communities of South Sweden.

Behre, K-E.(ed.)1986: Anthropogenic indicators in pollen diagrams. Balkema, 37-51.

Berglund,B.(ed.),1986: Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology: Wiley & Sons. 869 s.

Birks, H.J.B. and Gordon, A.D., 1985: Numerical Methods in Quaternary Pollen Analysis.-Academic Press Inc., London. 317 s.

Boyd, W.E., 1986: The role of mosses in modern pollen analysis: the influence of moss morphology on pollen entrapment.-Pollen et Spores, Vol.XXVIII(1986),nr.2:243-256.

Di Giovanni,F. et al. 1989: Modelling of dispersion and deposition of tree pollen within a forest canopy.-Grana 28/1989: 129-139.

Fægri,K. og Iversen,J., 1975: Textbook of Pollen Analysis.-Munksgaard, København. 295 s.

- Hall,V.,1989: A study of the modern pollen rain from a reconstructed 19th century farm.-*Ir.Nat.J.*Vol.23/3: 82-92.
- Hicks,S.,1974: A method of using modern pollen rain values to provide a time scale for pollen diagrams from peat deposits. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* 49/1974: 21-33.
- Hicks,S.,1985: Modern Pollen deposition records from Kuusamo, Finland.-*Grana* 24/1985: 167-184.
- Hicks,S.,1985: Pollen values and field size: an experimental example from Hailuoto.-*Iskos* 5/1985: 101-103.
- Hicks,S. and Hyvärinen,V-P.,1986: Sampling modern pollen deposition by means of "Tauber traps": some considerations.-*Pollen et Spores*, Vol.XXVIII(1986),nr.2: 219-242.
- Krzywinski,K.,1976: En registrering av resent pollenregn målt i forskjellig vegetasjon på Milde, Bergen.-*Hovedfagsoppg. Univ. i Bergen*. 215 s.
- Prentice,I.C.,1983: Pollen mapping of regional vegetation patterns in south and central Sweden.-*Journal of Biogeography*,10/1983. 441-454.
- Tauber,H.,1965: Differential pollen dispersion and the interpretaion of pollen diagrams.-*Danm.geol.unders.*II,nr.89/1965: 69 s.
- Tauber,H.,1967: Differential Pollen dispersion and filtration.-*Quaternary Paeoecology*,vol.7: 131-141.
- Tauber,H.,1967: Investigations of the mode of Pollen transfer in forested areas.-*Review of Paleobotany and Palynology*, 73 (1967): 277-286.
- Tauber,H.,1977: Investigations of Aerial Pollen Transport in a Forested Area.-*Dansk Bot.Arkiv*,bind 32,nr.1/1977.
- Vuorela,I.,1973: Relative pollen rain around cultivated fields.-*Acta Botanica Fennica* 102/1973: 1-27.

NORSKE SKOGPLANTESAMFUNN - STATUS 1990

Johan Kielland-Lund
 Institutt for biologi og naturforvaltning
 1323 Ås-NLH

ABSTRACT

The number of geographical vicariant associations described in Norway is:

for *Alnetea glutinosae*: 5 (& 1 of unsettled status)
Vaccinio-Piceetea: 13 (& 2 " " ")
Quercu-Fagetea: 12

There are also 2 associations of forest-bog communities of the *Oxycocco-Sphagnetea*.

Of these associations only one (*Alno-Prunetum*) occurs throughout the country, one is of North-Easterly distribution, 5 are montane, 7 are Eastern, 5 are South-Eastern, 5 are Southern and no less than 12 are Western. In the Upper-Boreal (Subalpine) zone and the Lapland area further studies are needed.

BAKGRUNN

Norske og nordiske skogplantesamfunn er blitt undersøkt og beskrevet i vel 80 år. Cajanders: Ueber Waldtypen (Cajander 1909 og 1921) er utgangspunktet.

I Norge leverte Mork (Mork & Heiberg 1937 og Mork & Låg 1959) viktige bidrag. Nordhagen laget den første plantesosiologiske oversikt over subalpin vegetasjon i Norge (1936), og var også den første som beskrev skogvegetasjon som assosiasjoner fra fjellbjørkeskogen i Sikilsdalen (1943).

I 1939 gjorde Braun-Blanquet, Sissingh & Vlieger det første forsøk på å ordne de eurosibirsk-nordamerikanske barskogsamfunn i et hierarkisk system. På grunnlag av skandinavisk analysemateriale har de også beskrevet flere skandinaviske *Vaccinio-Piceetea*-samfunn.

Senere har Kielland-Lund (1962, 1971, 1981) beskrevet østnorske skogsamfunn og plassert dem i det sosiologiske system. Andre viktige arbeid er utført av Bjørnstad (1971) på Sørlandet og Aune (1973, 1978) på Nordvestlandet og i Vassfaret. Det har også vært en stor aktivitet i Bergens-miljøet; (f.eks. Fremstad & Øvstedal 1978, Fremstad 1979, 1983, Blom 1982 og Øvstedal 1985). Vi regner nå med at hovedtrekkene i norsk skogvegetasjon er kjent og aktiviteten er nå mindre. Det kan kanskje være på sin plass med en statusoversikt: Hva vet vi - og hvilke områder er ennå dårlig kjent ?

NORSKE SKOGASSOSIASJONER

Alnetea glutinosae Br.Bl. et Tx. 43.

Alno incanae-Salicion pentandrae K.-Lund 62

1. *Calamagrostio purpureae-Salicetum pentandrae* K.-Lund 62, gråor-istervierkrattet er beskrevet fra SØ-Norge og forekommer i østlige områder i hvert fall opp til Troms (Fremstad & Øvstedal 1978 og egne observasjoner). Se figur 1. Samfunnete vokser ofte fragmentarisk i små dråg i skyggefull granskog med granskogsvegetasjon på tuer og kanter. Velutviklete bestand er svært typiske med karakterartene *Carex disperma*, *C. loliacea*, *Glyceria lithuanica* og tyngdepunkt av *Carex brunnescens vitilis* og *Calamagrostis purpurea*.

Alnion glutinosae (Malc. 29) Meijer-Drees 36.

2. *Carici elongatae - Alnetum boreale* Prsg. et Bodeux 55, svartorsumpskog vokser på torv i SØ-Norge. Svartor vokser rundt kysten til Trøndelag der samfunnet finnes fragmentarisk. På Vestlandet vokser svartora mest som pioner og i



Figur 1. Utbredelse (skjematisk) av lauvsumpskogsassosiasjoner i Norge.

lier. *Carex elongata* er svært sjelden og *Dryopteris cristata* mangler helt her. Svartorsumpskogen erstattes der muligens av et *Carex paniculata* - *Alnus glutinosa*-samfunn, undersøkt av Skogen (Fremstad 1983) fra Hordaland. Svartorsumpskog er svært utsatt for skoggrøfting og velutviklede og uforstyrrede bestand er sjeldne.

3. *Lysimachio vulgaris* - *Alnetum glutinosae* K.-Lund 71, svartorstrandskog er et rikere samfunn på mineraljord langs sjøen og enkelte innsjøer i lavlandet. Samfunnet kjennes foruten på karakterartene (*Lycopus europaeus* og *Ribes nigrum*) på et frodigere feltsjikt med arter fra rike fuktenger (*Lysimachia vulgaris*, *Iris pseudacorus*, *Solanum dulcamara* etc.). I Oslofjordområdet er typen ganske vanlig. På en del strender etableres nye bestand etter beiteopphør, på andre strender ryddes skogen på grunn av hyttebygging, gartnerisk virksomhet o.l.

4. *Scutellario-Alnetum glutinosa* (K.-Lund 71) Øvstedal 1985 er den vestnorske svartorstrandskog. De få bestand som finnes er små og bærer preg av sterk kulturinnflytelse. Fremstad (1983) fører dem opp som *Lysimachio-Alnetum*, mens Øvstedal (1985) bruker betegnelsen *Scutellario-Alnetum*.

Pioner-svartorskoger på Vestlandet er tildels et viktig landskapselement, men de er klart kultur- og beitebetinget og kan betraktes som en pionerfase av *Corno-Betuletum* (Ass.no. 18). Se også Fremstad 1983 og Balle 1978.

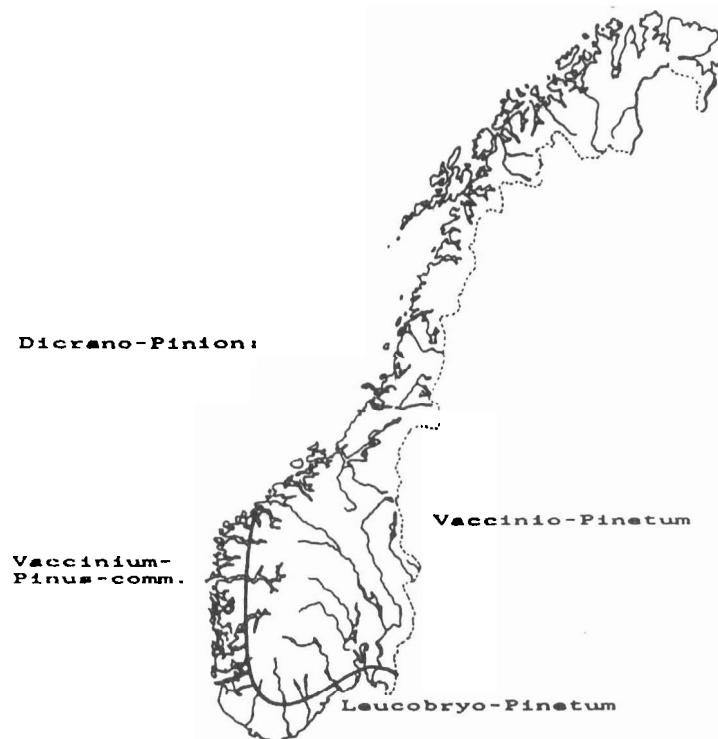
5. *Carici nigrae-Alnetum glutinosae* Fremstad 1983 er et nokså spesielt samfunn med bl.a. *Agrostis canina*, *Viola palustris*, *Carex echinata* og *C. nigra* som domineranter, og en kunne kanskje velge å betrakte det som en starrmyr (*Caricion fusae* Koch 26/Nordh. 36) med svartortrær. Grunnen til at det ikke er gjort er at starrmyrinnslag i sumpskoger ser ut til å bli mye vanligere og også mer stabilt når vi går vestover. Vi kjenner heller ikke et eventuelt sluttsamfunn i en suksesjon. Økologisk svarer slåttestarr-svartorskogen til Østlandets gransumpskog, som den ikke i noe fall kan slås sammen med.

Vaccinio-Piceetea Br.-Bl.39
Dicrano-Pinion Libbert 33

6. *Vaccinio-Pinetum boreale* Caj.21 er den østnorske bærlyngbarblandingsskogen. Utforminger på moer i SØ-Norge med *Pyrola chlorantha*, *Lycopodium complanatum*, *Goodyera repens* og *Dicranum fuscescens* v. *flexicaule* er typiske og lettkjennelige, men sjeldne. Mye vanligere er relativt anonyme utforminger med 'bærlyngdominans', hvor en må bruke negative kjennetegn. På den ene side: Liten forekomst av granskogsarter, og på den andre siden: Liten forekomst av arter typiske for lavfurskog. Slike utforminger har stor utbredelse og er viktige å kjenne forstlig (etablering av blandingsskog). Går opp til mellomboreal. Se figur 2.

7. *Leucobryo-Pinetum* Matusz.21 er en særpreget utforming i vintereikområdene på Sørlandet. Typisk er innslag av buskformet eik, mest vintereik, og *Leucobryum glaucum*. Blåmosefurskogen er ellers vanlig på furumoene i de vestlige deler av furuas utbredelsesområde i Mellomeuropa. Disse ser nokså annerledes ut enn våre bergknausutforminger, men er ellers nokså like floristisk. Hos oss har vi tilsvarende forskjeller mellom sandmo- og knauseutformingene av lauvfurskogen.

I Vest-Norge finner vi typisk bærlyngskog i indre fjorddistrikter. I midtre områder er det mest *Bazzanio-Pinetum* i lavlandet, mens det i ytre områder igjen opptrer bærlyngskog-lignende furskogssamfunn som kanskje vil kunne beskrives som en egen geografisk vikarierende assosiasjon.



Figur 2. Utbredelse (skjematisk) av bærlyngskogsassosiasjoner i Norge.

Cladonio-Pinion K.-Lund 86.

Lavfurskogene utgjør de skrinne/mest oligotrofe skogsamfunn på fastmark. Som gruppe kjennetegnes den ved dominans av lavarter, nøysomme moser og noen få nøysomme lyngarter (blåbær, tyttebær, røsslyng, fjellkrekling og skinntryte). Vi har her en kjede av 5 geografiske vikarierende assosiasjoner (se Kielland-Lund 1967) Se figur 3.

8. *Cladonio-Pinetum boreale* (Caj. 21) K.-Lund 67 er den tørreste av lavfuruskoggruppen med stor lavdominans og karakterartene *Dicranum robustum* og *Monotropia hypopitys*. Typiske i skog er også *Dicranum spurium* og *Arctostaphylos uva-ursi*. Den siste dominerer ekstremt tørre utforminger som av Wojterska (1989) blir beskrevet som en egen assosiasjon, *Arctostaphylo-Pinetum* (hos oss bl.a. i øvre Gudbrandsdal og indre Sogn).



Figur 3. Utbredelse (skjematisk) av lavskogsassosiasjoner i Norge.

9. *Barbilophozio-Pinetum* Br.-Bl. et Siss. 39 em.K.-Lund 67 er den humide røsslyng-skinstrytefuruskogen som finnes fra Sørlandets heier langs fjellkjeden til Nord-Norge. Typen skilles fra lavfuruskog ved regelmessig forekomst av *Vaccinium uliginosum*, *Sphagnum nemoreum* og levermosearter (*Barbilophozia lycopodioides* og *Orthocaulis floerkei*).

10. *Bazzanio-Pinetum* K.-Lund 67 er den vest-norske 'ekstrem-furuskogen' i oceanisk/humide låglandsområder. *Bazzania trilobata* er karakterart. Det er i det hele typisk at enkelte 'granskogsarter' her også vokser i mager furuskog (*Blechnum spicant*, *Rhytidiadelphus loreus* og *Sphagnum quinquefarium*).

11. *Calamagrostisio lapponicae-Pinetum* Br.-Bl. et Siss. 39 em. K.-Lund 67 finnes i kontinentale områder av Troms og Finmark og kjennetegnes geografisk ved *Calamagrostis lapponica*, *Ledum palustre* og *Cladonia ecmocyna*.

12. *Empetro hermaphroditae-Betuletum tortuosae* Nordh. 43 (*Betuletum empetro-cladinosum*) er fjellbjørkeskogens lav-utforming i nordboreal region. Typen er dårlig kjent og avgrensingene mot ass.no. 8, 9 og 11 er uklare.

Oxycocco-Empetrion hermaphroditae Nordh. 36.

Rismyrforbundet innebefatter etter de fleste mening også furumyrskogene. De er svært lette å kjenne på blandingen av rismyr- og furuskogs-arter. Se figur 4.

13. *Oxycocco quadripetali-Pinetum* K.-Lund 81 er den østnorske utforming med geografiske differentialarter som *Oxycoccus microcarpus*, *Cladonia stellaris* og *Dicranum bergeri*. I nordboreal erstattes typen av treløs rismyr (*Oxycocco microcarpi-Empetretum hermaphroditi* Nordh. 43). Se ellers K. & B. Dierssen 1982 og Kielland-Lund 1989.

14. *Erico tetralicis-Pinetum sylvestris* (K.-Lund 81) K. et B. Dierssen 1982 er Sørlandets og Vestlandets furumyrskog i *Erica*-beltet. Differentialarter er *Erica tetralix*, *Myrica gale*, *Molinia coerulea* og *Cladonia impexa*.



Figur 4. Utbredelse (skjematisk) av furumyrskog i Norge.

Vaccinio-Piceion Br.-Bl. et al. 39.

Granskogsamfunnene vokser på rikere mark enn furuskogene. Det er en velavgrenset gruppe selv om høydelsutforminger av bærlyngskogen kan ligne mye på blåbærgranskog (*Eu-Piceetum myrtilletosum*). Gjennomgående karakterarter er bl.a. *Picea abies*, *Lycopodium annotinum*, *Trientalis europaea*, *Linnaea borealis*, *Ptilium crista-castrensis* og *Dicranum majus*. Se figur 5.

Kan deles i 3 grupper: 1) Torvmosegranskoger (ass. no. 15), mose-bregnerike granskoger (ass. no. 16-18) og urterike granskoger (ass. no. 19-20).

15. *Chamaemoro-Piceetum* K.-Lund 62 er den øst-norske gransumpskogen med karakterarter som *Listera cordata*, *Sphagnum girgensohnii* og *Sph. wulfianum*.

Multe-skogsnelle-grantorvmose-samfunn finnes også i subalpine bjørkeskoger, men disse er dårlig kjent og tilknytning til *Chamaemoro-Piceetum* eller en egen bjørkeskogsassosiasjon er uklar. Det samme gjelder sumpskogsutforminger i høytliggende vestnorsk bjørkeskog.

16. *Eu-Piceetum* (Caj. 21) K.-Lund 62 er vårt absolutt vanligste skogsamfunn på rike til middelsrike, sure marktyper. Deles i 3 viktige sub-assosiasjoner, *myrtilletosum*, *dryopteridetosum* og *athyrietosum* etter stigende trofigrad. Karakterarter er mest fuktighetselskende bregner og moser, som *Barbilophozia lycopodioides*.

des, *Hylocomium umbratum*, *Sphagnum quinquefarium* m.fl. Geografiske skillearter mot de vikarierende assosiasjoner er bl.a. *Rhytidiadelphus calvescens*, *Brachythecium reflexum* og *Obtusifolium obtusum*.

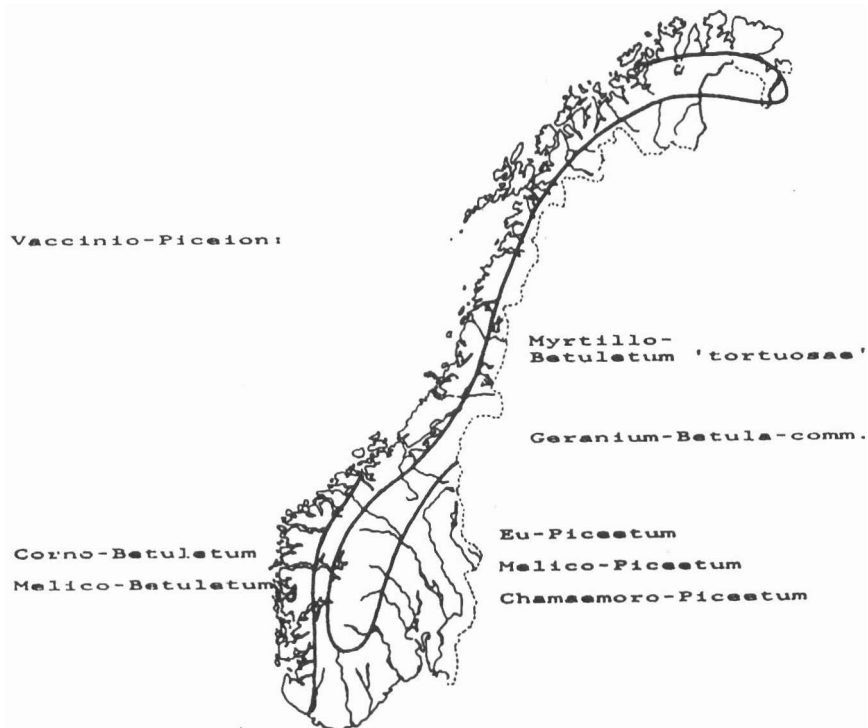
Bjørndalen (1980a) har undersøkt rike utforminger av storbregnegranskoger i Grenland ('*Alno incanae-Piceetum*') og foreslår disse plassert i *Alno-Padion* Knapp 42. Denne enheten er imidlertid for snever og lite karakteristisk til å skilles ut som egen assosiasjon på nivå med det som eller er brukt i denne oversikt:

17. *Myrtillo-Betuletum*, Nordh. 43 (*Betuletum myrtillo-hylocomiosum*) er den vikarierende assosiasjon i subalpin bjørkeskog. Differensiering innen typen og avgrensing mot *Eu-Piceetum* og *Corno-Betuletum* er lite kjent.

18. *Corno-Betuletum* Aune 73, skrubbarbjørkeskogen er typisk for sterkt oceaniske områder i Vestnorge. Geografiske differentialarter er bl.a. *Cornus suecica*, *Blechnum spicant*, *Plagiotecium undulatum* og *Rhytidiadelphus loreus*. *Cornus suecica* og *Dryopteris oreopteris* danner svært særpregete utforminger (subassosiasjoner ?)

19. *Melico-Piceetum* (Caj. 21) K.-Lund 62 er også et vanlig samfunn med mange utforminger. Økologisk finnes denne assosiasjonen på mer basiske og mindre råhumusrike marktyper enn *Eu-Piceetum*-gruppen. Helt tilsvarende har en også her 3 subassosiasjoner: *pinetosum* (*epipactetosum* hadde vært bedre), *typicum* og *aconitetosum*. Karakteristiske arter for gruppen er bl.a. *Rubus saxatilis*, *Melampyrum sylvaticum*, *Hieracium sylvaticum* og *Mnium spinosum*. Overgripende karakterarter fra *Querco-Fagetea* er bl.a. *Carex digitata*, *Melica nutans* og *Dryopteris filix-mas*. Geografiske skillearter for den østnorske assosiasjon er bl.a. *Melica nutans*, *Anemone hepatica*, *Melampyrum sylvaticum* og *Poa nemoralis*.

Bjørndalen (1980b, 1985 m.fl.) har undersøkt kalkfuruskoget i Fennoscandia og skiller ved siden av *Melico-Piceetum pinetosum* også ut et *Convallario-Pinetum* som plasseres i *Trifolion medii* Th. Müll. 61. Etter min mening er dette et kompleks av skog og kantsamfunn, men kan være nyttig som kartleggingsenhet. Han har også (Bjørndalen 1980a) foreslått å skille ut enhetene *Galio odorati-Piceetum* og *Lactuato alpinae-Piceetum*. Disse enhetene er nok for snevre til å føres opp som egne assosiasjoner.



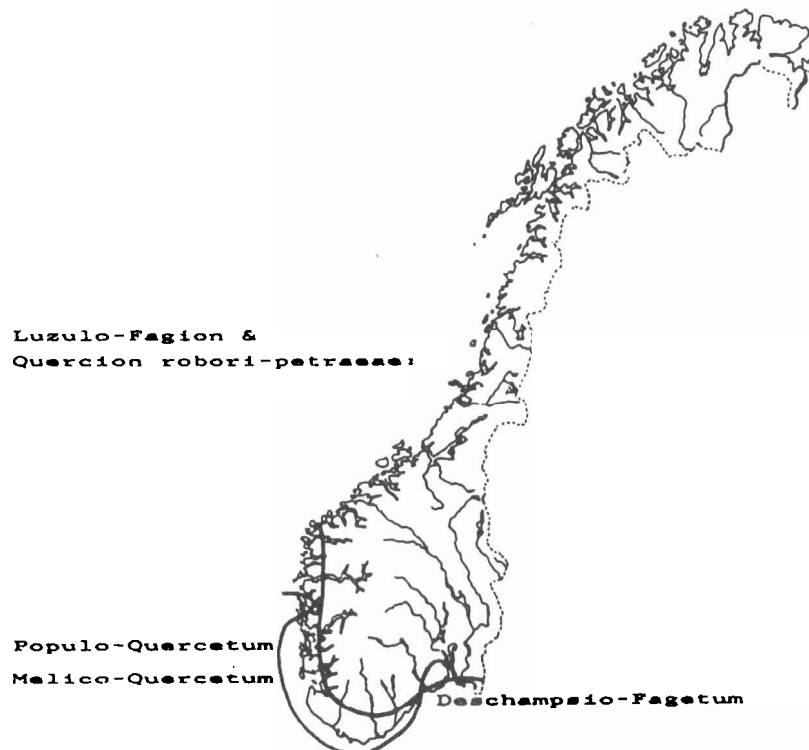
Figur 5. Utbredelse (skjematisk) av granskogsamfunn i Norge.

20. *Melico-Betuletum* Aune 73 er den vestnorske lågurtskog. Mot det østnorske *Melico-Piceetum* er samfunnet vesentlig negativt karakterisert. Mot *Corno-Betuletum* skiller bl.a. *Corylus avellana*, *Fragaria vesca* og *Viola riviniana*.

I fjellbjørkseskogen opptrer både i Sør-Norge og Nord-Norge lågurtlignende utforminger. Av lågurtarter finnes f.eks. iflg. Nordhagen (1943: 346), *Melampyrum sylvaticum*, *Pyrola rotundifolia*, *Rubus saxatilis* og *Mnium spinosum*. Hvor selvstendige disse utforminger er og eventuell avgrensning mot *Lactucion alpinae* Nordh. 36 er lite kjent. Et mulig navn er *Geranio-Betuletum tortuosae* Nordh. 43 (*Betuletum geranium subalpinum*, *Deschampsia flexuosa*-variant).

Quercu-Fagetea Br.-Bl. et Vlieg. 37 em. Klika 39
Luzulo-Fagion Lohm. ex. Tx. 54.

21. *Deschampsio flexuosae-Fagetum* Pass. 56. I Sør- og Mellom-europa er bøk mest et berg- og åsskogstre. Her er bøkeskogen differensiert i mange samfunn og har mange gode karakterarter. Disse faller stort sett ifra i bøkeskogene på slettelandet i det nordligste Mellomeuropa og i Sør-Skandinavia. Smylebøkeskogen er lett å kjenne (dominans av bøk, mangler myskebøkeskogens arter), men er dårlig karakterisert. Økologisk erstatter de lågurtgranskog. Større forekomster av bøkeskog har vi bare i Vestfold, men med mindre forekomster i Østfold, langs Sørlandskysten og utenfor Bergen. Se figur 6. I hele dette området ser en nå også forvillet ungbøk av stor vitalitet. Det virker som om bøkeskog er et potensielt klimakssamfunn i låglandet i SV-Norge.



Figur 6. Utbredelse (skjematisk) av fattig edellauvskog i Norge

Quercion robori-petraeae Br.-Bl. 32.

I vintereikområdet på Sørlandet og Sør-Vestlandet har vi klimaksskoger med eik. Disse erstatter magre granskoger og har mange av de samme artene. På grunn av større lystilgang er enkelte kantarter vanligere enn i barskog, f.eks.: *Lonicera periclymenum*, *Melampyrum pratense* og *Carex pilulifera*.

22. *Populo-Quercetum* Tx. 51 er beskrevet fra Sør-Sverige og erstatter blåbærgranskog. Lokale skillearter mot andre lauvskogsamfunn er *Trientalis europaea*, *Plagiothecium undulatum*, *Dicranum majus* og *Plagiothecium laetum* (Bjørnstad 1971), altså arter som er vanlige også i blåbærgranskog.

23. *Melico-Quercetum* Bjørnstad 71, lågurteikeskog er et rikere samfunn som vikarierer for lågurtgranskog. *Melica uniflora* er antagelig karakterart, mens *Succisa pratensis*, *Potentilla erecta*, *Anthoxanthum odoratum* o.a. er lokale skillearter. Mot blåbæreikeskogen skiller lågurtskogsartene (*Carex digitata*, *Melica nutans*, *Viola riviniana* m.fl.).

Alno-Padion Knapp 42

De rike, fuktige edellauvskoger er vel utstyrt med karakterarter: *Alnus incana*, *Carex sylvatica*, *Chrysosplenium alternifolium*, *Ranunculus ficaria*, *Stellaria nemorum*, *Mnium undulatum* m.fl. Det er skilt ut 5 assosiasjoner, som unntatt *Alno-Prunetum* (ass.no. 26) er sterkt sørlige og varmekjære. Se figur 7.

24. *Equiseto-Fraxinetum* K.-Lund (71)81 er den østnorske vikariant for mellom-europas kildelauvskog (*Carici remotae-Fraxinetum* W.Koch 26). Det er et sjeldent samfunn på kildehorisonter, mest på vestsida av Oslofjorden. Karakterarter er *Carex remota*, *C. sylvatica* og *Equisetum hyemale*. Typisk for samfunnet er i det hele et stort innslag av snellearter og et frodig moseteppeslag (*Brachythecium* spp., *Mnium* spp. og *Thuidium tamariscinum*). Ask er vanligvis det dominerende treslag, men rene svartorbestand kan også forekomme.

25. *Hylocomio brevirostris* - *Alnetum glutinosae* (Blom 82) Øvstedal 85 er det vestnorske vikarierende samfunn med svartor som herskende treslag. Oceaniske differentialarter er bl.a. *Cardamine flexuosa*, *Chrysosplenium oppositifolium* og *Lysimachia nemorum*. Velutviklete bestand i våte bekkedalene kan være en orgie av vestnorsk fuktig frodighet.

26. *Alno-Prunetum* K.-Lund (71)81 er den velkjente gråor-heggeskog med utbredelse over hele landet, fra Østlandet og Vestlandet til Finmark. I motsetning til de andre *Alno-Padion*-samfunnene som vesentlig er boreonemorale, går *Alno-Prunetum* opp til mellomborealene. Følgelig mangler termofile arter og typisk er dominans av gråor og hegg, *Ribes spicatum*, *Anemone ranunculoides* og *Matteuccia struthiopteris*.

Samfunnet er best utviklet på elvesletter som av og til oversvømmes, og varierer her forbausende lite fra øst til vest og fra sør til nord. Mer forskjellig er enkelte liutforminger og her er det vanskelige overganger mot *Lactucion alpinae* Nordh. 36 (se Fremstad og Øvstedal 1978 og Odland 1981). Utforminger med *Gagea lutea* og *Ranunculus ficaria* (f.eks. i Trøndelag) kan utgjøre en egen type, men er lite kjent. Gråor opptrer ellers også som pioner i kulturlandskapet.

27. *Alno-Fraxinetum* K.-Lund ap. Seib. 69. I det sørligste Norge kommer ask inn på varmere og mer stabiliserte deler av fuktig edellauvskogsmark. Med seg har den et rikt termofilt innslag som *Acer platanoides*, *Ranunculus ficaria*, *Gagea lutea* og *Polygonatum multiflorum*.

28. *Eurhynchio striati-Fraxinetum* (Blom 82) Øvstedal 85 er det vestnorske vikarierende samfunn. Blom (1982) har gitt en meget grundig oversikt over sør-vestnorske edellauvskoger. Regionale karakterarter *Matteuccia*, *Gagea* og *Equisetum pratense*. De fleste bestand av samfunnet er unge, vokst fram av beitemarker o.l. etter siste krig. Ved siden av ask og svartor er platanlønn, *Acer pseudo-platanus* et ikke uvanlig treslag. Skillearter mot det østnorske samfunn er *Cardamine flexuosa*, *Circaea intermedia*, *Luzula sylvatica* og flere.

Subassosiasjonen *circaetosum lutetianae* av *Primulo-Ulmetum* (ass. no. 31) har en rekke hygrofile skillearter som *Lysimachia nemorum*, *Circaea lutetiana*, *C. intermedia* og *Alnus glutinosa*. Den har mye til felles med *Eurhynchio-Fraxinetum* og kan muligens utgjøre en mer moden utforming av denne.

Fagion sylvaticae Tx. et Diem. 36.

De termofile rike edellauvskoger har en lang rekke karakterarter, *Ulmus glabra*, *Bromus benekenii*, *Corydalis fabacea*, *Dentaria bulbifera*, *Mercurialis perennis*, *Polystichum braunii* og mange flere. Det er her beskrevet 4 assosiasjoner. Se figur 7.



Figur 7. Utbredelse (skjematisk) av rik edellauskog i Norge.

29. *Ulmo-Tilietum* K.-Lund ap. Seib. 69 er den klassiske termofile alm-lindeskog fra Østlandet, indre fjordstrøk av Vestlandet og indre deler av Midt Norge. Samfunnet har svært rikelig med lokale karakterarter, de mest gjennomgående er *Tilia*, *Ulmus*, *Actaea spicata* og *Viola mirabilis*. *Acer platanoides*, *Prunus avium* og *Corylus* har også optimum her. I varme lier går alm-lindeskogen langt oppover i dalførene og utgjør ofte rene botaniske oaser. Geografiske skillearter mot de vest-norske samfunn er bl.a. *Acer platanoides*, *Anemone hepatica* og *Lathyrus vernus*.

30. *Alno-Ulmetum* Fremstad 79 er et meget spesielt edellauskogssamfunn i humide boreale områder. Samfunnet kjennetegnes av en blanding av høgstauder (*Aconitum septentrionale*, *Matteuccia struthiopteris*, *Impatiens noli-tangere*, *Stellaria nemorum* m.fl.) og termofile urter (*Lathyrus vernus*, *Vicia sylvatica*, *Viola mirabilis*). *Hypericum hirsutum* er en mulig karakterart. Gråor-almeskogen er beskrevet fra Orkladalen, men finnes også i lier på Vestlandet. Lokalitetene er ofte solvarme urer i et humid klima. Alm kan noen ganger vokse sammen med gråor i rik gråor-heggeskog, men her mangler det termofile innslaget.

31. *Primulo-Ulmetum* (Blom 82) Øvstedal 85 er det oceaniske Vestnorges termofile edellauskog. Regionale karakterarter er bl.a. *Brachypodium sylvaticum*, *Sanicula europaea*, *Hedera helix*, *Tilia cordata* og *Taxus baccata*. Både antall karakterarter og underenheter gjør kusymrealmeskogen til vårt rikeste og mest varierte skogsamfunn.

Rene hasselskoger kan opptre både i termofil edellauskog og i rik lågurtskog (ofte gammel tønnebandproduksjon). De er neppe stabile eller selvstendige nok til å oppfattes som egne assosiasjoner (kfr. Øvstedal 1985 og Røsberg og Øvstedal 1987).

32. *Dentario-Fagetum* (Zlatn. 35) Hartm. 53 em. Lohm. 62 er Vestfolds rike bøkeskog. Lokale karakterarter ved siden av bok og *Anemone nemorosa* er *Galium odoratum*, *Festuca altissima* og *Dentaria bulbifera*. Samfunnet erstatter *Ulmo-Tilietum* og er ganske sjeldent. Myskebøkeskogen har antagelig den høyeste produksjon av trevirke (målt i vekt) av norske skogsamfunn, men er samtidig et av de artsfattigste. For de 2 subassosiasjoner er gjennomsnittlig artsantall 12,5 og 17,4.

LITTERATUR

- Aune, E.I. 1973. Forest vegetation in Hemne, Sør-Trøndelag, Western Central Norway. Kongel. Norske Vidensk. Selsk. Mus. Miscellanea 12, 87 pp.
1978. Vegetasjonen i Vassfaret, Buskerud/Oppland med vegetasjonskart i 1:10 000. Kongel. Norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser. 1978-8, 67 pp.
- Balle, O. 1978. Vegetasjonsøkologiske studier i vest-norske løvskoglier, med særlig hensyn på jordbrukets innvirkning, Thesis, Bergen, 186 pp. (unpubl).
- Bjørndalen, J.E. 1980a. Phytosociological studies of basiphilous pine forests in Grenland, Telemark, SE Norway. Norw. J. Bot. 27: 139-161.
- 1980b. Urterike granskoger i Grenland, Telemark. Blyttia 38: 49-66.
1985. Some synchorological aspects of basiphilous pine forests in Fennoscandia. Vegetatio 59: 211-224.
- Bjørnstad, A. 1971. A phytosociological investigation of the deciduous forest types in Søgne, Vest-Agder, South Norway. Norw. J. Bot. 18: 191-214.
- Blom, H.H. 1982. Edellauvskogssamfunn i Bergensregionen, Vest-Norge. Thesis, Bergen, 102 pp. (unpubl).
- Braun-Blanquet, J., G. Sissingh & J. Vlieger 1939. Klasse der *Vaccinio-Piceetea*. Prodrum der Pflanzengesellschaften 6, 123 pp.
- Cajander, A.K. 1909. Ueber Waldtypen, Acta for. fenn. 1, 1, 175 pp.
- 1921. Ueber Waldtypen in allgemeinen. Ibid. 20,1: 1-41.
- Dierssen, K. & B. 1982. Kiefernreiche Phytozönosen oligotropher Moore in mittleren und nordwestlichen Europa. I: Dierschke, H. red.: Struktur und Dynamik von Wäldern, Vaduz, pp. 299-331.
- Fremstad, E. 1979. Phytosociological and ecological investigations of rich deciduous forests in Orkladalen, Central Norway. Norw. J. Bot. 26: 111-140.
- 1983. Role of black alder (*Alnus glutinosa*) in vegetation dynamics in West Norway. Nord. J. bot. 3: 393-410.
- Fremstad, E. & D.O. Øvstedal 1978. The phytosociology and ecology of grey alder (*Alnus incana*) forests in central Troms, North Norway. Astarte 11: 93-112.
- Kielland-Lund, J. 1962. Skogplantasamfunn i Skrukkelia. Thesis, Vollebakk, 98 pp. (unpubl.)
1967. Zur Systematik der Kiefernwälder Fennoscandiens. Mitt. Flor.-soz. Arb.gem. N.F. 11/12: 127-141.
1971. A classification of Scandinavian forest vegetation for mapping purposes (draft). IBP i Norden 1971, 7: 13-43.
1981. Die Waldgesellschaften SO-Norwegens. Phytocoenologia 9: 53-250.
1989. Sørnorske rismyr (*Oxycocco-Sphagnetea*)-samfunn. - UNIT:Vitensk.mus. Rapp. Bot. Ser. 1989-2: 51-56.
- Mork, K. & H.H.H. Heiberg. Om vegetasjonen i Hirkjølen forsøksområde. Meddr. norske Skogforsves. 5: 617-684.
- Mork, E. & J. Låg. 1959. Vegetasjonen i Ulvsjøberget forsøksområde. Ibid. 16: 43-79.
- Nordhagen, R. 1936. Versuch einer neuen Einteilung der subalpinen und alpinen Vegetation Norwegens. Bergens Mus. Arb. 1936, 7, 88 pp.
- 1943. Sikilsdalen og Norges fjellbeiter. Bergens Mus. Skr. 22, 607 pp.
- Odland, A. 1981. Pre- and subalpine tall herb and fern vegetation in Røldal, W. Norway. Nord. J. Bot. 1: 671-690.
- Røsberg, I. & D.O. Øvstedal 1987. Phytosociology and soil properties of *Corylus avellana* coppices on the coast of western Norway. Nord. J. Bot. 7: 169-185.
- Øvstedal, D.O. 1985. The vegetation of Lindås and Austrheim, western Norway. Phytocoenologia 13: 323-449.
- Wojterska, M. 1989. Forest associations of Seili island in the archipelago of Turku (Finland). Stud. plant. ecol. 18: 268-271.

Biomasse, kjemisk innhold i planter og en del økologiske sammenhenger i storbregnesamfunn på indre Vestlandet.

I. Røsberg
NISK
avd. for skogøkologi
1432 Ås

D.O. Øvstedal
Botanisk institutt
Allégaten 41
5007 Bergen

ABSTRACT

Large fern-dominated communities in prealpine and subalpine, steep valleysides in inner parts of Western Norway were investigated. The ferns Dryopteris filix-mas, Athyrium distentifolium, A. filix-femina and Matteuccia struthiopteris were involved. Above ground biomass varied from 319 g/m² to 646 g/m², with a mean of 450 g/m². 97 kg K, 35 kg Mg and 34 kg Ca, all per ha., were bound in the above ground biomass.

Innledning

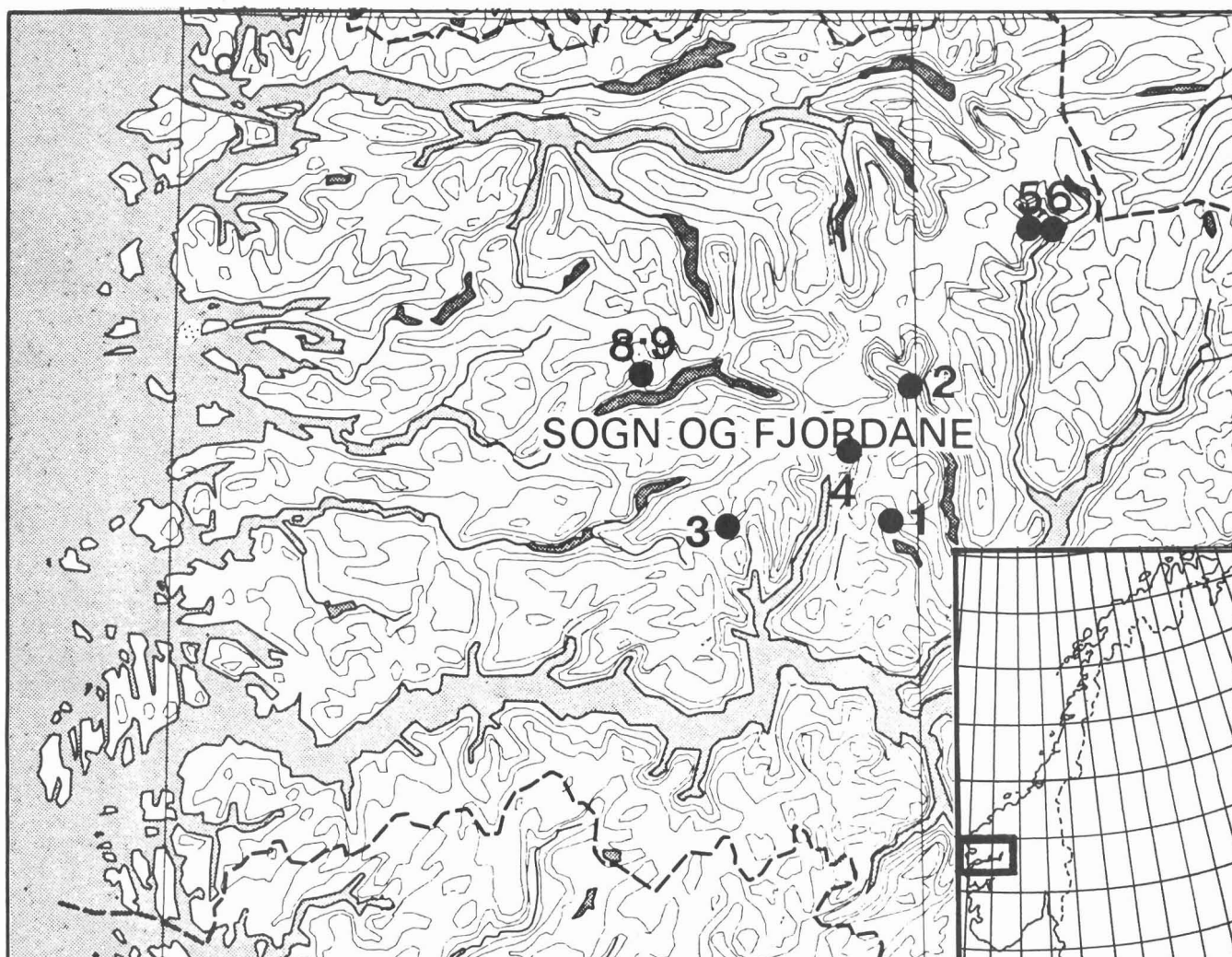
Et nokså karakteristisk trekk ved prealpin, subalpin og lågalpin vegetasjon på indre Vestlandet er storbregnemarkene i fjellssidene. De dominerende bregneartene er fjellburkne (Athyrium distentifolium), skogburkne (Athyrium filix-femina) og ormetelg (Dryopteris filix-mas). Også andre bregnearter, særlig strutseveng (Matteuccia struthiopteris) inngår i mindre mengder.

Mens høydegrensene og plantesosiologi begynner å bli godt kjent når det gjelder storbregnesamfunna (Odland 1981, 1987, Odland et al. 1991), er biomasse, produksjon og nærings sirkulasjon dårlig kjent, og vår undersøkelse er derfor et bidrag til dette.

Materiale og metoder

Kartet (Fig.1) viser hvor prøvene er tatt. I alt er det høsta 40 2x2 m² ruter. Materialet ble sortert og veid i felt, og subsampel ble tatt med til laboratoriet hvor de ble tørka ved 80 C og veid. Ved uttak til kjemisk analyse ble bregneprøvene blanda etter vektforholdet dem imellom i prøva. Moser ble det ikke tatt kjemisk analyse av. Av strø ble det bare analysert ei prøve. Det er foreløpig ikke analysert P og N av alle prøvene slik at verdier av disse stoffene ikke er tatt med her.

Programmet for hovedkomponentanalysen er beskrevet i Digby og Kempton (1985).



Figur 1 Kart over deler av Sogn og Fjordane som viser de undersøkte lokalitetene: 1) Anestølen; 2) Austerdal; 3) Gaularfjell; 4) Suphelle; 5) Fåberstølgrandane 1; 6) Fåbergstølgrandane 2; 7) Ørskogfjellet; 8) Nedrebø; 9) Indrebø.

Resultater og diskusjon

Middelverdiene av biomassen er over bakken gitt i tabell 1. Av plasshensyn er det bare tatt med summen av urter, graminider og småbregner. Verdiene av storbregner varierer fra 319 g/m til omlag 646 g/m, med en middelverdi over år og lokalitet på 450 g/m. Som regel dør eller beites en del planter og plantedeler gjennom vekstsesongen, og vekta av disse må plusses på for å få produksjonen. Bregnene har imidlertid få "fiender". Det er svært få insekter som angriper dem (jmfør Ottoson og Andersson 1983) men vi kjenner ikke størrelsen på det som insektene eventuelt spiser. Sau og hjort beiter ikke på bregnene, men de tar urter og gras som finnes mellom tuene. Det er mulig at dette beitepresset over tid tynner ut urte- og graskomponenten i storbregnemarkene. Når det gjelder dødsprosenten av bregneblad, gav to

stikkprøver på hver 4 m² henholdsvis 0.6% og 2.7% i fjellburknebestanden på Gaularfjell.

Tabell 1. Biomasse over bakken av forskjellige storbregner og urter/graminider/småbregner på forskjellige lokaliteter på indre Vestlandet. BREGN= totalverdi for storbregner; A.dist.= Athyrium distentifolium; A.f.f.= Athyrium filix-femina; D.f.m.= Dryopteris filix-mas; Matt.= Matteuccia struthiopteris. Alle verdier som g tørrvekt/m².

Above ground biomass (D.W.) of some large ferns and herbs/graminids/small ferns in various localities of inner Vestlandet, Norway. All values as g D.W./m².

| LOKALITET | HOH | BREGN | A.dist | A.f.f. | D.f.mas | Matt | Urt/gram/småbregn |
|--------------|-----|-------|--------|--------|---------|------|-------------------|
| Anestølen | 620 | 434 | 0 | 396 | 32 | 8 | 5.0 |
| Austerdal. | 340 | 423 | 423 | 0 | 0 | 0 | 7.1 |
| Gaularfjell | 750 | 433 | 434 | 0 | 0 | 0 | 6.1 |
| Suphelle | 60 | 507 | 0 | 300 | 70 | 137 | 117.1 |
| Fåbergstøl 1 | 550 | 534 | 534 | 0 | 0 | 0 | 55.5 |
| Fåbergstøl 2 | 580 | 646 | 647 | 0 | 0 | 0 | 0.0 |
| Ørskog | 550 | 319 | 314 | 0 | 6 | 0 | 10.2 |
| Nedrebø | 400 | 390 | 384 | 0 | 0 | 6 | 1.6 |
| Indrebø | 340 | 363 | 0 | 165 | 170 | 28 | 16.6 |

Storbregnemarkene gir muligheter for studier av økologiske nisjer, fordi artene som er involvert er omtrent av samme størrelse og kan tilsynelatende erstatte hverandre på de fleste voksesteder. Utgangspunktet for slike studier vil være en bregnebestand med bare en art. Gitt en bestemt næringsstatus og alder på bestanden får vi en gitt biomasseverdi pr. flateenhet for hver enkelt art. Dersom artene har samme nisje, vil en blandingsbestand ha en biomasse som ganske enkelt var summen av hver enkelt arts relative dekning multiplisert med den spesifikke biomassen. De rene fjellburknebestandene har de største biomasseverdiene, mens det ser ut til flerartsbestandene har noe mindre biomasse. Vi har imidlertid for få data til å trekke sikre slutninger.

Det er naturlig å tenke seg at biomassen henger sammen med forhold som høyde over havet, eksposisjon og helningsvinkel. Ved hjelp av konvensjonelle statistiske analyser fant vi følgende: ingen sammenheng mellom eksposisjon og biomasse; en noe usikker sammenheng mellom helningsvinkel og biomasse; det er ingen sammenheng mellom høyde over havet og den samla bregnebiomassen, men for fjellburknas del er det en svak sammenheng, som viser at denne artens biomasse avtar med høyden; det er signifikante forskjeller mellom lokalitetene både for storbregner og urter/graminider/småbregner.

Tabell 2. Kjemisk analyse av storbregner (1), urter/graminider/småbregner (2), og strø (3) på forskjellige lokaliteter i indre Vestlandet. Alle verdier som mg/kg tørrvekt.

Chemical content of large ferns (1), herb/graminids/small ferns (2), and litter (3) in various localities of inner Vestlandet. All values as mg/kg D.W.

| LOK | KOD | CA | K | MG | MN | NA | ZN |
|----------|-----|-------|-------|-------|-----|-------|-------|
| Anestøl | 1 | 10198 | 25749 | 10921 | 132 | 33.4 | 25.03 |
| Austerd. | 1 | 8975 | 25784 | 10157 | 369 | 35.7 | 20.42 |
| Gaularf. | 1 | 3303 | 25156 | 3245 | 156 | 76.8 | 35.18 |
| Suphelle | 1 | 8584 | 21366 | 7759 | 48 | 41.0 | 21.37 |
| Fåbergl | 1 | 8534 | 17283 | 10822 | 180 | 28.6 | 20.43 |
| Ørskog | 1 | 3742 | 27708 | 3656 | 462 | 50.9 | 31.61 |
| Anestøl | 2 | 19253 | 32316 | 19070 | 470 | 97.0 | 68.65 |
| Austerd. | 2 | 12221 | 25935 | 14557 | 565 | 93.4 | 51.25 |
| Suphelle | 2 | 13471 | 34222 | 13739 | 196 | 110.7 | 63.03 |
| Fåberg 1 | 2 | 25191 | 26741 | 19152 | 208 | 94.3 | 41.57 |
| Ørskog | 2 | 6903 | 23572 | 6201 | 323 | 274.3 | 52.66 |
| Ørskog | 3 | 7820 | 643 | 2378 | 719 | 47.4 | 58.41 |

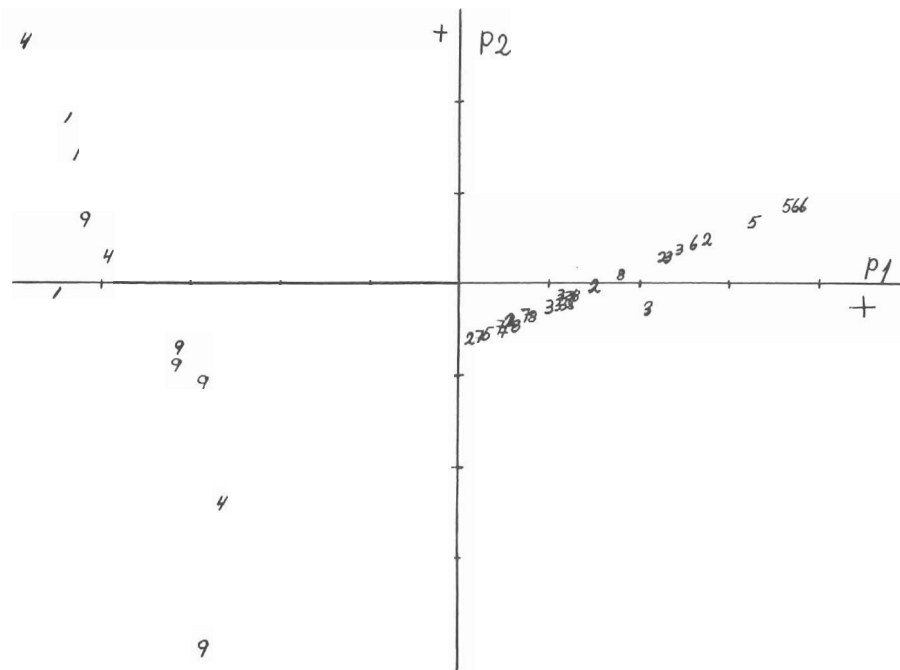
KOD: 1= bregne; 2= urt/graminider/småbregner; 3= strø

Tabell 3. Storbregnenes biomasse over bakken og en del kjemiske stoff bundet i denne biomassen berekna som kg/ha på en del lokaliteter på indre Vestlandet.

Above ground biomass and some of its chemical components of large ferns in various localities of inner Vestlandet. Values as kg/ha.

| LOKALITET | BREGNE | CA | K | MG | MN | NA | ZN |
|------------|--------|------|-------|------|------|------|------|
| Anestølen | 4348 | 44.6 | 112.2 | 47.6 | 0.57 | 0.14 | 0.11 |
| Austerdal. | 4230 | 37.4 | 107.2 | 42.9 | 1.56 | 0.14 | 0.09 |
| Gaularfj. | 4338 | 14.3 | 108.4 | 14.2 | 0.65 | 0.33 | 0.15 |
| Suphelle | 5077 | 44.4 | 108.1 | 39.3 | 0.24 | 0.21 | 0.11 |
| Fåberg 1 | 5340 | 44.4 | 92.5 | 58.6 | 0.78 | 0.16 | 0.11 |
| Ørskog | 3302 | 1.6 | 56.1 | 10.3 | 1.84 | 0.16 | 0.14 |

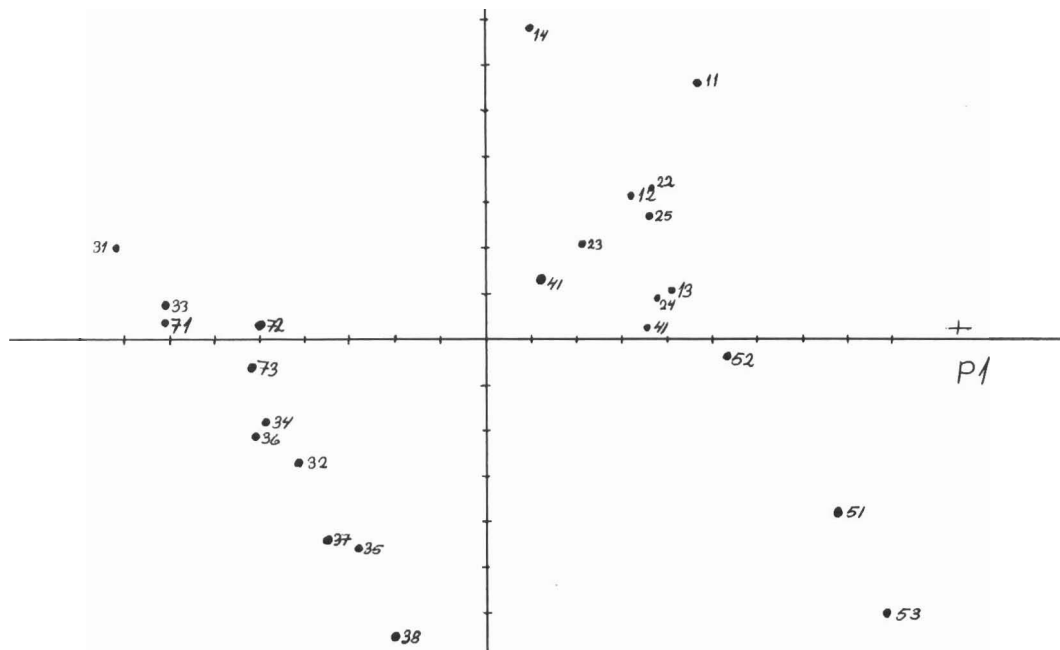
Det ble også gjort en hovedkomponentanalyse av bregnebiomassen, og Fig.2 viser de to første komponentene. De to komponentene fanger opp 94 % av variasjonen, med 80 % på den første. Den første komponenten har et sterkt positivt bidrag fra Athyrium distentifolium, men Athyrium filix-femina gir et sterkt positivt bidrag til komponent 2, men et negativt bidrag til komponent 1. Dette gjenspeiler seg i plottet av de enkelte prøvene i aksesystemet.



Figur 2. Hovedkomponentanalyse (PCA) av biomasse over bakken av storbregner på indre Vestlandet. Talla står for lokaliteter (se Fig.1)

Våre verdier for biomasse ligger på omtrent det dobbelte av hva Holmen (1965) fant for storbregnemark i fjellet i Jämtland i Sverige Ellers er det lite å finne i litteraturen når det gjelder biomasseverdier for storbregner.

Tabell 2 viser konsentrasjonen av en del katjoner i bregnene. På en Tilsvarende verdier pr flateenhet er tatt med i tabell 3. Det er signifikante skilnader i bregnebiomassens kjemiske sammensetning mellom de enkelte felt. Litt av forskjellen kan skyldes at det er noe ulike arter som inngår i prøvematerialet, men det meste av forskjellen skyldes forskjeller i jordsmonnet mellom de enkelte bestandene. En hovedkomponentanalyse av Ca, Mg, K og Mn viser dette (Fig.3). De to hovedkomponentene samler opp 98 % av variasjonen, med 62 % på komponent 1. Ca og Mg gir sterkest bidrag til komponent 1, mens K gir det langt viktigste bidraget til komponent 2.



Figur 3 Hovedkomponentanalyse (PCA) av en del kjemiske elementer (Ca, Mg, K og Mn) i storbregner på indre Vestlandet. Talla står for lokalitet (første siffer, se Fig. 1) og analysenummer.

En del faktorer som dels er nødvendige for at det skal finnes bregnemarker, og dels er med og karakteriserer dem, skal nevnes her:

1) Snøskred holder trær og busker borte

2) Om våren renner det smeltevatn nedover fjellsida og over bregnemarkene, ofte i form av "mudflow" eller slam som legger igjen næringsrikt materiale mellom bregnetuene.

3) På grunn av eksposisjonen høgt oppe i fjellsida får bregnemarkene mye innstråling og de unngår inversjoner som en har nede i dalbotnen. De har derfor et gunstig lokalklima og lang vekstsesong.

4) Hvert år dør blada ned, men det er en stor permanent biomasse i rhizom og røtter, som er organisert i store tuer. Den hurtige veksten som vi finner hos bregner om våren skyldes for det meste næringsstoffa som er akkumulert i rhizomet.

5) Bregnene dominerer totalt når det gjelder biomasse, og normalt utgjør andre arter mindre enn 10 %. Moser er nesten alltid til stede (som oftest flere Brachythecium-arter), men utgjør svært liten biomasse, hovedsakelig fordi de store årlige strømengden fra bregnene legger seg som et kvelende dekke over dem, og fordi bregnebladene slipper gjennom lite lys om sommeren. Sopp utgjør også til enhver tid en svært liten biomasse, men det er mange arter som inngår, og som trolig inngår i en suksjesjon, slik at produksjonen gjennom året ikke er helt ubetydelig.

6) Det tette dekket av bregneblad slipper gjennom lite lys, og det er derfor bare planter med et lågt kompensasjonspunkt som kan klare seg under dette dekket. Et typisk eksempel er gaukesyre (Oxalis acetosella). Ei anna gruppe planter som kan konkurrere er slike som strekker seg over bregnedekket, som turt (Cicerbita alpina) og myskegras (Milium effusum).

7) Jordsmonnet er karakterisert av det store stein- og blokkinnholdet bare noen få cm under overflata. I løpet av et århundre vil det trolig i de fleste bregnemarker skje katastrofer som snø-, stein- eller jordras. Da vil bregnebestandene starte fra null til det etter noen årtier har bygd seg opp en moden, tett bestand, med et humuslag over mineraljorda. Noen data for bestanders alder eller katastrofehyppighet har vi imidlertid ikke.

Vi takker Grolle Olsens legat, Bergen, for økonomisk bistand til feltarbeidet.

Litteratur:

- Digby, P.G.N. og Kempton, R.A. 1985. Multivariate analysis of ecological communities. - Chapman and Hall, London.
- Odland, A. 1981. Pre- and subalpine tall herb and fern vegetation in Røldal, western Norway. - Nord.J.Bot.1: 671-690.
- Holmen, H. 1965. Sualpine tall herb vegetation, site and standing crop. - i The plant cover of Sweden, Acta Phytographica Suecica 50, Uppsala, pp: 240-248.
- Odland, A. 1987. On the ecology of Thelypteris limbosperma in W Norway. The distribution in relation to climatic factors. - Nord.J.Bot.7: 325-337.
- Odland, A., Birks, H.J.B. and Line, J.M. 1991 (in press). Quantitative vegetation-environment relationships in West Norwegian tall-fern vegetation. - Nord.J.Bot.
- Ottoson, J.G. og Anderson, J.M. 1983. Number, seasonality and feeding habitats of insects attacking ferns in Britain: An ecological consideration. - Journal of Animal Ecology 52: 385-406.

VEGETASJON, SUKSESJON OG SKJØTSEL I OG VED BØRSESJØ - EN EUTROF INNSJØ I TELEMARK.

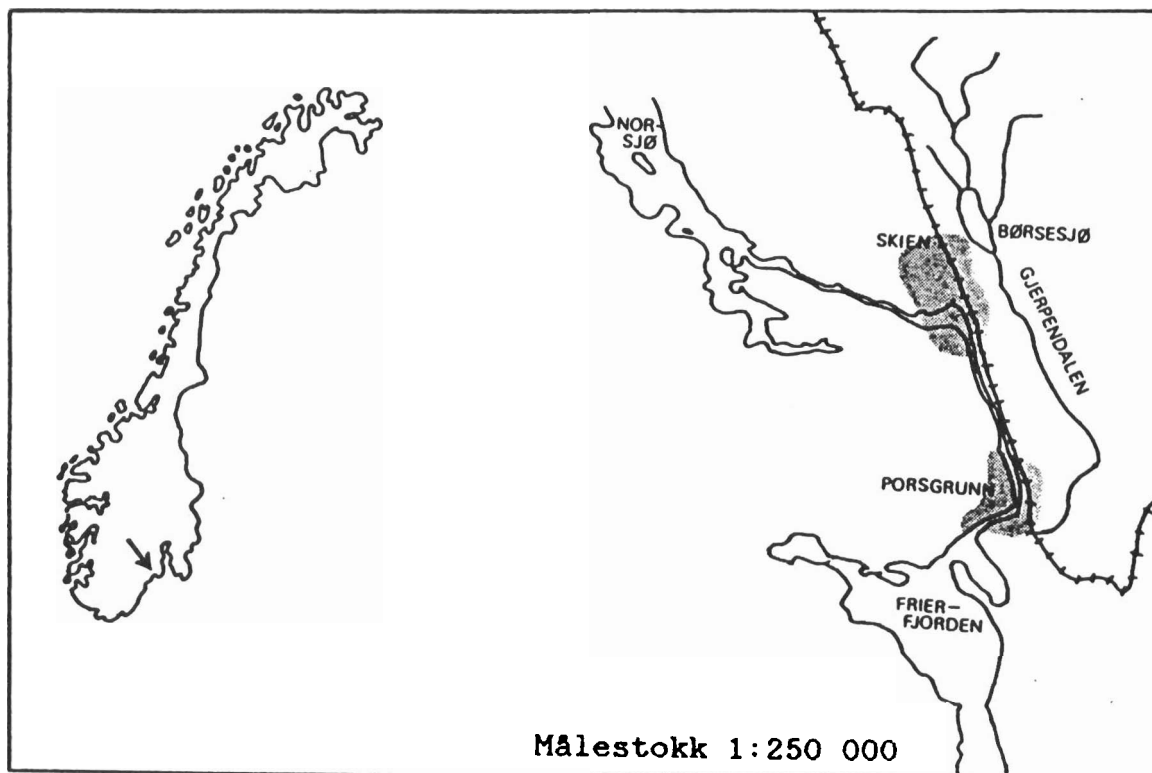
Trond Skoglund
Telemark Distriktshøgskole
3800 Bø

Innledning

I dette innlegget vil jeg legge fram registreringer gjort av Merete Lund og undertegnede i forbindelse med en 8 vektors hovedoppgave i Natur- og miljøvern fag ved TDH (Lund & Skoglund in prep.). Feltarbeidet har foregått i juni og juli 1989. Bearbeiding av data og rapportskrivning ventes avsluttet våren 1990.

Om Børsesjø

Børsesjø er en grunn, naturlig eutrof innsjø, som ligger i Gjerpendalen ca. 2 km. nordøst for Skien sentrum. Se figur 1.



Figur 1 Lokaliseringskart for området.

Innsjøen ligger i boreonemoral vegetasjonssone (Dahl et.al. 1986) og i naturgeografisk region 19 - "Den sørøstnorske lavtliggende blandskogsregion", underregion a - "Nedre Telemark og Agder" (Nordisk ministerråd 1984).

Berggrunnen består hovedsaklig av silurisk sandstein, leirskifer og kalkstein innenfor Oslofeltets sedimentære kambro-silur område (Dons & Jorde 1978). Børsesjø ligger under postglasial marin grense (MG) som er ca. 150 m.o.h. Løsmassene i området er marine avsetninger i leir og siltfraksjon (Løwe 1984, Jansen 1986). Innsjøen er omkranset av et slettepreget jordbrukslandskap. Klimaet er betegnet som en form for innlandsklima med innslag av et indre kystklima (Det Norske Meteorologiske Institutt pers. medd.). Arsmiddelnedbøren for de tre nærmeste målestasjonene Vefall i Drangedal, Jomfruland Fyr og Gvarv er henholdsvis 1022 mm, 886 mm og 735 mm (DNMI 1987). Arsmiddeltemperaturen på de samme stasjonene er 5.8°, 7.2° og 5.2° C (DNMI 1989).

Børsesjø med omkringliggende takrørsump, fuktenger og krattskog - totalt 1165 dekar - ble ved kgl.res. i 1976 fredet som naturreservat. For, som det heter i vernebestemmelsene; "å bevare en næringsrik innsjø med dens rike plante- og dyreliv, særlig av hensyn til det rike fuglelivet i området". Det er pr. 1989 registrert 220 fuglearter i reservatet (Norsk Ornitologisk Forening avd. Telemark pers. medd.).

Tabell 1 Morfometriske og hydrologiske data fra Børsesjø (Lande 1979):

| | |
|--------------------------------|---------------------------------------|
| Høyde over havet: | 17 m |
| Største lengde: | 1.7 km |
| Største bredde: | 0.6 km |
| Innsjøens areal: | 0.75 km ² |
| Nedbørfeltets areal: | 40 km ² |
| Innsjøareal i % av nedbørfelt: | 1.9 % |
| Største målte dyp: | 4.8 m |
| Middeldyp: | 2.1 m |
| Volum: | 1.65 x 10 ⁶ m ³ |
| Teoretisk fornyelsestid: | 19 dager |

Problemstilling og avgrensing av oppgaven.

Som følge av økt tilførsel av næringsstoffene fosfor og nitrogen fra kloakk, landbruk og halmluting, har eutrofieringen i Børsesjø skutt fart etter krigen, med påfølgende gjengroingsproblematikk.

Målsettingen med vår oppgave har vært å;

- kartlegge og beskrive dagens plantesamfunn i naturreservatet,
- studere utviklingen i området gjennom de siste 40-50 årene,
- utarbeide forslag til plan for skjøtselstiltak.

Metodikk

Nomenklatur for karplanter følger Lid (1985), plantesosiologiske analyser er gjort etter Braun-Blanquets skala (Vevle 1986) og den plantesosiologiske klassifiseringen bygger på "Norske vegetasjonstyper" av Vevle (1987).

Dette innlegget bygger på følgende registreringer gjort i forbindelse med hovedoppgaven:

- ruteanalyser i homogene, representative prøveflater i bestand, med opplisting av arter og deres dekningsgrad etter Braun-Blanquets skala,
- klassifisering av vegetasjonstyper etter et plantesosiologisk system (Vevle 1987),
- registrering og oppmåling av ulike terrengprofiler,
- oppstilling av bestandsanalyser i samletabeller for å vise eventuelle floristiske-sosiologiske likheter og ulikheter mellom syntaxa,
- studier av flybilder fra 1937, 1952, 1966 og 1975 for å få et bilde av suksesjonen.

I oppgaven har vi dessuten utført:

- vegetasjonskartlegging av Børsesjø naturreservat i målestokk 1:5000 og
- floraregistreringer.

Vegetasjon

Rundt hele innsjøen, med størst utbredelse i sør, strekker det seg et sammenhengende, tett og ofte ensartet Nøkkerose-samfunn (i *Nymphaeion*), bestående av gul nøkkerose (*Nuphar lutea*) og hvit nøkkerose (*Nymphaea alba*).

I sørenden finnes også sammenhengende, tykke drivmatter av hornblad (*Ceratophyllum demersum*), som utgjør typen Hornblad-ass. (*Ceratophylletum demersi*). Arten er sørlig, varmekjær og sjelden i Norge.

Utløpsbekken er eneste lokalitet i undersøkelsesområdet som har sammenhengende utbredelse av potamider. Her med en bestand av rusttjønnaks (*Potamogeton alpinus*).

Kransalger *Nitella flexilis/opaca*, som er karakterart for *Nitella*-samfunn (*Nitellion flexilis*) er observert, men ikke nøyere kartlagt i Børsesjø.

På tørrelagte mudderstrender finnes Paddesiv-åkergråurt-samfunn i *Cyperetalia fusci*, som tilhører den såkalte Dvergplanteklassen (*Isoeto-Nanojuncetea*). Ofte dominert av småvasshår (*Callitriche palustris*), åkergråurt (*Gnaphalium sceleratus*) og paddesiv (*Juncus bufonius*).

På slike mudderstrender finnes også pionersamfunn av nitrofile arter, med plantesosiologisk tilhørighet i Vasspepperflikbrønsle-ass. (*Polygono hydropiperis-Bidentetum* i *Bidentetea tripartiti*). Disse pionersamfunnene opptrer gjerne i mosaikk med Kjempepiggnopp-ass. (*Sparganietum erecti*), et samfunn i *Phragmitetea*.

Takrørvegetasjonen dekker store areal av reservatet. Samfunnet er differensiert i to undertyper, som begge er deler av assosiasjonen *Phragmitetum*. Optimale takrørsamfunn (tabell 2) dannes av konsoliderte, homogene bestand av takrør (*Phragmites australis*). Suboptimale takrørsamfunn (tabell 3) har lavere feltsjikt og er mer åpen og artsrik enn førstnevnte, og synes å utgjøre degradasjonsfaser mot myr/fukteng.

Andre *Phragmition*-samfunn registrert ved Børsesjø er Sjøsvaks-ass. (*Scirpetum lacustris*), Brei dunkjevle-ass. (*Typhaetum latifolii*) og Rike elvesnelle-samf. (*Equisetetum*

fluviatile). Disse dekker mindre areal og opptrer innimellom og dypere enn takrørvegetasjonen, og har foruten de navngivende artene, også innslag av andre Phragmitetalia-arter som selsnepe (*Cicuta virosa*), vassgro (*Alisma plantago-aquatica*), gulldusk (*Lysimachia thyrsoiflora*) og myrmaure (*Galium palustre*).

Starrsumpené i Magnocaricion er dominert av to assosiasjoner, nemlig Flaskestarr-ass. (*Caricetum rostratae*) og Sennegras-ass. (*Caricetum vesicariae*). Disse opptrer ofte som smale belter på landsiden av takrørbeltet, og gjerne i mosaikk med hverandre. Her har foruten karakterartene, også myrhatt (*Potentilla palustris*) stor dekning. Andre observerte Magnocaricion-samfunn er Myrhatt og bukkeblad-samf. (*Potentilla palustris*-*Menyanthes*-*Phragmitetalia*-samf.) og Kvasstarr-ass. (*Caricetum gracilis*), som dekker beskjedne areal.

Vassrørkvein-samfunn (*Calamagrostis canescens*-samf.), Slåttestarr-kattehale-fukteng (*Carex nigra*-*Lythrum*-samf.) og Vendelrot-mjødurt-fukteng (*Valeriano-Flipenduletum*) utgjør fuktengsamfunnene ved Børsesjø. De to første i forbundet Molinion og sistnevnte i *Calthion*, i *Molinietalia* i *Molinio-Arrhenatheretea*.

Vassrørkvein-samfunn er artsrik og ofte i kontakt med dyrka mark eller krattsamfunn.

Slåttestarr-kattehale-fukteng (tabell 4) har vært litt problematisk å klassifisere. Typen er dominert av myrarten slåttestarr (*Carex nigra*) og fuktengarten kattehale (*Lythrum salicaria*), og har innslag av andre myrarter som hundekvein (*Agrostis canina*) og myrsauløk (*Triglochin palustris*). Men det er det hyppige innslaget av fuktengarter, eksempelvis mjølkerot (*Peucedanum palustre*), fredløs (*Lysimachia vulgaris*) og mjødurt (*Filipendula ulmaria*), som karakteriserer typen. Dette, sammen med samfunnets fysiognomi, har ført til at vi har klassifisert den til fukteng istedefor myr.

Vendelrot-mjødurt-fukteng dekker beskjedne areal i forhold til de to andre fuktengtypene.

Gråselje-samfunn i *Salicion cinereae* (tabell 5) utgjør et videre trinn i suksesjonsforløpet fra starrsump/fukteng til mer terrestre samfunn. Danner sammenhengende kratt- og skogsamfunn på vestsiden av vannet, ellers solitære busker rundt i hele reservatet. I tre- og busksjiktet dominert av gråselje (*Salix cinerea*), men forekomst av istervier (*Salix pentandra*), gråor (*Alnus incana*) og svartvier (*Salix nigricans*) er hyppige. I tidlige etableringsfaser inngår arter fra *Phragmitetalia* og *Molinietalia* i samfunnet, mens det på mer etablerte stadier på vestsiden av Børsesjø innehar "skogarter" som f.eks. maiblom (*Maianthemum bifolium*), firblad (*Paris quadrifolia*), lønn (*Acer platanoides*) og hvitveis (*Anemone nemorosa*).

Figur 2 viser en terrengprofil på Børsesjøes nordøstre side. Denne viser vegetasjonssoneringen fra nøkkerosebeltet, via takrørsonen og opp i fuktengene, som her har sin største utbredelse og lengre inn går over i jordbruksland.

En mer naturlig sonering finnes på vestsiden, hvor den her ender i et Gråselje-samfunn.

Tabell 2 Dio Optimale takrør-samfunn (deler av Phragmitetum)

| Kolonne nr. | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|----------------------|----|----|----|----|----|
| Analyse nr. | 9 | 89 | 91 | 92 | 98 |
| Dato juni 1989 | 13 | 26 | 26 | 26 | 27 |
| Dekning C-sjikt % | - | 80 | 80 | 90 | 70 |
| Antall arter (total) | 2 | 3 | 3 | 1 | 1 |
| Antall karplanter | 2 | 3 | 3 | 1 | 1 |

K-art (Takrør-ass.):

| | | | | | |
|----------------------------------|---|---|---|---|---|
| Takrør-Phragmites australis_____ | 4 | 4 | 4 | 5 | 5 |
|----------------------------------|---|---|---|---|---|

Andre Phragmitetalia-arter:

| | | | | | |
|--------------------------------------|----|----|----|---|---|
| Myrhatt-Potentilla palustris_____ | 2m | . | 2m | . | . |
| Elvesnelle-Equisetum fluviatile_____ | . | 2a | . | . | . |
| Myrmaure-Galium palustre_____ | . | + | . | . | . |
| Gulldusk-Lysimachia thyrsoflora_____ | . | . | + | . | . |

Tabell 3 Dip Suboptimale takrør-samfunn (deler av Phragmitetum)

| Kolonne nr. | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|----------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|
| Analyse nr. | 3 | 5 | 13 | 57 | 58 | 59 | 69 | 88 | 93 | 155 |
| Dato juni 1989 | 12 | 13 | 14 | 21 | 21 | 21 | 22 | 26 | 26 | . |
| Dato september 1989 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 19 |
| Dekning C-sjikt % | 60 | 70 | 80 | 60 | 70 | 60 | 70 | 70 | 90 | . |
| Dekning D-sjikt % | . | . | . | 10 | . | 30 | . | . | . | . |
| Antall arter (total) | 9 | 5 | 10 | 7 | 7 | 10 | 7 | 9 | 5 | 10 |
| Antall karplanter | 9 | 5 | 10 | 7 | 7 | 10 | 7 | 9 | 5 | 10 |
| Antall kryptogamer | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |

K-art (Takrør-ass.):

| | | | | | | | | | | | |
|----------------------------------|---|---|---|----|----|----|---|---|---|---|--------|
| Takrør-Phragmites australis_____ | 3 | 3 | 4 | 2b | 2a | 2b | 3 | 3 | 5 | 4 | K V |
|----------------------------------|---|---|---|----|----|----|---|---|---|---|--------|

Andre Phragmitetalia-arter:

| | | | | | | | | | | | |
|------------------------------------|----|---|----|-----|----|----|----|----|----|---|-----|
| Gulldusk-Lysimachia thyrsoflora__ | 1 | 1 | 2a | (+) | 1 | 2a | 2m | 2b | 1 | . | V |
| Myrhatt-Potentilla palustris_____ | 2m | . | . | 3 | 2b | 1 | 3 | . | 2m | . | III |
| Myrmaure-Galium palustre_____ | + | . | . | 2m | . | 1 | 2m | 2m | 1 | . | III |
| Sennegrass-Carex vesicaria_____ | 1 | . | . | . | 2m | . | 2a | . | . | . | II |
| Elvesnelle-Equisetum fluviatile__ | . | 3 | 2m | . | . | . | . | 2a | . | . | II |
| Vassgro-Alisma plantago-aquatica_ | . | . | 1 | . | . | + | . | . | . | 1 | II |
| Selsnepe-Cicuta virosa_____ | . | . | 1 | . | . | . | 1 | 1 | . | . | II |
| Vasshøymol-Rumex aquaticus_____ | + | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | I |
| Kjæpepiggnopp-Sparganium eroc._ | . | . | + | . | . | . | . | . | . | 1 | I |
| Sjøsvivaks-Scirpus lacustris_____ | . | . | r | . | . | . | . | . | . | . | I |
| Flaskestarr-Carex rostrata_____ | . | . | . | . | 2m | . | . | . | . | . | I |
| Brei dunkjevle-Typha latifolia____ | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | I |

Antall andre arter: 3 2 3 3 2 4 1 4 1 6

Tabell 4 Q3s Slåttestarr-kattehale-fukteng

(Carex nigra -Lythrum-saefunn i Molinietaalia)

| Kolonne nr | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | | |
|----------------------------------|----|-----|----|-----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|---|
| Analyse nr. | 37 | 38 | 39 | 40 | 41 | 42 | 46 | 48 | 103 | 106 | 107 | 108 | 110 | 111 | 112 | 113 | 114 | 115 | 116 | 117 | 121 | 28 | | |
| Dato juni 1989 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 19 | 20 | 20 | 28 | 29 | 29 | 29 | 29 | 29 | 29 | 29 | 29 | 29 | 29 | 29 | 29 | 16 | | |
| Dekning C-sjikt | 90 | 90 | 90 | 90 | 95 | 95 | 90 | 80 | 80 | 90 | 90 | 80 | 90 | 90 | 90 | 90 | 90 | 90 | 90 | 80 | 90 | 75 | | |
| Dekning D-sjikt | . | 50 | . | 10 | 5 | 5 | 1 | 10 | 10 | . | 5 | . | . | . | . | . | 10 | . | 10 | 10 | 40 | | | |
| Antall arter (total) | 12 | 15 | 11 | 9 | 7 | 9 | 13 | 7 | 9 | 17 | 15 | 12 | 13 | 13 | 11 | 9 | 9 | 10 | 12 | 13 | 11 | 10 | | |
| Antall karplanter | 12 | 14 | 11 | 9 | 7 | 8 | 13 | 7 | 9 | 17 | 15 | 12 | 13 | 13 | 11 | 9 | 9 | 10 | 12 | 13 | 11 | 10 | | |
| Antall kryptogamer | . | 1 | . | - | - | 1 | - | - | - | . | - | . | . | . | . | . | . | - | . | - | - | - | | |
| ----- | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Navngivende arter: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kattehale-Lythrum salicaria | 1 | (+) | + | 2a | 2m | 2m | + | 1 | (+) | + | 1 | 2m | 2m | 1 | 2m | 1 | 2m | 2m | 2m | 1 | 2m | + | V | |
| Slåttestarr-Carex nigra | 3 | 2b | 2m | 2b | 2m | 4 | 2b | (+) | 3 | 2a | 2b | 2m | 2m | 1 | 2a | 2b | 4 | 3 | 2m | 4 | . | 2b | V | |
| ----- | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Andre fukteng- og engarter: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mjødurtt-Filipendula ulmaria | 2m | 1 | + | 1 | . | + | r | + | . | 2a | + | . | 1 | . | 1 | r | r | . | . | + | + | . | IV | |
| Mjølkrot-Peucedanum palustre | 2m | 1 | r | 1 | . | . | . | 2m | + | 1 | 1 | . | 1 | . | . | . | . | + | + | + | 2b | . | III | |
| Vassrørkvein-Calamagrostis can. | 2m | . | . | (+) | . | (+) | (+) | (+) | . | 2m | . | (+) | (+) | 2m | . | . | 1 | . | 1 | . | (+) | III | | |
| Fredløs-Lysimachia vulgaris | 1 | . | + | . | . | . | . | . | . | 2b | 1 | 2a | 2a | 2m | . | + | . | 2m | . | 1 | . | + | III | |
| Gåsemure-Potentilla anserina | 2m | . | . | . | 2m | . | 2m | . | . | 2m | 2m | 1 | . | 1 | 2a | . | . | + | 3 | . | . | . | III | |
| Sjølvbunke-Deschampsia cespitosa | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | 2b | . | 2m | 2b | 2b | 1 | . | . | 1 | 2m | + | . | . | II | |
| Vendelrot-Valeriana sambucifolia | . | + | . | . | 2m | . | 1 | . | . | + | . | + | (+) | . | . | . | . | . | . | . | . | . | II | |
| Engsoleie-Ranunculus acris | . | . | r | . | . | . | r | . | . | r | + | . | . | . | . | + | . | . | . | r | . | . | II | |
| Strandrør-Phalaris arundinacea | . | . | . | . | . | . | . | . | . | (+) | + | 2a | 2m | 2m | . | . | . | . | . | . | . | . | II | |
| Engkarse-Cardamine pratensis | . | + | r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | r | . | . | r | . | . | I | |
| Hanekam-Lychnis flos-cuculi | . | (+) | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | I | |
| Soleihov-Caltha palustris | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | I | |
| Løvetann-Ta acum sp. | . | r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | I | |
| Timotei-Phl pratense | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | I | |
| Sumpåure-G um uliginosum | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | I | |
| Følblem-Leo don autumnalis | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | I | |
| ----- | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Andre myrarter: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Myrsauløk-Triglochin palustris | . | . | . | . | . | + | 2m | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | + | + | . | . | II | |
| Hundekvein-Agrostis canina | . | 2m | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | 2a | 2a | . | . | I | |
| Gråstarr-Carex canescens | . | . | . | . | . | . | . | . | 2m | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | 2m | I |
| ----- | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Andre arte | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Myrhatt-Po ntilla palustris | 2b | 2m | 2m | 1 | 2m | 2m | 2a | 3 | 3 | 2m | 2m | 2m | 1 | 1 | 1 | 2a | 2m | 2m | 2m | 3 | 3 | 4 | V | |
| Myrrapp-Po palustris | 2m | 2m | 2m | 2m | 2m | . | 2m | . | . | 2m | 2m | . | 2m | 2m | . | 2m | 2m | . | 2m | . | . | 1 | IV | |
| Myrmaure-Galium palustre | 1 | . | . | . | . | + | 2m | . | 2m | 1 | 1 | 1 | . | + | . | 1 | 1 | . | . | 2m | 1 | 2m | III | |
| Sennegrass-Carex vesicaria | . | (+) | 2b | . | . | . | . | . | . | + | . | 2m | + | + | . | . | . | . | . | . | 1 | (+) | II | |
| Gulldusk-Lysimachia thyrsiflora | 2m | . | . | + | . | 1 | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | + | . | . | II | |
| Takrør-Phragmites australis | 1 | . | . | (+) | . | . | . | 2b | . | . | + | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . | II | |
| Vasslirekne-Polygonum amphibium | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | 1 | + | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | 2m | II | |
| Vasshøymole-Rumex aquaticus | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | (+) | . | 1 | . | r | r | . | . | . | . | . | 2a | II | |
| Nyresoleie-Ranunculus auricomus | . | + | . | . | r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | I | |
| Selsnepe-Cicuta virosa | . | . | . | . | . | . | . | . | (+) | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | 1 | I | |
| Flaskestarr-Carex rostrata | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2m | (+) | I |
| Vårkål-Ranunculus ficaria | . | . | . | . | . | . | r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | I | |
| Brei dunkjevle-Typha latifolia | . | . | . | . | . | . | . | . | (+) | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | I | |
| Elvesnelle-Equisetum fluviatile | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | I | |
| ----- | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ubestemte moser | . | 3 | . | 2a | 2a | 2a | 2m | 2a | 2a | . | 2a | . | . | . | . | . | . | 2a | . | 2a | 2a | 3 | | |

Tabell 5 U2 Gråselje-samfunn
(deler av Salicion cinereae)

| Kolonne nr. | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 |
|----------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|----|
| Analyse nr. | 4 | 7 | 60 | 64 | 65 | 75 | 76 | 77 | 79 | 101 | 104 | 105 | 68 |
| Dato juni 1989 | 12 | 13 | 21 | 21 | 21 | 23 | 23 | 23 | 23 | 28 | 28 | 28 | 22 |
| Dekning A-sjikt % | 70 | 70 | 50 | 20 | 60 | 50 | 50 | 60 | 50 | 50 | 50 | 50 | 70 |
| Dekning B-sjikt % | 20 | 20 | 20 | 20 | 30 | 40 | 30 | 20 | 10 | 10 | 10 | 10 | 20 |
| Dekning C-sjikt % | 60 | 50 | 40 | 80 | 70 | 80 | 70 | 50 | 60 | 70 | 50 | 70 | 60 |
| Dekning D-sjikt % | . | . | . | . | 10 | 10 | 30 | 10 | 10 | . | 10 | 10 | 30 |
| Antall arter (total) | 12 | 10 | 15 | 20 | 8 | 16 | 21 | 22 | 19 | 19 | 15 | 14 | 14 |
| Antall karplanter | 12 | 10 | 15 | 20 | 8 | 16 | 21 | 22 | 17 | 19 | 15 | 14 | 12 |
| Antall kryptogamer | . | . | . | . | - | - | - | - | 2 | . | - | - | 2 |

K-arter (forbund, orden, klasse):

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | K |
|-----------------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| Gråselje A-Salix cinerea | 4 | 4 | 3 | 2a | 2b | 2a | 2b | 4 | 3 | 3 | 2b | 3 | . | V |
| Gråselje B-Salix cinerea | 2a | 2b | 2b | 2a | 3 | 2a | 2a | 2b | 2a | 2a | 1 | . | . | V |
| Istervier A-Salix pentandra | . | . | . | + | 2a | 3 | 2a | . | . | . | . | . | . | II |
| Istervier B-Salix pentandra | . | . | . | + | . | 1 | 2a | . | . | . | . | . | . | II |
| Solbær B-Ribes nigrum | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | I |
| Trollhegg B-Frangula alnus | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | I |

Fuktengarter:

| | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------------|----|----|-----|----|---|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|
| Mjørdurt-Filipendula ulmaria | 2a | 1 | . | 3 | 4 | + | 1 | 4 | 2b | 3 | 2a | . | 2a | V |
| Vassørkvein-Calamagrostis canescens | 2m | . | 2a | 2m | . | 4 | 3 | 1 | 2b | 2b | 1 | . | 2m | IV |
| Fredløs-Lysimachia vulgaris | 1 | . | r | 1 | + | . | 2m | 1 | 2m | 1 | 1 | 1 | . | IV |
| Mjølkerot-Peucedanum palustre | + | . | . | 1 | . | 2m | 1 | 1 | 1 | + | 1 | . | . | IV |
| Markrapp-Poa trivialis | . | 2a | r | . | . | . | 1 | 2m | . | 1 | . | + | . | III |
| Soleihov-Caltha palustris | . | + | . | . | . | . | 2m | . | . | 1 | . | 1 | . | II |
| Engsoleie-Ranunculus acris | . | . | (r) | . | . | . | + | + | . | + | . | . | . | II |
| Vendelrot-Valeriana sambucifolia | . | . | . | . | . | . | 2m | . | 1 | . | . | + | 1 | II |
| Sløke-Angelica sylvestris | . | . | . | + | . | . | . | . | . | + | . | 2m | . | II |
| Hanekam-Lychnis flos-cuculi | . | . | . | . | . | + | . | r | r | . | . | . | . | II |
| Nyseryllik-Achillea ptarmica | r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | I |
| Dikeminneblom-Myosotis caespitosa | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | I |
| Skogsivaks-Scirpus sylvaticus | . | . | . | 2m | . | . | . | . | . | . | . | . | . | I |
| Klourt-Lycopus europaeus | . | . | . | . | . | . | 2a | . | . | . | . | . | . | I |
| Gulfrøstjerne-Thalictrum flavum | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | I |

Andre arter i A/B-sjikt:

| | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------|---|---|---|---|----|---|-----|-----|-----|---|-----|-----|----|-----|
| Gråor A-Alnus incana | . | . | . | 1 | 2a | . | (+) | (+) | . | . | 2a | (+) | 4 | III |
| Spirea B-Spiraea salicifolia | . | . | . | . | . | . | (+) | . | (+) | + | (+) | 2b | . | II |
| Ask B-Fraxinus excelsior | . | . | . | . | . | . | . | + | + | . | + | r | 2a | II |
| Krossved B-Viburnum opulus | . | . | . | . | . | . | + | r | . | + | . | . | . | II |
| Rogn B-Sorbus aucuparia | . | . | . | . | . | . | . | + | + | + | . | . | . | II |
| Bjørk A-Betula pubescens | . | . | . | . | . | . | . | . | r | . | r | (+) | . | II |
| Berberiss B-Berberis vulgaris | . | . | . | . | . | . | r | + | . | . | . | . | . | I |
| Gråor B-Alnus incana | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | 1 | I |
| Lønn B-Acer platanoides | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | I |
| Krossved B-Viburnum opulus | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | I |
| Bjørk B-Betula pubescens | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | r | . | I |
| Villrips B-Ribes spicatum | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | I |

Antall andre arter: 5 5 8 8 3 5 6 5 4 4 3 3 5



| Område nr. | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 |
|---------------------------|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|-----|----|----|----|
| Analyseområdet lengde (m) | 10 | 5 | 2 | 1 | 2 | 6 | 6 | 6 | 6 | 4 | 8 | 6 | 6 |
| Feltsjikhøyde (cm) | 0 | 50 | 150 | 200 | 200 | 210 | 230 | 230 | 230 | 180 | 40 | 40 | 40 |
| | | | | | | | | | -180 | -40 | | | |

| | | | | | | | | | | | | | |
|------------------------------------|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|----|----|
| Gul nøkkerose-Nuphar lutea | 4 | 3 | 2b | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Elvesnelle-Equisetum fluviatile | . | 2m | 2m | 2m | 1 | + | 2m | 2m | 1 | 1 | . | + | . |
| Takrør-Phragmites australis | . | r | 2a | 2b | 3 | 4 | 4 | 5 | 4 | 2b | . | . | . |
| Sjøsvaks-Scirpus lacustris | . | . | 3 | 3 | 2m | . | . | . | 1 | . | . | . | . |
| Selsnepe-Cicuta virosa | . | . | . | 1 | 1 | 2a | 2a | 1 | 1 | . | (+) | + | . |
| Andemat-Lemna minor | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Myrmaure-Galium palustre | . | . | . | + | 1 | 2a | 2a | 2m | 2a | 2a | 2m | 2m | 2m |
| Tjønnmoseart | . | . | . | + | + | . | . | . | . | . | . | 2m | 2a |
| Flikbrønsle-Bidens tripartita | . | . | . | . | r | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Vasspepper-Polygonum hydropiper | . | . | . | . | + | 2b | 2a | 1 | 1 | . | . | . | . |
| Myrrapp-Poa palustris | . | . | . | . | 2m | 2m | 2m | . | . | . | . | 1 | 1 |
| Hestehov-Tussilago farfara | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Brønnkarse-Rorippa palustris | . | . | . | . | . | 2a | . | + | . | . | . | . | . |
| Brennesle-Urtica sp. | . | . | . | . | . | + | r | . | . | . | . | . | . |
| Solbær juv.-Ribes nigrum | . | . | . | . | . | r | . | . | . | . | . | . | . |
| Myrtistel-Cirsium palustre | . | . | . | . | . | r | . | . | . | . | . | . | . |
| Vinterkarse-Barbarea vulgaris | . | . | . | . | . | 1 | 1 | . | . | . | . | . | . |
| Burot-Artemisia vulgaris | . | . | . | . | . | r | . | . | . | . | . | . | . |
| Dikeminneblom-Myosotis caespitosa | . | . | . | . | . | r | . | . | . | . | . | . | . |
| Sennegrass-Carex vesicaria | . | . | . | . | . | + | 1 | 1 | 2m | 2a | 3 | . | . |
| Gulldusk-Lysimachia thyrsoflora | . | . | . | . | . | . | 2a | 1 | 1 | . | . | . | . |
| Engkarse-Cardamine pratensis | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . |
| Krypsoleie-Ranunculus repens | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . |
| Amerikajølke-Epilobium adenocaulon | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . |
| Myrhatt-Potentilla palustris | . | . | . | . | . | . | r | 2a | 2b | 3 | 3 | 2b | 2a |
| Klourt-Lycopus europaeus | . | . | . | . | . | . | r | . | . | . | . | . | . |
| Mjølkerot-Peucedanum palustre | . | . | . | . | . | . | 1 | + | 1 | . | . | . | + |
| Flaskestarr-Carex rostrata | . | . | . | . | . | . | . | + | 1 | 1 | 2a | . | . |
| Kattehale-Lythrum salicaria | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | 1 |
| Gråstarr-Carex canescens | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | (+) | . | 1 |
| Slåttstarr-Carex nigra | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | r | 4 | 4 |
| Kvasstarr-Carex acuta | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | (+) | . | . |
| Engsoleie-Ranunculus acris | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . |
| Myrmjølke-Epilobium palustre | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | 1 |
| Mjødurt-Filipendula ulmaria | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | + |
| Vassrørkvein-Calamagrostis can. | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 |
| Krypkvein-Agrostis stolonifera | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 |
| Klømoseart (inkl. unge grasmoser) | . | . | . | . | . | . | . | . | 2b | 2b | 2a | . | . |

Figur 2 Terrengprofil på Børsesjøes nordøstre side.

Suksesjon

For å få et bilde av utviklingen i området er det gjort studier av flybilder fra 1937, 1952, 1966 og 1975. Avstanden fra faste punkter til vannkonturen er målt og vannkonturene er tegnet inn på figur 3. Metoden er ikke nøyaktig pga. flere usikkerhetsmomenter, som forskjellig målestokk på flybildene, ulikt tidspunkt for fotografering og mulige forskjeller i vannstand. Figuren kan allikevel gi en indikasjon på den raske utviklingen i eutrofe innsjøer som Børsesjø. På figuren ser vi at vannkonturene har flyttet seg lengre ut i vannet fra 1937 til i dag. Den største forandringen har skjedd etter 1950, spesielt i vannets sørlige og nordlige deler.

I tillegg til vannkonturene kan vi se markante forandringer i vegetasjonen. Tidligere fantes flytebladplantene bare som et smalt belte langs land. Dette har endret seg kraftig etter 1950. Nå finnes nymphaeider der det tidligere var fritt for vegetasjon. Denne utviklingen er spesielt tydelig i sørenden av innsjøen, noe som antagelig har sammenheng med den oppgrunninga som har skjedd i det samme området. På de siste årganger flybilder kan en, i motsetning til eldre flybilder, se konturene av sedimentbanker i sørenden av vannet.

Takrør (*Phragmites australis*) har emigrert både utover i vannet og spesielt innover i fuktengene, og danner idag tette, homogene bestand, som i følge vårt vegetasjonskart av 1989 dekker nesten 50 % av reservatets landareal.

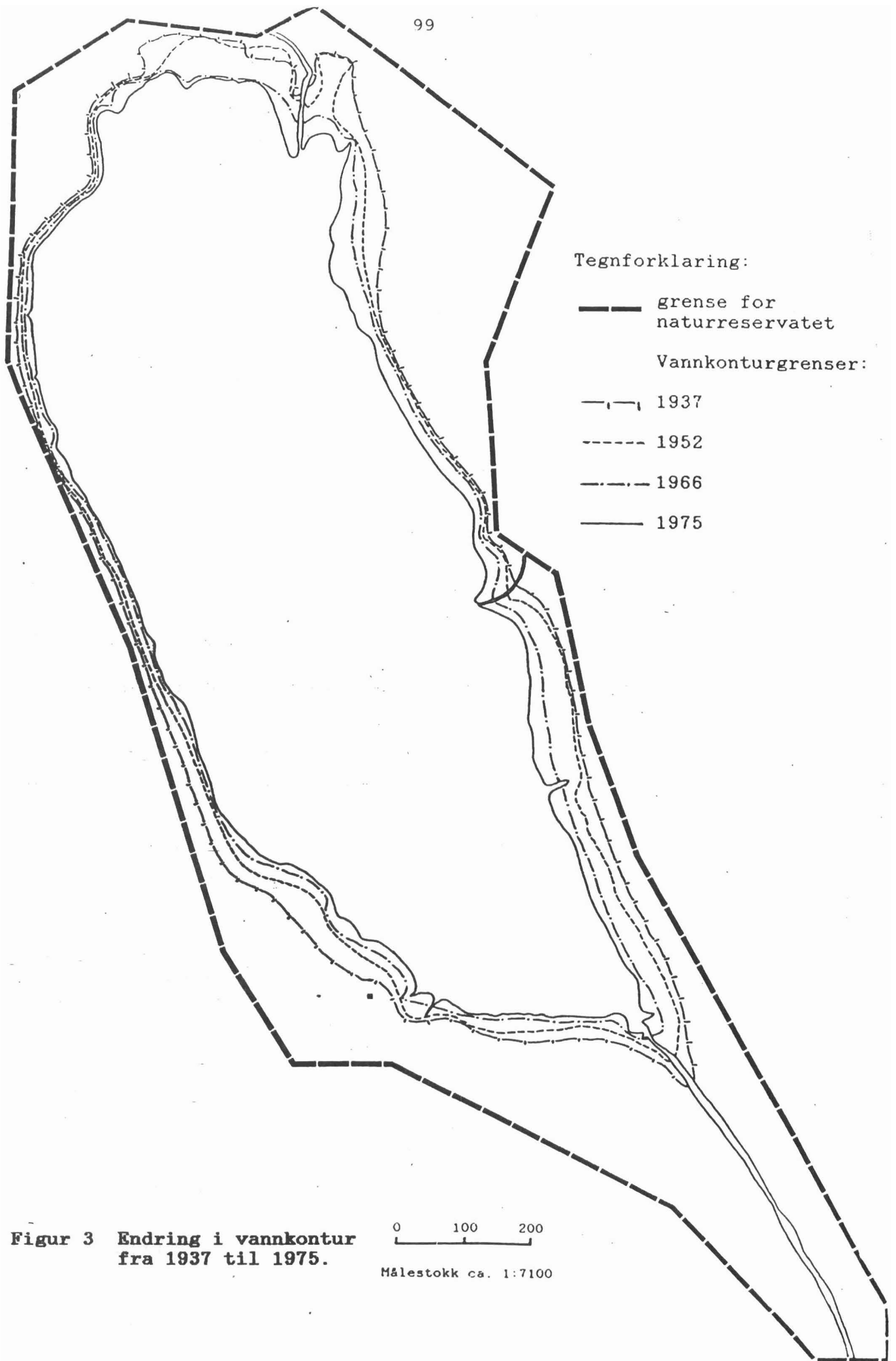
Kratt og skog av *Salix*-arter er spredd og fortettet rundt innsjøen. Området på vestsiden av innsjøen som idag har en god tresetting, hadde bare noen ganske få solitære busker i 1937. *Salix*-kratt utgjør i likhet med takrør en trussel for fuktengene.

Diskusjon og konklusjon

Børsesjø er i "Verneplan for våtmarker i Telemark" (Fylkesmannen i Telemark 1979a) oppført som et særst verneverdig område av nasjonal betydning, spesielt med tanke på fuglefaunaen. Dessuten er slike grunne, naturlig eutrofe innsjøer relativt sjeldne i vårt land, og Børsesjø utgjør et landskapsestetisk element i jordbrukslandskapet i Gjerpendalen. Reservatet skal i følge vernebestemmelsene (Fylkesmannen i Telemark 1979b) skjøttes slik at et mest mulig rikt og variert fugleliv opprettholdes. Da må det også ha variert vegetasjon og biotopsammensetning.

Børsesjø er som vist i figur 3 i en rask gjengroingsprosess. Selv om all tilførsel av næringsstoffer skulle kunne bli fanget opp, er det liten grunn til å tro at en innsjø av denne karakter vil lege seg selv. På grunn av store mengder magasinerte næringsstoffer i bunnsedimentene, vil det skje en intern gjødsling av slike eutrofe vann i mange år etter at den er avlastet fra utslippene (Berggren 1982). Her må nevnes at det i de siste årene er gjort mye i forhold til utslippene fra kloakk og halmluting.

Børsesjø får imidlertid tilført store mengder løsmasser fra omkringliggende jordbruksland, noe som medfører en oppgrunning av innsjøen. Dette gir igjen grunnlag for kolonisering av vegetasjon i nye områder. Miljøvernadv. hos Fylkesmannen i Telemark har beregnet at det i løpet av en regnvørsuke i januar 1990, ble



Figur 3 Endring i vannkontur fra 1937 til 1975.

0 100 200
Målestokk ca. 1:7100

vasket vekk 10 000 tonn leirjord fra kornarealene i Gjerpendalen og ut i vassdraget ovenfor og nedenfor Børsesjø (Johannesen 1990).

Det er gjort lite eller ingenting på skjøtselssiden når det gjelder eutrofe gjengroingssjøer i Norge. I Sverige er det derimot utført en rekke skjøtelsprosjekt i slike vann siden slutten av 1960-årene, bl.a. i Trummen og Hornborgasjön, med gode resultater (Björk 1972, Statens Naturvårdsverk 1976, Statens Naturvårdsverk 1982).

Det er viktig at Børsesjø naturreservat blir skjøttet, dersom reservatet skal beholdes på nåværende eller tidligere trinn i suksesjonen. Følgende skjøtselstiltak kan være aktuelle:

1. Slått i deler av takrørvegetasjonen.
2. Vedlikehold av fuktengene ved beite, slått eller brenning.
3. Slått i deler av nøkkerosebeltet.
4. Hindre nyetablering av vierkratt.
5. Oppmudring av bassenget for å fjerne næringsrike og oksygenkrevende bunnsedimenter.
6. Hindre tilførsel av løsmasser fra omkringliggende jordbruksland, f.eks. ved vårpløying istedefor høstpløying.

Vi mener at de fleste av disse tiltakene, spesielt punktene 1, 2, 5 og 6 må settes i verk straks. Hvis ikke vil de opprinnelige verneverdiene mht. vegetasjon og fuglefauna om relativt få år være betraktelig forringet. I verste fall kan Børsesjø bli utsatt for en total gjengroing.

Litteratur

- Berggren, H. 1982. Metoder för behandling av icke önskvärd vattenvegetation. Statens Naturvårdsverk PM 666. 38 s.
- Björk, S. 1972. Hornborgasjöutredningen, del 2. Statens Naturvårdsverk PM 280. 55 s.
- Dahl, E., Elven, R., Moen, A. og Skogen, A. 1986. Nasjonalatlas for Norge (Vegetasjonsregioner). Målestokk 1:1500 000. Statens Kartverk.
- Det Norske Meteorologiske Institutt 1987. Nedbørnormaler 1931-1960. 14 s.
- Det Norske Meteorologiske Institutt 1989. Temperaturnormaler 1931-1960. 12 s.
- Dons, J.A. og Jorde, K. 1978. Geologisk kart over Norge, berggrunnskart Skien 1:250 000. Norges Geologiske Undersøkelse.
- Fylkesmannen i Telemark 1979a. Utkast til verneplan for våtmarksområder i Telemark fylke. 70 s.
- Fylkesmannen i Telemark 1979b. Skjøtelsplan for Børsesjø naturreservat i Skien kommune. 15 s.
- Jansen, I.J. 1986. Kvartærgeologi - Jord og landskap i Telemark gjennom 11 000 år. Institutt for naturanalyse. 87 s.
- Johannesen, L. 7/2 1990. 10 000 tonn jord vasket vekk på en uke. Artikkel i Telemark Arbeiderblad.
- Lande, A. 1979. Limnologiske undersøkelser av Børsesjø naturreservat. TDH skrifter nr. 34. Telemark Distrikthøgskole. 29 s.

- Lid, J. 1985. Norsk, svensk, finsk flora.
Det Norske Samlaget. 837 s.
- Lund, M. og Skoglund, T. 1990 (in prep.). Vegetasjon og skjøtsel i Børsesjø naturreservat, Skien i Telemark. Hovedoppgave. Telemark Distriktshøgskole.
- Løwe, A. 1984. Kwartærgeologisk kart Skien CD 029-10. Fylkeskartkontoret i Telemark.
- Nordisk ministerråd 1984. Naturgeografisk regioninndeling av Norden.
- Statens Naturvårdsverk 1976. Sjöfågelvård vid sjörestaurering. SN Publikationer 1976:15. 83 s.
- Statens Naturvårdsverk 1982. Restaurering av förorenade vattenområden. Erfarenheter från restaureringsprojekt 1969-81. SN PM 1596. 192 s.
- Vevle, O. 1986. Om plantesosiologi. TDH-komp. Bø. 66 s.
- Vevle, O. 1987. Norske vegetasjonstyper, 4 utg. Nistås forlag, Bø. 116 s.

VALG AV ORDINASJONSMETODE - DCA ELLER LNMDS

Rune H. Økland

Botanisk hage og museum, Universitetet i Oslo, Trondheimsveien 23B, 0562 Oslo 5.

Abstract

Three simulated data sets and one field data-sets are used for an evaluation of the ordination methods DCA and LNMDS. Based on performance with the simulated data-sets, it was concluded that LNMDS generally is a superior ordination method, as far as ability to recover a target configuration accurately, is concerned. This is reversed for data-sets with one long and one very short gradient. Several shortcomings of the LNMDS method are discussed, and contrasted to the favourable scaling of DCA. Suggestions for improved scaling in LNMDS are given. Since none of the methods are without shortcomings, the choice between them should rest upon consideration of several questions. Ordination of one data set by both methods is recommended.

Innledning

I vegetasjonsøkologisk forskning stiller man seg ofte spørsmålet: "Hvilke gradienter er de viktigste i et vegetasjonsmateriale?", og "Hvilke økologiske gradienter er de viktigste årsaker til denne variasjonen i artssammensetning?" Det første spørsmålet dreier seg om identifikasjon av *vegetasjonsgradienter* eller *coenokliner*, det andre om å relatere vegetasjonsgradientene til *økologiske kompleksgradienter*. Det første spørsmålet reiser et ordinasjonsproblem; å ordne vegetasjonsanalyser og eventuelt arter langs den hypotetiske økologiske gradient som gir best mulig spredning av analysene (ter Braak & Prentice 1988). Denne hypotetiske gradient er den første ordinasjonsaksen. Det andre spørsmålet krever en tolkning av denne aksen, og betinger at økologiske variable kan knyttes til vegetasjonsanalysene. I denne artikkelen vil jeg konsentrere meg om valg av ordinasjonsmetode.

Ordinasjon kan betraktes på minst tre forskjellige måter (Økland 1990a): (1) Som en skaleringsmetode (Prentice 1977), det vil si en metode som tar utgangspunkt i et mangedimensjonalt rom (artsdimensjonalt rom, rute-ulikhetsrom etc., antall dimensjoner minst lik det minste av m , antall arter i datasettet, og n , antall prøveflater), og søker å finne et lavdimensjonalt *ordinasjonsrom* hvor ulikhet mellom ruter i den opprinnelige datamatrissa blir bevart så godt som mulig. (2) Som en statistisk metode; "ordinasjonsakser kan oppfattes som latente variable eller hypotetiske økologiske variable, konstruert på en slik måte at artmengdedataene blir best mulig tilpasset en gitt statistisk modell for hvordan artenes mengde varierer langs økologiske gradienter" (ter Braak & Prentice 1988; 272, oversatt). (3) Som et algebraisk problem, ofte kalt egenanalyse.

De tre betrakningsmåtene uttrykker ulike aspekter av ordinasjon, og indikerer at en kan løse ordinasjonsproblemet på flere ulike måter som fører til samme resultat. Vi vil ta utgangspunkt i ordinasjon som skaleringsmetoder. Betraktet på denne måten, ønsker vi altså at en ordinasjonsmetode skal gi oss en plassering av rutene i et lavdimensjonalt rom, som er slik at distanser mellom ruter i ordinasjonen er mest mulig lik ulikheter i artssammensetning mellom rutene. Ordinasjon krever dermed at vi spesifiserer et mål på ulikhet mellom ruter, et *ulikhetsmål*.

En fullstendig overensstemmelse mellom de opprinnelige ulikheter og distanser i ordinasjonsrommet kan man ikke oppnå, det er umulig å projisere punkter i et mangedimensjonalt rom ned i et rom med 2 eller 3 dimensjoner uten å måtte gjøre kompromisser. Ordinasjon krever derfor at vi spesifiserer et mål på hvor god overensstemmelsen mellom de opprinnelige ulikhetene og distansene i ordinasjonsrommet er. Dette målet kalles en *stressfunksjon*. Enhver ordinasjonsmetode kan beskrives som en kombinasjon av ulikhetsmål og stressfunksjon, samt eventuelle *justeringer*, det vil si endringer av den punktfordeling man ellers ville kommet fram til.

Statistisk og matematisk er ordinasjon et komplisert problem, fordi det er vanskelig å beskrive artenes respons på økologiske gradienter ved hjelp av enkle funksjoner med generell gyldighet (Minchin 1987b, Økland 1990a). Dette resulterer i problemer ved spesifisering av ulikhetsmål. Gjennom de vel tretti år ordinasjonsmetoder har vært i bruk for økologisk analyse, har et utall metoder blitt lansert, og etter tur blitt fortrent av nye, forbedrede metoder. I 1980-årene har DCA ("detrended correspondence analysis") oppnådd en posisjon som den mest populære ordinasjonsmetoden (Kent & Ballard 1988), men metoden har i det siste blitt kritisert, såvel teoretisk som på grunnlag av observasjoner på felldata og tester ved bruk av simulerte datasett (Kenkel & Orłóci 1986, Minchin 1987a, Wartenberg et al. 1977). Den fremste kandidat til å overta posisjonen som den beste ordinasjonsmetoden er idag LNMDS ("local non-metric multidimensional scaling"), som har fått godt skussmål i flere tester (for eksempel Kenkel & Orłóci 1986, Minchin 1987a).

I denne artikkelen vil jeg kort gjennomgå prinsippene for de to metodene, referere resultatene av et enkelt uttestingsprogram basert på simulerte data, og noen resultater basert på felldata. Til slutt vil jeg gi en vurdering av de to metodene basert på den kunnskap man idag har. De resultater og synspunkter som blir framført her, er en forenklet og forkortet versjon av behandlingen av ordinasjon i ei nylig utkommet lærebok (Økland 1990a).

Kort om DCA og LNMDS

Vi skal ikke gå inn i detaljer omkring de to sammenliknede metodene; de finnes beskrevet i detalj andre steder (Økland 1990a og referanser i denne). Her vil vi beskrive de viktigste egenskaper ved metodene, betraktet som skaleringsmetoder. Vi vil særlig legge vekt på forskjeller mellom metodene.

De to metodene skiller seg på en rekke punkter; i det hele tatt er de så ulike som ordinasjonsmetoder kan bli. Den fundamentale forskjellen ligger i behandlingen av ulikhetsmålet. DCA er (i hvert fall i utgangspunktet) en *metrisk skaleringsmetode*, det vil si at den forsøker å plassere rutene i ordinasjonsrommet slik at tallverdien av avstandene der er mest mulig like de tilsvarende ulikheter mellom ruter. LNMDS er en *ikke-metrisk skaleringsmetode* ("non-metric multidimensional scaling method", derav navnet), det vil si at man ved bruk av denne metoden bare krever at ulikhetenes rangorden skal bevares i ordinasjonsrommet, med andre ord at en rute som er mindre ulik en annen rute enn en tredje rute, skal ligge nærmere den andre enn den tredje ruta i ordinasjonsdiagrammet.

Vi skal se litt nærmere på ulikhetsmålets rolle. La oss huske at formålet med ordinasjon er å identifisere de viktigste gradientene i vegetasjonssammensetning i materialet. Den viktigste gradienten er den hypotetiske økologiske gradient som best separerer rutene. Dersom ordinasjonsmetoden skal være i stand til å identifisere den (de) viktigste gradientene i materialet, må ulikhetsmålet som benyttes reflektere rutenes avstander langs den underliggende hypotetiske økologiske gradient. En akseptabel generalisering av artenes respons på økologiske gradienter, er den *unimodale responsmodell* (ter Braak 1987a, Økland 1990a), det vil si at artene forekommer innenfor et begrenset intervall langs gradienten (deres *rekkevidde* eller *toleranse*), at de har et

økologisk optimum langs gradienten, og en tilhørende *maksimumsmengde* (mengde av arten ved optimum). Det at artsmengdene ikke varierer lineært med posisjon langs gradienten, lager store problemer for valg av ulikhetsmål. Ulikhetsmålene bruker rutenes artssammensetning og artsmengdene til å angi hvor like eller ulike rutene er; de er *floristiske relasjonsmål* (Økland 1986). Resultatet er at floristiske ulikhetsmålene får tre grove feil når de forsøkes brukt til å beskrive avstand mellom ruter langs underliggende økologiske gradienter (Økland 1986, 1990a): (1) Ulikhet blir en ikke-lineær funksjon av avstand mellom ruter langs den underliggende økologiske gradienten. (2) Ruter som har stor økologisk avstand har ingen ruter felles. For slike ruter vil ikke floristisk ulikhet si noe som hvor stor den økologiske avstanden er. (3) Et vegetasjonsmateriale inneholder mye variasjon som ikke direkte kan relateres til økologiske gradienter. I ordinasjonssammenheng vil slik variasjon fungere som støy. Det gjør at to ruter fra tilnærmet like identiske økologiske forhold, ikke får lik artssammensetning. Dermed vil ikke 0 økologisk avstand mellom ruter resultere i 0 floristisk ulikhet.

Vi ville forvente at en metrisk ordinasjonsmetode, som bruker floristisk ulikhet direkte som et estimat for økologisk avstand mellom ruter, ga godt resultat dersom det var en lineær sammenheng mellom floristisk ulikhet og økologisk avstand. Da dette ikke er tilfelle, vil metriske ordinasjonsmetoder *forvreng* de økologiske sammenhengene mellom rutene, det vil si at ordinasjonsaksene ikke vil sammenfalle med de underliggende økologiske gradientene. Ikke-linearitet og underestimering av store økologiske avstander er viktigst; de leder til at responsen på enkle gradienter blir forvrent til buete strukturer i ordinasjonsrommet. Metoden CA ("correspondence analysis"), den metriske forløperen til DCA, har to hovedfeil som kan føres tilbake til feil ved ulikhetsmålet: (1) En *bueffekt* (Hill 1973), og (2) en *kanteffekt* (Hill 1979). Bueffekten fører til at enkle gradienter avbildes som en bue i et todimensjonalt ordinasjonsdiagram (f.eks., Økland 1990a: Fig. 121), mens kanteffekten fører til at ruter som ligger nær gradientendene blir sammenpresset i ordinasjonsdiagrammet. Dette gjør CA til en lite anvendelig ordinasjonsmetode (cf. Gauch et al. 1977). I et forsøk på å rette på disse feilene, utarbeidet Hill (1979) DCA. I DCA justeres rutenes posisjoner langs CA-ordinasjonsaksene slik at de forventede feilene fjernes. Bueffekten fjernes ved *detrending*, kanteffekten ved *reskalering* (Hill 1979, Hill & Gauch 1980). Disse justeringene gjør DCA til en metode uten klart definerte egenskaper i form av ulikhetsmål, stressfunksjon og modell for art-gradientrelasjoner. Likevel kan ulikhetsmålet, som er et kji-kvadratmål (Chardy et al. 1976, Minchin 1987a) potensielt innvirke på ordinasjonsbildet. Spørsmålet blir hvor godt detrendings- og reskaleringsmetodene lapper på feilene i CA.

LNMDs omgår problemet med feil ved ulikhetsmålene som mål på økologisk avstand på en enklere og mer direkte måte. Til tross for at ulikhet ikke kan bli en lineær funksjon av økologisk avstand, er det en god monoton sammenheng mellom dem, i hvert fall når ikke rutene ligger for langt fra hverandre langs den aktuelle gradienten. LNMDs forutsetter bare at rangordenen av ulikheter skal bevares i ordinasjonsrommet, og ser bort fra upålitelige ulikheter. I NMDS kan man se på rangordenen av alle ulikheter og avstander under ett når stressfunksjonen skal beregnes ("global" variant), eller man kan se på en rute ad gangen, det vil si at man for hver rute sjekker hvorvidt rangordenen av de andre rutenes ulikheter med denne rute er beholdt, og kombinerer stresset for hver rute til et totalt stressmål ("local" variant). Det har vist seg at den lokale varianten (derav LNMDs) generelt er best av de to (Minchin 1987a); vi vil derfor konsentrere oss om denne. Vi står fritt når det gjelder valg av ulikhetsmål for LNMDs. Vi vil forvente at det ulikhetsmål som viser best overensstemmelse med økologisk avstand målt ved en metode som bare tar hensyn til rangorden-sammenhenger (ikke-parametrisk korrelasjonskoeffisient), vil gi den beste ordinasjonen.

Materiale og metoder

Materiale

Tre simulerte datasett og ett feltdatasett ble benyttet. De simulerte datasettene ble laget ved hjelp av programmet COMPAS, versjon 1.0 (Minchin 1988). Alle forutsetter entoppete artsresponskurver i forhold til de underliggende økologiske gradientene, men med varierende form på artsresponskurvene. Alle har to gradienter, og antall arter pr. rute ligger i området 14-32 (gjennomsnitt 21-23). Arsmengder er registrert på en 0-10 skala. Tilfeldig variasjon (støy) er introdusert ved generering av dataene; støymengden er forsøkt satt mest mulig lik støyen i naturlige datasett (R. Økland, unpubl.). Tre datasett ble generert; disse skiller seg i praksis bare i lengden av de to gradientene de inneholder. Parametervalg i COMPAS er gjengitt i Økland (1990a: Tab. 10).

Datasett (1) inneholder 44 ruter, plassert i et to-gradientsystem der den lengste gradienten, målt i S.D.-enheter (se Økland 1990a for definisjon og tolkning av denne β -diversitetsenheten) er 6 S.D., den korteste er 1,5 S.D. Rutenes posisjoner i det underliggende økologiske rom danner et 11x4-rutenett (Fig. 1), der avstanden mellom rutene er 0,55 S.D.-enheter langs den lengste gradienten, 0,5 S.D. langs den korteste.

Datasett (2) inneholder 45 ruter. Den lengste gradienten er 5 S.D., den korteste 2 S.D. Rutene danner et 9x5-rutenett (Fig. 4); avstanden mellom ruter er 0,56 S.D.-enheter langs den lengste gradienten, 0,5 S.D. langs den korteste.

Datasett (3) inneholder 42 ruter. Den lengste gradienten er 2,4 S.D., den korteste 2 S.D. Rutene danner et 7x6-rutenett med maskevidde 0,4 S.D. (Fig. 7).

Feltdatasettet, *datasett (4)*, består av smårutefrekvens (0,25 m² ruter delt i 16 småruter, forekomst/fravær registrert i hver smårute; smårutefrekvens følgelig registrert på en 0-16-skala) for 52 arter i 51 ruter (i 4 transekter fra tuesentrum til hølje) fra ombrotrof myrflate på Rønnåsmyra, Grue, Hedmark. Materialet ble innsamlet som kontroll i en undersøkelse utført for Fylkesmannen i Hedmark for å evaluere et forsøk på restaurering av grøftet myr ved plugging av grøfter (Økland 1990a, in prep.). To forklaringsvariable for tolkning av ordinasjonene er tilgjengelige: (1) Avstand til grunnvannsspeilet en bestemt dag; gir pålitelig informasjon om den relative posisjon av rutene i forhold til grunnvannsspeilet, men sier ingen ting om den absolute posisjon (i forhold til parametre i kumulativ vannstandsfordelingskurve slike som minimum, median og maksimum), cf. Økland (1989, 1990b). (2) Torvproduserende evne, angitt subjektivt på en skala fra 0 (stor torvproduserende evne; dominans av friske torvmoser) til 2 (ubetydelig torvproduserende evne; dominert av levermoser og/eller lav, eller vegetasjonsfri); cf. Økland (1990b).

Ordinasjonsmetoder

De sammenliknete ordinasjonsmetodene er DCA og LNMDS. DCA ble kjørt ved bruk av programpakken CANOCO (ter Braak 1987b), med bruk av standard valg (segment-detrending og ikke-lineær reskalering av aksene). Sjeldne arter ble nedveid ved bruk av programmets valg for nedveiing. LNMDS ble kjørt ved hjelp av programmet KYST (Kruskal et al. 1973), i den versjonen som finnes i programpakken DECODA (Minchin 1986). Tre ulikhetsmål ble benyttet, valgt blant de som ga best resultater i tester utført av Faith et al. (1987): (1) Prosent ulikhet (Bray-Curtis), *B*, uten standardisering. (2) Prosent ulikhet, alle arter standardisert ved divisjon av alle artsmengder med maksimal mengde observert for arten, *BS*. (3) Kulczynski's ulikhetsmål, standardisert som (2), *KS*. Todimensjonal LNMDS-løsning ble søkt, og minst ti ulike startkonfigurasjoner ble kjørt. Ingen løsning ble akseptert med mindre den ble oppnådd fra minst to ulike startkonfigurasjoner.

Evalueringsmetoder

Ideelt sett bør numeriske analysemetoder evalueres ved referanse til datasett med kjente egenskaper. Da kan resultatet testes mot den forventete konfigurasjonen, *målkonfigurasjonen*. Feltdatasett vil ha egenskaper som er mer eller mindre godt kjent. De underliggende egenskaper vil man imidlertid bare kunne bekrefte ved hjelp av numeriske metoder, og en testing av metodenes egenskaper vil derfor være beheftet med de feil som måtte ligge i metodene som er brukt til å utlede, eventuelt bekrefte datasettets egenskaper. Vi får dermed lett en en ringslutning. Men om feltdatasett ikke kan brukes til formell testing av metoder, kan det godt brukes til å *vurdere* metodene mot hva man ut fra generell økologisk kunnskap om datasettet ville forvente av resultater. For eksempel vet vi at i ombrotrof myr er relativ avstand til grunnvannsspeilet den altoverskyggende gradienten (R. Økland 1990b), og at en vegetasjonsgradient i torvproduserende evne kan gi opphav til en annen, mindre viktig gradient.

Simulerte datasett har eksakt kjente egenskaper, og tillater derfor testing av numeriske metoder ved sammenlikning mellom resultat og målkonfigurasjon (Gauch et al. 1981, Kenkel & Orłóci 1986, Minchin 1987b). En enkel, men ikke helt optimal metode for sammenlikning, er å beregne korrelasjonen mellom rutenes posisjon langs gradientene i målkonfigurasjonen, og rutenes plassering langs ordinasjonsaksene. Denne metoden er enkel, men kan gi misvisende resultater dersom de underliggende gradientene blir rotet i ordinasjonsdiagrammet (Podani 1989). Da vi forventer lineær sammenheng mellom ordinasjonsakser og gradientene i målkonfigurasjonen, ble Pearson's (produkt-moment) korrelasjonskoeffisient benyttet for aksevis sammenlikning i denne artikkelen. Høy korrelasjon mellom de to første ordinasjonsakser og hver av gradientene indikerer god ordinasjon.

Resultater

Simulerte datasett

Diagrammer som viser målkonfigurasjoner og ordinasjonsaker 1 og 2 i ordinasjonene av de tre simulerte datasettene ved DCA og LNMDS er vist i Figs 1-9. Korrelasjoner mellom rutenes posisjoner langs ordinasjonsakser og målkonfigurasjonsgradienter er vist i Tab. 1.

Før vi går nærmere inn på sammenlikning av LNMDS og DCA, skal vi se på LNMDS med de tre ulike målene på ulikhet. Med alle de tre simulerte datasettene ga BS (prosent ulikhet, standardisert ved divisjon med artsmaksima) i høyest korrelasjon, for alle akser/gradienter. Dermed fulgte KS, så B. Prosent ulikhet, standardisert ved divisjon med artsmaksimum, synes derfor generelt å være best av de tre ulikhetsmålene. I det videre vil vi derfor bare se på LNMDS basert på BS.

Vi ser for alle de tre simulerte datasettene at begge ordinasjonsmetodene gjenga målkonfigurasjonen på de to første ordinasjonsaksene. Vi vil derfor bare betrakte todimensjonale ordinasjonsdiagrammer.

Målkonfigurasjonen i datasett 1 (6x1,5 S.D.) ble best gjengitt av DCA (Figs 2,3, Tab. 1). For den første akse var det relativt liten forskjell mellom metodene, forskjellen var noe større for akse 2. Akse 2 i LNMDS ble trukket en del ut ved avvikende posisjoner av rutene i posisjoner (0; 1) og (0; 1,5) i målkonfigurasjonen (Fig. 3). Dessuten var de fire seriene á 11 ruter i målkonfigurasjonen til dels betydelig bøyd i LNMDS, som også viser til dels betydelig tilfeldig variasjon (stort relativt avvik i plassering av individuelle ruter, f.eks. rutene 4-6 i nederste serie, rutene 8 og 10 i øverste serie). DCA var imidlertid heller ikke feilfri; mens LNMDS stort sett skilte de fire seriene langs akse 2, gjorde DCA dette noe dårligere. Ser vi på lengden av aksene i de to ordinasjonene (Tab. 2), legger vi merke til at akse 2 var lenger enn vi skulle forvente.

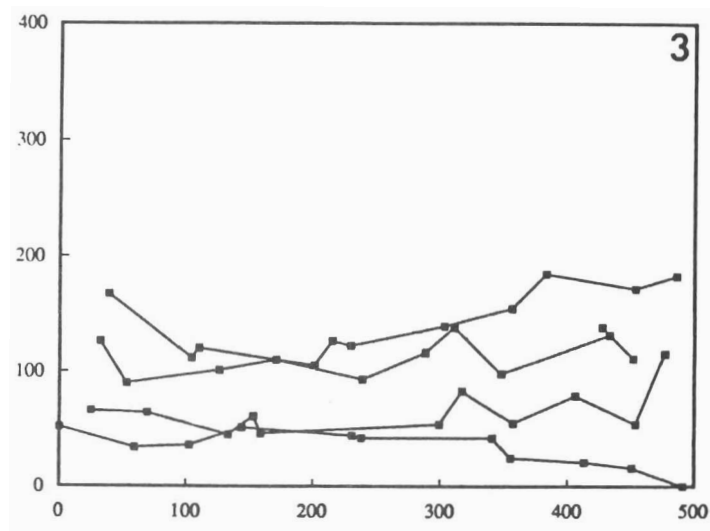
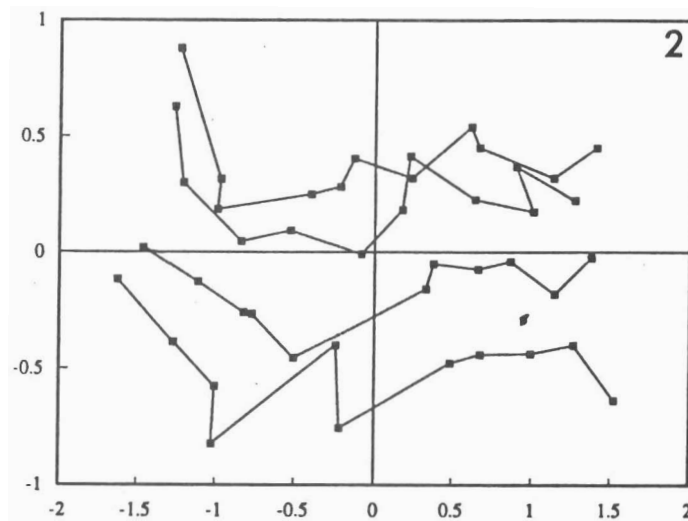
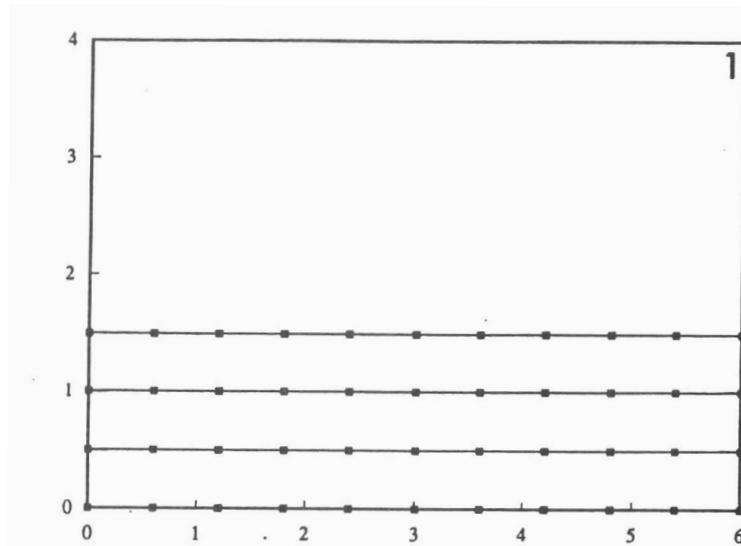


Fig 1-3. 6 x 1,5 S.D. simulert coenoplan (datasett 1). Fig. 1. Målkonfigurasjon. Skalering av gradienter i S.D.-enheter. Fig. 2. DCA-ordinasjon, akser 1 og 2. Skalering av akser i S.D.-enheter *100. Fig. 3. LNMDS-ordinasjon. Skalering av akser tilfeldig.

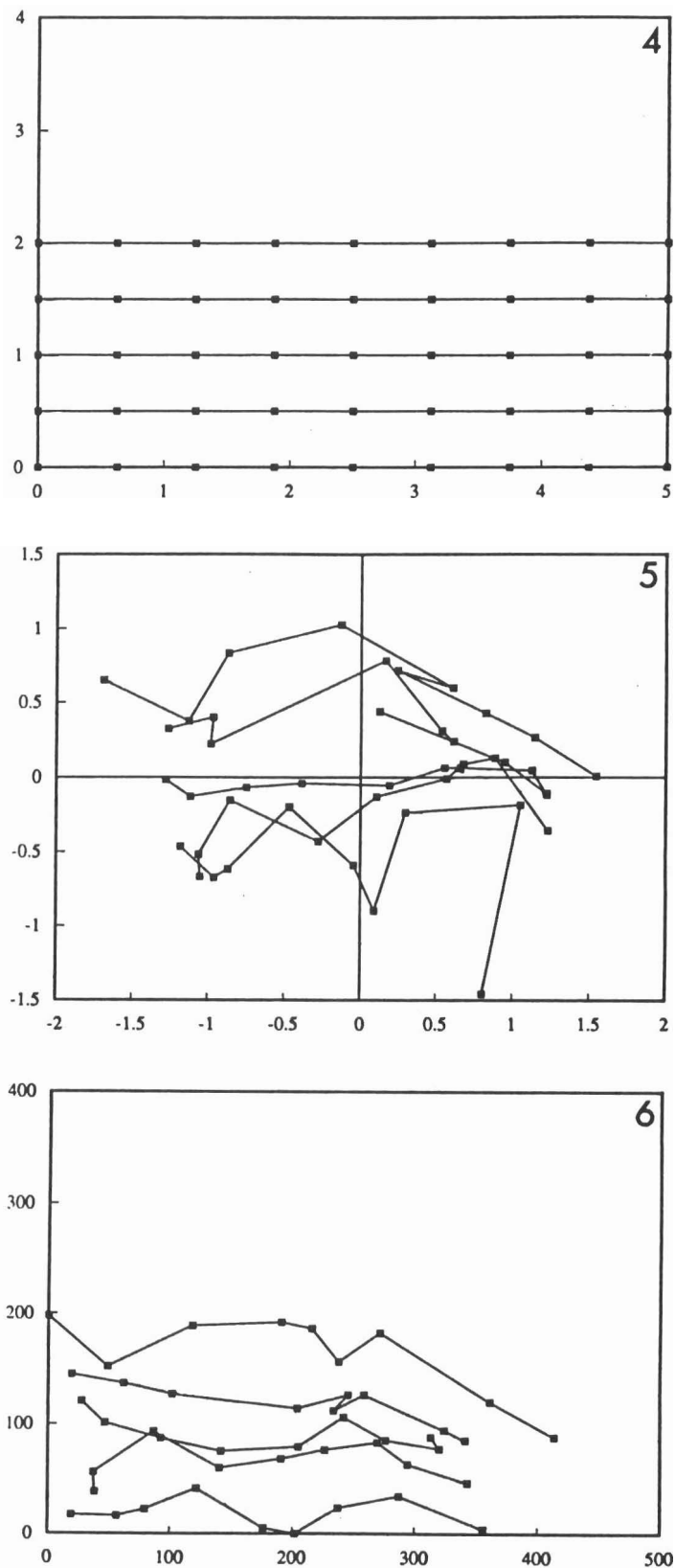


Fig 4-6. 5 x 2 S.D. simulert coenoplan (datasett 2). Fig. 4. Målkonfigurasjon. Skalering av gradienter i S.D.-enheter. Fig. 5. DCA-ordinasjon, akser 1 og 2. Skalering av akser i S.D.-enheter *100. Fig. 6. LNMDS-ordinasjon. Skalering av akser tilfeldig.

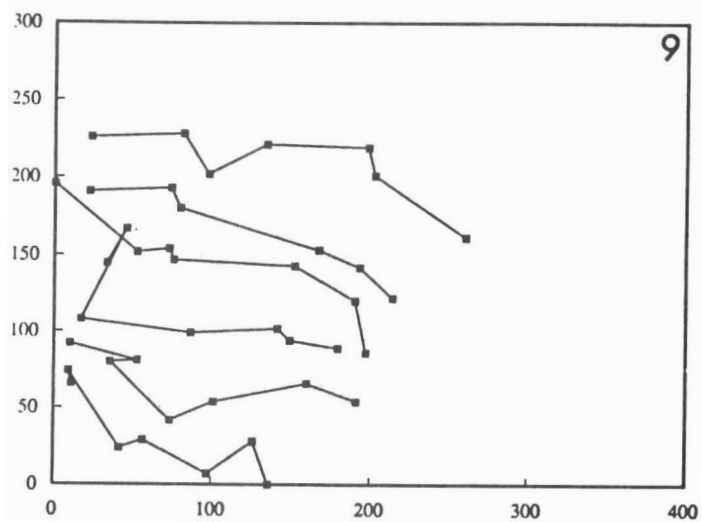
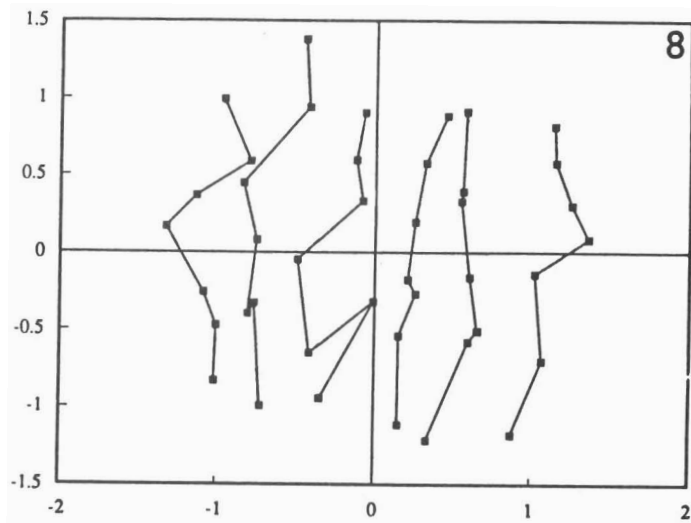
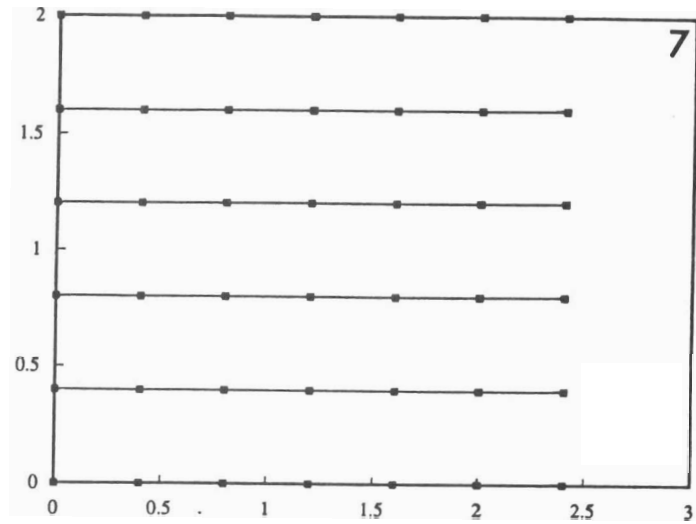


Fig 7-9. 2,4 x 2 S.D. simulert coenoplan (datasett 3). Fig. 7. Målkonfigurasjon. Skalering av gradienter i S.D.-enheter. Fig. 8. DCA-ordinasjon, akser 1 og 2. Skalering av akser i S.D.-enheter *100. Fig. 9. LNMDS-ordinasjon. Skalering av akser tilfeldig.

Tab. 1. Evaluering av DCA og LNMDS basert på tre simulerte datasett (se tekst). Pearson's korrelasjonskoeffisient mellom rutescores og målkonfigurasjon, gradienter 1 (M1) og 2 (M2) er gitt for hver av ordinasjonsaksene 1 og 2.

| Datasett (S.D.) | Ordina- sjons- metode | Ordinasjonakse 1 | | Ordinasjonakse 2 | |
|--------------------|-----------------------------|------------------|-------|------------------|-------|
| | | M1 | M2 | M1 | M2 |
| 6 x 1,5 | DCA | 0,991 | 0,014 | 0,113 | 0,900 |
| | LNMDS | 0,986 | 0,021 | 0,037 | 0,887 |
| 5 x 2 | LNMDS | 0,983 | 0,080 | 0,010 | 0,931 |
| | DCA | 0,978 | 0,253 | 0,182 | 0,899 |
| 2,4 x 2 | LNMDS | 0,094 | 0,980 | 0,970 | 0,108 |
| | DCA | 0,900 | 0,334 | 0,330 | 0,916 |

Dette gjorde seg særlig sterkt gjeldende i LNMDS. Mens vi ville vente at forholdet mellom aksenes lengde var 4, var forholdet i DCA 2,67, i LNMDS så lavt som 1,87. Det er egentlig ikke overraskende at forholdet mellom aksenes lengde i ordinasjonene blir lavere enn forventet. De simulerte datasettene inneholder betydelig tilfeldig variasjon (støy). Denne støyen vil føre til at ruter får en artssammensetning som indikerer posisjon lenger ut mot gradientene enn forventet. Vi må derfor regne med at denne støyen fører til en forlengelse av begge akser med en konstant bit k , som er avhengig av støynivået i datasettet og uavhengig av gradientens lengde. Vi kan derfor regne med at forholdet mellom ordinasjonsaksenes lengder blir

$$d = (g_2 + k)/(g_1 + k)$$

istedet for

$$d_0 = g_2/g_1.$$

der d er forholdet mellom aksenes lengder i en ordinasjon, d_0 er forholdet mellom lengden av tilsvarende gradienter i målkonfigurasjonen, og g_i er lengden av akse i . For alle $k > 0$ vil $d < d_0$, noe som gjør at vi måtte forvente d -verdier betydelig under 4. Visuelt var DCA-diagrammet (Fig. 2) mer likt målkonfigurasjonen (Fig. 1) enn hva LNMDS-diagrammet var (Fig. 3). Forholdet mellom aksenes lengder er vesentlig for dette visuelle inntrykket.

Datasett 2 skilte seg lite fra datasett 1 i egenskaper, men rangeringen av ordinasjonsmetodene var nå snudd; LNMDS hadde høyest korrelasjon med begge akser. Med hensyn til akse 1 var forskjellen mellom metodene liten, med hensyn til akse 2 var den noe større. I LNMDS-diagrammet (Fig. 6) var det til dels en betydelig overlapp mellom de 5 seriene å 9 ruter i målkonfigurasjonen (Fig. 4). Den tilfeldige variasjonen i enkeltrutenes posisjoner var betydelig, særlig var plasseringen av rute 9 i nederste serie sterkt avvikende. DCA-diagrammet synes å gi større stabilitet av enkeltruter, men skilte de fem seriene dårlig. En særlig negativ effekt på korresjonen mellom akse 2 og målkonfigurasjonsgradient 2 hadde det skrå forløpet av den øverste serien av ruter, som var utdratt langs akse 1 til høyre i Fig. 5. Tilsynelatende var Fig. 5 mer lik Fig. 4 enn Fig. 6 er. Dette skyldtes at LNMDS igjen hadde et forhold mellom

Tab. 2. Lengde av akser i ordinasjoner av tre simulerte datasett. Skalering i DCA-ordinasjon i S.D.-enheter, i LNMDS tilfeldig.

| Datasett (S.D.) | Akselengder | | | | Relativ lengde, akse 1/akse 2 | | |
|--------------------|-------------|--------|--------|--------|-------------------------------|------|-------|
| | DCA | | LNMDS | | Mål | DCA | LNMDS |
| | Akse 1 | Akse 2 | Akse 1 | Akse 2 | | | |
| 6 x 1,5 | 4,91 | 1,84 | 3,20 | 1,71 | 4,00 | 2,67 | 1,87 |
| 5 x 2 | 4,13 | 1,98 | 3,26 | 2,46 | 2,50 | 2,09 | 1,33 |
| 2,4 x 2 | 2,61 | 2,28 | 2,69 | 2,60 | 1,20 | 1,14 | 1,03 |

aksenes lengde som avvek sterkt fra det forventete (Tab. 2).

Datasett 3, med to korte gradienter, skiller seg i betydelig grad fra datasettene (1) og (2). Fra Tab. 1 ser vi at forskjellen i korrelasjon med målkonfigurasjonsgradientene var relativt stor, og at den klart gikk i favør av LNMDS. Fig. 9 viser dessuten at LNMDS-aksene var byttet om i forhold til målkonfigurasjonen; gradient 1 ble uttrykt på akse 2 og omvendt. De seks seriene á 7 ruter (som skilte seg i posisjon langs gradient 2) var perfekt separert i LNMDS. Enkeltrutenes stabilitet var god. Som de høye korrelasjonskoeffisientene viser, ga LNMDS en representasjon av dette datasettet som var nær det optimale man kan forvente for et datasett med støy. DCA var markert dårligere: dårligere separasjon av seriene, muligens større ustabilitet av enkeltruter, og en uttrekking av de øverste seriene mot høyre i ordinasjonsdiagrammet (Fig. 8). Til tross for at forholdet mellom aksenes lengde var mer i overensstemmelse med det forventete i DCA enn i LNMDS, var LNMDS (Fig. 9) visuelt sett mer lik Fig. 7 enn hva DCA (Fig. 8) var.

Feltdatasett

Figs 10-11 viser de to første DCA-akser i ordinasjonen av datasettet fra Rønnåsmyra. Første akse viste god overensstemmelse med avstand til grunnvannsspeilet for posisjoner til venstre for ca 2.50 S.D. i ordinasjonsdiagrammet. Rutene lengst til høyre var svakt torvproduserende (lavdominerte) tuer nærmere grunnvannsspeilet (cf. Fig. 11). Annen DCA-akse separerte rutene i venstre del av diagrammet. Det var en tendens til at rutene karakterisert som sterkt torvproduserende fikk lav score langs akse 2, mens intermediære ruter fikk høyere score. Det var ingen enkel sammenheng mellom aksene og torvproduserende evne, ettersom høyre del av ordinasjonsdiagrammet ikke separerte ruter langs akse 2.

LNMDS viste et ganske annet bilde. Punktkonfigurasjonen var rotert i forhold til de to forklaringsvariablene; begge var korrelert med begge akser. Avstand til grunnvannsspeilet var sterkt korrelert med en retning fra øvre venstre til nedre høyre i diagrammet. I denne retningen var derfor vannstandsgradienten mindre kompleks enn i DCA; avstanden til grunnvannsspeilet avtok ikke igjen etterat toppen var nådd. Langs en retning loddrett på den retningen som var korrelert med avstand til grunnvannsspeilet ble de lavrike tuene separert fra alle øvrige ruter.

De to ordinasjonsmetodene ga svært forskjellige resultater på dette feltdatasettet. Da vi ikke kjenner feltdatasettets egentlige egenskaper kan vi ikke si at den ene ordinasjonen var bedre enn

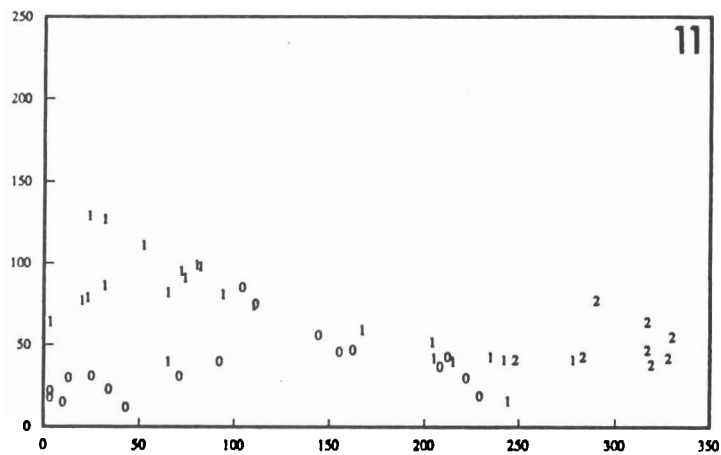
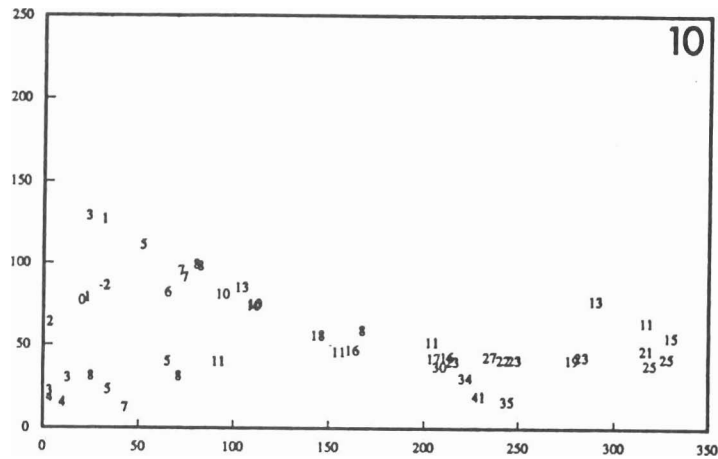


Fig 10-11. Ordinasjon av 50 ruteanalyser fra ugrøfta myrflate på Rønnåsmyra, Grue, Hedmark, ved DCA. Akser 1 og 2 er vist, skalering i S.D.-enheter. Fig. 10. Avstand til grunnvannsspeilet en gitt dag plottet på rutenes posisjoner. Fig. 11. Torvproduserende evne, subjektivt angitt på en skala fra 0 (sterkt torvproduserende) til 2 (lav torvproduserende evne), plottet på rutenes posisjoner.

den andre, men det er sannsynlig at de to metodene fokuserer på ulike egenskaper ved dataene.

Diskusjon

Av resultatene går det klart fram at de to sammenliknede ordinasjonsmetodene gir forskjellige resultater når de anvendes på de samme datasettene, og at deres relative evne til å ordne ruter langs gradienter er avhengig av datasettegenskapene; ingen av metodene er generelt best. Tidligere tester basert på langt mer omfattende testprogrammer (Minchin 1987a) har konkludert med at LNMDS generelt er bedre enn DCA. Enkle tester utført av Kenkel & Orlóci (1986) ga tilnærmet samme resultat. Imidlertid vil slike testresultater alltid avhenge av de dataene testene baserer seg på, og man kan stille spørsmålsteget ved hvor realistiske de benyttete simulerte datasettene virkelig er (Austin 1980, Gauch 1982), og hvor godt testkriteriet er. Minchin (1987a) har for

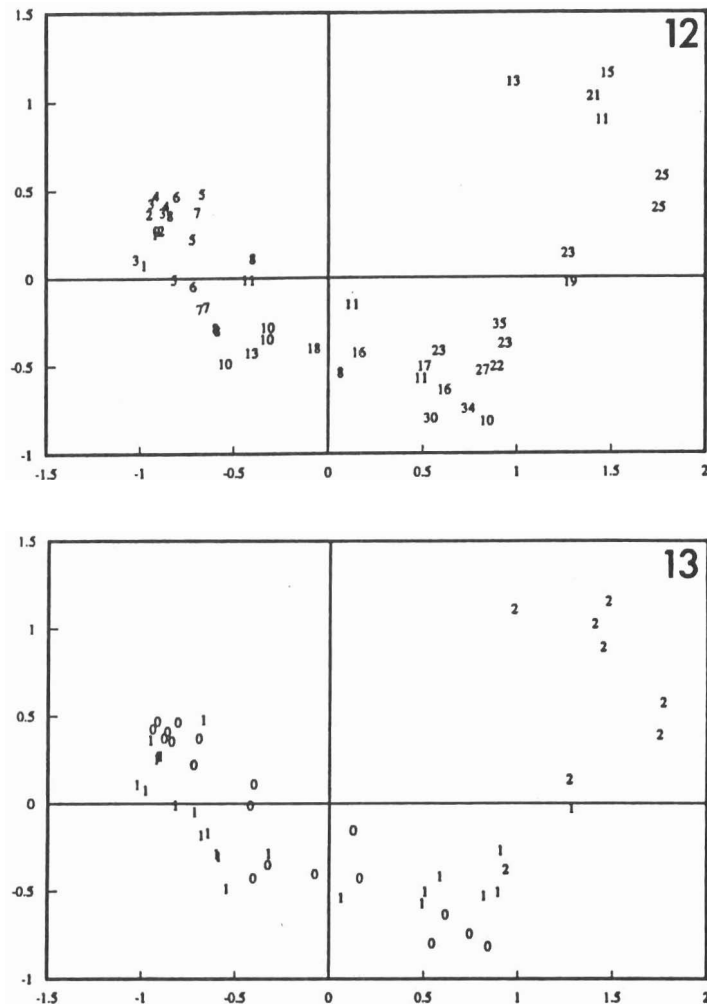


Fig. 12-13. Ordinasjon av 50 ruteanalyser fra ugrøfta myrflate på Rønnåsmyra, Grue, Hedmark, ved LNMDS. Akser 1 og 2 er vist, skalering tilfeldig. Fig. 12. Avstand til grunnvannsspeilet en gitt dag plottet på rutenes posisjoner. Fig. 13. Torvproduserende evne, subjektivt angitt på en skala fra 0 (sterkt torvproduserende) til 2 (lav torvproduserende evne), plottet på rutenes posisjoner.

eksempel brukt robusthet som hovedkriterium på hvor god metoden er, definert som gjennomsnittlig evne til å gi god overensstemmelse med målkonfigurasjonen, over flere hundre datasett med til dels svært ulike egenskaper. Det er innlysende at dersom en del av datasettene har helt urealistiske egenskaper vil dette kunne influere metodenes totale robusthet sterkt. Forskjeller mellom metodene som relaterer seg til datasett med urealistiske egenskaper er ikke interessante.

Med alle de forbehold som ligger i det lave antall datasett som er benyttet her (ingen gjentak eller variasjon i støynivå, artsresponsmodell, antall akser m.v.), vil vi forsøke å nærme oss metodenes styrke og svakheter. Vi vil først sammenlikne metodene med hensyn til punktconfigurasjonen i ordinasjonsdiagrammet.

Punktconfigurasjon

Resultatene tyder på at DCA er bedre enn LNMDS til identifisering av gradienter i datasett med

en lang og en (eller flere?) kort gradient, men at dette forholdet snur når gradientenes lengde blir mer like, målt i β -diversitetseenheter. Dette er egentlig ikke overraskende. La oss kort se hva metodene gjør med dataene, og hvilke svakheter de to metodene har.

DCA forsøker å forbedre en lite egnet ordinasjonsmetode, CA, ved empiriske justeringer; detrending og ikke-lineær reskalering. Økland (1990a, 1990b) viser at metoden fortsatt har to hovedfeil: (a) *Tungeeffekten*, det forhold at metoden ofte "flater ut" variasjon langs gradienter. Et eksempel på dette ser vi i Figs 10-11, der den høyre delen av ordinasjonsdiagrammet viser meget liten variasjon langs den andre ordinasjonsaksen. Det er dette vi mener med en tunge. Tungeeffekten ble først påvist av Minchin (1987a). Økland (1990a, 1990b) viser at tunger i DCA kan oppstå som følge av flere ulike forhold, men at de i de fleste tilfeller skyldes defekter i detrendingemetoden. I DCA trekkes aksene ut en etter en. Detrending påvirker ikke første akse, men trer i funksjon når akser av orden 2 og høyere skal trekkes ut. Den vanligst benyttete (og den beste; cf. Knox 1989) form for detrending, Hill's originale segment-detrending, fjerner buen i CA ved å justere rutenes scores langs akse 2 slik at de ikke har noen systematisk variasjon langs akse 1. Det gjøres ved å krevne at midlet av scores langs akse 2 er det samme langs alle deler av akse 1. Dette forklarer tungen i DCA-ordinasjonen av feltdatasettet. Ved CA plasseres rutene nesten som i LNMDS (på en bue). Krevne vi at det løpende gjennomsnitt av scores langs akse 2 skal være likt langs hele aksene, blir bildet som i Fig. 10-11. Detrending vil i mange tilfeller være gunstig, men har en lite forutsigbar effekt, og kan også fjerne økologisk interessant variasjon i materialet. (b) *Ustabilitet* (Oksanen 1988); DCA kan i gitte tilfeller være sårbar overfor tilfeldig variasjon i materialet; dette gjelder særlig når to akser har omtrent samme egenverdi. Dette er imidlertid et lite vanlig fenomen. Et annet fenomen typisk for DCA, er at når metoden søker etter første akse, vil den ordne ruter langs den lengste mulige gradient i materialet. I tilfellet med to-gradient-datasett lik de simulerte datasettene som her er vist, vil metoden søke diagonalen i målkonfigurasjonen. Oftest skjer dette ved en uttrekning av en del av ordinasjonsdiagrammet lik det som tidligere er omtalt for høyre del av Figs 5 og 8.

LNMDS tar utgangspunkt i ulikhet mellom rutene. Ulikhetsmålet er av stor betydning. Faith et al. (1987) viste at prosent ulikhet standardisert ved divisjon med artsmaksimum er et av de mål som er mest monotont med økologisk avstand. God gradientidentifikasjon ved dette relasjonsmålet er derfor ikke uventet. I LNMDS tilpasses en ordinasjonskonfigurasjon til ulikhetene ved at alle ordinasjonsakser finnes samtidig. Dermed unngås spesielle effekter av delprosedyrer; vi finner ingen tungeeffekt eller noen gradientendeuttrekning. I stedet er det en tendens til at en rektangulær målkonfigurasjon forblir rektangulær (Figs 9, 12-13). Ut fra resultatene som er presentert her synes det imidlertid som om LNMDS også har sine feil: Det er ofte stor usikkerhet knyttet til enkeltpunktets plassering, og aksenes lengder gjenspeiler dårlig den β -diversitet (grad av endring i artssammensetning) som finnes langs gradientene.

Den begrensede evalueringen av DCA og LNMDS som er gjort i dette arbeidet gir ikke grunn for å trekke hovedkonklusjonene til Kenkel & Orłóci (1986) og Minchin (1987a), at LNMDS med hensyn til punktkonfigurasjonen (basert på et optimalt ulikhetsmål) i de fleste tilfeller er en bedre ordinasjonsmetode enn DCA. I tilfeller med en særlig lang gradient synes imidlertid DCA å være overlegen.

Andre egenskaper

En rekke andre egenskaper enn punktkonfigurasjonen må imidlertid tas i betraktning når vi velger ordinasjonsmetode. Vi skal se på de antatt viktigste:

Skalering. Akselengden i DCA gir et godt estimat for β -diversitet (Økland 1986, 1990a, 1990b), noe som også går fram av de resultatene som er vist i Tab. 2. Akselengden i LNMDS står derimot i dårlig sammenheng med grad av forandring i artssammensetning (β -diversitet). På dette punktet har DCA et av sine absolutte fortrinn. På tross av antydninger i litteraturen av den ikke-lineære reskaleringsprosedyren i DCA kan være delårsak til metodens svakheter (e.g., Kenkel

& Orlóci 1986, ter Braak 1987c, Minchin 1987a, Wartenberg et al. 1987, ter Braak & Prentice 1988), gir en kritisk gjennomgang av denne prosedyrens egenskaper ingen grunn til å anta noen slik sammenheng (Økland 1990a). Dette støttes av Knox (1989), som viser økt stabilitet og nøyaktighet i DCA ved bruk av ikke-lineær reskalering.

Entydighet. DCA produserer en unik ordinasjon av hvert datasett, gitt et valg av parametre. LNMDS mangler denne entydigheten; man kan aldri helt garantere at den løsning man har funnet ikke er et såkalt lokalt minimum, altså en ikke-optimal løsning. I praksis er det mulig å omgå dette problemet ved å kjøre LNMDS med en rekke ulike tilfeldig valgte og andre startkonfigurasjoner, og ikke stoppe før en har nådd samme (optimale) ordinasjonsresultat fra flere ulike utgangskonfigurasjoner. I programmet KYSTPOST i pakken DECODA (Minchin 1986) finnes rutiner for sammenlikning av LNMDS-løsninger. Vi kan derfor gardere oss mot å ende opp med lokale optima som er mye dårligere enn det globale optimum (den absolutt beste løsningen). Den viktigste ulempen med mangelen på entydighet i LNMDS blir da stort krav til datatid og at prosedyren generelt er mer tidkrevende.

Antall ordinasjonsaker. Antallet akser må forhåndsspesifiseres i LNMDS, da alle rutenes scores langs alle akser finnes i én prosess. I DCA finnes aksene en etter en, etter avtakende betydning for vegetasjonen. Valg av dimensjonalitet er ofte vanskelig, en kan sjelden vite på forhånd hvor mange gradienter som er viktige for et datasett (Austin 1976, Fasham 1977, Gauch et al. 1981). I de fleste tilfeller vil imidlertid 2 eller 3 gradienter være et fornuftig valg. Flere enn tre tolkbare ordinasjonsakser er bare unntaksvis mulig å identifisere. En ulempe med LNMDS er også at de optimale løsningene i ulike antall dimensjoner ikke nødvendigvis har felles første akser, noe som følger av mangelen på entydighet.

Dualitet. DCA er en dual metode; den ordinerer ruter og arter samtidig. På den måten kan artsoptima og ruteposisjoner plottes i samme ordinasjonsdiagram eller relateres til de samme akser. I LNMDS er dette ikke mulig.

Konsept. DCA er en metode innenfor et bredt gradientanalysekonsept som omfatter regresjon, kalibrering, ordinasjon og "constrained ordination" basert på samme underliggende modell, den unimodale responsmodell. Dette konseptet gir oss mulighet til å kople DCA-ordinasjon til andre metoder, på en måte som muliggjør en integrert analyse med langt større potensiale enn den enkelte ordinasjonsmetode har (cf. ter Braak 1987c, ter Braak & Prentice 1988, Økland 1990a).

Konklusjon

Som ordinasjonsmetode, isolert sett, har LNMDS en del fordeler framfor DCA. Imidlertid blir disse dels oppveid av ulemper ved LNMDS slike som mangelen på entydighet, at akseantallet må forhåndsspesifiseres, ikke-dualiteten og mangelen på et integrert gradientanalysekonseptet. En meget viktig faktor, for mange anvendelser kanskje den viktigste, er problemet med skalering i LNMDS. Dette kan imidlertid omgås ved å estimere lengden av LNMDS-aksene enkeltvis i S.D.-enheter ved hjelp av rhCCA ("rescaled hybrid canonical correspondence analysis" (ter Braak 1987c, 1987d), se Eilertsen et al. (1990) og Økland (1990a)). Dette er den samme metoden som implisitt nyttes i DCA. Deretter kan scorene relativt til LNMDS-aksene rangeres til en 0-g-skala, der g er gradientlengden målt i S.D.-enheter. Da vil punktkonfigurasjonen i LNMDS ikke ødelegges, men akselengdene og skaleringen blir mer realistiske og bedre tolkbare. Konseptet omkring LNMDS kan trolig utbygges sterkt (P. Minchin, pers. medd.), men de øvrige problemer kan ikke omgås (entydighet, dualitet, forhåndsspesifisering av antallet dimensjoner). Men LNMDS er heller ikke feilfri, noe resultatene med simulerte datasett i dette arbeidet har vist. Klare forvrengninger, overflatisk ikke så ulike de som kan oppstå ved bruk av metriske skaleringsmetoder som DCA, kan også forekomme med LNMDS (f.eks., Økland & Eilertsen, in prep.). Det anbefales derfor å bruke DCA og LNMDS parallelt ved ordinasjon. Sammenfallende løsninger indikerer meget sterkt at man har funnet den optimale ordinasjon i det aktuelle antall

dimensjoner. Hvilken løsning man vil arbeide videre med blir da en smakssak. Fordelene med DCA med hensyn til skalering og konsept kan i så fall bli avgjørende.

Metriske skaleringsmetoder har grunnleggende svakheter. Forbedringer i ordinasjonsmetodologi vil de nærmeste år trolig komme i tilknytning til NMDS-konseptet, eller til HMDS ("hybrid multidimensional scaling"; Faith et al. 1987), som kombinerer LNMDS og metrisk skalering ved å nytte ulikhetsmålets lineære egenskaper for midlere økologiske avstander.

Referanser

- Austin, M.P. 1976. Performance of four ordination techniques assuming three different non-linear species response models. - *Vegetatio* 33: 43-49.
- 1980. Searching for a model for use in vegetation analysis. - *Vegetatio* 42: 11-21.
- Braak, C.J.F. ter 1987a. Unimodal models to relate species to environment. - Diss., Group Landbouwwiskunde, Wageningen.
- 1987b. CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by (partial)(detrended)(canonical) correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). - TNO Inst. appl. Comp. Sci., Stat. Dept. Wageningen, Wageningen.
 - 1987c. Ordination. - In: Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F. & van Tongeren, O.F.R. (eds.), *Data analysis in community and landscape ecology*, Pudoc, Wageningen, pp. 91-173.
 - 1987d. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. - *Vegetatio* 69: 69-77.
 - & Prentice, I.C. 1988. A theory of gradient analysis. - *Adv. ecol. Res.* 18: 271-317.
- Chardy, P., Glenmarec, M. & Laurec, A. 1976. Application of inertia methods to benthic marine ecology: practical implications of the basic options. - *Estuarine cstl mar. Sci.* 4: 179-205.
- Eilertsen, O., Økland, R.H., Økland, T. & Pedersen, O. 1990. The effects of scale range, species removal and downweighting of rare species on eigenvalue and gradient length in DCA ordination. - *J. Veg. Sci.* in press.
- Faith, D.P., Minchin, P.R. & Belbin, L. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. - *Vegetatio* 69: 57-68.
- Fasham, M.J.R. 1977. A comparison of non-metric multidimensional scaling, principal components and reciprocal averaging for the ordination of simulated coenoclines and coenoplanes. - *Ecology* 58: 551-561.
- Gauch, H.G. 1982. Multivariate analysis in community ecology. - *Camb. Stud. Ecol.* 1: 1-298.
- , Whittaker, R.H. & Singer, S.B. 1981. A comparative study of nonmetric ordinations. - *J. Ecol.* 69: 135-152.
- Hill, M.O. 1973. Reciprocal averaging; an eigenvector method of ordination. - *J. Ecol.* 61: 237-249.
- 1979. DECORANA - A Fortran program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. - Cornell Univ., Ithaca, New York.
 - & Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. - *Vegetatio* 42: 47-58.
- Kenkel, N.C. & Orłóci, L. 1986. Applying metric and nonmetric multidimensional scaling to ecological studies: some new results. - *Ecology* 67: 919-928.
- Kent, M. & Ballard, J. 1988. Trends and problems in the application of classification and ordination methods in plant ecology. - *Vegetatio* 78: 109-124.
- Knox, R.G. 1989. Effects of detrending and rescaling on correspondence analysis: solution stability and accuracy. - *Vegetatio* 83: 129-136.
- , Young, F.W. & Seery, J.B. 1973. How to use KYST, a very flexible program to do

- multidimensional scaling and unfolding. - Bell Labs, Murray Hill, New Jersey, unpubl.
- Minchin, P. 1986. How to use ECOPAK: an ecological database system. - CSIRO Inst. Biol. Res. Div. Wat. Land Res. Techn. Mem. 86: 6: 1-138.
- 1987a. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. - *Vegetatio* 69: 89-107.
 - 1987b. Simulation of multidimensional community patterns: towards a comprehensive model. - *Vegetatio* 71: 145-156.
 - 1988. COMPAS - COMMUNITY PATTERN SIMULATOR. Version 1.0. - Dept. Biogeogr. Geomorph., Aust. Natn. Univ., Canberra, unpubl.
- Oksanen, J. 1988. A note on the occasional instability of detrending in correspondence analysis. - *Vegetatio* 74: 29-32.
- Podani, J. 1989. Comparison of ordinations and classifications of vegetation data. - *Vegetatio* 83: 111-128.
- Prentice, I.C. 1977. Non-metric ordination methods in ecology. - *J. Ecol.* 65: 85-94.
- Wartenberg, D., Ferson, S. & Rohlf, F.J. 1987. Putting things in order: a critique of detrended correspondence analysis. - *Am. Nat.* 129: 434-448.
- Økland, R.H. 1986. Rescaling of ecological gradients. I. Calculation of ecological distance between vegetation stands by means of their floristic composition. - *Nord. J. Bot.* 6: 651-660.
- 1989. A phytocological study of the mire Northern Kisselbergmosen, SE Norway. I. Introduction, flora, vegetation and ecological conditions. - *Sommerfeltia* 8: 1-172.
 - 1990a. Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. - *Sommerfeltia* Suppl. 1: 1-233.
 - 1990b. A phytocological study of the mire Northern Kisselbergmosen, Rødenes, SE Norway. II. Identification of gradients by detrended (canonical) correspondence analysis. - *Nord. J. Bot.* 10: in press.

REVEGETERING I BÅLFLEKKER

Trond Arnesen,
Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet,
Botanisk avdeling, 7004 TRONDHEIM.

Abstract

Vegetation and succession have been studied in 32 bonfire sites at Sølendet nature reserve in Røros, Sør-Trøndelag county. The sites were established during the period 1978-1986.

Sølendet is an upland area in the transition between the middle and northern boreal regions, mainly consisting of rich fen and wooded grassland. Sølendet was until ca. 1950 utilized as outlying land for haymaking. As a part of the management plan for the reserve, this old haymaking landscape has been restored. Scrub has been cleared and the grass is mown at regular intervals. The brush and grass is usually burned.

So far half of the 32 bonfire sites analysed has been reanalysed once or several times during the years 1987-1990.

A markedly raised level of pH in the bonfire sites indicates a severe chemical environment even some years after burning.

The succession usually starts with the pioneer mosses *Funaria hygrometrica*, *Ceratodon purpureus* and *Leptobryum pyriforme*. These mosses are often accompanied, and in several cases overgrown, by the liverwort *Marchantia polymorpha*. The initial field layer comprises species like *Betula pubescens*, *Salix spp.*, *Equisetum palustre*, *Epilobium angustifolium* and *Deschampsia cespitosa*. Few, if any, of the original, preburn species seems capable of surviving the burning as spores, seeds or rhizomes buried in the ground. Immigrating species is mainly anemochores or species growing in the surrounding vegetation. The last category is frequently immigrating by rhizomes. The development of a new field layer is a much slower process at dry sites than at sites with sufficient moisture.

Even 12-13 years after burning the species composition and relative abundance of different species, show significant differences from the surrounding vegetation. Species like *Marchantia polymorpha* and *Deschampsia cespitosa* will dominate the appearance of the bonfire site for many years, while climax species slowly colonizes and reclaims the site.

INNLEDNING

I perioden 1982-90 ble det gjort vegetasjonsanalyser i 32 bålflekker på Sølendet naturreservat, de fleste i 1986. Bålene var brent i forskjellige vegetasjonstyper og var i forskjellige stadier av revegetering. Brenninga skjer i forbindelse med skjøtsel av reservatet. Ryddingsavfall (vier, dvergbjørk, bjørk) og gras blir brent. Pr. 1/1 - 1991 var det brukt 80 bålsteder på Sølendet, og nesten alle disse ligger i tidligere slåttemark. I løpet av feltsesongen 1991 vil alle de 32 analyserte bålflekkene ha blitt reanalysert minimum én gang siden 1986.

Til tross for at det fins omfattende forskningsmateriale fra branner i forskjellige økosystemer, er det gjort lite undersøkelser av revegetering i bålflekker.

Hensikten med undersøkelsen har først og fremst vært å klarlegge suksesjonsforløp, miljøforhold og autøkologiske aspekter i brannflekker utsatt for intens varme og med til dels store askeavsetninger. Det meste av resultatene av undersøkelsene i 1985-88 fins sammenskrevet i min hovedfagsoppgave; "Revegetering av bålflekker på Sølendet naturreservat" (Arnesen 1989). Bare en del av resultatene gjengis her.

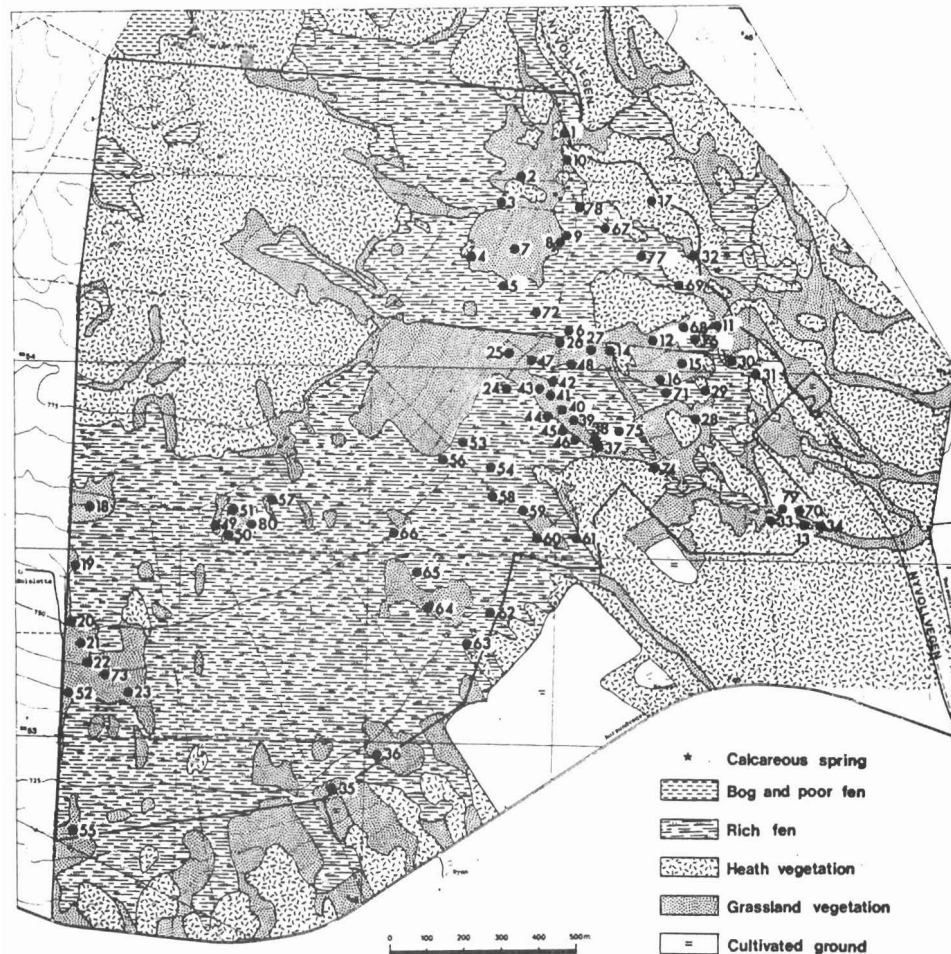


Fig. 1 Forenkla vegetasjonskart over Sølandet med de 80 bålplassene som er oppretta pr. 1/1-91.

Området

Sølandet naturreservat ligger i Røros kommune, like nord for østenden av Aursunden. Reservatet ble oppretta i 1974 og dekker i dag 3064 daa. Verneområdet ble oppretta for å ta vare på en spesielt rik flora og for å verne et gammelt slåttelandskap med typisk vegetasjon. Omlag halvparten av reservatet er myr, særlig rikmyr, resten er engskog og heiskog. Området ligger mellom 700 og 800 m.o.h., i overgangen mellom mellomboreal og nordboreal sone, og er svakt hellende, eksponert mot sør og sørøst.

Mineralgrunnen er stedefen fylittisk morene på Trondheimsdekkets bergarter. For en stor del er morena dekt av torv. Myrene overrisles av mange kilder med kalkrikt vann. Dette gir grunnlag for en rik vegetasjon med bl.a. 12 orkidèarter i tildels store mengder. Klimaet er en noe fuktig

overgangstype mellom kontinentalt og oseanisk klima.

Store deler (ca. 2000 daa) av reservatet er gammel slåttemark der slåtten opphørte omkring 1950. Fra 1976 har det foregått omfattende restaurering av området som slåttemark, idet store areal er blitt rydda for busker og kratt. Ca. 1600 daa er blitt gjenskapt som slåttemark og vil bli slått med tohjulstraktor med jevne mellomrom i framtida. Moen (1990) gir en gjennomgang av vegetasjon og skjøtsel på Sølendet.

MATERIALE OG METODER

De fleste av de 80 bålflakkene ligger i den østlige delen av reservatet (fig. 1). Tidspunktet for brenning er registrert og de eldste bålene stammer fra 1978.

Det ble forsøkt gjort et representativt utvalg mht. alder og vegetasjonstypene bålene lå i. Bål som har vært brukt flere ganger, bål med ujevn topografi og bål i heterogen vegetasjon ble unngått. Enkelte aldersklasser og vegetasjonstyper var imidlertid sterkt overrepresentert blant bålplassene. De fleste av de 32 bålene som er analysert, ble brent i perioden 1980-1985 og ligger i myrkant eller fastmatter eller i engvegetasjon. Med få unntak var bålene 3-4 m i diameter og lå i ei 2-4⁸ helling mot sør eller sørøst.

Det var tydelige forskjeller i vegetasjonen innen bålene, mellom kant og midt og mellom øverst og nederst (i forhold til fallet). For å dokumentere dette ble det vanligvis lagt minst tre fastruter orientert etter fallretningen i hvert bål. I øvre og nedre kant ble det lagt små ruter på 0,5 x 0,5 m, mens midten ble representert med ruter på 1 x 1 m. Alle rutene ble merka som fastruter. Fig. 2 viser standard rutelegging. Rutene ble lagt subjektivt og slik at den indre homogeniteten ble størst mulig. Der det fantes soner eller felt av interesse andre steder i bålet, ble det lagt ut flere små ruter. I ett bål (bål 16, tab. 4) ble et transekt analysert. Forøvrig ble det komplette artsinventaret i hele bålet (også utafør rutene) kartlagt, mens dekning bare ble registrert i rutene. Totalt ble 30 bål med 91 ruter analysert i perioden 1982-86. Utvalget ble supplert med to nye bål i 1987 og 1990 (brent i 1986 og 1989). I alt 13 bål ble reanalysert i 1989-1990. I tillegg er fire ruter i fire forskjellige bål analysert nesten hvert år siden 1985-87. I alt er det gjort 130 ruteanalyser. En stor del av rutene ble fotografert på analysetidspunktet.

Dekningsskala er en modifisert utgave av Hult-Sernander-DuRietz skala, i hovedsak lik skalaen brukt i de øvrige analysene på Sølendet (Moen 1990). Tab. 1 gir en oversikt over skalaen brukt i undersøkelsen. Viktige arter (karakterarter og dominanter) i omgivelsene til de enkelte bålene, ble registrert.

I tillegg til eksposisjon og helling ble bl.a. følgende miljøforhold undersøkt:

- jordtype
- grunnvannsnivå
- jordas pH i og ved bål og i aske
- askemengde

Omgivelsenes pH ble målt i en blandingsprøve tatt 1 m utafør hver side og 1 m ovafor bålet. Rutenes pH ble målt i prøver tatt i kanten av ruta.

Bare et utvalg av ruteanalysene blir gjengitt her. Tab. 2 gir en oversikt over bål som omtales direkte.

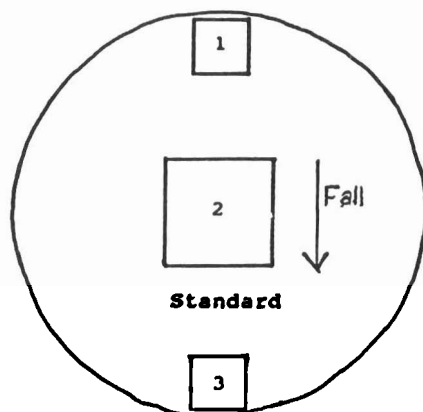


Fig. 2 Standard rutelegging. Rutene er hhv. 0,5x0,5 og 1x1 m.

Tab. 1 Dekningskala brukt i analysene.

| Dekningsgrad | Dekning i ruta i prosent og brøk (dekningsklasse) | | Middeltall i dekningsklassen (%) |
|--------------|---|--------------|----------------------------------|
| + 1) | 0 | 0 | 0 |
| s | 0-1 | 0-0,32/32 | 0,5 |
| u | 1-3,125 | 0,32/32-1/32 | 2,0625 |
| 1 | 3,125-6,25 | 1/32-1/16 | 4,6875 |
| 2 | 6,25-12,5 | 1/16-1/8 | 9,375 |
| 3 | 12,5-25 | 1/8-1/4 | 18,75 |
| 4 | 25-50 | 1/4-1/2 | 37,5 |
| 5 | 50-75 | 1/2-3/4 | 62,5 |
| 6 | 75-100 | 3/4-1 | 87,5 |

1) + fins i bålet (bestandet), men ikke i den analyserte ruta.

Tab. 2 Oversikt over bålflekker som omtales direkte i artikkelen, ruter, tidspunkt for brenning, omgivende vegetasjon og andre økologiske data.

| Bål | Ruter/m ² | Brent | Veg. enh. | Jord | Veg. pH | Rute pH | |
|-----|----------------------|---------|-----------------------------|-----------|---------|---------|------|
| | | | | | | 1986 | 1988 |
| 10 | 1 0,25 | jun-78 | Fugletelghei/tørr lågurteng | podsol | 5,5 | 5,8 | |
| | 2 1,0 | | | | | 7,6 | 7,5 |
| | 3 0,25 | | | | | 7,7 | |
| 16 | 1 0,13 | jun-80 | Skogstorkenebb marikåpeeng | brun/pods | 6,0 | 7,3 | |
| | 2 0,34 | | | | | | |
| | 3 0,62 | | | | | 7,5 | |
| | 4 0,24 | | | | | | |
| | 5 0,22 | | | | | 7,3 | |
| 67 | 1 0,25 | 1984 | Bjønskjegg-breifullsamfunn | torv | 6,2 | 6,7 | 6,9 |
| 69 | 1 0,25 | juli-85 | Myrtustsamfunn | torv | 5,7 | 7,3 | 6,5 |
| 70 | 1 0,25 | okt-78 | Finnskjegghei | podsol | 4,2 | 7,8 | |
| | 2 0,25 | | | | | 7,4 | |
| | 3 0,25 | | | | | 7,5 | |
| 75 | 1 0,25 | aug-86 | Myrtustsamfunn | torv | 6,5 | 7,5 | 6,5 |

RESULTATER

pH - målinger

GjennomsnittspH i de undersøkte bålene er pH 6,7 ± 0,6, mens omgivelsene har pH 6,1 ± 0,5. Variasjonsbredden i bål var pH 5,8-7,8, i omgivelsene pH 4,2-6,8. I aske ble det målt opptil pH 10,2. Snittverdiene for rutetyperne viser at midtrutene har høyest pH, mens ruter øverst eller i sida av bålet har lavest (fig. 3). Dette har sammenheng med at brannpåvirkningen og askemengden er størst i midten. Ruter i nedre kant mottar sig fra resten av bålet. Ved gjentatte målinger er det vist at pH i bålene synker over tid (tab. 3). Avviket fra omgivelsenes pH blir mindre også når en ser på snitt pH for aldersklasser av bål (fig. 4). Det er tydelig at pH synker raskere i bål som ligger

på fuktig grunn (f.eks. bål 75) enn i bål på tørrere mark (f.eks. bål 10). Andre faktorer som kan påvirke pH over tid er askemengde og asketype (bjørkeaske, grasaske etc.). Revegeteringa i seg sjøl vil også gi økt produksjon av organisk stoff som påvirker pH.

Tab. 3 Endringer i pH i en del ruter og i aske fra 1986 til 1988, sammenholdt med pH i omgivelsene (ved bålene).

| Bål/rute | Brent | pH høst 86 | pH høst 88 | pH omgivelsene |
|----------|---------|------------|------------|----------------|
| 5r2 | juni-79 | 7.2 | 6.8 | 6.7 |
| 10r2 | juni-78 | 7.6 | 7.5 | 5.5 |
| 11r2 | juni-78 | 6.6 | 7.0 | 6.3 |
| 14r2 | juni-80 | 6.9 | 6.7 | 6.4 |
| 41r3 | juni-82 | 6.2 | 6.0 | 6.1 |
| 48r2 | juni-80 | 7.3 | 6.7 | 6.2 |
| 56r2 | juni-83 | 6.4 | 6.4 | 6.4 |
| 59r2 | juni-83 | 7.4 | 7.1 | 6.6 |
| 67r1 | 1984 | 6.7 | 6.9 | 6.2 |
| 69r1 | juli-85 | 7.3 | 6.5 | 5.7 |
| 74 | juni-86 | 5.0 | 4.8 | 4.0 |
| 75r1 | aug -86 | 7.5 | 6.5 | 6.5 |
| 59 aske | juni-83 | 8.9 | 8.5 | |
| 74 aske | juni-86 | 9.1 | 6.9 | |
| 75 aske | aug -86 | 10.2 | 7.5 | |

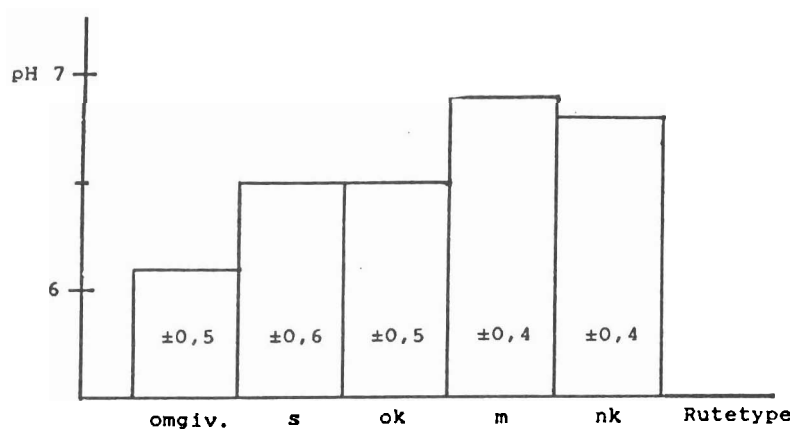


Fig. 3 pH i omgivelsene og etter rutetyper (snittverdier). s=siderute, ok=øvre kantrute, m=midtrute, nk= nedre kantrute.

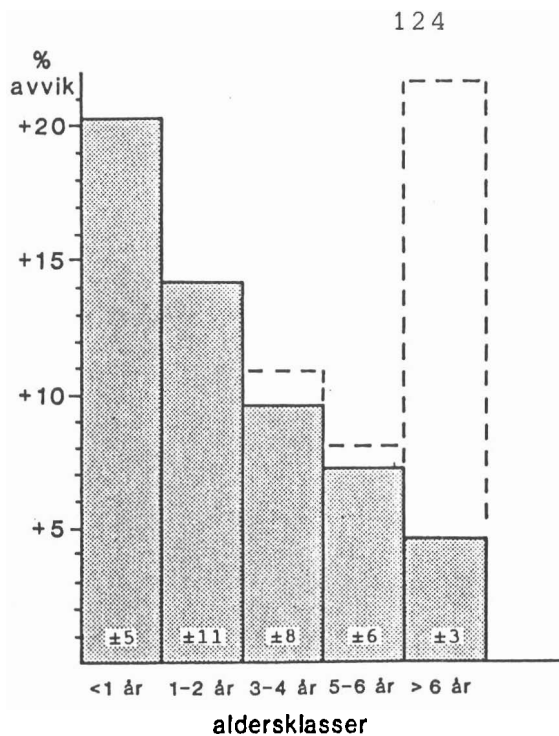


Fig. 4 Diagrammet viser hvor mye pH i jorda i bål (midtruter) av forskjellig alder avviker fra pH i jorda ved bålet (snittverdier for aldersklassene). Skyggelagte søyler gjelder bål der grunnvannet står høyere enn 25 cm under bakken. Stipla søyler viser avviket når de tørrere bålene også er tatt med.

Suksesjon

Bålbrenninga skjer i etablert vegetasjon og er starten på en sekundærsuksesjon med markante, irreversible endringer i artsutvalg og mengdeforhold (jf. Miles 1979). Suksesjonene i mitt materiale kan observeres både utfra gjentatte analyser og bål av forskjellig alder.

Tab. 4 til 8 viser ei sammenstilling av noen av de gjentatte ruteanalysene i perioden 1982-1990. Det har blitt utført klassifikasjon og ordinasjon (TWINSPAN, TABORD, FLEXCLUS, DCA) på ruteanalyser fra 1986 og tidligere. Dette materialet inneholder relativt få gjentatte analyser. Det meste av informasjonen om suksesjonsforhold ligger derfor foreløpig i de sammenstilte tabellene med gjentatte analyser. Klassifikasjon og ordinasjon blir ikke tatt opp her.

Tab. 4 til 8 viser klart at artsantallet øker sterkt over tid, f.eks fra 3 arter i 1987 (ett år etter brenning) til 25 i 1990 i bål 75, fra 28 arter i 1982 (tre år etter brenning) til 52 i 1989 i bål 16. Tabellene viser at en del karplanter kommer inn relativt tidlig i revegeteringsprosessen. Dette gjelder f.eks:

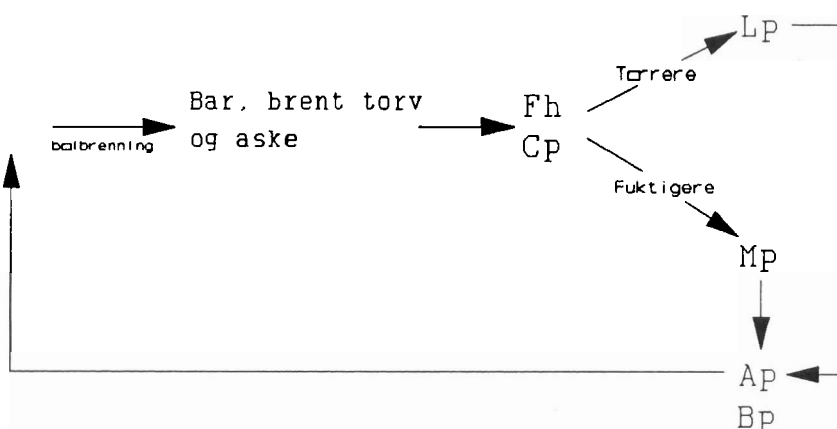
Betula pubescens
Salix spp.
Equisetum palustre

Av det øvrige analyse materialet og observasjoner ellers peker også flg. arter seg ut som tidlige:

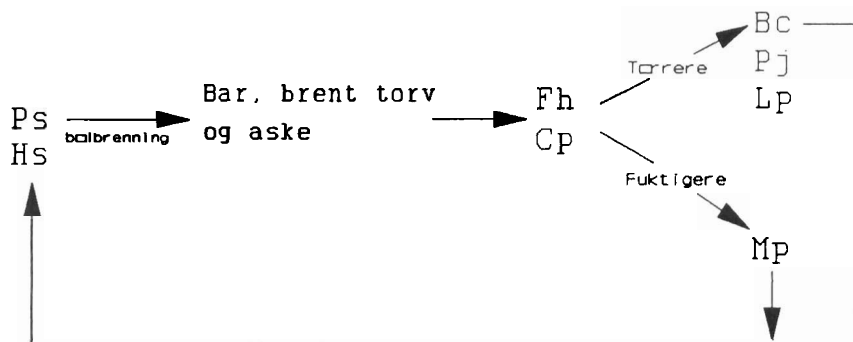
Epilobium angustifolium
Geranium sylvaticum
Geum rivale
Leontodon autumnalis
Saussurea alpina
Succisa pratensis
Deschampsia cespitosa

I mosesjiktet er *Funaria hygrometrica* og *Ceratodon purpureus* vanligvis de første, mens *Leptobryum pyriforme*, *Bryum spp.* og *Marchantia spp.* kommer inn seinere. Fig. 5 gir en grov, skjematisk framstilling av mosesuksesjonen.

a) Myr



b) Eng og hei



Ap = Aulacomnium palustre
 Bc = Bryum creberrimum
 Bp = Bryum pallens
 Cp = Ceratodon purpureus
 Cs = Campylium stellatum
 Fh = Funaria hygrometrica

Hs = Hylocomium splendens
 Lp = Leptobryum pyriforme
 Mp = Marchantia polymorpha
 Pj = Polytrichum juniperinum
 Ps = Pleurozium schreberii

Fig. 5 Hovedtrekk i mosesuksesjonen i bålflækker på Sølendet.

Funaria hygrometrica når sitt klimaks etter 2-3 år og går siden tilbake. *Ceratodon purpureus* trivs best de første årene etter brenning, mens *Marchantia spp.* (stort sett *M. polymorpha*) og tildels *Bryum spp.* (mest *B. creberrimum*) øker dekkningen i mange år. *Marchantia polymorpha* har som regel størst betydning i fuktige bålflækker. Etter 4-5 år vil *M. polymorpha* kunne dominere fullstendig og vokser over de andre mosene i et 5-6 cm tjukt sjikt. I de tørrere bålflékkene kan *Leptobryum pyriforme* ha ei lignende utvikling. Fig. 6 viser et snitt av mosesjiktet i et bål.

Tab. 4 Gjentatte analyser i bål 16. Arter som fins i bålet, men utafør rutene, er notert med + i alle ruter.

| | 1982 | | | | | 1985 | | | | | 1989 | | | | |
|------------------------------------|------|----|----|----|----|------|----|----|----|----|------|----|----|----|----|
| | r1 | r2 | r3 | r4 | r5 | r1 | r2 | r3 | r4 | r5 | r1 | r2 | r3 | r4 | r5 |
| Feltsjikt høgd | | | | | | | | | | | 10 | 10 | 10 | 15 | 15 |
| Feltsjikt dekning | 1 | 3 | u | 2 | 1 | 2 | 3 | 3 | 4 | 4 | 5 | 4 | 3 | 5 | 6 |
| Bunnsjikt dekning | 5 | 6 | 4 | 4 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 5 | 6 | 4 |
| Strø | | | | | | | | | | | u | u | 1 | 3 | 4 |
| Bart | 3 | 1 | 4 | 4 | 2 | | | | | | | | | | |
| <i>Arctostaphylos alpina</i> | | | | | | | | s | | | | | | | |
| <i>Betula pubescens</i> | 1 | 3 | u | 2 | 1 | 2 | 3 | 3 | 4 | 4 | 4 | 4 | 2 | 4 | 1 |
| <i>Juniperus communis</i> | | | | | | | s | | | | | | | | |
| <i>Salix glauca</i> | | | | | | | | | | | | | | 2 | |
| <i>Salix nigricans coll.</i> | | | s | s | s | s | s | s | u | | s | u | s | 1 | |
| <i>Sorbus aucuparia</i> | | s | s | | s | | | s | | s | | | | | s |
| <i>Vaccinium uliginosum</i> | | | | | | | | | | | u | | | | |
| <i>Vaccinium vitis-idaea</i> | | | | | | | | | | | s | | | | + |
| <i>Achillea millefolium</i> | | | | | | | | | s | | + | + | + | + | + |
| <i>Antennaria dioica</i> | | | | | | u | | | | | 2 | | | | |
| <i>Bartsia alpina</i> | | | | | | | | | | | + | | | | + |
| <i>Campanula rotundifolia</i> | 1 | | | s | | u | | | | u | 1 | | | | u |
| <i>Dactylorhiza fuchsii</i> | | | | | | | | | | | + | + | + | + | + |
| <i>Epilobium angustifolium</i> | | 1 | | | | u | | | | | 1 | | | | |
| <i>Euphrasia frigida</i> | s | | s | | | s | | | | | u | | | | |
| <i>Galium boreale</i> | s | | | | | s | s | | | | 1 | s | s | | |
| <i>Geranium sylvaticum</i> | | | | | | | s | | | | + | s | u | s | |
| <i>Gnaphalium norvegicum</i> | | | | | | | | | | s | | | s | u | s |
| <i>Gymnadenia conopsea</i> | | | | | | | | | | | s | | | | |
| <i>Leontodon autumnalis</i> | | | | | | | s | | | | s | | | s | u |
| <i>Melampyrum pratense</i> | | | | | | | | | | | | | s | | u |
| <i>Parnassia palustris</i> | | | | | | s | s | | | | | u | s | s | |
| <i>Pedicularis oederi</i> | | | | | | s | | | | | u | | | | |
| <i>Pinguicula vulgaris</i> | | | | | | | | | | | u | u | u | s | 1 |
| <i>Polygonatum verticillatum</i> | | | | | | | | | | | + | | | | |
| <i>Polygonum viviparum</i> | s | | s | | s | s | s | u | u | u | 1 | 1 | 1 | u | 2 |
| <i>Potentilla erecta</i> | | | | | | | | | | s | s | | | s | s |
| <i>Pyrola norvegica</i> | | | | | | | | | | | | u | | | |
| <i>Ranunculus acris</i> | | | | | | | | | | | | | | u | u |
| <i>Rhinanthus minor</i> | | | | | | | | | s | s | | | | u | |
| <i>Rubus saxatilis</i> | | | | | | | | | | | | | s | | |
| <i>Saussurea alpina</i> | s | | | 1 | | | | | | u | + | | | 1 | 2 |
| <i>Selaginella selaginoides</i> | | | | | | s | | | | | u | | | | |
| <i>Solidago virgaurea</i> | | | | | | | | | | | | | s | | |
| <i>Succisa pratensis</i> | | | | | | s | | | | | | | | | + |
| <i>Thalictrum alpinum</i> | s | | | | | s | | | | | u | | | | |
| <i>Agrostis capillaris</i> | | | | | | s | s | s | u | 2 | u | u | 1 | 2 | 4 |
| <i>Carex capillaris</i> | | s | | | | | s | | | | | | | s | |
| <i>Carex vaginata</i> | s | | | | | s | | | | | u | u | | s | |
| <i>Deschampsia cespitosa</i> | s | | s | | | s | | | | | | | s | | |
| <i>Deschampsia flexuosa</i> | s | | | | | s | | | | s | s | s | u | 1 | s |
| <i>Festuca ovina</i> | | | s | | | | | | | s | s | s | u | 1 | s |
| <i>Luzula sp.</i> | s | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Luzula pilosa</i> | | | | | | | | | | | | | | s | 2 |
| <i>Luzula sudetica</i> | | | | | | | | s | s | | s | | | | |
| <i>Nardus stricta</i> | | | | | | | | | | | s | s | s | u | |
| <i>Aulacomnium palustre</i> | s | | | s | | | | | | | u | | | + | u |
| <i>Brachythecium salebrosum</i> | s | | | | | s | s | | | | | | | | |
| <i>Bryum creberrimum</i> | 1 | s | | s | s | s | 2 | u | 2 | | 2 | 2 | u | 2 | |
| <i>Bryum pallens</i> | s | | | | | s | | | | | | | | | |
| <i>Ceratodon purpureus</i> | s | 2 | u | 4 | 6 | u | 4 | 1 | 4 | 4 | s | 1 | 1 | 4 | 3 |
| <i>Funaria hygrometrica</i> | 1 | 5 | 5 | 2 | u | 1 | 4 | 2 | 2 | 1 | | s | 1 | u | |
| <i>Hylocomium pyrenaicum</i> | s | | | | | s | | | | | | | | | |
| <i>Hylocomium splendens</i> | | | | | s | | | | s | s | u | | | s | |
| <i>Leptobryum pyriforme</i> | 5 | 4 | 1 | 2 | 1 | 6 | 5 | 5 | 4 | 4 | 3 | 3 | 4 | 1 | |
| <i>Pohlia sp.</i> | s | | | | s | | | | | | | | | | |
| <i>Polytrichum juniperinum</i> | 3 | | | | | 3 | s | | | s | 4 | u | | | |
| <i>Aneura pinguis</i> | | | | | | | s | | | | | | | | |
| <i>Barbilophozia lycopodioides</i> | | | | | | s | | s | | | | | | | |
| <i>Barbilophozia quadriloba</i> | | | | | | | s | | | | | | | | |
| <i>Marchantia polymorpha</i> | | 1 | u | u | s | u | 4 | 4 | 3 | | 3 | 4 | 4 | 2 | |
| <i>Nardia scalaris</i> | | | | | | + | + | + | + | + | | | | | |
| <i>Peltigera canina coll.</i> | | | | | | | | | | | | | | u | |

Tab. 5 Gjentatte analyser i 67.

| | 1985 | 1986 | 1987 | 1988 | 1989 | 1990 |
|---------------------------------|------|------|------|------|------|------|
| Feltsjikt høgde | 5 | 10 | ? | 35 | 40 | 30 |
| Feltsjikt dekning | u | 3 | 4 | 5 | 5 | 6 |
| Bunnsjikt dekning | 3 | 5 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| Strø | s | s | u | 2 | 3 | 6 |
| Bart | 5 | 3 | ? | ? | | |
| <i>Betula pubescens</i> | | | s | s | u | s |
| <i>Equisetum palustre</i> | s | 3 | 3 | 4 | 2 | 2 |
| <i>Saussurea alpina</i> | s | u | 1 | 2 | 3 | 3 |
| <i>Solidago virgaurea</i> | | | | | | s |
| <i>Succisa pratensis</i> | | | | | | s |
| <i>Calamagrostis purpurea</i> | s | 2 | 4 | 4 | 5 | 5 |
| <i>Carex lasiocarpa</i> | | s | | | u | 1 |
| <i>Carex panicea</i> | | | | | s | s |
| <i>Deschampsia cespitosa</i> | | | | | | s |
| <i>Eriophorum angustifolium</i> | s | | | | | |
| <i>Festuca ovina</i> | | | s | s | u | u |
| <i>Bryum creb./pseudotriq.</i> | s | s | s | 1 | u | s |
| <i>Ceratodon purpureus</i> | s | s | | | | |
| <i>Funaria hygrometrica</i> | 3 | 2 | 2 | 1 | 1 | s |
| <i>Leptobryum pyriforme</i> | s | 5 | 6 | 6 | 5 | 4 |
| <i>Marchantia polymorpha</i> | s | u | 1 | 3 | 4 | 4 |
| Arter | 9 | 10 | 9 | 9 | 11 | 14 |

Tab. 6 Gjentatte analyser i 69.

| | 1986 | 1987 | 1988 | 1989 | 1990 |
|---------------------------------|------|------|------|------|------|
| Feltsjikt høgde | 5 | ? | 3 | 10 | 6 |
| Feltsjikt dekning | 3 | 2 | 2 | 3 | 3 |
| Bunnsjikt dekning | 3 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| Strø | u | u | 2 | s | s |
| Bart | 5 | ? | ? | | |
| <i>Betula pubescens</i> | 1 | 1 | 1 | 2 | 3 |
| <i>Salix glauca</i> | | | s | 1 | u |
| <i>Salix nigricans coll.</i> | s | s | s | u | s |
| <i>Bartsia alpina</i> | | | | | s |
| <i>Equisetum palustre</i> | 3 | 1 | u | 3 | u |
| <i>Equisetum variegatum</i> | | | s | u | u |
| <i>Euphrasia frigida</i> | | s | s | s | |
| <i>Polygonum viviparum</i> | | | | | s |
| <i>Ranunculus acris</i> | | | | | u |
| <i>Saussurea alpina</i> | | | | | s |
| <i>Solidago virgaurea</i> | | | | | + |
| <i>Succisa pratensis</i> | | | | | s |
| <i>Tofieldia pusilla</i> | | | s | s | s |
| <i>Anthoxanthum odoratum</i> | | | | | + |
| <i>Deschampsia cespitosa</i> | | | s | s | u |
| <i>Eriophorum angustifolium</i> | | | | | + |
| <i>Festuca ovina</i> | | | | | s |
| <i>Luzula sudetica</i> | | | | s | s |
| <i>Aulaeomnium palustre</i> | | s | s | s | s |
| <i>Bryum creb./pseudotriq.</i> | 1 | 1 | 3 | 3 | 2 |
| <i>Ceratodon purpureus</i> | 1 | 1 | s | u | |
| <i>Funaria hygrometrica</i> | u | 2 | 1 | 2 | s |
| <i>Leptobryum pyriforme</i> | 2 | 5 | 5 | 6 | 6 |
| <i>Marchantia polymorpha</i> | u | 1 | 1 | 3 | 2 |
| <i>Peltigera canina coll.</i> | | | | | + |
| Arter | 8 | 11 | 14 | 15 | 22 |

Tab. 7 Gjentatte analyser i bål 70. Arter som fins i bålet, men utafor rutene, er notert med + i alle ruter.

| | 1986 | | | 1989 | | | 1990 | | |
|------------------------------------|---------|----|----|---------|----|----|---------|----|----|
| | r1 | r2 | r3 | r1 | r2 | r3 | r1 | r2 | r3 |
| Feltsjikt høgd | | | | 3 | 2 | 5 | 3 | 3 | 5 |
| Feltsjikt dekning | 1 | u | 3 | 2 | u | 3 | 1 | u | 2 |
| Bunnsjikt dekning | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| Strø | 1 | u | 1 | u | u | 1 | u | u | 1 |
| Bart | | | | | | | s | s | s |
| <i>Betula pubescens</i> | u | s | s | u | u | s | s | s | s |
| <i>Vaccinium myrtillus</i> | | | | s | | | s | | |
| <i>Vaccinium vitis-idaea</i> | u | | 2 | 2 | u | 2 | 1 | s | 2 |
| <i>Leontodon autumnalis</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Polygonum viviparum</i> | | | u | | | u | | | s |
| <i>Ranunculus acris</i> | | s | | | s | | | s | |
| <i>Rhinanthus minor</i> | | | | | | | s | | |
| <i>Solidago virgaurea</i> | | | u | | | 1 | | | s |
| <i>Taraxacum sp.</i> | | | | s | | | s | | |
| <i>Thalictrum alpinum</i> | | | | | | | + | + | + |
| <i>Trientalis europaea</i> | | | 1 | s | | u | s | | s |
| <i>Anthoxantum odoratum</i> | | | | | | | + | + | + |
| <i>Deschampsia flexuosa</i> | | u | s | | u | | s | s | s |
| <i>Festuca ovina</i> | + | + | + | | | | | | |
| <i>Luzula sp.</i> | + | + | + | | | | | | |
| <i>Nardus stricta</i> | + | + | + | | | | | | |
| <i>Poa alpigena</i> | | | | | | | s | | |
| <i>Poa alpina</i> | s | | | | | | | | |
| <i>Aulacomnium palustre</i> | s | | 1 | | s | 1 | | s | 1 |
| <i>Bryum creberrimum</i> | 5 | 6 | 5 | 5 | 6 | 5 | 5 | 6 | 5 |
| <i>Ceratodon purpureus</i> | 2 | 1 | 1 | u | s | 3 | u | u | 2 |
| <i>Climacium dendroides</i> | + | + | + | | | | | | |
| <i>Dicranum scoparium</i> | | | | | | | + | + | + |
| <i>Funaria hygrometrica</i> | 1 | u | u | | | | | | |
| <i>Homalothecium nitens</i> | + | + | + | | s | s | | s | s |
| <i>Hylocomium splendens</i> | | s | s | | | s | | s | |
| <i>Leptobryum pyriforme</i> | s | s | s | | u | | | 2 | |
| <i>Pleurozium schreberi</i> | u | s | s | u | s | u | s | s | s |
| <i>Polytrichum commune</i> | + | | + | | | | | | |
| <i>Polytrichum juniperinum</i> | 1 | | 1 | 1 | | 1 | u | | 1 |
| <i>Barbilophozia lycopodioides</i> | s | | s | s | | s | s | | s |
| <i>Cetraria islandica</i> | s | | | s | | | s | | |
| <i>Cladina arbuscula</i> | s | | s | s | s | s | | s | s |
| <i>Cladina rangiferina</i> | | | | | | | | s | s |
| <i>Peltigera canina coll.</i> | 1 | | | 2 | | s | 3 | | s |
| Arter | tot. 27 | | | tot. 22 | | | tot. 28 | | |

Tab. 8 Gjentatte analyser i 75.

| | Før brenning | Etter brenning | | | |
|--------------------------------------|--------------|----------------|------|------|------|
| | 1986 | 1987 | 1988 | 1989 | 1990 |
| Feltsjikt høyde | 20 | | | 5 | 7 |
| Feltsjikt dekning | 5 | | s | u | 3 |
| Bunnsjikt dekning | 6 | s | 2 | 4 | 6 |
| Strø | 4 | | s | u | s |
| Bart | | 6 | 6 | 4 | 1 |
| <i>Betula nana</i> - B | 1 | | | | |
| <i>Andromeda polifolia</i> | 1 | | | | |
| <i>Betula nana</i> | 3 | | | | |
| <i>Betula pubescens</i> | | s | | | s |
| <i>Juniperus communis</i> | 1 | | | | |
| <i>Salix nigricans</i> coll. | | | + | + | + |
| <i>Vaccinium uliginosum</i> | 1 | | | | |
| <i>Antennaria dioica</i> | 1 | | | | |
| <i>Angelica sylvestris</i> | + | | | | |
| <i>Bartsia alpina</i> | + | | | | |
| <i>Crepis paludosa</i> | + | | | | |
| <i>Dactylorhiza maculata</i> | + | | | | |
| <i>D. pseudocordigera</i> | + | | | | |
| <i>Epilobium palustre</i> | | | | + | s |
| <i>Equisetum palustre</i> | | | | s | |
| <i>E. scirpoides</i> | 1 | | | | s |
| <i>E. variegatum</i> | 1 | | | | |
| <i>Erigeron boreale</i> | + | | | | |
| <i>Geranium sylvaticum</i> | 1 | | | | |
| <i>Gnaphalium norvegicum</i> | | | | + | |
| <i>Gymnadenia conopsea</i> | 1 | | | | |
| <i>Leontodon autumnalis</i> | 1 | | | | |
| <i>Listera ovata</i> | + | | | | |
| <i>Pedicularis oederi</i> | 1 | | | | |
| <i>P. palustris</i> | | | | | + |
| <i>Pinguicula vulgaris</i> | 1 | | | s | s |
| <i>Polygonum viviparum</i> | 1 | | | | |
| <i>Potentilla erecta</i> | 1 | | | | |
| <i>Ranunculus acris</i> | 1 | | | s | |
| <i>Saussurea alpina</i> | 1 | | | | |
| <i>Saxifraga aizoides</i> | 1 | | | | |
| <i>Selaginella selaginoides</i> | 1 | | | | |
| <i>Succisa pratensis</i> | 3 | | | s | s |
| <i>Thalictrum alpinum</i> | 4 | | | s | + |
| <i>Tofieldia pusilla</i> | 1 | | | | |
| <i>Triglochin palustre</i> | 1 | | | | |
| <i>Carex capillaris</i> | 2 | | s | s | s |
| <i>C. dioica</i> | 1 | | s | | |
| <i>C. hostiana</i> | + | | | | |
| <i>C. panicea</i> | 3 | | | + | s |
| <i>Deschampsia cespitosa</i> | 1 | | | u | 3 |
| <i>Festuca ovina</i> | 1 | | | | + |
| <i>Juncus alpino-art.</i> | | | | | s |
| <i>Juncus castaneus</i> | 1 | | | | |
| <i>Juncus triglumis</i> | | | | u | u |
| <i>Kobresia simpliciuscula</i> | 1 | | | | |
| <i>Molinia caerulea</i> | 3 | | | | |
| <i>Nardus stricta</i> | 1 | | | | |
| <i>Scirpus cespitosus</i> | 3 | | | | |
| <i>Aulacomnium palustre</i> | | | | | + |
| <i>Bryum argenteum</i> | | s | | s | + |
| <i>Bryum creb./pseudotriq.</i> | | | | u | 2 |
| <i>B. cf. inclinatum</i> | | | | | s |
| <i>B. pallens</i> | | | u | 1 | 2 |
| <i>Bryum pseudotriquetrum</i> | 1 | | | | |
| <i>Campylium stellatum</i> | 5 | | | s | |
| <i>Ceratodon purpureus</i> | | s | s | u | 1 |
| <i>Ditrichum flexicaule</i> | 1 | | | | |
| <i>Drepanocladus revolvens</i> | 2 | | | | |
| <i>Funaria hygrometrica</i> | | | s | 2 | u |
| <i>Fissidens adianthoides</i> | 1 | | | | |
| <i>F. osmundoides</i> | 1 | | | | |
| <i>Homalothecium nitens</i> | 1 | | | | |
| <i>Hypnum bambergeri</i> | 1 | | | | |
| <i>Leptobryum pyriforme</i> | | | u | 2 | 5 |
| <i>Polia wahlenbergii</i> | | | | | s |
| <i>Polytrichum juniperinum</i> | | | s | s | s |
| <i>Tortella tortuosa</i> | 2 | | | | s |
| <i>Barbilophozia quadriloba</i> | 1 | | | | |
| <i>Cephalozia lunuifolia</i> coll. | 1 | | | | |
| <i>Lophozia bantriensis/gilmanii</i> | 1 | | | | |
| <i>Lophozia borealis</i> | 1 | | | | |
| <i>Marchantia polymorpha</i> | | | | | s |
| Arter | 54 | 3 | 9 | 20 | 25 |

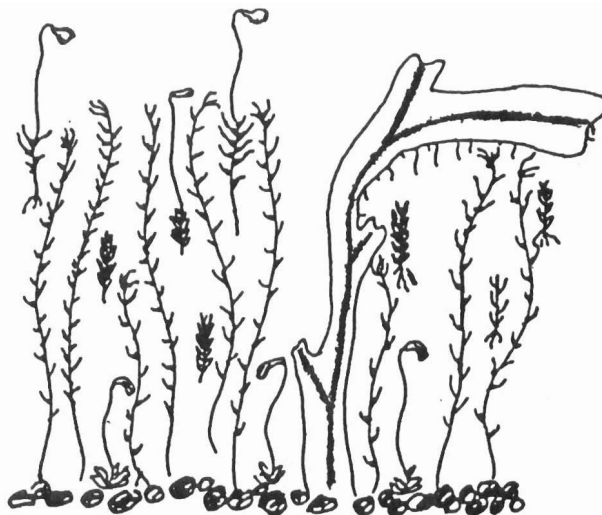


Fig. 6 Snitt gjennom et vanlig mosesjikt. Nederst står døde *Funaria hygrometrica*. Sterile *Leptobryum*-skudd dominerer, men noen få fertile eksemplarer fins også (øverst). Spredt innimellom står *Bryum*- og *Marchantia*-skudd.

Disse tette mosemattene vil forsinke etableringa av frøspredde høgere planter, men ha mindre betydning for planter med utløpere. Som tabelleksempelene viser, øker dekningen i bunnsjiktet raskere enn i feltsjiktet. Gjengroingshastigheten varierer også fra en brannflekk til en annen. I bål 69 og 75 (brent i henholdsvis -85 og -86) er feltsjiktdekningen bare 3 etter fire til fem års gjengroing, mens tilsvarende i bål 67 (brent i 1984) er dekning 5.

Bål 70 (brent i 78) ble reanalyisert i 1990 og har framleis bare svakt utvikla feltsjikt. Stort sett ser det ut til at revevegeteringa går raskest i bålflekker med god fuktighet og seinest i bål på tørr grunn (bål 70 ligger i heivegetasjon).

Arter som hører heime i omgivelsene får økt betydning etterhvert. Imidlertid vil enkelte arter finne særlig gode vilkår i bålene og beholde dominansen i mange år. Dette gjelder først og fremst *Deschampsia cespitosa* og *Equisetum palustre* i feltsjiktet, *Leptobryum pyriforme* og *Marchantia polymorpha* i bunnsjiktet. Sjøl om bålflekken kan ha et velutvikla vegetasjonsdekke, vil artsutvalget og dominansforhold skille den tydelig fra omgivelsene, sjøl etter 12-13 år.

Denne tendensen framgår tydelig av analysene i bål 75. Før etablering av bål 75, ble vegetasjonen analysert i ei 0,25 m² rute. Bålet ble seinere brent på denne ruta og ruta har blitt reanalyisert hvert år siden 1986. Tab. 8 viser at bare 10 av de 54 artene som fans før brenning, er tilstede i 1990. De fleste av disse har svært lav dekning i forhold til i 1986, men *Deschampsia cespitosa* har fått økt dekning fra 1 til 3.

Artenes fordeling i bål og rutetyper

En del arter forekom i alle eller nesten alle bålflekkene. Fordelinga av andre vanlige arter var hovedsakelig knytta til fuktforhold og reflekterte i stort monn den omgivende vegetasjonen. Lista under gir oversikt over indifferente arter og en del arter som hadde en mer begrensa hovedutbredelse.

Indifferente/vanlige:

Betula pubescens juv.

Salix nigricans coll.

Geranium sylvaticum

Geum rivale

Leontodon autumnalis

Polygonum viviparum

Potentilla erecta

Saussurea alpina
Thalictrum alpinum
Deschampsia cespitosa
Festuca ovina
Bryum creberrimum
Ceratodon purpureus
Funaria hygrometrica
Leptobryum pyriforme
Marchantia polymorpha

I bål i hei og tørr eng:

Achillea millefolium
Campanula rotundifolia
Cerastium fontanum
Euphrasia frigida
Gnaphalium norvegicum
Deschampsia flexuosa
Brachythecium salebrosum

I bål i fuktigere eng/myr:

Bartsia alpina
Gymnadenia conopsea
Pedicularis oederi
Pinguicula vulgaris
Carex capillaris

I bål i myr:

Equisetum palustre
Eriophorum angustifolium
Carex flava
Bryum pallens
Campylium stellatum
Splachnum vasculosum

Blant de indifferente/vanlige artene som fins i de fleste bålene, er det bare *Betula pubescens* juv., *Geum rivale*, *Saussurea alpina*, *Deschampsia cespitosa* og de fem pionermosene som oppnår noen dekning av betydning i en del bål.

I bål i hei og tørr eng har *Achillea millefolium* bra dekning. Det samme gjelder *Equisetum palustre* og *Carex flava* i myrbål. Forøvrig har de fleste artene dekning lavere enn 1 og fins ofte hovedsakelig i kanten av bålene. Det gjelder f. eks. *Potentilla erecta*, *Thalictrum alpinum*, *Eriophorum angustifolium* og *Carex flava*. Lista under viser arter med >20 % frekvens og vesentlig høyere dekning og/eller frekvens i én av rutetypene.

Kantruter generelt:

Equisetum variegatum
Parnassia palustris
Potentilla erecta
Saussurea alpina
Thalictrum alpinum
Carex flava
Carex panicea
Aulacomnium palustre
Polytrichum juniperinum

Nedre kant:

Leontodon autumnalis
Potentilla erecta
Eriophorum angustifolium

Molinia caerulea

Øvre kant:

Galium boreale

Campylium stellatum

Polytrichum commune

Polytrichum juniperinum

Midtruter:

Epilobium angustifolium

Funaria hygrometrica

Leptobryum pyriforme

Fordelinga innen bålet (kant/midt) kan bl.a. ha sammenheng med artenes spredningsmekanismer. Tab. 9 og 10 gir oversikt over fordelinga av spredningstypene hos karplantene i hhv midtruter og kantruter. Andelen anemochorer er større i midtrutene (43%) enn i kantrutene (34%). Forøvrig etablerte flere anemochorer seg i kanten med utløpere, f. eks *Equisetum variegatum* og *Eriophorum* artene.

Bunnsjiktet viser lignende forhold. De vanligste mosene har effektiv vindspredning, mens arter med kortere spredningsrekkevidde er sjeldnere og fins først og fremst i kanten.

Noen autøkologiske registreringer

Karplanter

Betula pubescens

har høgest dekning i bål i bjørkeskog (f.eks. bål 16) og forekommer mest som tallrike ungplanter. Mange av disse går ut etter som andre arter etablerer seg. Fruktene spres med vinden utpå sommeren. Arten er en av de første karplantene som etablerer seg i bålflekkene.

Epilobium angustifolium

har effektiv vindspredning og forekommer i mange av bålene på Sølendet, men med beskjeden dekning. *E. angustifolium* er geofytt, men det ble ikke påvist etablering fra overlevende rotdeleer. Plantene var små og sterile.

Equisetum spp.

E. palustre fans i de fuktigste bålene, mens *E. variegatum* også gikk noe tørrere. Disse to og *E. scirpoides* har alle et omfattende rotsystem med utløpere. Skudd ble funnet 10 cm nede i jorda. *E. palustre* er blant de første karplantene som etablerer seg; i bål 67 og 69 allerede ett år etter brenning. Bål 67 ligger på ei tue med tjukk *Sphagnum* torv og *E. palustre* kan ha overlevd brenning nede i torva. Bål 69 har vært brent to ganger. *E. palustre* kan ha etablert seg etter første gangs brenning. Andre gangs brenning var mindre intens og rotskudd kan ha overlevd. I hovedsak så det ut til at arten kom inn fra sidene med utløpere, men den kan altså ha overlevd under gunstige forhold (lav varmeintensitet, fuktig og isolerende torv).

Deschampsia cespitosa

er den vanligste graminiden i bål og har størst dekning og fertilitet i midtrutene. Ingen *D. cespitosa*-tuer overlevde brenning; sjøl tuer i kanten av bål gikk ut. Etablering skjer oftest ved at fertile stengler faller inn i bålflekkene.

Eriophorum angustifolium

er vanligst i de fuktigste bålene og har en svak preferanse for kantrutene. Arten har lange, relativt djuptgående utløpere. De utløpere som ble gravd opp, var vokst inn fra kanten etter brenning.

Moser

De vanligste mosene i bålflekkene er typiske pionérarter som *Bryum creberrimum*, *Ceratodon purpureus*, *Funaria hygrometrica*, *Leptobryum pyriforme* og *Marchantia polymorpha*. Alle etablerer seg raskt etter brenning, vanligvis året etter. *Funaria hygrometrica* ble observert i kanten

Tab. 9 Fordelinga på spredningstyper i prosent av de 68 karplantene funnet i midtruter. Endel arter har flere spredningsmåter. I parentes: andel når anemochorer som også har utløpere, holdes utafor.

| Spredningstype | % |
|----------------------------------|----------|
| Anemochorer | |
| a) svevere | 31 (21) |
| b) ballister | 12 |
| Zoochorer | 12 |
| Autochorer | |
| a) utløpere | 35 |
| b) annet | 3 |
| Uten særskilte spredn.organer | 21 |

Tab. 10 Fordelinga på spredningstyper i prosent av de 96 karplantene funnet i kantruter.

| Spredningstype | % |
|----------------------------------|----------|
| Anemochorer | |
| a) svevere | 25 (18) |
| b) ballister | 9 |
| Zoochorer | 9 |
| Autochorer | |
| a) utløpere | 38 |
| b) annet | 2 |
| Uten særskilte spredn.organer | 19 |

av bål 75 allerede 3-4 uker etter brenning.

Disse mosene etablerer seg med små, vindspredde sporer og/eller gemmae (*Marchantia*), og vil vanligvis gå tilbake etter noen år (se f.eks tab. 4) *Funaria hygrometrica* når maksimum dekning etter 2-3 år, for så å gå ut. Snitt av mosesjiktet (fig. 6) viser at døde *Funaria* skudd står nederst, overvokst av bl.a. *Leptobryum pyriforme* og *Marchantia polymorpha*. De to sistnevnte kan danne sammenhengende matter og holde dominansen i mange år.

Polytrichum juniperinum forekommer også i mange bål. Hyppigst fins den i kantruter. Den kommer inn seinere enn pionérmosene og oppnår sjeldent samme dekning som disse.

Splachnum vasculosum har en interessant forekomst i de fuktigste bålflekkene. Arten fins hyppigst i kantrutene og oppnår størst dekning i nedre kant.

DISKUSJON

Bålflekker representerer et temmelig spesielt kjemisk/fysisk miljø. Sjøl om det hittil ikke er gjort næringsanalyser av aske og jord fra bålflekker på Sølendet, indikerer pH-målingene de kjemiske endringene. Av litteraturen (f. eks Smith 1970, Viro 1974, Southorn 1976, Gluva 1984) framgår at aska gir en sterk økning i jordas innhold av løselige mineralsalter. Først og fremst gjelder dette forbindelser av kalsium, kalium, fosfor, magnesium, nitrogen og svovel, men også natrium og mangan. De fleste forfattere mener det høge kalsiuminnholdet holder seg lengst, mens f. eks nitrat- og ammoniumnitrogen og kalium lekker ut relativt raskt. Økning i pH har i første rekke sammenheng med frigjøring av Ca, K, Mg og Na (Viro 1974).

Arter som innvandrer tidlig i bålflekkene må være tolerante overfor giftvirkningene av det høge ammonium- og manganinnholdet. Det første året etter brenning er det da også svært få plantearter å finne. Southorn(1977) framhever at t.o.m. spiringa av sporer fra en brannflatepreferende art som *Funaria hygrometrica*, inhiberes i den første tida etter ei bålbrenning. Høg konsentrasjon av NH_4^+ , høg pH og høgt osmotisk trykk nevnes som mulige årsaker.

Mine undersøkelser tyder på at revegetering bare unntaksvis skjer fra begravde frø eller overlevende jordstengler og rhizom. Bålet vil forbrenne det øverste jordlaget hvor det meste av spiredyktige frø fins. Varmestrålinga fra bålbrenninga vil dessuten drepe livsmulighetene et stykke ned i jorda. Ugglå (1958b) har gjort undersøkelser av jordtemperaturen ved skogbrann og finner svært liten økning i temperaturen 3 cm under bakken ved fuktige forhold, mens tørre forhold ga 100°C . Brannpåvirkningen er imidlertid av mye lengre varighet ved bålbrenning. De fleste bålene på Sølendet brant i flere dager. Det er derfor rimelig å anta at jordtemperaturen øker mer enn ved skogbrann. Fenn, Gogue & Burge (1976) registrerer temperaturer opp i 399°C 5,1 cm under bakken i bål på fuktig leir/moldjord. Sålenge fukt er tilstede, går likevel temperaturen ikke over 100°C . Den relativt høge fuktigheten på de fleste bållokalitetene på Sølendet vil utvilsomt virke modifierende.

Etter brenning vil den høge konsentrasjonen av forbrenningsprodukter kunne virke spiringshemmende eller ødeleggende både på tilstedeværende og nyttilførte frø og rhizom (jf. *Funaria*).

Den første innvandringa av tolerante pionérmoser og av karplanter som *Betula pubescens*, *Salix* spp og *Equisetum palustre* skjer altså etter ei viss utvasking. Graff (1935) registrerer at god markfuktighet og drenering er positivt for revegeteringa.

I bålene på Sølendet synker pH raskere tilbake mot normalnivå enn hva f.eks Ugglå (1958b) og Viro (1974) finner etter skogbrann. Disse forfatterne måler forhøya pH enda etter henholdsvis 25 og 50 år. Den rikelige tilgangen på bevegelig grunnvann og overflatevann samt relativt høg nedbør kan være forklaringa på den raskere utvaskinga på Sølendet. Normaliseringa av pH går da også raskere i fuktige bålflekker enn i tørre.

Etter en tids utvasking vil aska fungere som gunstig mineralgjødsling. Dette kan registreres på frodigheten i en del eldre bål og forøvrig også nedafor bålene. Siget fra bålet kan gi ei svært iøynefallende blomstring av f.eks *Crepis paludosa* og *Succisa pratensis*.

Foruten økt mineralinnhold og pH, omtaler litteraturen bl.a. økt innstråling, økt absorpsjon av varmestråling (pga. mørk aske), kompaktering av jorda og økt evaporasjon som følger av brenning (Smith 1970; Southorn 1976, 1977; Ugglå 1958a, b; Viro 1974). Når utvaskinga har modifisert de kjemiske forholdene, vil den mørke aska kunne gi ekstra gunstige temperaturforhold for spiring. Ugglå (1958a) mener at *Betula pubescens* har fordel av dette, samtidig som røttene lettere får feste i jorda. Forhold som påvirker fukt, vil antakelig ha liten betydning på Sølendet siden de fleste bålflekkene har rikelig vanntilførsel.

Det framgår tydelig av materialet som helhet og av de gjentatte analysene som er gjengitt her, at arter fra omgivelsene kommer inn i bålet relativt raskt. I stor grad skjer dette ved hjelp av utløpere.

Pionérmosene, særlig *Bryum* spp., *Ceratodon purpureus*, *Funaria hygrometrica* og *Leptobryum pyriforme*, vil etterhvert avløses av de vanlige myr- og engmosene. Slack (1982) antar at pionérmosene er "competition avoiders". De er spesialiserte for rask spredning og etablering og unngår dermed konkurransesituasjonen.

Vanligvis vil dekningen i feltsjiktet øke sterkt etter 3-4 år. I tørre bålflekker går denne prosessen mye seinere. I bål 70 (tab. 7) har dekningen i feltsjiktet gått tilbake fra 1989 til 1990. Dette skyldes nok uttørking i forbindelse med de relativt tørre somrene, og kunne sees tydelig på ei uttørka og oppsprukket matte av *Bryum creberrimum*. Degenereringa av mosematta fører i dette tilfelle til at andre arter ekspanderer (f. eks *Leptobryum pyriforme*).

Sjøl om dekning og artsantall vanligvis øker, vil mengdeforhold og artsutvalg skille bålflekkene fra omgivelsene i mange år, især i bunnsjiktet.

I løpet av sommeren 1991 vil alle bål ha blitt reanalysert minst én gang. Hele materialet vil bli klassifisert og ordinert. Det vil også bli gjort analyser av ubrent vegetasjon ved bål og av vegetasjon nedafor bål (pga. påvirkning av sig fra aska). Videre er det planlagt en undersøkelse av frøbanken etter brenning (viable frø), nye pH-målinger og analyser av næringsstatus i nye og gamle bål. Disse undersøkelsene vil kunne gi et klarere bilde av økologiske sammenhenger og av suksessjonsretninger.

LITTERATURLISTE

- Arnesen, T. 1989. *Revegetering av bålflekker på Sølendet naturreservat*. Hovedfagsoppg. Univ. Trondheim (upubl.).
- Fenn, D.B., G.J. Gogue & R.E. Burge 1976. Effects of campfires on soil properties. *Ecological Services Bulletin* 5: 1-16.
- Gluva, M. 1984. *Effekter av en skogbrann på jorsmonnet i et nedbørsfelt*. Hovedoppg. Inst for naturforvaltning og Norsk Institutt for Skogforskning, NLH, Ås.
- Graff, P.W. 1935. Plant invasion following fires. *Torreyia* 35 (6): 137-141.
- Miles, J. 1979. *Vegetation dynamics*. Chapman and Hall, London.
- 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.
- Slack, N.G. 1982. Bryophytes in relation to ecological niche theory. *J. Hattori Bot. Lab.* 52: 199-217.
- Smith, D.W. 1970. Concentration of soil nutrients before and after fire. *Can. J. Soil Sci.* 50: 17-29.
- Southorn, A.L.D. 1976. Bryophyte recolonization of burnt ground with particular reference to *Funaria hygrometrica*. I. Factors affecting the pattern and recolonization. *J. Bryol.* 9: 63-80.
- Southorn, A.L.D. 1977. Bryophyte recolonization of burnt ground with particular reference to *Funaria hygrometrica*. II. The nutrient requirements of *Funaria hygrometrica*. *J. Bryol.* 9: 361-373.
- Uggla, E. 1958a. Skogsbrandfält i Muddus nationalpark. *Acta Phytogeogr. Suec.* 41: 116 s.
- Uggla, E. 1958b. *Ecological effects of fire on the North Swedish forests*. Inaugural dissertation. Dr. philos Thesis. Univ. Uppsala. 18 s.
- Viro, P.J. 1974. Effects of forest fire on soil. s. 7-45 i T.T. Kozłowski & C.E Ahlgren (red.) *Fire and ecosystems*. Academic Press, New York.

Deposisjon av næringsstoff med strø og nedbør i granbestand på Nannestad, Akershus.

Ingvald Røsberg
Norsk institutt for skogforskning
boks 61
1432 Ås-NLH

Abstract

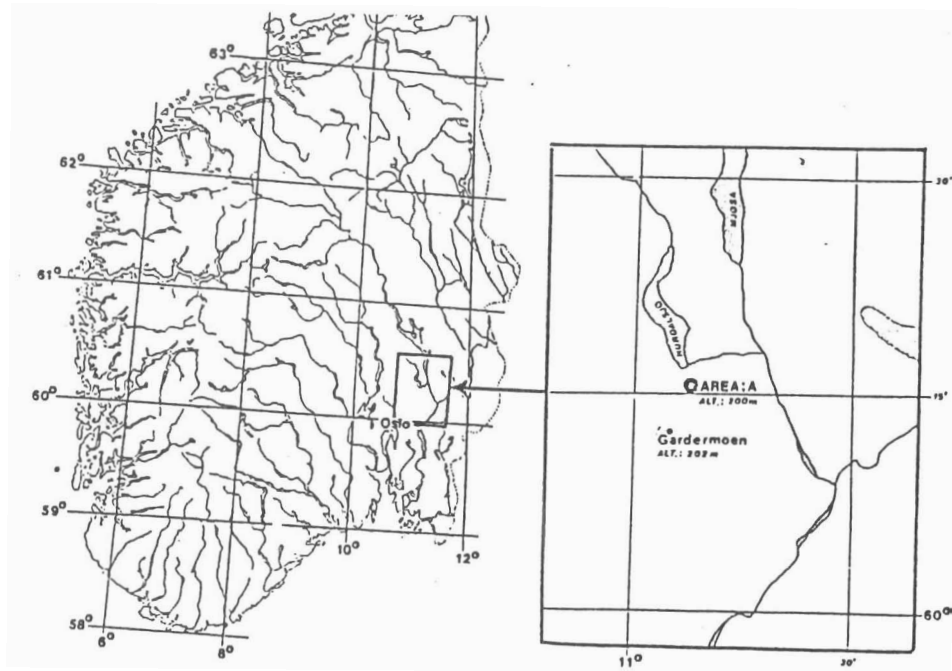
The deposition of nutrients with throughfall and litter were investigated in three stands of Norway spruce at Nordmoen in the county of Akershus, Southern Norway. In one stand there were 12 plots which from 1973 - 1978 were irrigated with water of pH 2.5 to pH 6.0. Stand age were 30 - 40 years.

Mean annual precipitation 1987 - 1989 were 1007 mm and throughfall varied between 529 - 756 mm. The mean annual deposition were 8.12 kg/ha $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$ and 7.61 kg/ha $\text{SO}_4\text{-S}$. Throughfall deposition of $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$ were considerably lower than with bulk precipitation. The throughfall deposition of $\text{SO}_4\text{-S}$ were higher than bulk in two stands. The throughfall of K, Mg and Mn were all higher than bulk precipitation.

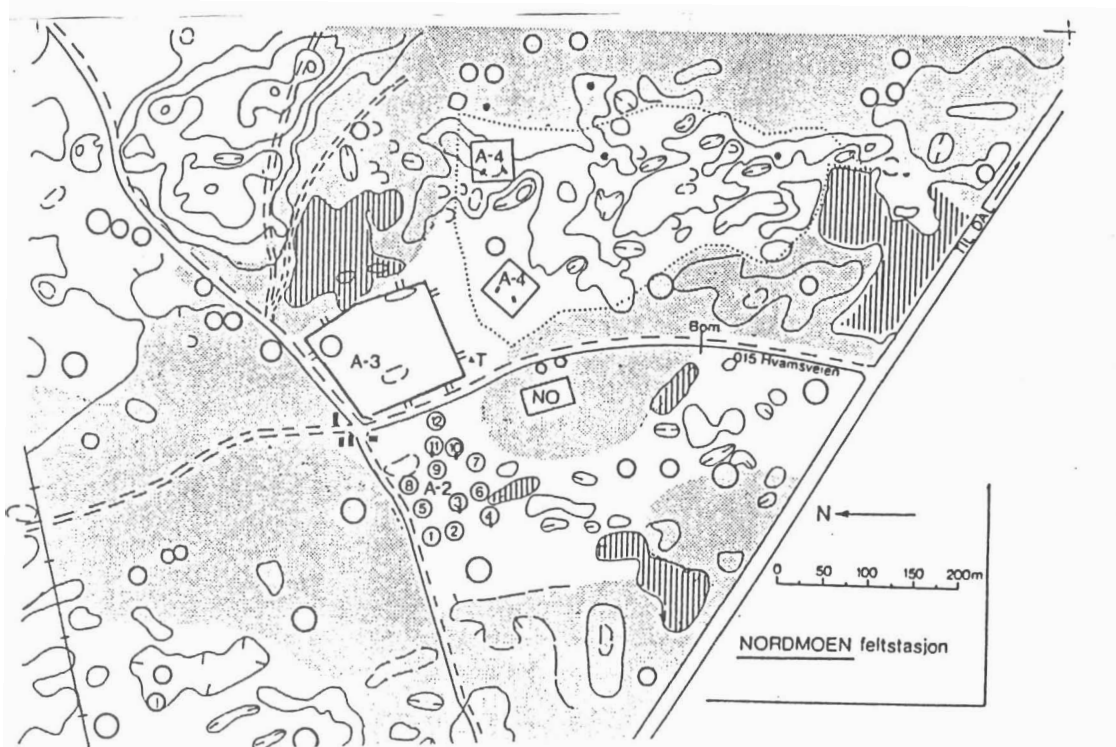
Mean annual total litterfall differ between 1438 - 2928 kg/ha on the stands. Consequently, deposition of nutrients with litter also differ: N 8.4 - 12.6 - 26.2, Ca 7.7 - 12.8 and Mg between 0.8 - 1.7 kg/ha. The needle litter is the main nutrient source of the different litter components. Analysis of variance and canonical discriminant analysis revealed that needle litter from trees on plots irrigated with water of pH 2.5 still(1989) have lower nutrient content than the other treatments. The same feature is even more distinct in lichen litter on the same plots.

Innledning

Tilgangen på næringsstoff til et terrestrisk økosystem bestemmes av mange faktorer. De viktigste er frigjøring ved forvitring, mineralisering, fiksering av nitrogen og nedfall av næringsstoff fra atmosfæren. Næringsstoffa som avsettes med nedbør har kommet som løst i nedbør og tåke, som gasser eller partikler. Tørravsetningene på kronedekket vaskes i varierende grad av med nedbøren (Lucier & Haines 1990). I tillegg til den deposisjonen som har et atmosfærisk opphav, kommer tilførslen fra selve skogssystemet. Det vil si i fra kroneoverflater eller fra organismer som lever på disse flatene. Den biologiske og atmosfæriske del av gjennomfallet er vanskelig å bestemme hver for seg. Også langs stammen kan det renne ganske mye næringsstoff til bakken. Pga. formen (oppbyggingen) av grankronen i bestandene på Nordmoen er stammeavrenningen satt lik 0. Store mengder næring faller til bakken med strøet fra vegetasjonen, i denne sammenheng blir det vesentlig tresjiktet. Næringsstoffa blir seinere helt eller delvis frigjort gjennom mineralisering.



Figur 1. Beliggenheten av Nordmoen feltstasjon.
The location of Nordmoen Field Station.



Figur 2. Beliggenheten av de ulike forsøksflatene på Nordmoen feltstasjon.
The location of the different plots at Nordmoen Field Station.

| | | |
|-----------------------|--------|------------------|
| BEHandling(treatment) | 1: | plot 3 - 9 - 11, |
| | 2: | plot 2 - 6 - 12, |
| | 3: | plot 1 - 5 - 7, |
| | 4: | plot 4 - 8 - 10, |
| | 6(R1): | plot 14 - 17, |
| | 7(R2): | plot 18 - 19. |

Studier av strøfall og nedbryting av strøet har lange tradisjoner. Alt i 1876 kom Ernst Ebermayer(1876) ut med en meget omfattende undersøkelse av strøfall og strøets betydning for jordas næringsinnhold. Bakrunnen for hans undersøkelse var en registrert produksjonsnedgang i mange av Tysklands skogsområder. Dette ble bl. a. satt i samband med strøinnsamling. Uttak av næringsstoff og i tillegg et fra før næringssvakt jordsmonn, har gjort at næringsmangel kan forårsakes av sur nedbør. Særlig har Mg-mangel i jord vært satt i samband med guling av nåler. Av norske undersøkelser kan nevnes Mork(1942) som undersøkte strøfall og -kjemi i bjørk-, furu- og granskog med vekt på Hirkjølen forsøksområde i Hedmark. Bonnevie-Svendsen og Gjems(1957) undersøkte strømengde og kjemisk sammensetning i bestand av ulike treslag på Østlandet og strøets virkning på skogsbotnen.

For å få en oversikt over næringsstilgangen til et terrestrisk økosystem, må en altså ikke bare å se på tilgangen på næring fra jorda, men også på kvalitet og mengde av næring som tilføres fra andre kilder. Vitousek(1982) gir her en glimrende innføring i den betydningen som strøfallet har i forståelsen av nærings sirkulasjon i skogsøkosystem.

Dataene som presenteres her har bakgrunn i prosjektet "Integrated Forest Study" hvis formål var å forutsi kort- og langtidsverknader av atmosfæriske avsetninger på næringsstatusen i forskjellige skogsøkosystem. Forsøka ble lagt delvis til det samme skogsbestandet(A2) som i 1970 - 1978 ble brukt i prosjektet "Sur nedbørs virkning på skog og fisk(SNSF)". Seinere er undersøkelsene fortsatt. Det forelå derfor mye informasjon om skogsystem i dette området før det siste prosjektet startet opp, se Drabløs og Tollan(1980), Anon.(1986), Abrahamsen, Seip og Semb(1989) og for de siste åra, Stuanes og Woxholtt(in prep.). Disse undersøkelsene har hatt som mål å kvantifisere størrelsen på produksjon og næringsomsetning i bestander på forsuret og ikke-forsuret jordsmonn.

Formål

Formålet med dette arbeidet er å kvantifisere mengdene næringsstoff som tilføres skogbunnen med strøfall og gjennomfall (eng. throughfall), dvs. den delen av nedbøren som når skogbunnen i et skogsøkosystem. Dette inngår som en naturlig del i undersøkelser over nærings-sirkulasjonen. En stor del av prøvematerialet er innsamlet på flater som tidligere har fått/ikke fått tilført ekstra mengder sur nedbør. Det er derfor også et mål å se om det ennå er effekter av dette i strøets kjemiske sammensetning.

Forsøksområdet

Forsøksfeltet ligger på Nordmoen(60°N 11°Ø), ca 60 km nord for Oslo, fig. 1. Gardermoen flyplass ligger ca 6 km mot sør. Forsøksfeltet ligger 200 moh. Ifølge "Naturgeografisk regioninndeling av Norden"(Anon. 1984) er området i grenseområdet mellom "Østlandets sentrale barskogs- og jordbruksområde" og "de sydlige boreale områder"(region 20 og 28b). I fig. 2 er vist forsøksflatenes plasering. I bestandet A2 ble i tidsrommet 1973-1978 vatnet 12 flater hver på 150 m² etter følgende plan(Abrahamsen 1980):

| BEH(anding) treatment | pH | GJENTAK replications |
|--------------------------|--------------------|-------------------------|
| 1 | 2.5 | 3 |
| 2 | 3.0 | 3 |
| 3 | 4.0 | 3 |
| 4 | 6.0(vannet kontr.) | 3 |
| (5 | uvannet kontroll | 3) |

A2-bestandet ble planta i 1956. I 1986 ble forsøksfeltet A4 opprettet. I dette feltet er det ikke gjort noen behandlinger (heretter oftest kalt Beh). Det består av to atskilte ruter, R1 og R2. R1 ble plantet i 1946 og R2 ble plantet i 1956. På hvert av bestanda R1 og R2 ble det tatt prøver i 4 gjentak. Noen forstlige parametre er vist i tab. 1.

Tabell 1. Bestandsdata på forsøksfelta.
Stand data.

| Felt | BEH treatm. | trær/ha trees/ha | Trehøyde tree height m | Grunnflatesum basal area m ² /ha |
|------|----------------|---------------------|------------------------------|---|
| 2 | 1 | 3000 | 8.14 | 18.2 |
| 2 | 2 | 2689 | 8.74 | 20.4 |
| 2 | 3 | 2422 | 8.59 | 17.2 |
| 2 | 4 | 2311 | 9.00 | 17.3 |
| 2 | 5 | | | |
| 4 | 6(R1) | 2100 | 12.95 | 30.5 |
| 4 | 7(R2) | 3240 | 8.05 | 19.3 |

Geologi og jordsmonn

Over heile området ligger det store, opptil 60 m djupe glacifluviale avsetninger, som stedvis er dekt av flygesand. Området ligger på vannskillet mellom Hurdalssjøen og Hersjøen. Dermed skjer det ingen transport av næringsstoff med grunnvannstrømmer inn i området og dermed blir de eksterne næringskilder til økosystemet nedbør/tørravsetninger.

Jern eller jern-humus podsol er den vanligste jordtypen i området. I følge Teveldal et al. (1990) går forvitringen i jordprofilen ned til 50 cm. Det samlede massetap som følge av forvitringen er ca. 30 kg/ha. PH(H₂O) i O- og E-sjiktet er ca 3.8. I B-sjiktet, 15 cm under E, er pH 4.5 Ved bunnen av B/C på 50 cm er pH 5.1 og er deretter konstant ned til 2 m.

Klima

Klimaet i området beskrives nokså godt av månedsmidler for temperatur og nedbør for Gardermoen, se tab. 2. I området varierer lengden av snødekket en god del. På forsøksflatene ligger gjerne snøen ut april. I 1988 ble det innsamlet smeltevatn fra nedbørsoppsamlerne så seint som 28.5. Gjennomsnitt nedbør pr år, 1987 - 1989, på Nordmoen var 1007 mm derav falt 392 mm om vinteren, regnet som desember - april, se tab. 3.

Tabell 2. Middel temperatur og nedbør for Gardermoen(1931-60) og middel for 1987-89.

Monthly and annual standard normals at Gardermoen(1931-60) and mean teperature and precipitation for 1987-89.

| | 1930-61 | 1987-89 | 1931-61 | 1987-89 |
|-----------|---------|---------|---------|---------|
| | °C | | mm | |
| januar | - 6.9 | - 4.7 | 59 | 57 |
| februar | - 6.3 | - 3.1 | 43 | 80 |
| mars | - 2.3 | - 2.6 | 32 | 98 |
| april | 3.2 | 3.3 | 48 | 54 |
| mai | 9.4 | 9.8 | 51 | 38 |
| juni | 13.6 | 14.4 | 72 | 102 |
| juli | 16.0 | 15.8 | 105 | 80 |
| august | 14.6 | 13.1 | 84 | 130 |
| september | 10.0 | 10.2 | 86 | 99 |
| oktober | 4.5 | 5.1 | 82 | 114 |
| november | - 0.6 | - 1.3 | 82 | 73 |
| desember | - 3.9 | - 5.6 | 76 | 42 |
| år/year | 4.3 | 4.5 | 832 | 967 |

Tabell 3. Gjennomsnittlig nedbør og gjennomfall(mm/år) på Nordmoen i perioden 1987-1989.

Mean annual bulk precipitation and throughfall(mm), 1987-1989 at Nordmoen.

| Felt | Beh | Vinter | Sommer | Total | pH |
|------|--------|--------|--------|-------|-------|
| | treat. | winter | sommer | total | total |
| 0 | bulk | 390 | 613 | 1007 | 4.32 |
| 2 | 1 | 275 | 335 | 610 | 4.38 |
| 2 | 2 | 275 | 286 | 561 | 4.42 |
| 2 | 3 | 267 | 272 | 539 | 4.33 |
| 2 | 4 | 269 | 260 | 529 | 4.41 |
| 4 | 6 | 269 | 464 | 732 | 4.33 |
| 4 | 7 | 283 | 473 | 756 | 4.38 |

Vegetasjon

På de deler av forsøksfeltene som fikk kunstig sur nedbør i perioden 1973 - 1978, er det ikke lenger synlige tegn etter denne behandlingen. Etter forsøka dengang ble det observert skader på felt- og bunnvegetasjon på de flater som fikk kunstig sur nedbør lavere enn pH 3(Horntvedt et al. 1983). Det er nå på A2 et velutvikla botnsjikt. Feltsjiktet er ikke fullt så velutvikla, mest pga at bestandet sletter lite lys ned til bakken. Det siste gjelder for de nyere bestanda.

Picea abies er det viktigste treslaget. Det er ca 2-3% *Pinus sylvestris* på forsøksflatene. De dominerende arter i feltsjiktet er *Vaccinium myrtillus* og *Deschampsia flexuosa*. Andre viktige arter er *Calluna vulgaris*, *V. vitis-idaea*, *Maianthemum bifolium* og *Lycopodium annotinum*. Botnsjiktet er dominert av moser: *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*, *Ptilium crista-castrensis*, *Dicranum polysetum*, *D. majus* og *D. fuscens*. Av disse har *P. schreberi* størst biomasse.

Lav fins vanligvis mer spredt. Viktigst er *Cetraria islandica*, *Cladina rangiferina* og *C. arbuscula* og *Cladonia* spp. 20 - 50 år gammel skog i området har en stor biomasse av epifyttisk lav. På forsøksfeltene er *Hypogymnia physodes* den viktigste arten. Den har trolig over 80% av epifytt-biomassen. De andre lav av noen betydning er *Platismatia glauca* og *Pseudevernia furfuracea*.

EuPiceetum abietis myrtilletosum er den viktigste vegetasjonstypen på forsøksflatene. *Vaccinio-Pinetum* dekker bare mindre areal. Sistnevnte samfunn dekker imidlertid sanddyner og andre tørre partier som det finnes en del av på Nordmoen.

Metoder

Nedbør

10 oppsamplere for gjennomfall ble satt ut på hver av de 12 sirklene i bestandet A2. De ble plassert i faste posisjoner etter et randomisert opplegg. Strøoppsamlere ble satt ut ved siden av gjennomfalls-oppsamlerne. Det samme opplegget ble nyttet ved utsetting av oppsamlerne i de nye bestanda A4, R1 og R2. Her ble 20 oppsamlerne satt ut på hver. De ble samlet i serier hver på 5 oppsamlerne. Totalnedbøren ble målt i to standard NILU-oppsamlere. Om vinteren (desember - april, eventuelt også november og mai) ble snø og regn samlet opp i baljer med 33 eller 35 cm diameter åpning. Baljene var plassert i linjer, i alt 12 stk.

Strøoppsamlerne ble tømt hver måned i sommerhalvåret, mai - november. Deretter ble de stående til utgangen av april, alternativt mai, før de ble tømt for vinteren. Nedbørs- og gjennomfallsoppsamlerne ble tømt med ca 1 eller 2 ukers mellomrom eller etter behov. De ble dessuten tømt siste dag i måneden.

Vanndata er reknet ut på månedsbasis for perioden mai - desember, mens strøfallet er reknet ut på månedsbasis for mai - november. For vinteren gis data pr for april både nedbør og strø, med unntak for strø der data gis for mai hvis snødekket var langvarig.

Tabell 4. Gjennomsnittlig strøfall, kg/ha år fra 1987 - 1989. 100% tørrstoff.

Mean annual litterfall, kg/ha, 1987 - 1989. 100% dry matter.

| Felt | Beh treat. | Nåler needles | Anna strø residual | Lav lichens | Total total |
|------|---------------|------------------|-----------------------|----------------|----------------|
| 2 | 1 | 1196 | 388 | 38 | 1622 |
| 2 | 2 | 1173 | 728 | 59 | 1960 |
| 2 | 3 | 1026 | 336 | 76 | 1438 |
| 2 | 4 | 1118 | 431 | 62 | 1611 |
| 4 | 6 | 1612 | 1135 | 180 | 2927 |
| 4 | 7 | 1341 | 732 | 63 | 2136 |

Sortering av strø

Strøet ble sortert i en rekke komponenter: gran- og furunål, blad, gran- og furukvist, annen kvist, hanblomst, granfrø, konge, bark, lav og en restkomponent. Ved kjemisk analyse ble komponentene samlet i nål, lav og resten.

Kjemisk analyse

Både vann- og strøprøver ble analysert i følge Ogner et al(1991).

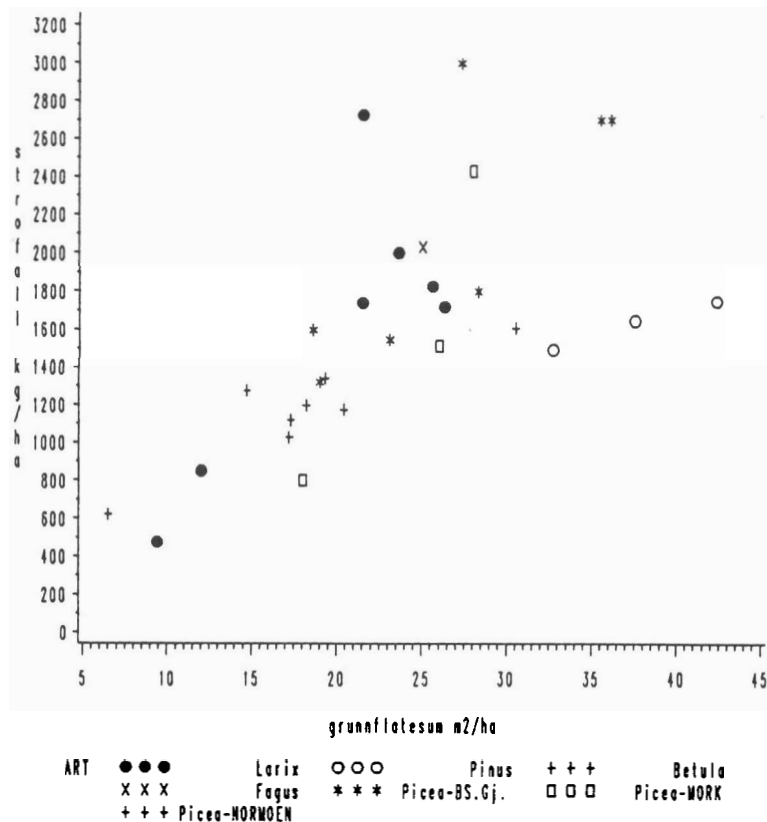
Statistikk

Ved variansanalyse og kanonisk diskriminant-analyse av kjemikonsentrasjonen i strø statistikk-pakken SAS(Anon. 1988) brukt.

Resultater og diskusjon

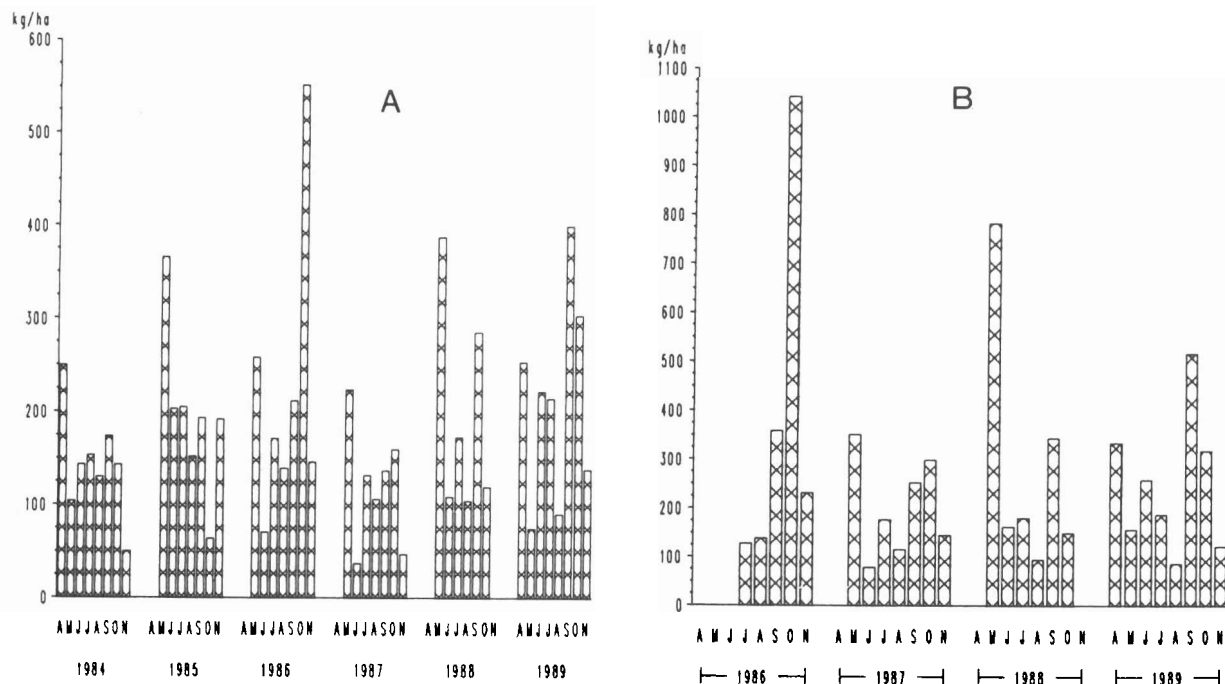
Strøfall

Det gjennomsnittlige strøfall for perioden 1987-1989 er oppført i tabell 4. Det største gjennomsnittlige strøfallet har Beh 6(R1) med heile 2927 kg/ha, derav utgjør nåler 1612 og reststrøet 1135 kg/ha. Det høye reststrøfallet sammenliknet med de andre behandlingene skyldes trolig



Figur 3. Forholdet mellom grunnflatesum, m²/ha, og strøfall(nåler/blad), kg/ha. Figureren er fra Bonnevie-Svendsen(1957) og modifisert med data fra Nordmoen(Picea-Normoen) og fra Hirkjølen(Picea-Mork(1942)).

The relationship between basal area, m²/ha, and litterfall (needles/leaves), kg/ha. The figure originate from Bonnevie-Svendsen(1957) and is modified with data from Nordmoen(Picea-Nordmoen) and from Hirkjølen Research Area(Picea-Mork(1942)).



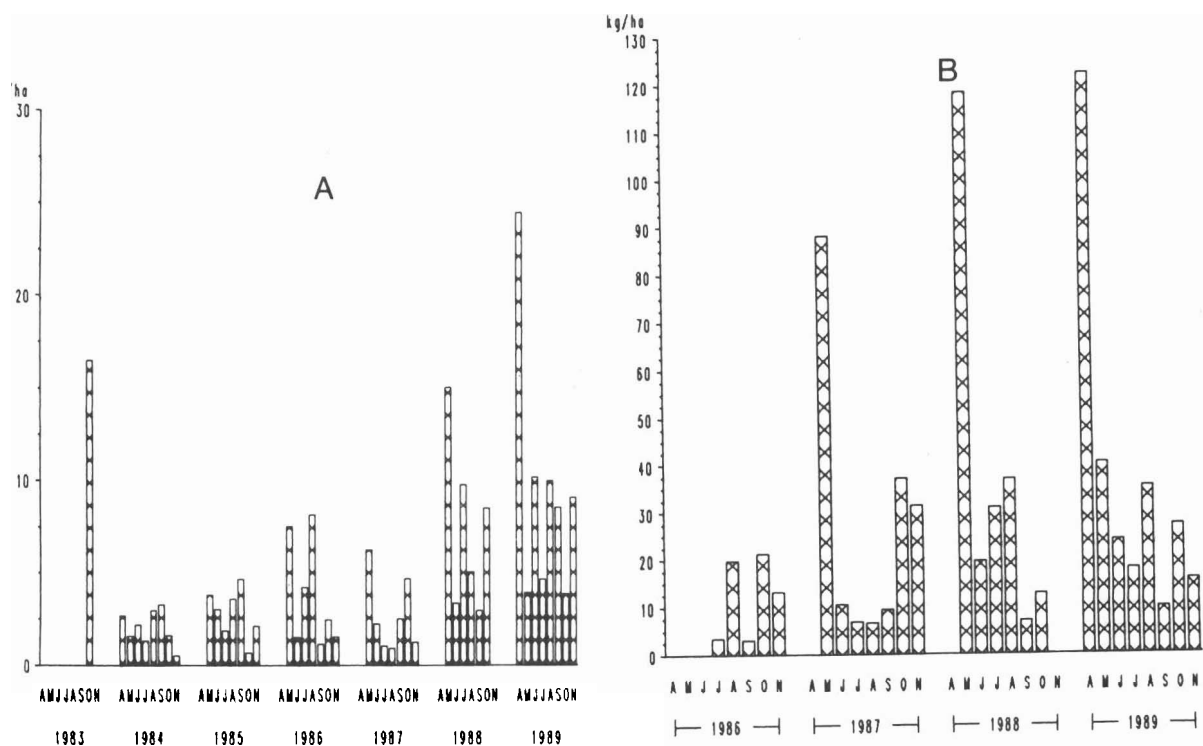
Figur 4. Månedlig strøfall av nåler, unntatt vinter som er innsamlet i april(a) eller mai(m), kg/ha. På A4-R1 er 1. innsamlingsmåned juli 1986. A = Beh 1. B = Beh 6(R1).

Monthly variation in needle litterfall, except for winter litter which were sampled in april or may(a or m), kg/ha. At A4-R1, the first sampling was in july 1986. A = treatment 1. B = treatment 2.

høyere alder, og at det produserer mer kviststrø samtidig som kongleproduksjonen er større i en såpass eldre bestand. Det er en god del variasjon mellom felta. Dette kan delvis forklares med forskjellig tresetting. Fig. 3 viser sammenhengen mot grunnflatesummen og strøfall av blad eller nåler fra en rekke undersøkelser. Figuren er en noe bearbeidet versjon fra Bonnevie-Svendsen(1956) der strødata fra Nordmoen(markert med + på figuren) er lagt inn.

Flere faktorer påvirker strøfallet og kan gi store variasjoner mellom de enkelte åra. For eksempel kan vind, tørke, sopp, insekter, og kongleproduksjon føre til store svingninger i strøfallet.

På Nordmoen er det nåler som utgjør den største komponenten i strøfallet. Den er mellom 55 - 74%. Kongler utgjør en mer variabel del, fordi kongleproduksjonen ikke er et årvisst. Den årlige variasjonen av nålestrø fra 1984 - 1989 på felta A2-pH 2.5 og A4-R1 er vist på fig. 4. Av figuren virker det som om nålefallet er størst i september - oktober. Toppen i april eller mai skyldes at vinterstrøet da ble innsamlet. I fig. 5. er vist nedfallet av epifyttisk lav. Av den lengste tidsserien, fig. 5a, kan det se ut som om nedfallet av lav på A2 har økt de seinere åra. Nedfallet av lav



Figur 5. Månedlig strøfall av lav, unntatt vinter som er innsamlet i april(a) eller mai(m), kg/ha. På A4-R1 er 1. innsamlingsmåned juli 1986. I 1983 er årsnedfall summert til oktober. A = Beh 1. B = Beh 6(R1).

Monthly variation in lichen litterfall, except for winter litter which were sampled in april or may(a or m), kg/ha. For 1983 is october=litterfall for the whole year. At A4-R1, the 1. sampling was in july 1986. A = treatment 1. B = treatment 2.

er også størst i det eldste bestandet, 181 kg/ha mot mellom 38 - 76 kg/ha for de øvrige felte.

Mork(1942) fant et strøfall 40 år gammel granskog i Ås på 3052 kg/ha som årlig middel i perioden 1939 - 1942. En lavproduktiv granskog på Hirkjølen(800 moh.) ga et årlig middel på 1465 kg/ha i i 1939 - 1941. Bonnevie-Svendsen og Gjems(1957), målte et strøfall mellom 969 - 4315 kg/ha i bestand av dominert av forskjellige arter (se fig. 3). I Brunlanes ble årlig strøfall målt til 2498 kg/ha i en en 80 år bøkeskog og til 4315 kg/ha i en nærliggende 45 - 65 årig granskog i åra 1951 - 1953. Nihlgård(1972) målte hele 5700 og 5720 kg/ha som treårs middel i henholdsvis en 90 år bøkeskog og en 45 år granskog i Kongalund i Skåne.

I tab. 5 og 6 er middelnedfallet av næringsemner oppført. Det er bundet betydelige mengder næringstoff i strøet. I alt faller mellom 12.7 - 26.2 kg/ha år av N med strø, tab. 5d. Størst mengde faller det på Beh 6 og minst på Beh 3. Det er bundet mest næringsstoff i nåler. Naturlig nok, ettersom denne komponenten også har den største biomassen. Etter N er det Ca i størst mengde.

Konsentrasjonen av N i nålestrø varierer mellom 8322 - 8937 mg/kg. Dette er noe lavere enn i levende, eldre 2 år gamle nåler(greinkrans 6) som har ca. 11600 mg/kg(upubl. data) som

Tabell 5. Gjennomsnittlig strøfall, kg/ha år, fra 1987 - 1989 og innhold av makronæringsstoff, kg/ha.
Mean annual litterfall, 1987 - 1989, and content of macro nutrients, kg/ha.

| A. Nålestrø / Needle litter, kg/ha. | | | | | | | | | |
|-------------------------------------|------|-----------------------|--------|-------|-------|-------|--------|-------|--|
| FELT | Beh. | Strø treat. litter | N | P | S | K | Ca | Mg | |
| 2 | 1 | 1196 | 9.968 | 1.286 | 0.961 | 1.929 | 6.918 | 0.514 | |
| 2 | 2 | 1173 | 10.120 | 1.235 | 0.910 | 2.005 | 9.303 | 0.669 | |
| 2 | 3 | 1026 | 8.448 | 0.998 | 0.761 | 1.611 | 9.059 | 0.598 | |
| 2 | 4 | 1118 | 9.994 | 1.168 | 0.844 | 1.762 | 9.685 | 0.704 | |
| 4 | 6 | 1612 | 13.520 | 1.843 | 1.180 | 3.091 | 9.629 | 0.924 | |
| 4 | 7 | 1341 | 11.680 | 1.276 | 0.972 | 2.072 | 10.770 | 0.840 | |

| B. Reststrø / Residual litter, kg/ha | | | | | | | | | |
|--------------------------------------|------|-----------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--|
| FELT | Beh. | Strø treat. litter | N | P | S | K | Ca | Mg | |
| 2 | 1 | 388 | 3.030 | 0.329 | 0.280 | 0.910 | 0.652 | 0.225 | |
| 2 | 2 | 728 | 5.131 | 0.580 | 0.490 | 1.602 | 1.679 | 0.422 | |
| 2 | 3 | 336 | 3.154 | 0.349 | 0.291 | 0.689 | 0.850 | 0.246 | |
| 2 | 4 | 431 | 4.179 | 0.401 | 0.362 | 0.715 | 1.009 | 0.287 | |
| 4 | 6 | 1135 | 9.845 | 1.008 | 0.856 | 2.686 | 1.761 | 0.635 | |
| 4 | 7 | 732 | 6.169 | 0.670 | 0.506 | 1.954 | 1.573 | 0.420 | |

| C. Lavstrø / Lichen litter, kg/ha. | | | | | | | | | |
|------------------------------------|------|-----------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--|
| FELT | Beh. | strø treat. litter | N | P | S | K | Ca | Mg | |
| 2 | 1 | 38 | 0.551 | 0.070 | 0.055 | 0.147 | 0.182 | 0.037 | |
| 2 | 2 | 59 | 0.850 | 0.098 | 0.081 | 0.204 | 0.338 | 0.059 | |
| 2 | 3 | 76 | 1.059 | 0.120 | 0.106 | 0.259 | 0.493 | 0.074 | |
| 2 | 4 | 62 | 0.914 | 0.105 | 0.095 | 0.212 | 0.494 | 0.068 | |
| 4 | 6 | 181 | 2.863 | 0.291 | 0.277 | 0.639 | 0.695 | 0.145 | |
| 4 | 7 | 63 | 0.956 | 0.092 | 0.088 | 0.209 | 0.471 | 0.059 | |

| D. Totalt strøfall / Total litterfall, kg/ha. | | | | | | | | | |
|---|------|-----------------------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|--|
| FELT | Beh. | strø treat. litter | N | P | S | K | Ca | Mg | |
| 2 | 1 | 1622 | 13.55 | 1.685 | 1.296 | 2.986 | 7.752 | 0.776 | |
| 2 | 2 | 1960 | 16.10 | 1.913 | 1.481 | 3.811 | 11.320 | 1.150 | |
| 2 | 3 | 1438 | 12.66 | 1.467 | 1.158 | 2.559 | 10.400 | 0.918 | |
| 2 | 4 | 1611 | 15.09 | 1.673 | 1.301 | 2.689 | 11.190 | 1.059 | |
| 4 | 6 | 2928 | 26.22 | 3.143 | 2.313 | 6.417 | 12.090 | 1.704 | |
| 4 | 7 | 2136 | 18.80 | 2.039 | 1.566 | 4.235 | 12.810 | 1.318 | |

gjennomsnitt på Beh 1 og 4. Ca har f.eks. 4100 - 5300 mg/kg i levende nåler mens det er mellom 5700 - 8800 mg/kg i nålestrø. Ca bindes særlig i celleveggene og det trekkes knapt tilbake før strøfall. K derimot trekkes derimot i stor grad tilbake eller frigjøres ved strøfallet og konsentrasjonen er knapt 1/3 av levende nåler. Nitrogen, fosfor og svovel står i en mellomstilling. I reststrøet fra trane er det en større variasjon, fordi dette strøet er sammensatt av flere komponenter. I 1988 var det f.eks. et nokså rikt kongleår, men konglesettingen var nokså ujamn. Den var størst på Beh 4 og 6. Dette har f.eks i 1988 - 1989 påvirket Ca mengden i reststrø, se tab. 5, da Ca-konsentrasjonen i kongler er nokså lav, 160 - 300 mg/kg tørrstoff (upubl. data). Mengden av Ca i reststrø ligger lavere i forhold til nålestrøet enn andre makroelementer gjør.

Av de mikronæringsstoffa er det Mn som fins i størst mengde. Det er nålene som er den viktigste Mn kilden. På tross av at nålestrøfallet ikke er størst på Beh 1, er Mn mengden her høyest, heile 3.45 kg/ha, tab. 6a. Dette kan sammenheng med at mangan er et

Tabell 6. Gjennomsnittlig strøfall, kg/ha år, fra 1987 - 1989 og innhold av mikronæringsstoff, g/ha.

Mean annual litterfall, kg/ha, 1987 - 1989, and content of micro nutrients, g/ha.

| A. Nålestrø / needle litter | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------|------|---------------|-----|------|-----|------|-----|-----|-----|-----|------|
| Felt | Beh. | Treat. litter | Ba | Sr | Cu | Mn | Fe | Al | Ni | Pb | Zn |
| 2 | 1 | 1196 | 114 | 34.8 | 3.4 | 3450 | 185 | 528 | 6.5 | 6.6 | 55.6 |
| 2 | 2 | 1173 | 143 | 39.5 | 3.4 | 2702 | 188 | 468 | 6.5 | 6.8 | 72.3 |
| 2 | 3 | 1026 | 170 | 38.0 | 3.1 | 2697 | 188 | 376 | 5.7 | 6.3 | 66.8 |
| 2 | 4 | 1118 | 190 | 44.5 | 3.4 | 2833 | 186 | 393 | 6.2 | 6.8 | 74.2 |
| 4 | 6 | 1612 | 203 | 48.4 | 5.0 | 3343 | 185 | 545 | 8.7 | 9.3 | 67.7 |
| 4 | 7 | 1341 | 178 | 46.1 | 4.9 | 2520 | 158 | 411 | 7.1 | 7.5 | 78.2 |

| B. Reststrø / Residual litter | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------|------|---------------|-------|------|-----|-----|-----|-----|-----|------|------|
| Felt | Beh. | Treat. litter | Ba | Sr | Cu | Mn | Fe | Al | Ni | Pb | Zn |
| 2 | 1 | 388 | 17.8 | 3.4 | 2.5 | 270 | 171 | 169 | 2.7 | 5.4 | 18.0 |
| 2 | 2 | 728 | 38.3 | 8.0 | 3.9 | 562 | 276 | 304 | 4.7 | 8.4 | 40.8 |
| 2 | 3 | 336 | 31.9 | 5.0 | 3.3 | 266 | 213 | 173 | 2.4 | 7.9 | 21.3 |
| 2 | 4 | 431 | 41.6 | 5.3 | 3.4 | 308 | 225 | 194 | 3.2 | 9.7 | 26.6 |
| 4 | 6 | 1135 | 104.8 | 11.5 | 7.8 | 437 | 503 | 439 | 6.6 | 25.9 | 62.1 |
| 4 | 7 | 732 | 46.8 | 8.1 | 4.9 | 348 | 252 | 246 | 4.1 | 12.1 | 39.1 |

| C. Lavstrø / Lichen litter | | | | | | | | | | | |
|----------------------------|------|---------------|------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|------|
| Felt | Beh. | Treat. litter | Ba | Sr | Cu | Mn | Fe | Al | Ni | Pb | Zn |
| 2 | 1 | 38 | 2.9 | 0.9 | 0.4 | 90 | 47 | 30 | 0.5 | 1.9 | 5.5 |
| 2 | 2 | 59 | 5.6 | 1.4 | 0.7 | 104 | 76 | 49 | 1.0 | 3.5 | 8.6 |
| 2 | 3 | 76 | 8.8 | 1.9 | 0.9 | 133 | 94 | 59 | 1.1 | 5.2 | 11.9 |
| 2 | 4 | 62 | 9.4 | 2.0 | 0.7 | 117 | 83 | 51 | 0.9 | 4.1 | 10.9 |
| 4 | 6 | 181 | 18.7 | 3.5 | 1.8 | 156 | 220 | 139 | 1.3 | 12.1 | 26.1 |
| 4 | 7 | 63 | 5.9 | 1.7 | 0.7 | 68 | 66 | 46 | 0.4 | 4.0 | 10.3 |

| D. totalt strøfall / total litterfall | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------------|------|---------------|-----|------|------|------|-----|------|------|------|-------|
| Felt | Beh. | Treat. litter | Ba | Sr | Cu | Mn | Fe | Al | Ni | Pb | Zn |
| 2 | 1 | 1622 | 134 | 39.0 | 6.3 | 3810 | 402 | 727 | 9.7 | 13.9 | 79.1 |
| 2 | 2 | 1960 | 187 | 48.9 | 7.9 | 3368 | 541 | 820 | 12.2 | 18.6 | 121.7 |
| 2 | 3 | 1438 | 211 | 45.0 | 7.2 | 3096 | 494 | 608 | 9.3 | 19.4 | 100.0 |
| 2 | 4 | 1611 | 241 | 51.7 | 7.5 | 3258 | 494 | 638 | 10.4 | 20.7 | 111.8 |
| 4 | 6 | 2928 | 327 | 63.3 | 14.6 | 3935 | 907 | 1123 | 16.6 | 47.3 | 155.9 |
| 4 | 7 | 2136 | 231 | 55.9 | 10.5 | 2937 | 477 | 702 | 11.6 | 23.7 | 127.7 |

mobilt element på sure jordarter. Både Fe og Al mengden i nålestrøet er liten, og det har skjedd en økning av konsentrasjonen i forhold til levende nåler. Reststrøet har en høyere konsentrasjon av Fe og Al enn nåler.

Også for lav er det en del variasjon i det kjemiske innholdet av strøet. Lav som faller som strø består av både levende og dødt materiale. Det foreligger få data som viser hvordan det kjemiske innholdet i død bladlav er i forhold til levende lav. Mengdene av næringsstoff som faller med lavstrøet utgjør en varierende del av den næringen som er i totale strøfall, se tab. 5 og 6. For N er det mellom 4 - 11%, mens det for mikroelement som Pb og Zn er mellom 13 - 25% og 7 - 17%. Lavest prosentdel utgjør mengdene av Ba, Sr og Ca. Derimot inneholder lav nokså store mengder Fe og Al i forhold til f.eks nålestrøet.

Konsentrasjonen av makronæringsstoff, unntatt Ca, er i lavstrøet forholdsvis høy sammenliknet med nålestrø, se tab. 7 og 8. For mikronæringsstoffa er konsentrasjonen av Cu, Fe, Al, Ni, Pb og

Tabell 7. Gjennomsnittlig strøfall, kg/ha år, fra 1987 - 1989 og konsentrasjonen av næringsstoff, mg/kg.

Mean annual litterfall, kg/ha, 1987 - 1989, and concentration of nutrients, mg/kg.

A. Konsentrasjoner av makronæringsstoff i nålestrø, mg/kg.

Concentrations of macro nutrients in needle litter, mg/kg.

| FELT | BEH | Strø litter | N | P | S | K | Ca | Mg |
|------|-----|----------------|------|------|-----|------|------|-----|
| 2 | 1 | 1196 | 8332 | 1075 | 803 | 1613 | 5783 | 429 |
| 2 | 2 | 1173 | 8628 | 1053 | 776 | 1709 | 7929 | 570 |
| 2 | 3 | 1026 | 8231 | 972 | 741 | 1569 | 8827 | 582 |
| 2 | 4 | 1118 | 8937 | 1044 | 755 | 1576 | 8661 | 629 |
| 4 | 6 | 1612 | 8384 | 1143 | 732 | 1917 | 5973 | 572 |
| 4 | 7 | 1341 | 8709 | 951 | 725 | 1545 | 8030 | 626 |

B. Konsentrasjoner av makronæringsstoff i lavstrø, mg/kg.

Concentrations of macro nutrients in lichen litter, mg/kg.

| FELT | BEH | Strø litter | N | P | S | K | Ca | Mg |
|------|-----|----------------|-------|------|------|------|------|------|
| 2 | 1 | 38 | 14579 | 1865 | 1461 | 3889 | 4807 | 979 |
| 2 | 2 | 59 | 14338 | 1646 | 1364 | 3434 | 5698 | 995 |
| 2 | 3 | 76 | 14004 | 1587 | 1403 | 3430 | 6517 | 979 |
| 2 | 4 | 62 | 14663 | 1677 | 1531 | 3401 | 7918 | 1094 |
| 4 | 6 | 181 | 15846 | 1614 | 1531 | 3537 | 3850 | 801 |
| 4 | 7 | 63 | 15242 | 1468 | 1396 | 3328 | 7513 | 938 |

Tabell 8. Gjennomsnittlig strøfall, kg/ha år, fra 1987 - 1989 og konsentrasjon av næringsstoff, mg/kg.

Mean annual litterfall, kg/ha, 1987 - 1989, and concentration of nutrients, mg/kg.

A. Konsentrasjoner av mikronæringsstoff i nålestrø, mg/kg.

Concentrations of micro nutrients in needle litter, mg/kg.

| FELT | BEH | Strø litter | Ba | Sr | Cu | Mn | Fe | Al | Zn |
|------|-----|----------------|-------|-------|------|------|-----|-----|------|
| 2 | 1 | 1196 | 94.9 | 29.09 | 2.88 | 2884 | 154 | 441 | 46.5 |
| 2 | 2 | 1173 | 121.6 | 33.67 | 2.90 | 2303 | 160 | 398 | 61.6 |
| 2 | 3 | 1026 | 165.5 | 37.07 | 3.01 | 2628 | 182 | 366 | 65.1 |
| 2 | 4 | 1118 | 169.6 | 39.75 | 3.03 | 2533 | 166 | 351 | 66.4 |
| 4 | 6 | 1612 | 125.9 | 30.02 | 3.09 | 2073 | 114 | 338 | 42.0 |
| 4 | 7 | 1341 | 132.9 | 34.41 | 3.64 | 1880 | 118 | 306 | 58.3 |

B. Konsentrasjoner av mikronæringsstoff i lavstrø, mg/kg.

Concentrations of micro nutrients in lichen litter, mg/kg.

| FELT | BEH | Strø litter | Ba | Sr | Cu | Mn | Fe | Al | Zn | Ni | Pb |
|------|-----|----------------|-------|-------|-------|------|------|-----|-------|-------|------|
| 2 | 1 | 38 | 76.8 | 23.26 | 11.25 | 2384 | 1229 | 801 | 144.5 | 14.01 | 51.5 |
| 2 | 2 | 59 | 95.2 | 23.74 | 11.13 | 1751 | 1280 | 820 | 144.4 | 16.63 | 58.2 |
| 2 | 3 | 76 | 117.0 | 25.59 | 11.61 | 1757 | 1242 | 775 | 157.4 | 15.17 | 68.9 |
| 2 | 4 | 62 | 150.1 | 32.27 | 11.55 | 1873 | 1330 | 813 | 175.2 | 15.21 | 66.3 |
| 4 | 6 | 181 | 103.6 | 19.30 | 10.24 | 865 | 1215 | 767 | 144.6 | 7.01 | 67.2 |
| 4 | 7 | 63 | 93.3 | 26.99 | 11.86 | 1085 | 1054 | 735 | 164.9 | 6.53 | 63.4 |

Zn langt høyere i lav enn f.eks. nålestrø. Mn, Ba og Sr er omtrent like stor. konsentrasjonen av N i lavstrøet er mellom 1.4 - 1.6% og ligger i overkant av konsentrasjonen i nåler på årsskudd, 1.2 - 1.5% (upubl.data, Stuanes et al. 1987) i forskjellige nivå i krona.

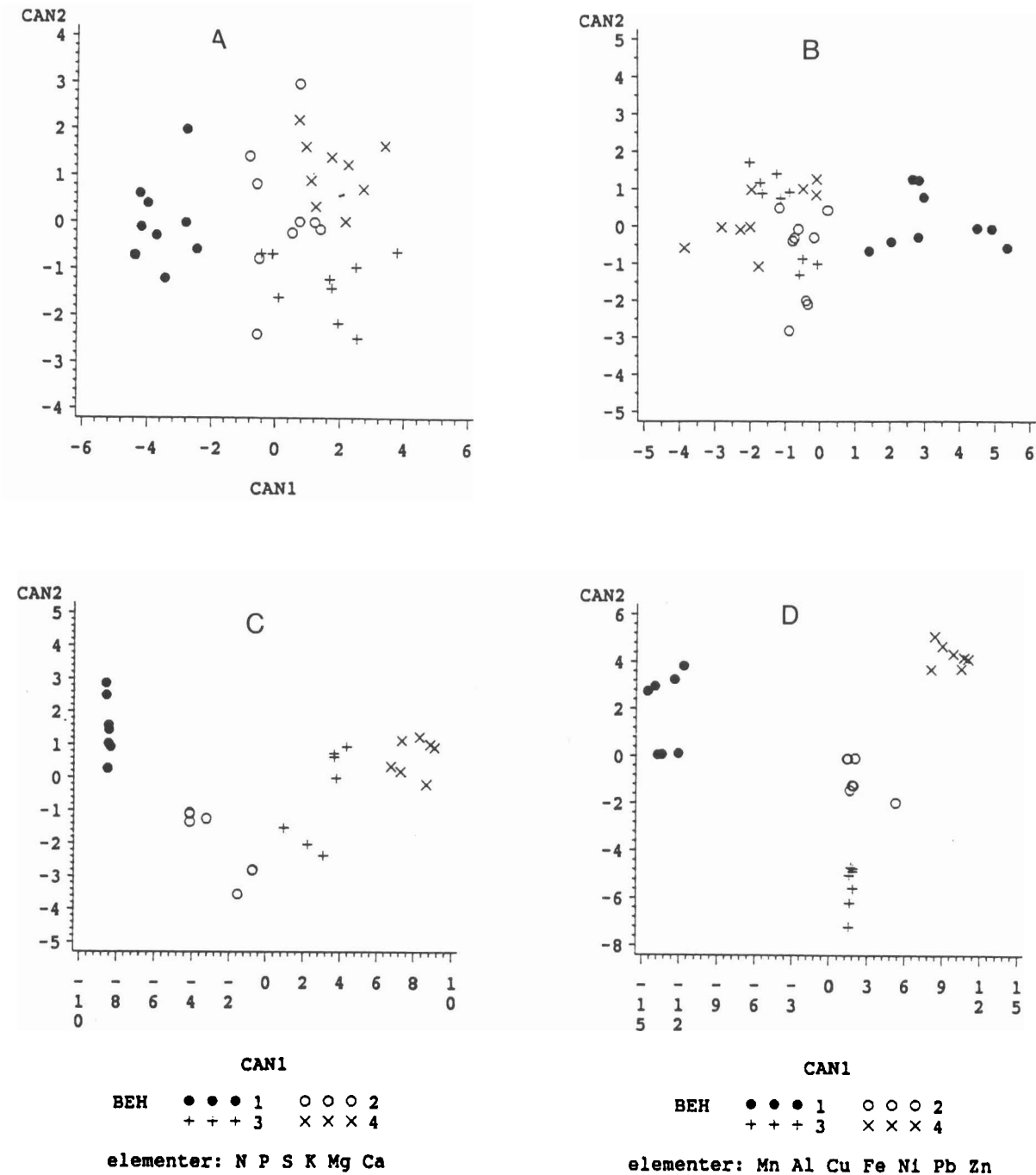
Av tab. 7 og 8 framgår det at det er en del variasjon i konsentrasjon mellom de samme behandlingene for de enkelte næringsstoffa i nålestrø. Beh 1 har signifikant lavere konsentrasjon av Ca og Mg ($F=5.0$, $p > 0.05$ og $r^2 > 0.6$) enn Beh 2 - 4. Konsentrasjonen av S, Mg og Al er høyere på Beh 1 enn på 2 - 4, men ikke signifikant nivå. For mikronæringsstoffa følger Ba, Cu, Fe, Sr og Zn noenlunde Ca for Beh 1 - 4, men skilnaden er heller ikke her signifikant. For de to øvrige bestandene, R1 og R2, er konsentrasjonene av næringsstoff innen grensene for Beh 1 - 4. For lav, tab. 7 og 8, er skilnaden mellom Beh 1 - 4 og bestandene R1 og R2 omtrent som for nåler. Mellom Beh 1 - 4 har P, K og Mn høyere konsentrasjoner på Beh 1 enn på Beh 2 - 4. Ba, Fe Ni, Pb, Sr og Ca har alle de laveste verdiene på Beh 1. Størrelsen på skilnaden framgår av tab. 9.

Tabell 9. Variansanalyse av næringsstoffa i lavstrø med omsyn til Beh 1 - 4. For behandlingsmidler, se tab. 7 og 8. Anovar of nutrients in lichen litter with treatment as class variable. For treatment mean values, see tab. 7 and 8.

| | Middel mean | | | | Duncans multiple rang test |
|----|----------------|-------|--------|----------------|------------------------------|
| | mg/kg | F | p>F | r ² | Duncan's multiple range test |
| N | 14413 | 20.2 | 0.0004 | 0.884 | 4 , 1 > 2 > 3 |
| P | 1702 | 12.1 | 0.0024 | 0.820 | 1 > 4 , 2 , 3 |
| S | 1443 | 30.8 | 0.0001 | 0.920 | 4 > 1 > 3 , 2 |
| K | 3550 | 16.2 | 0.0009 | 0.859 | 1 > 2 , 4 , 3 |
| Mg | 1017 | 15.0 | 0.0012 | 0.849 | 4 > 2 , 1 , 3 |
| Ca | 6252 | 442.9 | 0.0001 | 0.994 | 1 < 2 < 3 < 4 |
| Mn | 1956 | 26.9 | 0.0002 | 0.910 | 1 > 2 , 3 , 4 |
| Al | 799 | 1.3 | ns | | |
| Fe | 1268 | 3.4 | ns | | |
| Ba | 110 | 258.1 | 0.0001 | 0.990 | 1 < 2 < 3 < 4 |
| Cu | 11 | 1.6 | ns | | |
| Ni | 15 | 7.2 | 0.0118 | 0.729 | 1 , 3 , 4 < 2 |
| Pb | 61 | 261.6 | 0.0001 | 0.990 | 1 < 2 < 4 < 3 |
| Sr | 26 | 112.0 | 0.0001 | 0.978 | 1 , 2 < 3 < 4 |
| Zn | 156 | 79.2 | 0.0001 | 0.967 | 2 , 1 < 3 < 4 |

Det er også interessant at, mens Ni og Pb ikke ligger over deteksjonsgrensene i nålestrøet, er konsentrasjonene ca 3x større for Ni hos lavstrø på beh 1 - 4 og mer enn 10x større for Pb. Også konsentrasjonen for Al og særlig Fe er mye høyere i lavstrø enn i nålestrø. At lavstrø har høyere konsentrasjoner av Zn, Pb, Fe og Cu enn nålestrø, samtidig som levende, eldre enn 2 år gamle nåler, også har lavere konsentrasjoner av de samme elementa (upubl.data), tyder på at laven har fått dette som tørravsetninger og/eller gjennomfall. For Zn og Pb er det nærliggende å anta dette skyldes antropogene luftforurensninger.

Den syretilførslen som ble gitt til Beh 1 (pH 2.5) i 1973 - 1978 førte til en utvasking av Ca og Mg fra jordsmonnet (Abrahamsen 1980).



Figur 6. Kanonisk diskriminantanalyse av konsentrasjonen av makro- og mikronæringsstoff i nåle og lavstrø med hensyn på Beh 1 - 4. A og C = makronæringsstoff. B og D = mikronæringsstoff.

Canonical discriminant analysis of the concentration of macro (A and C) and micro (B and D) nutrients with treatment 1 - 4 as classification variable.

Den kanoniske diskriminantanalysen utdyper variansanalysen ovenfor og viser at det er større skilnad mellom behandlingene for lavstrø enn for nålestrø.

For nålestrøet betyr makronæringsstoffa P, Mg og S mest for fordelingen av langs akse can1, mens det er P og S som er viktigst hos lavstrø. Langs akse can2 er det P, S og Mg som betyr mest hos nåle- og lavstrø, tab. 11.

Når det gjelder mikronæringsstoffa betyr Cu, Pb, Zn og Ni mest langst akse can1 hos lav, mens det er Zn og Cu hos lav. Langs akse 2 er det Pb, Zn og Ni som skiller best hos lav og tilsvarende Cu og Zn hos nåler, tab. 11.

Sambandet mellom frittfallende nedbør og gjennomfall kommer ikke tydelig fram i i tab. 3 og 12. En regresjon av typen: $\text{gjennomfall} = a + b * (\text{frittfallende nedbør})$ har gitt en R^2 mellom 0.754 - 0.942 på de enkelte gjentak innen hver behandling.

Av tab. 12 ser vi at pH i nedbør (Beh 5) og gjennomfall ligger mellom 4.3 til 4.6. Det er en viss antydning til høyere pH om sommeren enn over heile året, unntatt for Beh 6 og 7 (R1 og R2).

Gjennomsnitt deposisjon pr år (1987 - 1989) av total-N i frittfallende nedbør er 10 kg/ha, mens den for $\text{NO}_3\text{-N}$ og $\text{NH}_4\text{-N}$ er 8.1 kg/ha. Differansen er 1.9 kg/ha og består trolig mest av organiske forbindelser. Om sommeren, tab. 12b, er den lavere, 0.93 kg/ha i frittfallende nedbør, men i gjennomfall er det da relativt mer organisk N enn i året som helhet. I frittfallende nedbør er $\text{SO}_4\text{-S}$ nedfallet 7.6 kg/ha, altså litt mindre enn $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ nedfallet. Dels som følge av at gjennomfallet er lavere enn frittfallende nedbør og dels som følge av opptak i trekronene, er deposisjonen med gjennomfall av $\text{NO}_3\text{-N}$ og $\text{NH}_4\text{-N}$ også lavere. Dette viser seg spesielt i konsentrasjonen av $\text{NO}_3\text{-N}$ i gjennomfall er lavere om sommeren. I en stor del av denne perioden er vegetasjonen aktiv. De andre næringsstoffa oppfører stortsett motsatt av $\text{NO}_3\text{-N}$ i nedbør og gjennomfall om sommeren. De har høyere konsentrasjon i gjennomfall enn i frittfallende nedbør.

Spesielt påfallende er det for Mn som omtrent ikke fins i frittfallende nedbør. På Nordmoen er det sannsynligvis en meget "tett næringsyklus" for dette elementet. Det fins oppkonsentrert i humus og i biomassen. Helmisaari og Mälkönen (1989) rapporter om det samme fenomenet. Også for K og Mg er gjennomfallet høyt, både både i mengde og konsentrasjon, tab. 11. Sammenliknes gjennomfall om sommeren med omsyn til behandlingene, er det særlig Beh 6 dvs. R1 som skiller seg ut. Hvorvidt dette skyldes alder på bestanden som er 10 år eldre enn de øvrige eller f.eks større biomasse av epifyttisk lav er ikke undersøkt, men epifytter påvirker gjennomfall (Schaefer and Reiners 1990).

Nedbør og gjennomfall skiller seg ikke stort fra mellom-svenske og finske målinger (Rösen og Lundmark-Thelin 1985, Helmisaari and Mälkönen 1989). Derimot er det målt 21 kg/ha $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$ som våtavsetning på Birkenes, Sørlandet i 1988 (Anon. 1989). I Gårdsjön ligger N nedfallet mellom 16 - 22 kg/ha (Wright et al. 1991). Grenfeldt et al. (1985) målte her et gjennomfall på 9.9 kg/ha av $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$, mens frittfallende nedbør inneholdt 8.4 kg/ha. Tilsvarende målte Grenfeldt et al. 21.6 kg/ha $\text{SO}_4\text{-S}$ i gjennomfall men bare 8.4 kg/ha i nedbør. Altså er det et markert større deposisjon med gjennomfall i forhold til frittfallende nedbør lenger sør i

Konsentrasjonen av Mg og særlig Ca i nåler på årsskudd på Beh 1 er ennå negativ utvikling i forhold til de øvrige behandlingene (Stuanes, Abrahamsen, Tveite 1987). Det er derfor også grunn til å tro at relativt lave Ca-innholdet i både nålestrø og lavstrø på Beh 1 i forhold til Beh 2 - 4, skyldes utvaskningen av næringsstoff som skjedde i 1973 - 1978.

Kanonisk diskriminantanalyse.

Det ble gjort kanonisk diskriminantanalyse av de av Beh 1 - 4. Den ble utført for to elementgrupper, makro- og mikronæringsstoff (unntatt Ni og Pb for nåler da konsentrasjonen for disse elementa var på deteksjonsgrensa for analyseapparatet, ICP). De kanoniske variabelskårene er plotta i fig. 6 a-d. Det kommer forholdsvis klart fram at den kanoniske variabel 1 diskriminerer best av de to aksene, for både makro- og mikronæringsstoff i nålestrø og for makronæringsstoffa i lavstrøet, dette framgår av den tilhørende statistikk i tab. 10. For makronæringsstoff i nåler er R^2 mellom can1 og klassevariablen $0.915^2=0.836$, mens den bare er 0.46 for can2. Den tredje kanoniske variabel er ikke vist. Can1 utgjør også mellom 79.9 og 99.8 % av eigenverdien, mens det derimot bare vil være igjen mellom 4.2 og 0.2 % på den 3 kanoniske variabel.

Tabell 10. Kanonisk diskriminantanalyse. Forholdet mellom behandlingene og næringsinnholdet i nåle- og lavstrø.
Canonical discriminant analysis. The between treatment variation in nutrient content og needle and lichen litter.

A.

| Datasett | kanon. korr. | | egenverdi | | kumulativ verdi | | approsimativ stand. feil | |
|--------------------------------|--------------|-------|------------|-------|-----------------|-------|--------------------------|--------|
| | canon. corr. | | eigenvalue | | cumulative | | appr.st.error | |
| | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 |
| 1. Nålestrø, makronæringsstoff | 0.915 | 0.677 | 5.11 | 0.85 | 0.845 | 0.985 | 0.0277 | 0.0915 |
| 2. " , mikronæringsstoff | 0.899 | 0.442 | 4.24 | 0.24 | 0.944 | 0.998 | 0.0277 | 0.1285 |
| 3. Lavstrø, makronæringsstoff | 0.989 | 0.799 | 42.99 | 1.55 | 0.951 | 0.985 | 0.0038 | 0.0664 |
| 4. " , mikronæringsstoff | 0.993 | 0.967 | 73.13 | 14.64 | 0.799 | 0.958 | 0.0023 | 0.0108 |

B.

| data | likelihood r. | | approx. F | | pr > F | |
|----------------------------------|----------------------------------|--------|-----------|-------|--------|-------|
| | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 |
| | 1. Needle litter, macro nutrient | 0.0811 | 0.496 | 6.11 | 2.35 | 0.000 |
| 2. " , micro nutrient | 0.1524 | 0.798 | 5.06 | 0.87 | 0.000 | 0.555 |
| 3. Lichen litter, macro nutrient | 0.0053 | 0.233 | 22.96 | 6.00 | 0.000 | 0.000 |
| 4. " , micro nutrient | 0.0002 | 0.013 | 68.70 | 34.57 | 0.000 | 0.000 |

Tabell 11. Kanonisk diskriminantanalyse. Kanoniske koeffisienter
Canonical discriminant analysis. Raw canonical coefficients.

| | Makronæringsstoff / macro nutrients | | | | Mikronæringsstoff / micro nutrients | | | | |
|----|-------------------------------------|---------|--------------|---------|-------------------------------------|---------|--------------|---------|---------|
| | Nål / needles | | Lav / lichen | | Nål / needles | | Lav / lichen | | |
| | can1 | can2 | can1 | can2 | can1 | can2 | can1 | can2 | |
| N | 0.0009 | 0.0016 | -0.0020 | -0.0005 | Mn | 0.0022 | 0.0017 | -0.0294 | -0.0061 |
| P | -0.0129 | 0.0136 | -0.0182 | 0.0094 | Al | 0.0230 | -0.0178 | -0.0323 | 0.0100 |
| S | -0.0057 | -0.0096 | 0.0143 | 0.0240 | Cu | 0.0692 | 0.1382 | -1.0354 | -0.0546 |
| K | 0.0012 | -0.0011 | 0.0032 | -0.0015 | Fe | -0.0088 | 0.0200 | 0.0152 | 0.0099 |
| Ca | 0.0063 | -0.0003 | 0.0045 | 0.0006 | Zn | -0.0990 | -0.0613 | 0.5392 | 0.3859 |
| Mg | 0.0121 | 0.0056 | 0.0014 | -0.0281 | Ni | - | - | 0.4247 | -0.3118 |
| | | | | | Pb | - | - | -0.6751 | -0.8651 |

Tabell 12. Gjennomsnittlig frittfallende nedbør og gjennomfall, mm/år, fra 1987 - 1989. BEH 5 er frittfallende nedbør. Gjennomfall er BEH 1 - 4 og 6 - 7. Nedfallet er gitt i kg/ha. Mean annual bulk precipitation and throughfall, mm, and deposition, kg/ha. Bulk precipitation is BEH 5. Throughfall are BEH(treatment) 1 - 4 and 6 - 7.

| A. | | Årsdeposisjon / annual deposition. kg/ha. | | | | | | | | | | | | | |
|----|-----|---|-----|------|-------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|------|------|------|------|------|------|
| F | BEH | MM | pH | H | tot-N | NH ₄ -N | NO ₃ -N | PO ₄ -P | SO ₄ -S | CL | Na | K | MG | Ca | MN |
| 0 | 5 | 1003 | 4.3 | 0.48 | 10.00 | 3.60 | 4.52 | 0.32 | 7.61 | 6.15 | 3.75 | 2.44 | 0.62 | 3.35 | 0.13 |
| 2 | 1 | 609 | 4.4 | 0.25 | 6.85 | 2.18 | 2.21 | 0.44 | 6.59 | 5.59 | 3.11 | 7.40 | 0.64 | 2.91 | 0.94 |
| 2 | 2 | 561 | 4.4 | 0.22 | 6.52 | 2.17 | 2.10 | 0.40 | 5.76 | 4.57 | 2.47 | 6.10 | 0.59 | 2.66 | 0.58 |
| 2 | 3 | 540 | 4.4 | 0.23 | 6.14 | 1.84 | 2.07 | 0.28 | 5.83 | 4.99 | 2.76 | 6.06 | 0.63 | 2.77 | 0.67 |
| 2 | 4 | 529 | 4.4 | 0.21 | 6.10 | 1.90 | 2.05 | 0.32 | 5.45 | 4.57 | 2.51 | 5.81 | 0.59 | 2.67 | 0.61 |
| 4 | 6 | 732 | 4.3 | 0.35 | 6.41 | 1.64 | 2.07 | 0.70 | 9.16 | 8.14 | 4.70 | 12.0 | 1.19 | 4.83 | 1.27 |
| 4 | 7 | 756 | 4.4 | 0.32 | 6.58 | 1.80 | 2.24 | 0.47 | 8.14 | 8.39 | 4.92 | 9.53 | 1.14 | 4.56 | 0.96 |

| B. | | Sommerdeposisjon / sommer deposition. kg/ha. | | | | | | | | | | | | | |
|----|-----|--|-----|------|-------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|------|------|------|------|------|------|
| F | BEH | MM | pH | H | tot-N | NH ₄ -N | NO ₃ -N | PO ₄ -P | SO ₄ -S | CL | Na | K | MG | Ca | MN |
| 0 | 5 | 613 | 4.4 | 0.26 | 5.16 | 2.03 | 2.20 | 0.22 | 4.50 | 3.15 | 1.83 | 1.52 | 0.37 | 2.01 | 0.09 |
| 2 | 1 | 335 | 4.5 | 0.11 | 3.43 | 1.30 | 0.67 | 0.31 | 4.00 | 3.61 | 1.88 | 5.87 | 0.45 | 1.86 | 0.77 |
| 2 | 2 | 286 | 4.6 | 0.07 | 3.17 | 1.30 | 0.56 | 0.31 | 3.27 | 2.75 | 1.35 | 4.90 | 0.41 | 1.63 | 0.47 |
| 2 | 3 | 272 | 4.5 | 0.09 | 2.82 | 0.98 | 0.55 | 0.22 | 3.33 | 3.14 | 1.60 | 4.82 | 0.45 | 1.74 | 0.54 |
| 2 | 4 | 260 | 4.6 | 0.07 | 2.79 | 1.05 | 0.53 | 0.25 | 3.03 | 2.82 | 1.40 | 4.69 | 0.41 | 1.63 | 0.49 |
| 4 | 6 | 464 | 4.3 | 0.22 | 3.58 | 0.87 | 0.87 | 0.56 | 6.46 | 5.85 | 2.78 | 9.57 | 0.91 | 3.55 | 0.98 |
| 4 | 7 | 473 | 4.4 | 0.19 | 3.66 | 0.97 | 0.97 | 0.35 | 5.70 | 6.05 | 3.05 | 7.96 | 0.88 | 3.36 | 0.75 |

| C. | | Konsentrasjon over året / annual concentration, mg/l. | | | | | | | | | | | | | |
|----|-----|---|-----|------|-------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|------|------|------|------|------|------|
| F | BEH | MM | pH | H | tot-N | NH ₄ -N | NO ₃ -N | PO ₄ -P | SO ₄ -S | CL | Na | K | MG | Ca | MN |
| 0 | 5 | 1007 | 4.3 | 0.05 | 1.00 | 0.36 | 0.45 | 0.03 | 0.76 | 0.61 | 0.37 | 0.24 | 0.06 | 0.33 | 0.01 |
| 2 | 1 | 609 | 4.4 | 0.04 | 1.12 | 0.36 | 0.36 | 0.07 | 1.08 | 0.92 | 0.51 | 1.22 | 0.10 | 0.48 | 0.15 |
| 2 | 2 | 651 | 4.4 | 0.04 | 1.16 | 0.39 | 0.37 | 0.07 | 1.03 | 0.81 | 0.44 | 1.09 | 0.10 | 0.47 | 0.10 |
| 2 | 3 | 540 | 4.4 | 0.04 | 1.14 | 0.34 | 0.38 | 0.05 | 1.08 | 0.93 | 0.51 | 1.12 | 0.12 | 0.51 | 0.13 |
| 2 | 4 | 529 | 4.4 | 0.04 | 1.15 | 0.36 | 0.39 | 0.06 | 1.03 | 0.86 | 0.47 | 1.10 | 0.11 | 0.50 | 0.11 |
| 4 | 6 | 732 | 4.3 | 0.05 | 0.88 | 0.22 | 0.28 | 0.10 | 1.25 | 1.11 | 0.64 | 1.63 | 0.16 | 0.66 | 0.17 |
| 4 | 7 | 756 | 4.4 | 0.04 | 0.87 | 0.24 | 0.30 | 0.06 | 1.08 | 1.11 | 0.65 | 1.26 | 0.15 | 0.60 | 0.13 |

| D. | | Konsentrasjon omsommeren / concentration in sommer, mg/l. | | | | | | | | | | | | | |
|----|-----|---|-----|------|-------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|------|------|------|------|------|------|
| F | BEH | MM | pH | H | tot-N | NH ₄ -N | NO ₃ -N | PO ₄ -P | SO ₄ -S | CL | Na | K | MG | Ca | MN |
| 0 | 5 | 613 | 4.4 | 0.04 | 0.84 | 0.33 | 0.36 | 0.04 | 0.73 | 0.51 | 0.30 | 0.25 | 0.06 | 0.33 | 0.01 |
| 2 | 1 | 335 | 4.5 | 0.03 | 1.02 | 0.39 | 0.20 | 0.09 | 1.20 | 1.08 | 0.56 | 1.75 | 0.14 | 0.56 | 0.23 |
| 2 | 2 | 286 | 4.6 | 0.03 | 1.11 | 0.45 | 0.20 | 0.11 | 1.14 | 0.96 | 0.47 | 1.71 | 0.14 | 0.57 | 0.16 |
| 2 | 3 | 272 | 4.5 | 0.03 | 1.03 | 0.36 | 0.20 | 0.08 | 1.22 | 1.15 | 0.59 | 1.77 | 0.17 | 0.64 | 0.20 |
| 2 | 4 | 260 | 4.6 | 0.03 | 1.07 | 0.40 | 0.20 | 0.09 | 1.17 | 1.08 | 0.54 | 1.80 | 0.16 | 0.63 | 0.19 |
| 4 | 6 | 464 | 4.3 | 0.05 | 0.77 | 0.19 | 0.19 | 0.12 | 1.39 | 1.26 | 0.60 | 2.06 | 0.20 | 0.77 | 0.21 |
| 4 | 7 | 473 | 4.4 | 0.04 | 0.77 | 0.21 | 0.20 | 0.07 | 1.20 | 1.28 | 0.65 | 1.68 | 0.19 | 0.71 | 0.16 |

Skandinavia enn det en finner på Nordmoen. I Nederland og Tyskland er det målt langt høyere nedfall både av N og S (se f.eks. Ivens et al. 1989, Ulrich 1990). Det er derfor grunn til å se på avsettingene med nedbør og gjennomfall på Nordmoen (og sannsynligvis heile det sentrale Østlandet) som forholdsvis moderate i nordisk og nordeuropeisk perspektiv (se f. eks. Bartnicki and Alcamo 1989, de

Vries 1988, Ulrich 1990).

Det er tilsammen store mengder næringsstoff som tilføres skogsbunnen ved gjennomfall og og strøfall. På Nordmoen tilføres det f. eks. 20.4 kg N/ha år på Beh 1 og 32.6 på Beh 6. Av dette er det bare N med gjennomfall som kan karakteriseres som lett tilgjengelig for dette økosystemet. Frigjøring av N fra strøet er f. eks meget liten i området. Olsen(1990) bereknet en frigjøring på 2 N kg/ha fra nåler som lå i en blåbær/mosedekt skogsbunn på Nordmoen, mens der skogsbunnen bare var dekt av strø var det snarere snakk om en betydelig akkumulasjon av N.

For S ser vi av tabellene at samlet deposisjon ligger mellom 6.75 til 11.5 kg/ha år. Her er det S fra gjennomfallet som utgjør hoveddelen. Det samme gjelder for K. For P, Ca, Mg og Mn deponeres det mer med strø enn med nedbør. På nærings svak mark der det er sakte nedbrytning og en stadig økende kronebiomasse, kan dette tappe tilgjengelige næringsreserver i jord, hvis det ikke blir tilført nok næring med gjennomfall. For Mg er dette nevnt som en av de medvirkende årsaker til guling av nåler i enkelte områder av Tyskland(Roberts et al. 1989).

Undersøkelsene er finansiert med bevilgninger fra NISK, NLVF og Electric Power Research Institute(EPRI) i USA.

Roald Brean og Magne Huse har ytt verdifull hjelp og takkes hermed. Den samme takk går til personalet på Kjemisk analyselaboratorium, NISK.

Litteratur.

Abrahamsen, G., 1980. Effects of acid precipitation on soil and forsts. 1. Methods of the fields experiments s. 190-191 i D. Drabløs and A. Tollan(eds.): Proc., Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip. SNSF-project. Oslo - Ås.

Abrahamsen, G., 1980. Impact of atmospheric sulphur deposition on forest ecosystems. - s. 397-415 i D. S. Shriner, C. R. Richmond and S. E. Lindberg(eds): Atmospheric sulphur deposition. Environmental Impacts and Health Effects. Ann Arbor Science Publ. Ann Arbor.Michigan.

Abrahamsen, G., H. M. Seip, and A. Seip, 1990. Long-Term Acidic Precipitation Studies in Norway - s. 137-179 i D. C. Adriano and M. Havas(eds.): Acidic Precipitation - vol. 1. Case Studies. Springer Verlag. New York.

Anonym, 1984. Naturgeografisk regioninndeling av Norden. - Nordiska ministerrådet. 289 s. + bilag.

Anonym, 1986. NLVF. Sluttrapport nr 601. Sur nedbørs virkning på skog/jord. Ås-NLH. 16 s.

Anonym, 1988. SAS Institute Inc. SAS/STAT User's Guide, Release 6.03

Edition. Cary, NC: SAS institute Inc. 1028 s.

Anonym, 1989. SFT. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1988. Rapport 375/89. Statens forurensningstilsyn. Oslo. 274 s.

Bartnicki, J. and J. Alcamo, 1989. Calculating nitrogen deposition in Europe. - *Water, Air and Soil pollution* 47: 101-123.

Bonnevie-Svendsen, C. and O. Gjems., 1957. Amount and Chemical Composition of the Litter from Larch, Beech, Norway Spruce and Scots Pine Stands and Its Effect on the Soil. - *Medd. norske Skogforsøksv.* 48: 115-174.

De Vries, W., 1989. Critical deposition levels for nitrogen and sulphur on Dutch forest ecosystems. - *Water, Air and Soil Pollution* 42: 221-239.

Drabløs, D. and A. Tollan(eds.), 1980. Ecological impact of acid precipitation. SNSF-project. Oslo - Ås. 383 s.
Ebermayer, E. 1876. Die gesammte Lehre der Waldstreu. - Verlag von Julius Springer. Berlin. 300 + 116 s.

Grennfelt, P., S. Larsson, P. Layton & B. Olsson., 1985. Atmospheric deposition in the Lake Gårdsjön area, SW Sweden. - *Ecol. Bull.* 37: 101-108.

Helmisaari, H.-S. and E. Mälkönen, 1989. Acidity and Nutrient Content of Throughfall and Soil Leachate in three *Pinus sylvestris* Stands. - *Scand. J. For. Res.* 4: 13-28.

Horntvedt, R., G. J. Dollard and E. Joranger., 1983. Effects of acid precipitation on soil and forest. 2. Atmosphere-vegetation interactions. - s. 192-193 i D. Drabløs and A. Tollan(eds.): *Proc., Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip.* Oslo - Ås.

Ivens, W. P. M. F., G. P. J. Draaijers, W. Bleuten & M. M. Bos, 1989. The impact of air-borne ammonia from agricultural sources on fluxes of nitrogen and sulphur towards forest soils. - *Catena* 16: 535-544.

Lucier, A. A. and S. G. Haines., 1990. Overview and synthesis. - s. 1 - 9 i A. A. Lucier and S. G. Haines(eds.): *Mechanisms of Forest Response to Acidic Deposition.* Springer Verlag. New York.

Mork, E., 1942. Om strøfallet i våre skoger. - *Medd. norske skogforsøksv.* VII: 298-365.

Nihlgård, B., 1972. Plant biomass, primary production and distribution of chemical elements in a beech and a planted spruce forest in South Sweden. - *Oikos* 23: 69-81.

Ogner, G., M. Opem, G. Remedios, G. Sjøtveit and B. Sørli., 1991. The chemical analysis program of The Norwegian Forest Research Institute. NISK. Ås-NLH. 21 s.

Olsen, R., 1990. Mikrobielle prosesser i jord sett i forhold til skogens vekst og vitalitet. - Aktuelt f NISK 5: 50-61.

Roberts, T. M., R. A. Skeffington and L. W. Blank., 1989. Causes of Type 1 Spruce Decline in Europe. - Forestry 62: 179-221.

Rosén, K. & A. Lundmark-Thelin., 1985. Kemiska förändringar i nederbörden vid passagen av kroskiktet i en mellan-svensk barrblandskog. - Sveriges lantbruksuniversitet, Inst. f. skoglig marklära. Rapport 51: 1-16.

Schaefer, D. A. and W. A. Reiners., 1990. Throughfall Chemistry and Canopy processing Mechanisms. - s. 241-284 i D. C. Adriano and A. H. Johnson(eds.): Acidic Precipitation - vol 3. Sources, Deposition and Canopy Interactions. Springer Verlag. New York.

Stuanes, A. O., G. Abrahamsen, B. Tveite., 1987. Effect of artificial rain on soil chemical properties and forest growth . - s. 248-253 i P. Mathy(ed.): Air Pollution and Ecosystems. Proc. Int. Symp. Grenoble.

Teveldal, S., P. Jørgensen, A. O. Stuanes., 1990. Long-term weathering of silicates in a sandy soil at Nordmoen, Southern Norway. - Clay minerals 25:447-465.

Ulrich, B., 1990. Effects of Acidic Precipitation on Forest Ecosystems in Europe. - s 189-272. i D. C. Adriano and A. H. Johnson(eds.): Acidic Precipitation vol 2. Biological and Ecological Effects. Springer Verlag. New York.

Vitousek, P., 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. - Am. Nat. 119: 553-572.

Wright, R. F., I. Anderson, T. E. Brandrud, U. Carlsson, A. Clemensson-Lindell, H. Hultberg, J. Kjønnaas, F. Kroglund, D. Müller, U. Nystrøm, H. Persson, A.O. Stuanes og I. Wohlfeil., 1991. NITREX project - Gårdsjön Status report for 1988 - 90. - NIVA-Report. Oslo.

LOKAL OG REGIONAL KLIMRESPONS HOS KVITGRAN, *PICEA GLAUCA* (MOENCH) VOSS, VED TREGRENSEN I ALASKA.

Toril Skoglund
 Botanisk institutt
 Universitetet i Trondheim, AVH
 7055 Dragvoll

Innledning

Formålet med foredraget mitt er å informere møtet om min Cand. Scient oppgave innen dendro-økologi. Systematiske studier av årringer startet på slutten av forrige århundrede, men i de siste 20-30 årene har gløden for rekonstruksjoner av historiske klimadata blusset opp (Cook og Kairiukstis, 1989). Rekonstruksjoner er et nytt forskningsområde i Norge, og derfor også av særlig interesse.

Hovedformålet med oppgaven min er å rekonstruere historiske klimadata fra tiden før den industrielle revolusjon, for området Brooks Range i Alaska, tilbake til ca. 1550. Årsaken til det er fordi det ikke finnes klimadata i dette området lengre tilbake enn 1931. Drivkraften bak er den økende interesse for klimaforandringen som er blitt registrert de siste årene. Det store spørsmålet er da om klimaforandringen skyldes drivhuseffekten eller naturlige svigninger. Man kan ved å sammenligne historiske klimadata fra tiden før den industrielle revolusjon med klimadata målt etterpå, få økt forståelse om klimaforandringen.

Materialer og metode

Materialene er hentet fra trær i forest-tundraen som danner nordlige tregrensen i Brooks Range i Alaska (Tikhomirov 1970), og begrenser seg til den ene tresorten *Picea glauca* (Moench) Voss. Trematerialene er hentet av Ann Marie Odasz for bruk i sin Ph D (Odasz 1983), og formålet var da demografisk rettet. Av andre tregrensebartre i området vokser bl.a. *Picea mariana*. Jeg bruker *Picea glauca* fordi den er mindre påvirket av permafrosten, og dens vekst er direkte påvirket av klimaet. Konkurransforholdet mellom *P. glauca* og *P. mariana* arter seg slik at *P. glauca* vokser på velldrenerte habitat, mens *P. mariana* vokser på områder med tynt tinelag. Samplingen av trekjerneprovne er gjort øverst i tregrensen for å få minst mulig innvirkning av biotiske faktorer som f.eks. tetthetsavhengig konkurranse. Innvirkningen av biotiske faktorer i denne sammenheng gjør rekonstruksjonen av historiske klimadata mer upresis.

Den praktiske delen består i følgende:

1. Ta ut trekjerneprovner med et trebor.
2. Behandling av årringsylindrene (pusse med sandpapir m.m.).
3. Måle bredden på årringene.

Statistisk behandling (Fritts, 1976):

1. Den enkleste måten å behandle dataene, er å regne ut gjennomsnittet av årringbreddene. Vi får da et bilde på gjennomsnittet av den reelle veksten. Gjennomsnittsverdien uttrykkes som:

$$m_x = 1/n \sum_{t=1}^n x_t$$

hvor x beskriver ringbredden over et tidsrom t, og n er siste kalenderår.

2. For å finne et mål på hvor langt enkeltobservasjonene ligger fra gjennomsnittet kan man beregne standardavviket ved formelen:

$$s_x = 1/n + 1 \sum_{t=1}^{t=n} (x_t + m_x)^2$$

3. Gjennomsnittlig følsomhet (mean sensitivity) beskriver den relative differanse i bredde mellom to årringer, og uttrykkes ved formelen:

Denne formelen beskriver en høyfrekvent kurve.

$$ms_x = 1/n + 1 \sum_{t=1}^{t=n+1} \left| \frac{2(x_{t+1} + x_t)}{x_{t+1} + x_t} \right|$$

4. Dersom man studerer en årringkronologi fra sentrum i kjernen (0 år) og utover viser det at bredden på årringene minker med antall år. Dette er fordi årringbredda er påvirket av en vekstrespons sterkere enn klimaresponsen. For å rette på dette forholdet kan man bruke lag-1-korrelasjon som filtrerer ut veksten som er aldersrelatert. Lag-1-korrelasjonen beskriver altså vekstvariasjonen over et lengre tidsrom, og beskrives som:

$$r_{x_t, x_{t+L}} = \frac{\sum_{t=1}^{t=n} (x_t + m_x)(x_{t+L} + m_x)}{(n+L+1)(s_x)^2}$$

Formelen beskriver en lavfrekvent kurve.

Rekonstruksjon av historiske klimadata.

Den videre behandling består i å korrelere veksten av kvitgran med gitte klimadata for å finne en responsfunksjon som beskriver avhengighetsforholdet mellom klima og vekst. Tilslutt gjenstår det å rekonstruere historiske klimadata. Det gjøres ved å benytte responsfunksjonen og kvitgrankronologi, ved kalibrering rekonstrueres historiske klimadata. Se fig.1.

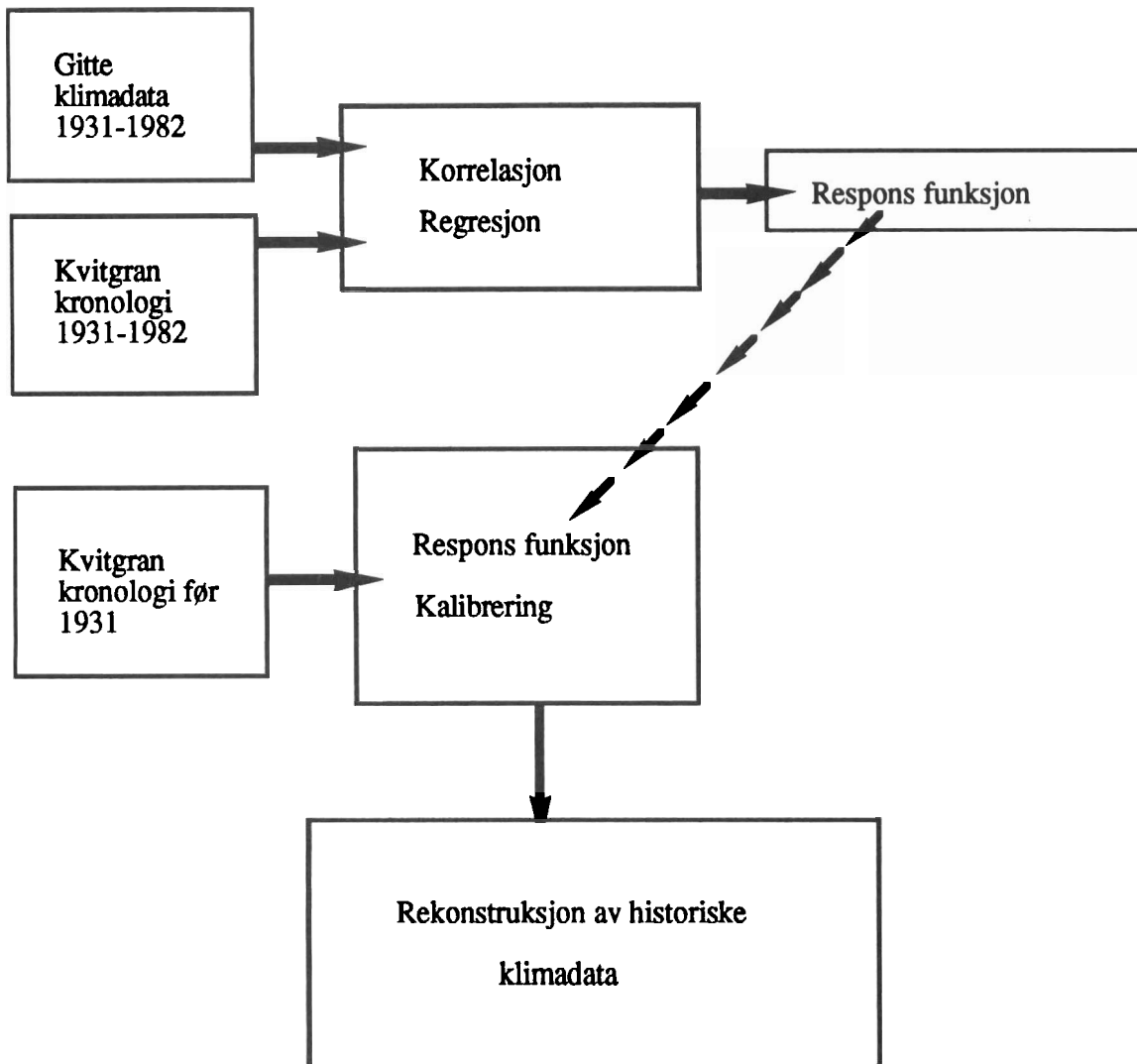


Fig.1. Forenklet skisse over rekonstruksjon av historiske klimadata.

Litteratur:

Fritts, H.C. 1976. Tree Rings and Climate, Academic Press, London.

Cook, E.R. and Kairiukstis, L.A. 1989. Methods of Dendrochronology. Applications in the Environmental Sciences. IIASA.

Odasz, A.M. 1983. Vegetation patterns at the treelimit ecotone in the upper Alatna River Drainage of the Central Brooks Range, Alaska. Ph.D. thesis, University of Colorado, Boulder, Colorado.

Tikhomirov, B.A. 1970. Forest limits as the most important biogeographical boundary in the north. In: Ecology of the Subarctic Regions, Proceedings of the Helsinki Symposium, Paris, UNESCO. Pp.35-40.

NITRAT REDUKTASE ENZYMAKTIVITET (NRA) SOM BIOINDIKATOR PÅ NITROGENFORURENSNING HOS MOSER

Vibekke Vange
Botanisk institutt, AVH
7055 Dragvoll

Forord

Arbeidet med nitrat reduktase hos bryofytter er en del av prosjektet "Naturens tålegrenser" som er initiert av Direktoratet for Naturforvaltning, og arbeidet har blitt finansiert gjennom dem. Prosjektleder har vært Ann Marie Odasz, Universitetet i Tromsø, og medarbeidere har vært Siri Øiesvold, Universitetet i Tromsø, Hanne Edvardsen, Universitetet i Tromsø og meg selv.

Samling av mosemateriale i Aust-Agder har vært utført med hjelp av Kjell Ivar Flatberg, Arne Frisvoll og Odd Eilertsen. Kjell Ivar Flatberg og Arne Frisvoll har også hjulpet til med artsbestemmelse av mosene fra Svalbard og Troms.

Innledning

Langtransporterte luftforurensninger fra Europa har tilført norske plantesamfunn økte mengder av nitrogen i form av nitrat og ammonium. Nitrat er et næringsstoff som er begrensende i mange nordlige økosystem, og forbindelsen kan ha gjødslingseffekt og dermed øke planteproduksjonen. Over tid kan den økte nitrogentilførselen føre til at arter med større evne til å ta opp nitrat, konkurrerer ut arter som opprinnelig fantes der, slik at artssammensetningen endres.

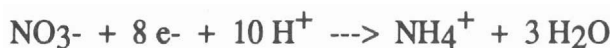
I et NIVA-prosjekt der vegetasjonen har blitt tilført nitrat, har det blitt målt en retensjon i vegetasjonen på 90 % (Wright et al. 1988). Moser har en stor absorpsjonsevne, og mye av det tilbakeholdte nitrattet finnes antakelig her.

Hva er det så som skjer når moser blir tilført nitrat? Mulige økologiske effekter av nitrattilførsel er vekststimulering, toksisitet og forstyrrelse av blågrønnalger som ofte er epifytter på moser. Indirekte effekter kan være økt følsomhet for stress som frost, tørke og tungmetaller.

Enzymet nitrat reduktase

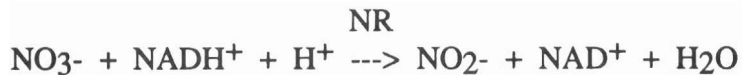
Nitrat reduktase (NR) er det enzymet som er ansvarlig for reduksjon av nitrat til nitritt i de fleste høyere planter, alger og moser.

Totalreaksjon for reduksjon av nitrat (Salisbury & Ross 1985):

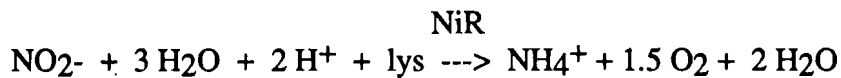


Reduksjonen skjer i to trinn:

Første trinn katalyseres av enzymet nitrat reduktase (NR) :



Andre trinn katalyseres av enzymet nitritt reduktase (NiR) :



NR er et enzym som har et lavt konstitutivt nivå, og det induseres når nitrat tilføres. Dette er altså energisparende i forhold til alltid å ha mye enzym, uansett nitrattilførsel. Det er vist at induksjonspotensialet, dvs. hvor stor enzymaktivitet NR kan få, er avhengig av nitratkonsentrasjonen som tilføres (Woodin et al. 1985).

Enzymet NR er også regulert ved hemming. Ved gjentagende induksjon med nitrat, vil den induserte aktiviteten bli lavere og lavere, og enzymaktiviteten kan falle helt ned på det konstitutive nivået. Man sier da at NR er koblet ut.

Bioindikator teori

I dette prosjektet har vi brukt enzymet NR i moser som bioindikator. Det er mosenes morfologi og fysiologi som gjør dem egnet til dette. De fleste er ektohydriske og tar vann med næring direkte fra omgivelsene. De har ikke stomata på gametofyten og kan derfor i liten grad kontrollere transporten inn i cellene. Ved atmosfærisk deposisjon av nitrat vil derfor mosens metabolisme umiddelbart reagere ved at NR blir indusert, og man kan knytte nitratkonsentrasjonen i nedbøren til nitrat reduktase aktiviteten (NRA) i mosen.

Den store fordelen ved å bruke en biologisk mekanisme som indikator på nitratforurensning framfor studier av artssammensetning er at kritiske nitratkonsentrasjoner kan identifiseres lenge før nitrogenforurensningen i habitatet blir så stor at artssammensetningen endres. Ved å bruke NR som bioindikator kan man altså få et tidlig forvarsel om at vegetasjonen er i ferd med å bli skadet av nitrogendeposisjon.

Mål for undersøkelsen

Målet for undersøkelsen av NR er å forstå funksjonen og begrensningene til mekanismen for nitratassimilering i moser (Odasz et al. 1991). Arbeidet som ble gjort i 1990 var å analysere NRA i 40 mosearter fra tre ulike habitat for å få et inntrykk av den variasjon som naturlig finnes hos ulike arter, samt å undersøke om NRA er forskjellig i habitat med ulike nitratpåvirkninger. Fuglefjell på Svalbard representerer et habitat med høy nitratbelastning pga. guanogjødsling, Troms representerer det "reneste" habitatet med våtdeposisjon av nitrat i 1988 på $< 0.1 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{år}^{-1}$ (SFT 1989), mens Agder er intermediær med hensyn på våtdeposisjon av nitrat (ca. $0.6 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{år}^{-1}$, SFT 1989). I tillegg ble det utført fire induksjonseksperiment der nitratløsning av ulike konsentrasjoner ble sprayet på mosematter, hvorpå NRA ble analysert over tid for å se på enzymets responskurve.

Materiale og metoder

Mosene ble samlet inn fra fuglefjell og tundra på Svalbard, granskog og furuskog i Åmli, Aust-Agder, granskog i Gjerstad, Aust-Agder og fjellbjørkeskog fra Kvaløya og Tromsøya i Troms. De ble fraktet til fytotronen i Tromsø og oppbevart i plastkar. Mosene ble holdt fuktige med destillert vann fram til analysering.

Følgende arter ble analysert for "in situ " NR aktivitet; `*` indikerer analyse av vevs-nitrogen. Innsamlingslokaliteter er merket Ag - Agder, Tr - Troms, Sv - Svalbard.

Bladmoser

| | | |
|------------------------------------|---------------------|-------|
| • <i>Aplodon wormskioldii</i> | - kadavermose | Sv |
| • <i>Aulacomnium palustre</i> | - myrfiltmose | Sv |
| • <i>Aulacomnium turgidum</i> | - fjellfiltmose | Sv |
| • <i>Brachythecium reflexum</i> | - sprikelundmose | Tr |
| • <i>Bryum pseudotriquetrum</i> | - bekkevrangmose | Sv |
| • <i>Bryum</i> spp. | - vrangmose spp. | Sv |
| • <i>Calliergon stramineum</i> | - grastjønnmose | Sv |
| • <i>Climacium dendroides</i> | - palmemose | Sv |
| • <i>Dicranella heteromalla</i> | - smaragdgrøftemose | Tr |
| • <i>Dicranum angustum</i> | - grassigd | Sv |
| • <i>Dicranum majus</i> | - blanksigd | Ag |
| • <i>Dicranum polysetum</i> | - krussigd | Ag |
| • <i>Dicranum</i> sp. | - sigdmose sp. | Tr |
| • <i>Drepanocladus cossonii</i> | - brunklo | Sv |
| • <i>Hylocomium splendens</i> | - etasjehusmose | Tr,Sv |
| • <i>Hylocomium umbratum</i> | - skyggehusmose | Ag,Tr |
| • <i>Leptobryum pyriforme</i> | - pæremose | Sv |
| • <i>Philonotis fontana</i> | - teppekildemose | Tr |
| • <i>Plagiomnium ellipticum</i> | - sumpfagermose | Sv |
| • <i>Plagiothecium laetum</i> | - glansjæmnemose | Ag |
| • <i>Plagiothecium undulatum</i> | - kystjæmnemose | Ag |
| • <i>Pleurozium schreberi</i> | - furumose | Ag,Tr |
| • <i>Polytrichum alpinum</i> | - fjellbjørnemose | Tr |
| • <i>Polytrichum commune</i> | - storbjørnemose | Ag,Sv |
| • <i>Polytrichum formosum</i> | - kystbjørnemose | Ag |
| • <i>Polytrichum strictum</i> | - filtbjørnemose | Sv |
| • <i>Ptilium crista-castrensis</i> | - fjærmose | Ag |
| • <i>Racomitrium lanuginosum</i> | - heigråmose | Tr,Sv |
| • <i>Rhytidiadelphus</i> sp. | - kransmose sp. | Tr |
| • <i>Sanionia uncinata</i> | - bleikklo | Sv |
| • <i>Tomentypnum nitens</i> | - gullmose | Sv |
| • <i>Tortula ruralis</i> | - putehårstjerne | Sv |

Torvmoser

| | | |
|--------------------------------|------------------|----|
| • <i>Sphagnum girgensohnii</i> | - grantorvmose | Ag |
| • <i>Sphagnum squarrosum</i> | - spriketorvmose | Sv |
| • <i>Sphagnum subnitens</i> | - blanktorvmose | Tr |

Levermoser

| | | |
|-----------------------------------|------------------|----|
| • <i>Plagiochila asplenioides</i> | - prakthinnemose | Ag |
| • <i>Ptilidium ciliare</i> | - bakkefrynse | Sv |

Analyse av NR aktiviteten

Nitrat reduktase analyser ble utført på mellom fire og tolv replikater for hver art. Nitrat reduktase aktiviteten måles som mol NO_2^- som er dannet pr. gram friskvekt mose pr. time.

Mosematerialet tilsettes fosfatbuffer med KNO_3 og 1 % propanol i et reagensrør. Dette inkuberes mørkt i varmebad ved 25°C i 1 time. Aktiviteten stoppes ved at reagensrøret nedsenkes i kokende vann i 20 min. Etter avkjøling tilsettes N-(1-naftyl)-etylendiamin, sulfanilamid og HCl, og prøvene settes til fremkalling i 30 min. Styrken på den fremkalte rosafargen er avhengig av mengde nitritt i løsningen. Fargens absorbanse måles i et spektrofotometer ved bølgelengde 540 nm. Mengden nitritt i prøvene beregnes ut fra en standardkurve med kjente nitrittkonsentrasjoner.

Analyse av vevs-nitrogen

31 arter ble analysert for innhold av nitrogen i vevet ved Holt analyselaboratorium i Tromsø. Fra Svalbard var bare arter fra fuglefjell med. Artene er merket med `*` i artslisten. Vevs-nitrogen er uttrykt som % av tørrvekt.

Induksjonseksperiment

Induksjon ble utført på *Racomitrium lanuginosum* fra Svalbard og Troms, og på *Hylocomium splendens* og *Pleurozium schreberi* fra Troms. Nitratløsning (KNO_3) ble sprayet på mosematter i 4 konsentrasjoner ; 0.1; 0.5; 1.0 og 5.0 mM i tillegg til kontrollbehandling med destillert vann. NR analyser ble utført 0, 3, 6 og 9 timer etter behandling.

Resultat og diskusjon

"In situ" NRA

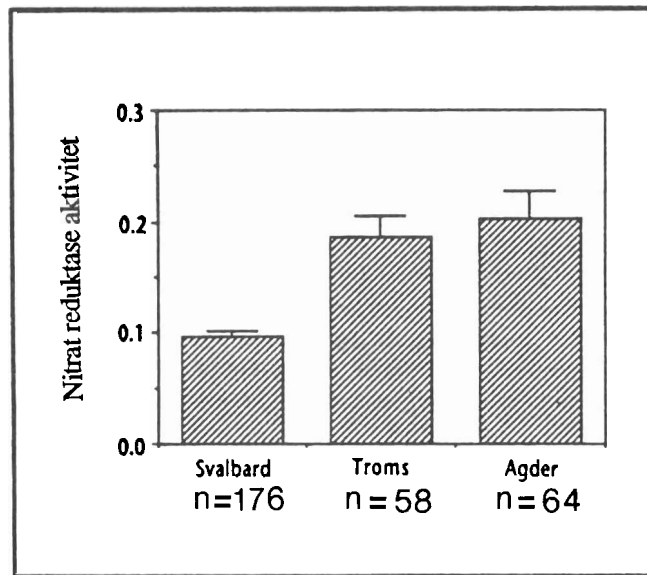
Verdiene for "in situ" nitrat reduktase aktivitet varierte fra 0.02 til 0.45 mol $\text{NO}_2^- \cdot \text{g}^{-1}$ frisk vekt $\cdot \text{time}^{-1}$. Alle artene viste NRA.

NRA verdiene ble beregnet pr. gram friskvekt, slik det er vanlig å gjøre for høyere planter. For bryofytter er det imidlertid vanlig å uttrykke NRA pr. gram tørrvekt fordi det i friskvektmålinger innveies mye vann som ligger utenpå mosen. Overflødig vann ble tørket av det våteste materialet før analysene, men dette representerer likevel en feilkilde i våre målinger. I 1991 vil tørrvektmålinger bli tatt etter at analysen er utført, og NRA verdier vil bli uttrykt pr. gram tørrvekt.

Figur 1 viser gjennomsnittlige NR aktivitetsverdier for de tre habitatene Svalbard, Troms og Agder. Disse var signifikant forskjellig fra hverandre (ANOVA; $p = .0001$), mens Agder og Troms ikke var signifikant forskjellige i en parvis analyse. På bakgrunn av de ulike nitratbelastningene i de tre habitatene, kan man prøve å forklare forskjellene i NR aktivitet. Agdermaterialet hadde noe høyere NR aktivitetsverdier enn Tromsmaterialet. Årsaken kan være at et høyere nitratnedfall i Agder (ca. $0.6 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{år}^{-1}$ mot ca. $0.1 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{år}^{-1}$ i Troms) har induisert et høyere enzymnivå i Agdermosene. Svalbardmaterialet er fra fuglefjell der nitrogenbelastningen fra guano er høy. Stadig tilførsel av nitrat over lang tid kan ha ført til at enzymmekanismen delvis er koblet ut slik at NR aktiviteten er lav. På Svalbard kan også de store mengdene ammonium i guanoen være medvirkende årsak til den lave NR aktiviteten. Samvirkningen av nitrat og ammonium er komplisert og avhengig av konsentrasjonsforholdet mellom de to forbindelsene og av forbehandlingen organismen har blitt utsatt for. Flere undersøkelser på

Sphagnum -arter tyder likevel på at ammonium hemmer NR aktiviteten (Woodin et al. 1985, Rudolph & Voigt 1986, Woodin & Lee 1987).

Fig. 1: Gjennomsnittlige verdier for NRA med SE for de tre habitatene Svalbard, Troms og Agder. NRA verdier er gitt som $\text{mol NO}_2^- \cdot \text{g}^{-1} \text{ friskvekt} \cdot \text{time}^{-1}$ (Odasz et al. 1991).

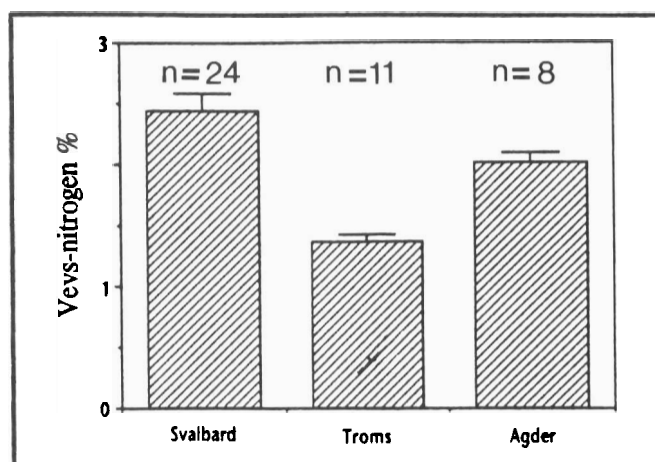


Nitrogen i vevet

Innholdet av vevs-nitrogen varierte mellom 0.71 og 5.57 % nitrogen av tørrvekt hos de ulike artene.

Figur 2 viser gjennomsnittlig innhold av nitrogen i vevet hos mosene fra Svalbard, Troms og Agder. Det ser ut til at innholdet av nitrogen i vevet hos mosene gjenspeiler de nitratmengdene som blir tilført de ulike habitatene; artene fra guanogjødslede fuglefjell på Svalbard har høyest innhold av nitrogen i vevet, mens Agdermaterialet har høyere innhold av nitrogen i vevet enn Tromsmaterialet, noe som muligens er forårsaket av mer nitrat i nedbøren på Sørlandet. Resultatene antyder altså at det skjer en opphopning av nitrogen i mosevevet som står i forhold til nitrogendeponisjonen på stedet.

Fig. 2: Gjennomsnittlige verdier for vevs-nitrogen for de tre habitatene Svalbard, Troms og Agder. Verdier i % av tørrvekt (Odasz et al. 1991).

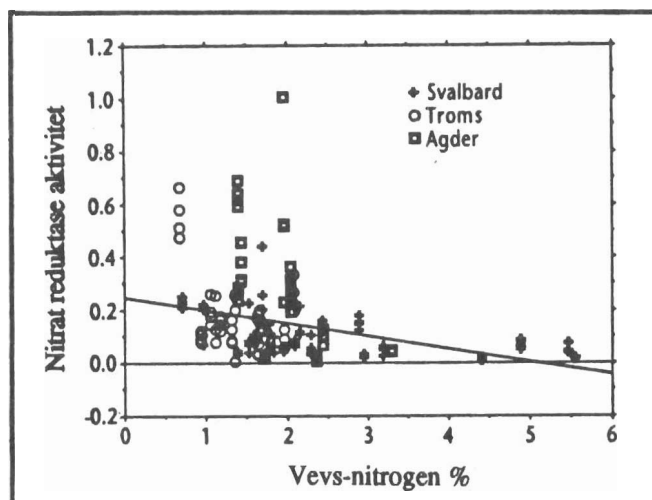


Forholdet mellom vevs-nitrogen og NRA

Det ble utført lineær regresjonsanalyse der verdiene for NRA "in situ" ble sammenlignet med vevs-nitrogen. Det ble funnet et signifikant omvendt forhold mellom NR aktivitet og vevs-nitrogen ($p=0.0001$), dvs. at når innholdet av nitrogen i vevet øker, så minker NRA (fig. 3).

Lav NRA på Svalbard sammen med høy vevs-nitrogen antyder at mosen er mettet med nitrogen og at enzymet er hemmet. Tromsmaterialet har lavest innhold av nitrogen i vevet og høyere NRA enn Svalbardmaterialet. Dette kan tyde på at habitatet ikke er mettet og at NR er sensitiv for nitrattilførsel og assimilerer det som det er mulig å få tak i. Agdermaterialet har middels høye verdier for vevs-nitrogen og stor variasjon i verdiene for NRA.

Fig. 3: Forholdet mellom NRA og vevs-nitrogen for 31 arter fra Svalbard, Troms og Agder. NRA verdier er gitt som $\text{mol NO}_2^- \cdot \text{g}^{-1} \text{ friskvekt} \cdot \text{time}^{-1}$, verdier for vevs-nitrogen er i % nitrogen av tørrvekt (Odasz et al. 1991).



Induksjonseksperiment

Fire induksjonseksperiment ble utført for å se på hvorledes NR aktiviteten forløper over tid etter at nitrat er tilført. NRA målt 0, 3, 6 og 9 timer etter nitrattilførsel angir en responskurve med høyest aktivitet mellom 3 og 9 timer etter induksjon.

a) *Racomitrium lanuginosum*: Materialet av heigråmose fra Troms og Svalbard viste et ganske likt induksjonsbilde, med maksimal NRA etter 3 timer. Men mosematten fra Troms viste større induksjonskapasitet enn den fra Svalbard, og dette kan være et resultat av at Svalbardmaterialet stadig er blitt tilført nitrat og ammonium slik at induksjonskapasiteten har blitt hemmet.

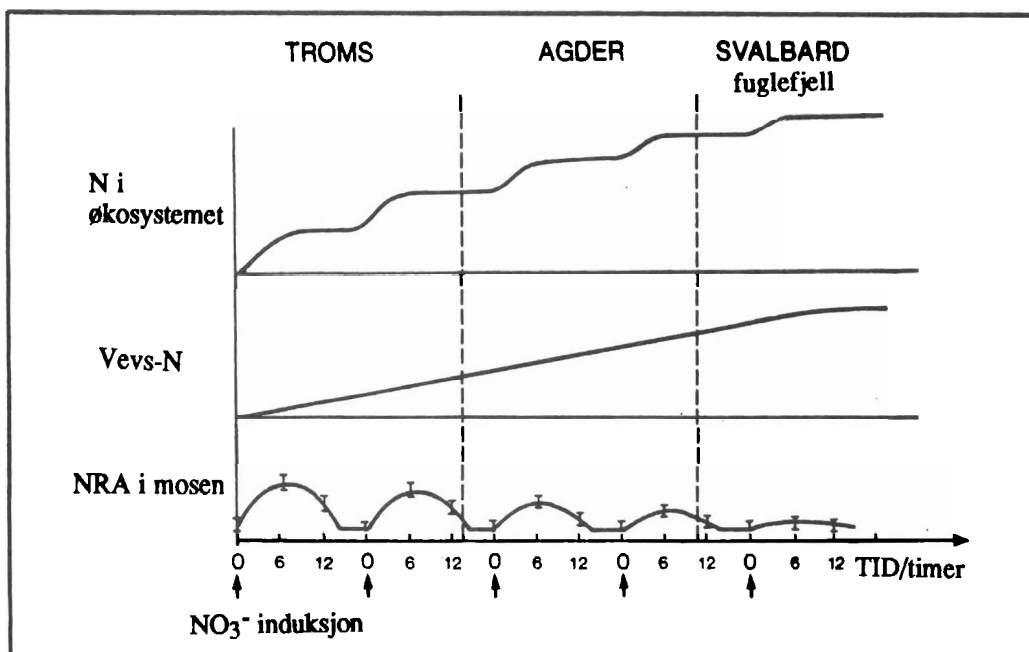
b) *Hylocomium splendens* og *Pleurozium schreberi*: Induksjonsmønsteret for disse artene ser ut til å være noe forsinket i forhold til for *Racomitrium lanuginosum*. En forklaring på dette kan være artsforskjeller. Resultatene for *Racomitrium lanuginosum* kan imidlertid ikke direkte sammenlignes med resultatene for *Hylocomium splendens* og *Pleurozium schreberi* fordi induksjonseksperimentene ble utført på forskjellige dager. Ulike lysforhold på de to analysedagene kan være en mulig årsak til forskjellene i induksjonsmønster.

Foreløpig tålegrensemodell og videre arbeid

På grunnlag av resultatene fra arbeidet i 1990, har vi konstruert en foreløpig modell som kan beskrive hvilken virkning akutte og gjentagende nitratnedfall har på NRA i moser som vokser i habitat med forskjellige nitratbelastninger (fig. 4):

Når nitrogen har blitt deponert i et habitat over lang tid, så vil mosene på stedet ha assimilert mye av dette, og innholdet av nitrogen i mosevevet vil være høyere enn i moser fra habitat med lavere deponering. Parallellt med at prosentandelen av nitrogen øker i mosevevet, så vil enzymet NR få et lavere induksjonspotensiale.

Fig. 4: Foreløpig "tålegrensemodell". Moser med økende vevs-nitrogen viser minkende induksjonskapasitet for NRA (Odasz et al. 1991).



På *Sphagnum* er det gjort forsøk med daglige tilførsler av nitrat, der enzyminduksjonen gikk ned etter fjerde gangs induksjon. Nitrattilførselen ble umiddelbart stoppet, og etter 2 dager uten nitratbelastning hadde enzymet gjenvunnet sin opprinnelige induksjonskapasitet (Woodin & Lee 1987). Sommeren 1991 vil vi spraye *Racomitrium lanuginosum* med forskjellige nitratkonsentrasjoner, og etter "utkobling" av enzymmekanismen vil nitrattilførselen fortsette med forskjellige belastningstider. Vi skal deretter "reindusere" NR igjen og undersøke om tiden det tar før "reinduksjon" er avhengig av a) hvor høy den tilførte nitratkonsentrasjonen var og b) tiden belastningen varte, eventuelt om nitratdeposisjon over lang tid kan føre til permanent skade på enzymet nitrat reductase.

Litteratur

- Odasz, A.M., Vange, V., Øiesvold, S. & Edvardsen, H. 1991. Nitrate reductase enzyme activity in bryophytes; bioindicator of nitrogen deposition. - I Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A. & Odasz, A.M. 1991. Moser og luftforurensninger. - NINA Oppdragsmelding 69: 1-41.
- Rudolph, H. & Voigt, J.U. 1986. Effects of NH_4^+ -N and NO_3^- -N on growth and metabolism of *Sphagnum magellanicum*. - *Physiol. Plant.* 66: 339-343.
- Salisbury, F.B. & Ross, C.W. 1985. *Plant physiology*. - Wadsworth Publishing Company, Belmont, California. 540 s.
- SFT, Statens Forurensningstilsyn. 1989. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1988. - SFT Rapp. 375/89.
- Woodin, S., Press, M.C. & Lee, J.A. 1985. Nitrate reductase activity in *Sphagnum fuscum* in relation to wet deposition of nitrate from the atmosphere. - *New Phytol.* 99: 381-388.
- Woodin, S.J. & Lee, J.A. 1987. The effects of nitrate, ammonium and temperature on nitrate reductase activity in *Sphagnum* species. - *New Phytol.* 105, 1: 103-116.
- Wright, R.F., Lotse, E. & Semb, A. 1988. Reversibility of acidification shown by whole-catchment experiments. - *Nature* 334: 670-675.

FAGMØTE I VEGETASJONSØKOLOGI KONGSVOLD 25. - 27. MARS 1990.

| | |
|-------------------------|---|
| Aune, Egil Ingvar | UNIT, Vit.Mus., Bot.avd. 7004 Tr.heim. |
| Austrheim, Gunnar | UNIT, AVH, Bot. inst. 7055 Dragvoll. |
| Bakken, Solveig | UNIT, Vit.mus.,Bot.avd. 7004 Tr.heim. |
| Balle, Olav | NIJOS, Boks 115, 1430 Ås. |
| Bendiksen, Egil | UIO, Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5. |
| Bendiksen, Katriina | " " " " " |
| Brandrud, Tor Erik | NIVA. Pb.69, Korsvoll, 0808 Oslo 8. |
| Bratli, Harald | UIO, Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5. |
| Brattbakk, Ingvar | NINA, Tungasletta 2, 7000 Tr.heim. |
| Bretten, Simen | UNIT, Vit.mus. Kongsvold b. s. 7340 Oppdal. |
| Bruteig, Inga Elise | UNIT, AVH, Bot.inst. 7055 Dragvoll. |
| Dahl, Eilif | NLH. Inst. bio. & natforv.Pb 14, 1432 Ås-NLH. |
| Eilertsen, Odd | UIO, Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5. |
| Eriksen, May-Britt | UIT, IBG, Pb 3085, 9001 Tromsø. |
| Flatberg, Kjell Ivar | UNIT, Vit.mus. Bot.avd. 7004 Trondheim. |
| Faarlund, Thorbjørn | UIO, Geogr.inst. Pb 1042. 0316 Oslo 3. |
| Gjærevoll, Olav | UNIT, Vit.mus. Bot. avd.7004 Trondheim. |
| Gulbrandsen, Linn | Norsk Polarinst. Pb 158, 1330 Oslo Lufth. |
| Hagen, Dagmar | UNIT, AVH, Bot.inst. 7055 Dragvoll. |
| Hansen, Marit | UIO, Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5. |
| Hilden, Terje | UIO, Bot. hage og mus. 0560 Oslo 5. |
| Hilmo, Olga | UNIT, AVH, Bot.inst. 7055 Dragvoll. |
| Høiland, Klaus | NINA, UIO, Pb 1032, 0315 Oslo 3. |
| Håpnes, Arnodd | UIO, Bot. hage og mus. 0560 Oslo 5. |
| Jensen, Christin | UIT. IBG. Pb. 3085, 9001 Tromsø. |
| Johnson, Ellen Espolin | SFT, Pb. 8100-Dep. 0032 Oslo 1. |
| Kielland-Lund, Johan | NLH, Inst.bio. & natforv. Pb 14, 1432 Ås-NLH. |
| Kirchhefer, Andreas | UIT. IBG. Pb.3085, Guleng. 9001 Tromsø. |
| Klokk, Terje | DN, Tungasletta 2, 7004 Trondheim. |
| Losvik, Mary Holmedal | SFDH. Boks 39, 5801 Sogndal. |
| Moen, Asbjørn | UNIT, Vit.mus. Bot.avd. 7004 Trondheim. |
| Myrmæl, Anita | UNIT, AVH. Bot. Inst. 7055 Dragvoll. |
| Nilsen, Lennart | UIT, IBG, Pb 3085. 9001 Tromsø. |
| Nisja, Eli Grete | DN. Tungasletta 2. 7004 Trondheim. |
| Nygaard, Per Holm | NISK, Boks 61. 1432 Ås-NLH. |
| Often, Anders | UIO, Bot.hage og mus. 0562 Oslo 5. |
| Olsson, Gunilla | UNIT. AVH. Bot. Inst. 7055 Dragvoll. |
| Pedersen, Oddvar | UIO, Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5. |
| Prestø, Tommy | UNIT, AVH. Bot. inst. 7055 Dragvoll. |
| Rui, Siri | UIO, Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5. |
| Rønning, Olaf I. | UNIT, 7055 Dragvoll. |
| Røsberg, Ingvald | NISK, Boks 61, 1432 Ås-NLH. |
| Skoglund, Trond | TDH. 3800 Bø. |
| Spjelkavik, Sigmund | UIT, IBG, Pb 3085, Guleng. 9001 Tromsø. |
| Stølen, Aud | DN. Tungasletta 2. 7004 Trondheim. |
| Størkersen, Øystein | UNIT, Vit.mus. Bot.avd. 7004 Trondheim. |
| Saastad, Sigurd Mjølven | UNIT. AVH. Bot. Inst. 7055 Dragvoll. |
| Uhlig, Christian | UIT. IBG. Pb 3085, Guleng, 9001 Tromsø. |
| Vange, Vibekke | UNIT, AVH. Bot.inst. 7055 Dragvoll. |
| Vevle, Odd | TDH. 3800 Bø. |
| Wang, Rigmor | UNIT, AVH, Bot.inst. 7055 Dragvoll. |
| Wielgolaski, F. E. | UIO. Avd. Bot. Boks 1045. 0316 Oslo 3. |
| Wilmann, Bodil | NINA. Tungasletta 2. 7004 Trondheim. |
| Øien, Dag-Inge | UNIT. AVH. Bot.inst. 7055 Dragvoll. |
| Økland, Rune Halvorsen | UIO. Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5. |
| Økland, Tonje | NIJOS. Boks 115. 1430 Ås |
| Aas, Børre | UIO. Geogr.inst. Pb 1042. 0316 Oslo 3. |

FAGMØTE I VEGETASJONSØKOLOGI KONGSVOLD 17. - 19. MARS 1991.

| | |
|--------------------------|--|
| Alstad, Gunnar | UIB, Bot.Inst. Allégt. 41. 5007 Bergen. |
| Angell-Petersen, Ingerid | DN, Tungasletta 2. 7004 Tr.heim. |
| Arnesen, Trond | UNIT, VIT.mus. Bot.avd. 7004 Tr.heim. |
| Austrheim, Gunnar | UNIT, AVH. Bot.Inst. 7055 Dragvoll. |
| Balle, Olav | NIJOS, Boks 115, 1430 Ås. |
| Bele, Bolette | UNIT, AVH. Bot.Inst. 7055 Dragvoll. |
| Berge, Gunvor | UIO, Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5. |
| Bratli, Harald | UIO, Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5. |
| Brattbakk, Ingvar | NINA, Tungasletta 2, 7000 Tr.heim. |
| Bretten, Simen | UNIT, Vit.mus. Kongsvold b. s. 7340 Oppdal. |
| Dahl, Eilif | NLH. Inst. bio. & natforv. Pb 14, 1432 Ås-NLH. |
| Ergon, Åshild | UIO. Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5. |
| Galteland, Torborg | " " " " |
| Hagen, Dagmar | UNIT, AVH, Bot.inst. 7055 Dragvoll. |
| Hansen, Marit | UIO, Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5. |
| Haugan, Reidar | " " " " |
| Holten, Jarle Inge | NINA, Tungasletta 2, 7004 Tr.heim. |
| Håpnes, Arnodd | UIO, Bot. hage og mus. 0560 Oslo 5. |
| Jonsgard, Birgitte | UIB. Bot.Inst. Allégt. 41. 5007 Bergen. |
| Kielland-Lund, Johan | NLH, Inst.bio. & natforv. Pb 14, 1432 Ås-NLH. |
| Klokk, Terje | DN, Tungasletta 2, 7004 Trondheim. |
| Liavik, Kristin | UNIT, AVH. Bot.Inst. 7055 Dragvoll. |
| Lindmo, Sigrid | UIB. Bot.Inst. Allégt. 41. 5007 Bergen. |
| Losvik, Mary Holmedal | SFDH. Boks 39, 5801 Sogndal. |
| Myhre, Astrid | NLH. Genetikk. Boks 40. 1432 Ås-NLH. |
| Myrmæl, Anita | UNIT, AVH. Bot. Inst. 7055 Dragvoll. |
| Nygaard, Per Holm | NISK, Boks 61. 1432 Ås-NLH. |
| Odasz, Ann Marie | UNIT, AVH. Bot.Inst. 7055 Dragvoll. |
| Pedersen, Oddvar | UIO, Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5. |
| Press, Malcolm | Univ. Manchester. England. |
| Prestø, Tommy | UNIT, Vit.mus. Bot.avd. 7004 Tr.heim. |
| Rui, Siri | UIO, Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5. |
| Rydgren, Knut | NINA.Inst.geografi. Helleavn. 30. 5035 Bergen. |
| Rønning, Olaf I. | UNIT, 7055 Dragvoll. |
| Røren, Vigdis | UIO. Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5. |
| Røsberg, Ingvald | NISK, Boks 61, 1432 Ås-NLH. |
| Singsaas, Stein | UNIT, Vit.mus. Bot.avd. 7004 Tr.heim. |
| Skoglund, Toril | UNIT, AVH. Bot.Inst. 7055 Dragvoll. |
| Sunding, Per | UIO. Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5. |
| Vange, Vibekke | UNIT, AVH. Bot.inst. 7055 Dragvoll. |
| Vevle, Odd | TDH. 3800 Bø. |
| Wielgolaski, F. E. | UIO. Avd. Bot. Boks 1045. 0316 Oslo 3. |
| Øien, Dag-Inge | UNIT, AVH. Bot.inst. 7055 Dragvoll. |
| Øiesvold, Siri | Bergsligt. 17. 7018 Trondheim. |
| Aarrestad, Per Arild | UIB. Bot.Inst. Allégt. 41. 5007 Bergen. |
| Aas, Olav | " " " " |

- 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. kr 20.-
 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 befarig i Åbjøravassdraget 1972. 20 s. utgått
 7 Baadsvik, K. Verneverdig strandbergvegetasjon langs Trondheimsfjorden - foreløpig rapport. 19s. kr 20.-
 8 Flatberg, K. I. & B. Sæther. Botanisk verneverdige områder i Trondheimsregionen. 51 s. kr 40.-
- 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. 126 s. kr 40.-
 4 Hafsten, U. & T. Solem. Naturhistoriske undersøkelser i Forradalsområdet - et suboceanisk, høytliggende område 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. 100s., 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. I. 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 Vefsnavassdraget, 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/Svartisenprosjektet. Botanisk delrapport nr. 3. 83 s., 1 pl.
 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 edellausvasker 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 registreringer og vurderinger. 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 40.-
- 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 vegetasjonskart. 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 40.-
 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 40.-
5 Baadsvik, K., T. Klokk & O. I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll, 16.3.1980. 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 40.-
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. 49s. kr 20.-
2 Sæther, B. Flora og vegetasjon i Nesåas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 3. 39 s. kr 40.-
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, Sør-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 4. 127s. kr 60.-
7 Moen, A. & A. Pedersen. Myrundersøkelser i Agderfylkene 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 Skjåkkras nedbørfelt, Nord-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 5. 67 s. kr 40.-
10 Wold, L. E. Flora og vegetasjon i Toåas 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. & 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. Jacobsen. 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. 129 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. kr 40.-
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. kr 40.-
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. 34 s., 1 pl. kr 40.-
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. 52 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. 86s. 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. 22 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 40.- |
| | 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.- |
| 1991 | 1 | Singsaas, S. Konesjonspålagte botaniske undersøkelser i reguleringssonen ved Storglomvatnet, Meløy, Nordland. 33 s. | kr 20.- |
| | 2 | Bretten, S. & A. Krovoll. Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvold 1990 og 1991. 168 s. | kr 60.- |



ISBN 82-7126-474-5
ISSN 0802-2992