



Heigråmose
(*Racomitrium lanuginosum*)
som biomonitor
på nitrogenforurensning

Eli Fremstad
Odd Eilertsen

NATURENS
TÅLEGRENSER 

Miljøverndepartementet
Fagrapport 48

Heigråmose
(*Racomitrium lanuginosum*)
som biomonitor
på nitrogenforurensning

Eli Fremstad
Odd Eilertsen

NATURENS 
TÅLEGRENSE

Miljøverndepartementet
Fagrapport 48

Naturens Tålegrenser

Programmet Naturens Tålegrenser ble satt igang høsten 1989 i regi av Miljøverndepartementet.

Programmet skal blant annet gi innspill til arbeidet med Nordisk Handlingsplan mot Luftforurensninger og til pågående aktiviteter under Konvensjonen for Langtransporterte Grenseoverskridende Luftforurensninger (Genève-konvensjonen). I arbeidet under Genève-konvensjonen er det vedtatt at kritiske belastningsgrenser skal legges til grunn ved utarbeidelse av nye avtaler om utslippsbegrensning av svovel, nitrogen og hydrokarboner.

En styringsgruppe i Miljøverndepartementet har det overordnede ansvar for programmet, mens ansvaret for den faglige oppfølgingen er overlatt en arbeidsgruppe bestående av representanter fra Direktoratet for naturforvaltning (DN), Norsk polarinstitutt (NP) og Statens forurensningstilsyn (SFT).

Arbeidsgruppen har følgende sammensetning:

Kjell Huseby	- NP
Tor Johannessen	- SFT
Else Løbersli	- DN
Steinar Sandøy	- DN

Styringsgruppen i Miljøverndepartementet består av representanter fra avdelingen for naturvern og kulturminner, avdelingen for vannmiljø, industri- og avfallssaker og avdelingen for internasjonalt samarbeid, luftmiljø og polarsaker.

Henvendelse vedrørende programmet kan rettes til:

Direktoratet for naturforvaltning
Tungasletta 2
7005 Trondheim
tel: 73 58 05 00

eller

Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep
0032 Oslo 1
Tel: 22 57 34 00

NINAs publikasjoner

NINA utgir fem ulike faste publikasjoner:

NINA Forskningsrapport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, i den hensikt å spre forskningsresultater fra institusjonen til et større publikum. Forskningsrapporter utgis som et alternativ til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

NINA Utredning

Serien omfatter problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, litteraturstudier, sammenstilling av andres materiale og annet som ikke primært er et resultat av NINAs egen forskningsaktivitet.

NINA Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. Opplaget er begrenset.

NINA Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvernavdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

NINA Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINAs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

I tillegg publiserer NINA-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Fremstad, E. & Eilertsen, O. 1994. Heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) som biomonitor på nitrogenforurensning. - NINA Oppdragsmelding 239: 1-21.

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0416-9

Forvaltningsområde:
Forurensninger
Pollution

Copyright (C) Siftelsen Norsk institutt for naturforskning (NINA)

Oppdragsmeldingen kan siteres med kildeangivelse

Teknisk redigering:
Eli Fremstad, Synnøve Vanvik og Tone B. Skarsaune

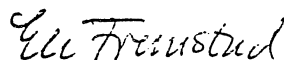
Opplag: 250

Kontaktadresse:
NINA
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tlf: 73 58 05 00
Fax: 73 91 54 33

Tilgjengelighet
Åpen

Prosjekt nr. 2525 Heigråmose

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Fremstad, E. & Eilertsen, O. 1994. Heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) som biomonitor på nitrogenforurensning. - NINA Oppdragsmelding 239: 1-21.

Innholdet av nitrogen (N %) i 49 prøver av heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) er blitt analysert. 28 prøver er fra områder i Norge som betraktes som rene mht. nitrogenavsetning; 21 prøver er samlet fra forurensede områder. N % viser høy, positiv korrelasjon med nitrogenavsetninger som NILU har beregnet for et nett av ruter på 50 x 50 km. Det er også positiv korrelasjon mellom nitrogenavsetning og høydelag.

Evnen til å indusere enzymet nitrat reduktase er undersøkt i tre prøver fra rene områder og fire prøver fra forurensede områder. De forurensede prøvene viste så godt som ingen evne til å indusere enzymet etter at de var tilsatt nitratløsning, i motsetning til prøvene fra forurensede områder. Dette indikerer at de fire prøvene var mettet med nitrogen da de ble samlet.

Undersøkelsene støtter tidligere undersøkelser som konkluderer med at heigråmose er egnet som biomonitor på nitrogenavsetning i naturmiljøet.

Emneord: Heigråmose - biomonitor - nitrogen - nitrat reduktase - forurensing.

Eli Fremstad og Odd Eilertsen, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

Abstract

Fremstad, E. & Eilertsen, O. 1994. *Racomitrium lanuginosum* as a biomonitor of nitrogen pollution. - NINA Oppdragsmelding 239: 1-21.

The nitrogen content (N %) has been analysed in 49 Norwegian samples of the moss *Racomitrium lanuginosum*, 28 from areas considered not to have raised nitrogen deposition and 21 from polluted areas. The results show high, positive correlation with the nitrogen deposition which NILU has calculated for a network of 50 x 50 km quadrats. There is also positive correlation between nitrogen deposition and altitude.

The ability to induce the enzyme nitrate reductase, has been investigated in 3 samples from clean areas and 4 from polluted ones. The polluted samples showed virtually no ability to induce the enzyme when they were exposed to a nitrate solution, thus indicating that they were already saturated with nitrogen when sampled.

The investigation supports previous studies which concluded that *Racomitrium lanuginosum* is a suitable biomonitor of nitrogen deposition in the natural environment.

Key words: *Racomitrium lanuginosum* - biomonitor - nitrogen - nitrate reductase - pollution.

Eli Fremstad and Odd Eilertsen, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim.

Forord

Heigråmose ble innsamlet under befaringer, feltarbeid og ferie sommeren 1992, samt under en særskilt innsamlingsrunde i Agder og Rogaland. Kostnader til noe av feltarbeidet og til analyse av nitrogen og karbon ble dekket av "Program for terrestrisk naturovervåking" (TOV), mens "Naturens tålegrenser" bevilget midler til rapportering. Noen prøver er mottatt fra Bjørn Moe, Sigrunn Dommarsnes og Bodil Wilmann.

Sju av prøvene ble stilt til disposisjon for Ann Marie Odasz, Universitetet i Tromsø for undersøkelse av nitratreduktaseaktivitet. Laboratorieforskene ble utført av hovedfagstudentene Vibeke Vange og Siri Eiesvold.

Ulf Pedersen, Norsk institutt for luftforskning (NILU) var så vennlig å stille beregninger over nitrogenavsetning i Norge i 1983-87 til vår rådighet samt kart over det regionale avsetningsmønsteret. I den forbindelse konverterte Lars Kvenild UTM-koordinater for lokaliteter til lengde- og breddegrader. Inga Bruteig, Allforsk, Universitetet i Trondheim har gitt nyttige opplysninger, og vi har fått litt hjelp av Hilde Stol Øyan. Else Løbersli, Direktoratet for naturforvaltning leste igjennom manuskriptet før aller siste hånd ble lagt på det. Alle de nevnte takkes for god hjelp.

Trondheim, januar 1994

Eli Fremstad og Odd Eilertsen

Innhold

Referat.....	3
Abstract	3
Forord.....	4
1 Innledning	5
2 Materiale og metoder.....	7
3 Trekk av heigråmosens økologi	11
4 Resultater.....	12
5 Diskusjon	16
6 Sammendrag	19
8 Litteratur	20

1 Innledning

Internasjonalt og nasjonalt arbeider forvaltnings- og forskningsmiljøer med å komme frem til parametre og organismer som kan anvendes som indikatorer og biomonitører på tilstander i miljøet rundt oss (se f.eks. McKenzie et al. 1992, Miljøverndepartementet 1992). Moser har i lengere tid blitt brukt som biomonitører på tungmetallbelastninger (se f.eks. Rühling & Tyler 1970, Goodman & Roberts 1971, Grodzinska 1978, Steinnes et al. 1988, 1992 blant den omfattende litteraturen om emnet) og på klorerte hydrokarboner (undersøkelser av bl.a. Thomas & Herrmann (1980) og Thomas (1981).

I Norge har avsetningen av svovelforbindelser gått ned, mens det har vært en viss stigning i nitrogenavsetningene i perioden 1988-92 (U. Pedersen pers. medd.). Det spekuleres på hvorvidt de økte nitrogenavsetningene i de siste tiårene får konsekvenser for naturlig vegetasjon. Nitrogenavsetningers rolle i omdanningen av røsslynghei til blåtopphei har blitt undersøkt i Nederland (se oppsummering av Bobbink et al. 1992) og vurderes også for Norges vedkommende (jf. Fremstad 1992). I de delene av landet der avsetningene er størst (Agder, Vest-Telemark, Rogaland, Hordaland, ytre Sogn samt nedre deler av Østlandet), har vi betydelige arealer i lavlandet med vegetasjonstyper og jordsmonn som antas å være følsomme for økte tilførsler av nitrogen. Dersom nitrogentilførselen til Norge fortsetter å øke, og det skjer en spredning nord- og østover, vil også store arealer i fjellområdene komme i søkelyset (jf. Fremstad & Kvenild 1993). I en rekke norske vegetasjonstyper, både i lavlandet og i fjellet, er heigråmose en viktig art.

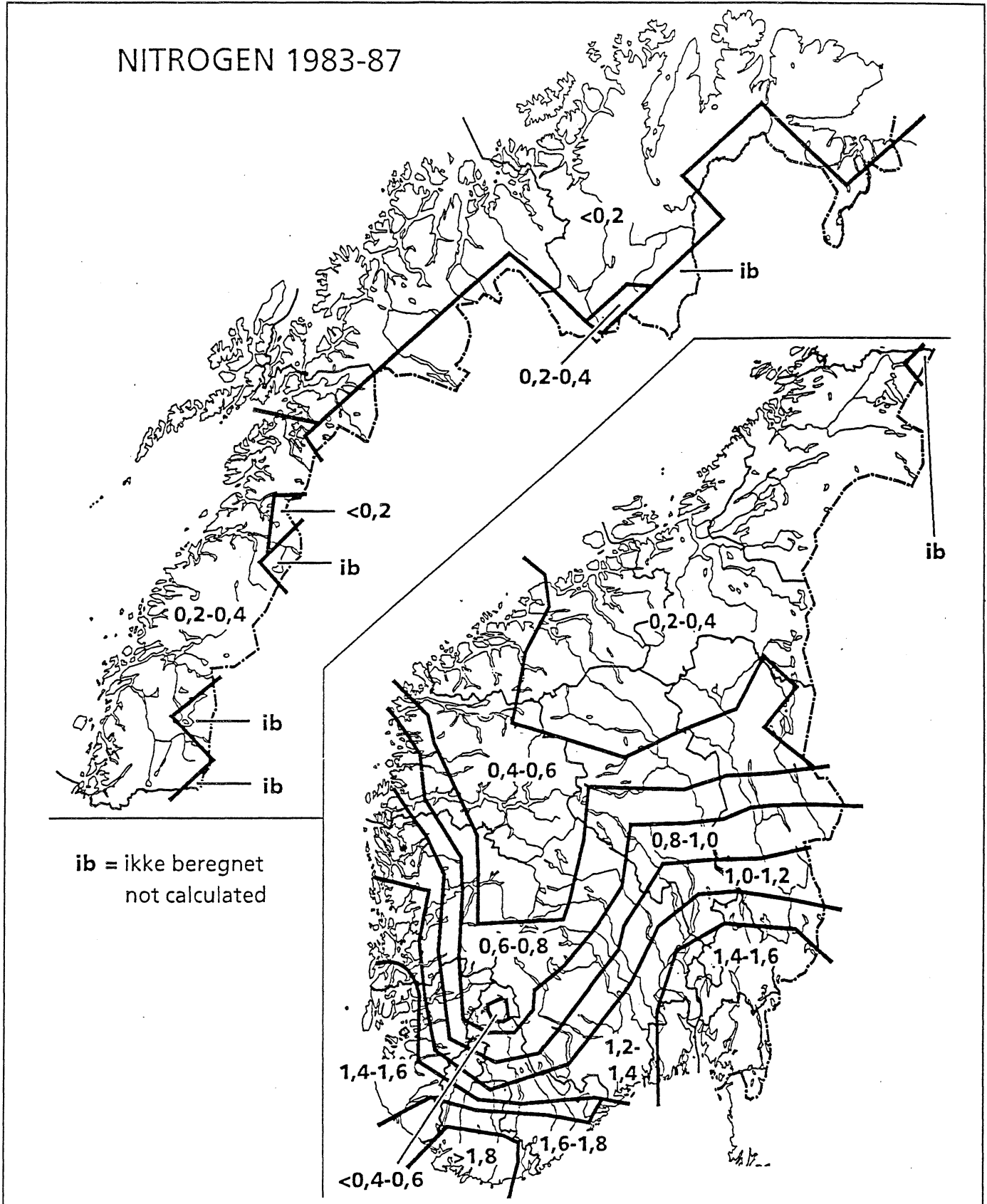
I forbindelse med akutte skader på moser i Agderfylkene i 1988 og 1990 undersøkte Frisvoll (1991) innholdet av nitrogen (Kjeldahl-nitrogen) i blanksigd (*Dicranum majus*) fra Agder og Trøndelag. Han fant at innholdet av nitrogen varierte signifikant mellom enkeltlokaliteter i Agder og mellom Agder og Trøndelag. Bakken (1991) har påvist at moser i områder med nitrogenforurensning har høyere innhold av klorofyll enn moser som ikke er utsatt for økt nitrogentilførsel.

I undersøkelsene over en rekke mosearters egnethet som biomonitører på nitrogenbelastning i naturmiljøet fant Odasz et al. (1991) at heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) og to sigdmoser (*Dicranum polysetum* og *Dicranum majus*) viste særlig stor aktivitet av enzymet nitrat reduktase når de ble tilsatt nitrogengjødsel i form av KNO_3 i ulike konsentrasjoner. Størst enzymaktivitet viste prøver fra områder med liten nitrogentilførsel. Prøver med liten enzymaktivitet hadde de høyeste konsentrasjonene av nitrogen i vevene, noe som tyder på at plantene var mettet med nitrogen. Heigråmose har ifølge undersøkelsene til Odasz et al. (1991) større evne enn mange andre moser til å utnytte det nitrogenet som tilføres den.

I Storbritannia minsker arealene av heier med heigråmose (Thompson & Baddeley 1991, Baddeley et al. 1993). Reduksjonen antas i stor grad å skyldes overbeite og tråkk av sau og hjort og gjødsling i form av ekskrementer og urin. Når dette kommer i tillegg til tørr- og våtavsetninger av nitrogen, blir det kritisk for heigråmosens vitalitet. Påvirkningene ødelegger den naturlige balansen mellom heigråmose og karplanter, særlig graminider, idet graminidene øker på bekostning av heigråmose. Ett av britenes forsøk (Baddeley et al. 1993) har vist at innholdet av nitrogen i heigråmose økte med økt tilførsel av både ammonium og nitrat. Økningen i vevsnitrogen var størst dersom ammonium og nitrat ble tilført sammen. En av deres konklusjoner er at den totale atmosfæriske tilførselen av nitrogen reflekteres i nitrogenkonsentrasjonen i heigråmose.

Bell et al. (1992) har rapportert redusert vekst hos kystbjørnemose (*Polytrichum formosum*) som utsettes for nitrogendioksyd og konkluderer med at nitrogenoksyd eller andre synergistisk virkende forurensninger kan forårsake reduksjon av følsomme arter og således påvirke arts sammensetningen i vegetasjonen langs veger.

På denne bakgrunn kom idéen om å undersøke hvorvidt nitrogeninnholdet i heigråmose i Norge gjenspeiler det regionale mønsteret i nitrogenavsetning i landet, slik det er kartlagt av NILU, jf. figur 1. Hvis det er tilfelle, kan analyse av nitrogeninnhold i heigråmose kanskje anbefales som en enkel og kostnadseffektiv metode for å påvise endringer i nitrogenbelastninger over tid over større områder og rundt nye utslippskilder som etableres i "rene miljøer".



Figur 1. Det regionale mønsteret for nitrogenavsetning i Norge 1983-87. Verdiene angis i g N/m²/år. Kartet er utarbeidet av Norsk institutt for luftforskning (NILU). - The regional pattern of nitrogen deposition in Norway 1983-87. The values are given in g N/m² year. The map has been prepared by the Norwegian Institute for Air Research (NILU).

2 Materiale og metoder

Materiale

Sommeren 1992 ble 49 prøver av heigråmose samlet inn fra ulike deler av landet (figur 2, tabell 1). Nihlgård (1985) har vurdert områder som mottar en samlet avsetning på 0,2-0,3 g N/m²/år fra naturlige (ikke antropogene) kilder som rene områder. De 28 prøvene fra Møre og Romsdal og Trøndelagsfylkene og nordover skulle etter dette komme fra slike rene eller tilnærmet rene områder, dvs. fra regioner med avsetninger fra < 0,2 til 0,4 g N/m²/år, sammenlign figur 1 og 2. De øvrige 21 prøvene er fra mer og mindre forurensede områder i Telemark, Agder, Rogaland, Hordaland og Ytre Sogn, dvs. områder med forhøyet nitrogenavsetning, med verdier som varierer fra 0,4 til 1,8 g N/m²/år. Grensegangen som i denne rapporten er foretatt mellom rene og forurensede områder gjør at det er langt større spredning mht. nitrogenbelastning blant prøvene fra forurensede områder enn blant prøvene fra rene områder.

De 49 prøvene gir en rimelig dekning for ekstremene i nitrogenavsetning i Norge, mens store områder med intermedier nitrogenavsetning i sentrale deler av Sør-Norge er svakere representert.

Moseprøvene er tatt fra flere høydeintervaller (m o.h.):

< 100	17
101-200	9
201-300	10
301-400	5
401-500	1
501-600	2
> 600	5

Innsamling og oppbevaring

Prøver av heigråmose ble samlet fra stein og berg som var fritt eksponert og ikke er utsatt for drypp fra trær eller vannsig fra ovenforliggende steinflater. Dette skulle hindre at mosemattene mottok mer nitrogen enn det som kom med nedbøren som falt direkte på moseoverflaten og ved tørravsetning. 45 av lokalitetene ble lagt ut minst 100 m fra bilvei (jf. Thomas & Schunke 1984). Prøvene ble skrellet av stein og berg slik at mosemattene var intakte fra bunn til topp.

Fra hver lokalitet ble det samlet utsnitt av mosematter på minst 10 x 10 cm for analyse av nitrogen og karbon. Fra en del lokaliteter ble det samlet utsnitt på 20 x 20 cm for nitrat-reduktaseundersøkelse.

Fra hver lokalitet ble det samlet bare én prøve, dvs. at det ikke foreligger paralleller. I et par tilfeller ble prøver samlet så nær hverandre at de kan betraktes som paralleller. Det

gjelder prøvene 3 og 4, og 20 og 48. På fire lokaliteter ble prøver samlet både ved vegskråninger, mindre enn 3 meter fra veglegemet, og minst 100 m fra veg. Hensikten disse pseudoreplikate innsamlingene var å undersøke om biltrafikk førte til lokalt forhøyet nitrogeninnhold i heigråmose, slik Bell et al. (1991) har funnet for kystbjørnemose (*Polytrichum formosum*) i Storbritannia.

Prøvene ble tørket ved værelsestemperatur og under forhold som skulle hindre at de ble utsatt for støvavleiring og annen forurensning. For å korte tørketiden ble prøvene snudd med mellomrom. Tørkeprosessen tok fra et par døgn til en uke, avhengig av prøvens vanninnhold ved innsamling og mosemattens tykkelse. De tørre prøvene ble oppbevart ved værelsestemperatur i lukkede kartongesker til de ble sendt til laboratoriene for analyse.

Innsamling ble utført i tidsrommet 2.6-21.9.1992.

Analyse av nitrogen og karbon

For nitrogen- og karbonanalyse ble de øverste 1-2 cm av mosemattene klippet av, slik at analys materialet bare besto av grønt, levende materiale (jf. Thomas & Schunke 1984, Baddeley et al. 1993) som tilsvarer et par års tilvekst. Om heigråmosens vekst se kap. 3.

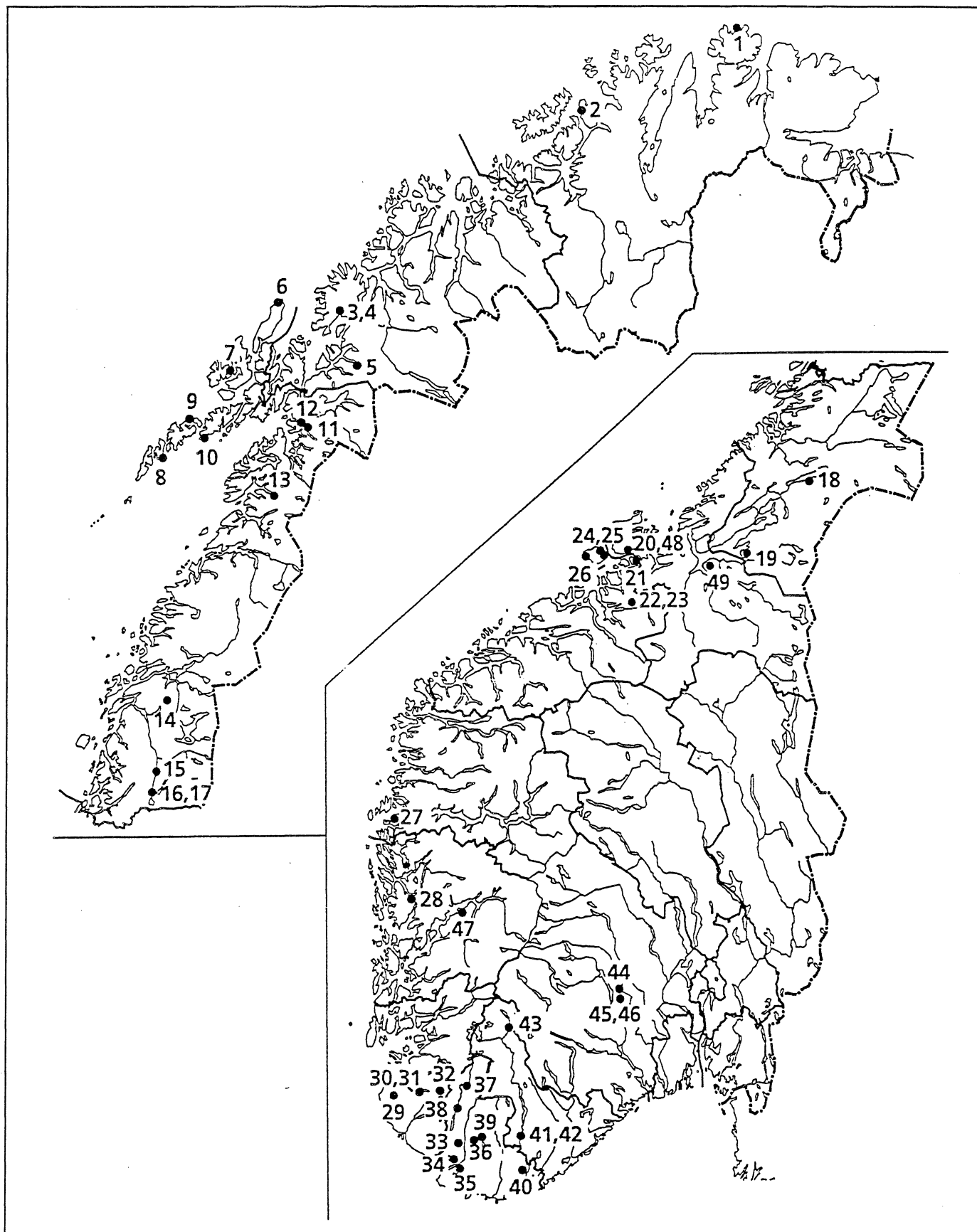
Totalinnhold av nitrogen (Kjeldahl-nitrogen) og karboninnhold ble analysert av Jordforsk, Landbrukets analysesenter med deres standardprosedyrer for disse analysene. Resultatene er oppgitt av laboratoriet som g/100 g tørrvekt og presenteres i tabellene som N % og C %.

De kjemiske analysene ble utført i andre halvdel av oktober 1992. Prøvene hadde da vært lagret i tørr tilstand fra 1 til 4,5 måneder.

Nitrat-reduktaseundersøkelser

Metodebeskrivelser for NRA-undersøkelsene ble gitt av Vibeke Vange (pers. medd.): De tørre moseprøvene ble satt i plantebokser med hull i bunnen. Disse ble plassert i tette kar for å unngå uttørking nedenfra. Hver annen dag i seks dager fikk mosene 5 mm "nedbør" av ellevann for å normalisere metabolismen. Induksjonsforsøket ble utført to dager etter siste vanning.

Ved forsøkets start ble mosene indusert (sprayet) med 5 mM nitratløsning. Umiddelbart etter induksjonen ble 4 paralleller fra hver lokalitet analysert for nitrat reduktaseaktivitet (NRA). Denne analysen gir utgangsnivået av nitrat reduktase (NR) i prøvene. Prøvene sto deretter under kontrollerte forhold i fytotron. Enzymanalyse ble utført 8, 13 og



Figur 2. Lokalteter der heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) er samlet for analyse av N og C, jf. tabell 1. - Sites where samples of *Racomitrium lanuginosum* were collected for N and C analysis. (cf. Table 1).

Tabell 1. Lokalteter der heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) er innsamlet for analyse av N og C. *: samlet < 3 m fra vegkant. - Sites where *Racomitrium lanuginosum* has been collected for analysis of N and C. *: collected < 3 m from a roadside.

Nr No	Fylke County	Kommune Commune	Lokalitet Size	UTM	H.o.h. m Alt.m	
1	Fi	Gamvik	2 km Ø Mehamn	35W NU	3381	80
2	Fi	Hammerfest	Hammerfest	34W ED	9943	100
3	Tr	Tranøy	Ånderdalen	33W WS	9379	100
4	Tr	Tranøy	Ånderdalen	33W WS	9279	110
5	Tr	Lavangen	2 km Ø Lappaugen	33W XS	1922	210
6	No	Andøy	Ramnan	33W WS	3986	340
7	No	Bø	Ryggedalen	33W VS	9425	240
8	No	Flakstad	Nusfjord	33W VR	3147	5
9	No	Vestvågøy	Eggum, Heimredalen	33W VR	4576	20
10	No	Vågan	Festvåg	33W VR	6762	20
11	No	Ballangen	Indre Sandvika	33W WR	6476	25
12	No	Ballangen	Kjerringvika	33W WR	6277	30
13	No	Sørfold	3,5 km N Mørsvikv.	33W WR	3814	300
14	No	Vefsn	Luktvatnet, Grønli	33W VP	3726	300
15	No	Grane	1,5 km N Svenningvik	33W VN	2447	190
16	No	Grane *	Sefrivatnet	33W VN	2138	300
17	No	Grane	Sefrivatnet	33W VN	2138	300
18	NT	Steinkjer	Bølmyra	32W PS	4315	80
19	NT	Stjørdal	Forbordfjellet	32V NR	9445	570
20	ST	Hitra	Kvernavatnet	32V MR	7534	20
21	MR	Aure	Tjeldbergodden	32V MR	8331	5
22	MR	Rindal	Tifjellet, Langåra	32V NQ	1893	630
23	MR	Rindal	Tifjellet, Langåra	32V NQ	1894	560
24	MR	Smøla	Indre Roksvåg	32V MR	5730	20
25	MR	Smøla	5 km S Frostadheia	32V MR	5328	20
26	MR	Smøla	2 km Ø Brattvær krk	32V MR	4231	20
27	SF	Gulen	Eivindvik	32V KN	8667	75
28	Ho	Samnanger	Gullfjelltoppen	32V LM	1196	950
29	Ro	Time	Hålandsvatnet	32V LL	1617	155
30	Ro	Gjesdal *	3 km NV Dirdal	32V LL	3525	120
31	Ro	Gjesdal	3 km NV Dirdal	32V LL	3525	130
32	Ro	Gjesdal	Øvstabø	32V LL	5424	380
33	VA	Flekkelfjord	1 km N Øysæ	32V LK	7071	220
34	VA	Kvinesdal	Ronevatnet	32V LK	6963	180
35	VA	Kvinesdal	Skjerli	32V LK	7862	200
36	VA	Kvinesdal	1 km S Eiesland	32V LK	8586	300
37	VA	Sirdal	Svartevatn	32V LL	7531	600
38	VA	Sirdal	Seland	32V LL	6808	80
39	VA	Hægebostad	Haddeland	32V LK	9086	300
40	VA	Vennesla	Tjåvatn	32V MK	3562	210
41	AA	Evje/Hornnes	Hornnes, Breidflå	32V MK	2890	180
42	AA	Evje/Hornnes *	Hornnes, Breidflå	32V MK	2890	180
43	AA	Bykle	Berdalen	32V ML	1290	800
44	Te	Tinn	Sandvatnet SVsiden	32V NM	0528	320
45	Te	Tinn	1 km SØ Snipetjørn	32V NM	0524	360
46	Te	Tinn *	1 km SØ Snipetjørn	32V NM	0524	360
47	Ho	Jondal	Vasslifjellet	32V LM	5789	990
48	ST	Hitra	Kvernavatnet	32V MR	7534	20
49	ST	Trondheim	1 km NV Kvistingen	32V NR	6032	480

18 timer etter induksjon for å følge induksjonsforløpet. Prosedyren videre er beskrevet av Odasz et al. (1991).

Nitrogenavsetning

Det regionale mønsteret i nitrogenavsetninger i Norge i 1983-87 er kartlagt av NILU (figur 1). Ulf Pedersen ved NILU har dessuten stilt mer detaljerte data til rådighet. Disse viser den gjennomsnittlige avsetningen av g N/m²/år i de 50 x 50 km store rutene som hver av de 49 lokalitetene ligger innenfor. I verdiene for våtavsetning har man tatt hensyn til årlig gjennomsnittskonsentrasjon i nedbøren og gjennomsnittlig årlig nedbør beregnet for rutene. Beregningsmetoden er beskrevet av Lövblad et al. (1992). For lokalitetene der prøvene av heigråmose er samlet, varierte avsetningene i henhold til NILU's data fra 0,08 (prøve 1, Finnmark) til 1,99 g N/m²/år (prøve 40, Vest-Agder). Avsetningene er m.a.o. ca 25 ganger høyere i 50 x 50 km-rutene til de mest forurensede lokalitetene enn til ikke-forurensede lokaliteter.

Verdiene for rutene viste ikke lokale forskjeller i nedbør og nitrogenavsetning som følge av brudt topografi og store høydeforskjeller. Lokalitetenes høyde over havet ble derfor tatt med som en variabel ved analyse av dataene.

Korrelasjonsanalyse

Kendall's rang-korrelasjon (Kendall 1938, Conover 1980) ble nyttet for å vise assosiasjonene mellom par av forskjellige variabler. Korrelasjonsanalysene ble utført ved hjelp av programpakken STATGRAPHICS (STSC 1991).

Kendalls metode ble valgt da den stiller mindre strenge krav til de underliggende sannsynlighetsfordelinger enn de fleste alternative metoder (Fenstad et al. 1977). På grunnlag av 49 uavhengige observasjonspaar (X_i, Y_i) ble metoden nyttet til å teste om det var noen tendens til sammenheng mellom sammenhørende X- og Y-verdier. En to-sidig test ble utført der nullhypotesen var:

H_0 : X_i og Y_i er gjensidig uavhengige.

For hvert par av variabler ble korrelasjonskoeffisient og signifikanssannsynlighet angitt.

Lineær regresjon

Lineær regresjon ble benyttet for videre studier av de to settene med måledata. Denne metoden viser en viss likhet med korrelasjonsanalysene, idet også den tar utgangspunkt i to sett av målinger og gir et mål på assosiasjonene mellom dem. Det er imidlertid en viktig forskjell. Mens kor-

relasjonskoeffisientene uttrykker styrken på variablenes assosiasjoner, angir regresjonsanalysen hvor sterk prediksjonen av en variabel er som funksjon av den andre. Lineær regresjon ble av den grunn nyttet for å studere sammenhengen mellom N-avsetning i prøvetakingsområdet som uavhengig variabel (X) og N-innholdet i heigråmose som avhengig variabel (Y). En forutsetning er da at det underliggende forholdet mellom de to settene av variabler var lineært, at begge sett av målinger var rimelig jamnt fordelt og at distansen fra punktene til regresjonslinjen (residualene) ikke varierte med størrelsen av den uavhengige variabelen. Regresjonsanalysen ble utført med programpakken STATGRAPHICS (STSC 1991).

3 Trekk av heigråmosens økologi

Vekst

Heigråmose danner 15 cm (av og til mer) lange stengler som har mange korte sidegrener. Disse dannes når skuddet har vokst i 2-3 år, og de dannes i soner (segmenter) som kommer med regelmessige mellomrom langs hovedstengelen. Det dannes én sone (muligens to) pr år. Årlig lengdevekst er 5-15 mm i Storbritannia, varierende med miljøforholdene (Tallis 1959a). Øvstedal (1969) fant lengdevekst på 6,7 og 5,0 mm henholdsvis i ytterkant og inne i tuer. Optimale vekstbetingelser har heigråmose ved 8-10 °C og ved et vanninnhold på 2-3 ganger tørrvekten. Veksten hemmes av lave temperaturer (rundt 0 °C) og av tørke (Tallis 1959c).

Forgreningen påvirkes av både lysforhold og fuktighet. I Storbritannias oseaniske klima skjer lengdeveksten for det meste i mars-mai; sidegrenene dannes i mai-juli. Tidlig på høsten kan ny lengdevekst inntreffe (Tallis 1959a, b).

Bladene er 5-6 mm lange og smalner gradvis av til en fargeløs hårspiss som kan bli like lang som selve bladplaten. Den gir mosen et gråhåret, ullent utseende. Hårspissen løper nedover på begge sider av bladet. Den er sterkt tannet og papilløs, noe som øker bladets overflate og dermed absorpsjonsevne. Heigråmose er som de fleste andre moser ektohydricke, dvs. de tar opp vann, næring og andre emner direkte gjennom bladoverflaten.

Tallis (1959b) mener at de fleste varieteter og former av heigråmose som er beskrevet er modifikasjoner som skyldes miljøet. Planter som vokser i skygge eller under svært humide forhold får kortere hårspisser enn normalt, men det er også variasjon i hårspisslengde mellom bladene på samme årssegment (Tallis 1959a, b). Skygge fører også til lengere og slankere skudd med sterkere grønnfarge (Nyholm 1956).

Skuddene danner kompakte tuer eller matter, som får rund eller oval form og mer eller mindre hvelvet overflate, avhengig bl.a. av substratets hellning. Gamle tuer har ytterst et lag av grønne, levende skudd, mens tuenes indre består av døde, ofte lite nedbrudte skudd.

Vegetativ formering skjer ved at skudd-deler brytes av fra tuene og spres med vind og vann. Faller de ned på et egnet substrat, dannes sideskudd på fragmentet og med tiden nye tuer. Fragmentene begynner å danne nye sideskudd etter 1-2 år.

Utbredelse

Heigråmose er en kosmopolitt, men den er vanligst på høyere breddegrader og i humide regioner. På lavere breddegrader vokser den fortrinnsvis i fjellområder (Jalas 1955, Tallis 1959b, Schofield 1992).

I Norge finnes heigråmose fra havnivå til høyalpin sone, fra nemoral region i Agder til høyarktisk på Svalbard. Det er imidlertid store forskjeller mellom landsdelene; arten er hyppigere og forekommer i større mengder i kystområder og områder i innlandet som har et relativt humid regional-klima. Dette mønsteret går igjen også i andre land, f.eks. Storbritannia (Tallis 1959a-c, Thompson & Baddeley 1991) og Finland (Jalas 1955). Jalas bruker heigråmose som indiaktor på oseaniske forhold.

Habitater

Heigråmose er en av de kvantitativt viktige moseartene i Norge, og i visse regioner preger den landskapsbildet.

Heigråmose vokser først og fremst på surt substrat, selv om den også er rapportert fra vegetasjon med subnøytral til basisk jordreaksjon, både i Norge (Nordhagen 1928) og Storbritannia (Tallis 1959b). Arten vokser epilittisk (dvs. på stein; som bergflater, blokker, rasmateriale og rullestein) og epigeisk (dvs. på jord, fortrinnsvis på torvjord og råhumus).

Heigråmose inngår i en lang rekke vegetasjonsutforminger på surt, næringsfattig substrat, og i en del av disse er den mer og mindre dominant. Her gis en oversikt over vegetasjonstyper der heigråmose er viktig. Kodene refererer til vegetasjonensheter hos Fremstad & Elven (1987):

- A1c Gråmose/lav-furuskog. En grunnlendt, tørr (eller sesongfuktig) furuskogstype med røsslyng, krekling, bærlyngarter og bunnsjikt av lavararter og heigråmose. Indre fjordstrøk på Vestlandet og humide områder på østsiden av vannskillet.
- A3c Røsslyng-blokkebærskog, kysttype. En fuktig furuskogstype på humuspodsol av varierende dybde. I lavlandsområder langs kysten fra Rogaland og nordover, og i suboseaniske områder, fortrinnsvis i mellomboreal region.
- A3d Røsslyng-blokkebærskog på råhumus/torvjord, både i grunnlendte utforminger på berggrygger og koller, og på dypere torvjord. En fuktigere utforming av A3c med sterkere innslag av myrarter. Utbredt i kystområder der det er sparsomt med løsmasser.

- F1 Rasmark. Heigråmose danner ofte svulmende matter over blokker og stein i rasmarker, i lavlandet og i fjellet, i fjord- og dalstrøk.
- F2 Bergflater og F3 Bergknauser: her kan heigråmose henge utover berget og danne matter på såvel tørre partier som i våte sig.
- H1 Tørr kystlynghei og H2 Fuktig kystlynghei (som er kulturbetingete vegetasjonstyper). Heigråmose er vanlig i begge grupper av vegetasjon, men særlig viktig er den i fukthei fra nordre deler av Vestlandet og nordover. I Midt-Norge er den dominant i store deler av fuktheiene og setter preg på kystlandskapets struktur og farge.
- J2 Ombrotrof tuemyr. I lavlandet, mest i kystområder, er heigråmose dominant på tuer som kan bli over en halv meter høye.
- K3 Fattig fastmattemyr. Heigråmose er vanlig i fastmatter i mange fattige myrer, men opptrer vanligvis ikke i så store mengder som i J2.
- R1c Greplyng-lav/moserabb, over skoggrensen i kystfjell, der den ofte er dominant.
- R5 Mellomalpin grasrabb, spesielt i kyststrøk. R1c og R5 står nær heitypene som Thompson & Baddeley (1991) og Baddeley et al. (1993) særlig diskuterer.
- S1b Alpin røsslynghei, humid type. Lavalpin fuktheitype (som ikke er antropogen) i kyststrøk.

I tillegg danner heigråmose (jallfall en del steder i Nord-Norge) matter på på rullestein i gamle strandavsetninger i epilittoral sone.

4 Resultater

Under innsamlingen ble det observert en del morfologiske forskjeller mellom heigråmose som vokser i rene og i nitrogenforurensede områder. Disse subjektive inntrykkene er ikke fulgt opp med mikroskopering av blad (for siekk av hårspisslengde, papillositet m.m.) eller vekstmalinger. Likevel gir vi en oppsummering av forskjellene.

Heigråmose i rene områder:

- Skudd lange, mer og mindre rette, men med et loddent/lubbent utseende, lange sideskudd
- Danner tykke matter eller tydelig hvelvede puter når den vokser på berg; mattene virker spenstige når en presser dem sammen
- Det levende, assimilerende laget i mattene/tuene er flere cm tykt
- Mattene/putenes farge er lys; grå når tørre, grågule når fuktige

Heigråmose i nitrogenforurensede områder:

- Skuddene virker "krokete/krøllete", med korte sideskudd, påfallende mindre lodden/lubben enn i rene områder
- Danner flate, sammensunkne matter med liten spenst
- Tynt lag med levende skudd
- Mørk farge, mye grønnere enn i rene områder

Dyp grønnfarge hos moser som vokser i nitrogenforurensede områder er vel dokumentert, se f.eks. Bakken (1991), Flatberg & Frisvoll (1991) og Aerts et al. (1992).

Nitrogen i vegkantprøver

De fire pseudoreplikate prøvene som er tatt fra henholdsvis vegkant og mer enn 100 m fra veg ga resultater som vist i **tabell 2**.

Bare i ett tilfelle, fra et rent område (prøve 16/17 i **tabell 2**) er verdiene i vegkantprøven høyest. I de tre tilfellene fra forurensede områder i Sør-Norge (med over 1,00 g N/m²/år) er verdiene høyest i prøvene tatt fjernere fra veg. Etter som dette materialet ikke viser stort utslag på prøver tatt nær veg, og trafikkmengden ved disse lokalitetene heller ikke er kvantifisert, er korrelasjons- og regresjonsanalyser (se neste avsnitt) utført for alle de 49 prøvene samlet.

I de to tilfellene med parallellprøver (se under Innsamling og oppbevaring) er det en forskjell i N % på 0,1 % mellom prøve 3 og 4, og 0,05 % mellom prøve 20 og 48.

Tabell 2. Nitrogeninnhold i heigråmose der det er tatt pseudoreplikate prøver fra henholdsvis vegkant (< 3 m fra veglegeme) og mer enn 100 m fra veg. Verdiene gis i g/100 g tørrstoff. - Nitrogen content in pairs of samples of *Racomitrium lanuginosum* taken from respectively roadside (< 3 m from the verge) and more than 100 m from the road. Values are given in g/100 g dry matter

Lokalitet - Site	Vegkant Roadside	> 100 m	Differanse Difference
No Grane 16/17	0,39	0,29	+0,10
Ro Gjesdal 30/31	0,61	0,70	- 0,09
AA Evje/Hornnes 42/41	0,76	0,96	- 0,20
Te Tinn 46/45	0,71	0,75	- 0,04

Nitrogen- og karboninnhold i heigråmose

Innholdet av nitrogen i grønne, levende deler av heigråmose varierer fra 0,22 til 1,03 %, jf. **tabell 3**. Konsentrasjonene i prøvene med de høyeste verdiene er ca 4,7 ganger høyere enn i prøvene med de laveste verdiene, og gjennomsnittsverdiene i de forurensede områdene er 2,5 ganger så høye som gjennomsnittsverdiene i rene områder.

Karboninnholdet i heigråmose viser mye mindre variasjon enn nitrogeninnholdet (**tabell 3**). Høyeste verdi blant 49 prøver er 1,65 ganger høyere enn laveste verdi. Gjennomsnittsverdien for C-innholdet i forurensede prøver utgjør 97,5 % av gjennomsnittsverdiene for C i rene områder.

Det er store forskjeller i C/N-forholdet i heigråmose fra områder med ulik nitrogenavsetning (**tabell 3**). Gjennomsnittsverdien for C/N i prøver fra forurensede områder utgjør bare 37,8 % av gjennomsnittsverdien i rene områder.

Parvise Kendall-korrelasjoner er beregnet mellom variablene C %, N %, C/N og nitrogenavsetning i de 50 x 50 km-ruter der prøvene er hentet fra, høyde over havet og prøvens beliggenhet i forhold til veg. Resultatene er presentert i **tabell 4**.

Det er positiv Kendall-korrelasjon mellom C % og C/N (0,2469) og mellom nitrogenavsetning og høyde over havet (0,2023). Den høyeste positive korrelasjonen finner en imidlertid mellom N % og nitrogenavsetning (0,6004). Det er negativ korrelasjon mellom C % og avstand fra veg (-0,3317) og mellom C/N og nitrogenavsetning (-0,5997). Den høyeste korrelasjonen finner en mellom N % og C/N (-0,9527).

Kendall-korrelasjon ble nyttet for å vise assosiasjonen mellom N-avsetning og N-innhold i mosen. Scatterplot (se **figur 3**) viste at målingene var rimelig jevnt fordelt, til tross for at de intermediært forurensede områdene er dårligere representert i materialet enn de lite og de sterkt forurensede områdene. Målingene viste intet U-format eller invers U-format forhold mellom variablene.

Figur 3 viser en tydelig lineær sammenheng mellom variablene nitrogenavsetning og N %. Ingen polynomisk regresjon vil således vise vesentlig bedre sammenheng. Residualene er videre relativt konstant fordelt langs førsteaksen.

Den lineære regresjonsanalysen, der N-avsetning i prøvetakingsområdet nyttes som uavhengig variabel (X) og N % i heigråmose er avhengig variabel (Y), angir prediksjonen av en variabel som funksjon av den andre. For vårt datasett kan regresjonslinjen uttrykkes som:

$$Y = 0,382 X + 0,227.$$

Nitrat reduktase-aktivitet

Resultatene av analysen av nitrat reduktase-aktivitet (NRA) for sju prøver av heigråmose fremgår av **figur 4**. Figuren viser induksjonskurvene når alle verdier ved induksjonsstart (t = 0) er trukket ned til NRA = 0.

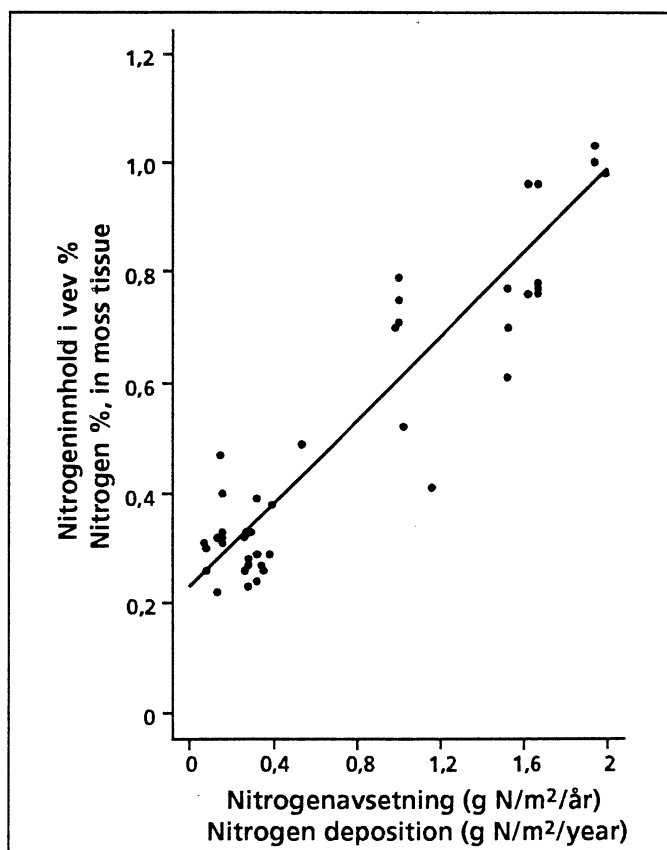
Tabell 3. Innhold av nitrogen og karbon i heigråmose. - Nitrogen and carbon content in *Racomitrium lanuginosum*.

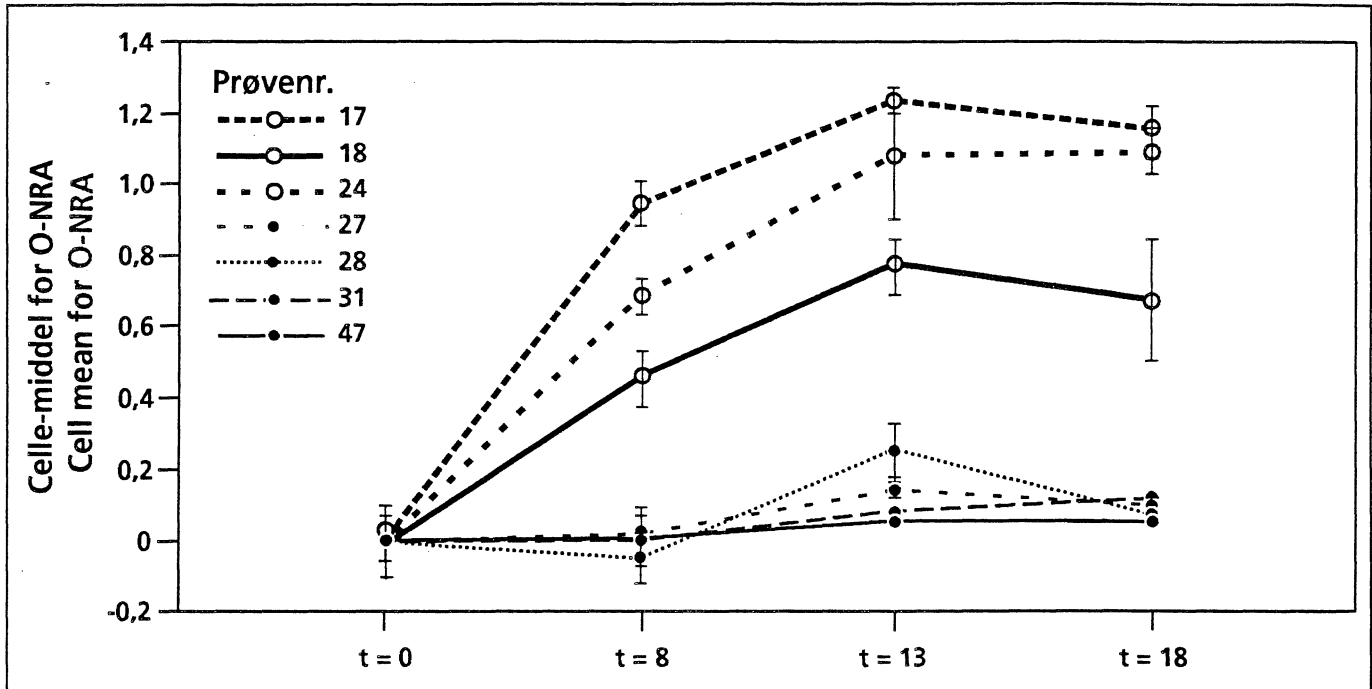
	Antall prøver No of samples	Min. Min.	Maks. Max.	Gj.sn. Mean	SD SD
Nitrogen - N					
Prøver fra rene omr. Samples from clean areas	28	0,22	0,47	0,31	± 0,06
Prøver fra forurensede områder Samples from polluted areas	21	0,41	1,03	0,78	± 0,18
Karbon - C					
Prøver fra rene omr. Samples from clean areas	28	36,7	44,9	43,3	± 1,48
Prøver fra forurensede områder Samples from polluted areas	21	27,6	45,6	42,2	± 3,70
C/N					
Prøver fra rene omr. Samples from clean areas	28	92,98	223,33	149,37	± 29,98
Prøver fra forurensede områder Samples from polluted areas	21	38,54	83,85	56,47	± 13,35

Tabell 4. Kendall rangkorrelasjoner mellom variabler. $N = 49$. Korrelasjonskoeffisienter (øvre verdier) og deres signifikanssannsynligheter (nedre verdier) er angitt. Korrelasjoner med signifikanssannsynlighet $P < 0,05$ er uthevet. - Kendall rank correlations between variables. $N = 49$. Correlation coefficients (upper values) and their significance probabilities (lower values) are given. Correlations with significance probabilities $P < 0,05$ are printed in bold types.

Variabler Variables	C%	N%	C/N	N-avsetning N deposition	H.o.h., m Altitude, m
N %	-,1905 ,0584				
C/N	,2469 ,0133	-,9527 ,0000			
N-avs.	-,1882 ,0630	,6004 ,0000	-,5997 ,0000		
H.o.h.	-,0219 ,8287	,1817 ,0731	-,1789 ,0748	,2023 ,0472	
Avst. veg Dist. road	-,3317 ,0058	,1342 ,2649	-,1610 ,1767	,1505 ,2136	,0665 ,5829

Figur 3. Regresjonsanalyse av sammenhengen mellom nitrogenavsetning og nitrogeninnhold i vev av heigråmose. $Y = 0,382 X + 0,227$. - Regression analysis of the relationship between nitrogen deposition and nitrogen content in *Racomitrium lanuginosum* tissue.





Figur 4. Induksjonskurve for sju prøver når alle verdier ved eksperimentets start ($t = 0$) er redusert til NRA = 0. Prøve 17, 18 og 24 er fra rene områder, 27, 28, 31 og 47 fra forurensede områder. Hvert punkt på kurvene er gjennomsnitt av fire paralleller; standardfeil (SE) er angitt. - Induction curve for seven samples of *Racomitrium lanuginosum* when all values at the start of the experiment ($t = 0$) have been reduced to NRA = 0. Samples 17, 18 and 24 are from non polluted areas and samples 27, 28, 31 and 47 from polluted areas. Each point on the curves is a mean of 4 parallels; standard error (SE) is shown.

5 Diskusjon

Nitrogeninnhold

Baddeley et al. (1993) undersøkte variasjonen i nitrogeninnhold langs de enkelte skudd av heigråmose. De fant klar nedgang mellom tredje og fjerde segment på skuddene (jf. kap. 3, vekst), noe som tyder på at avklipping av de øverste 1-2 cm av mosemattene for analyse (jf. kap. 2) har gitt tilstrekkelig homogent materiale for vevsanalyse.

Når det gjelder kvaliteten på nitrogenavsetningdata for lokalitetene, har vi basert oss på NILUs detaljerte data. Disse har verdier som ligger noe høyere enn verdiene som presenteres av SFT (1991), og nedfallsmønsteret avviker også en del. Valg av grunnlagsdata om nitrogenavsetning vil dermed kunne ha noe betydning for regresjonsanalysen, men mindre betydning for den ikke-parametriske korrelasjonsanalysen.

Til tross for at både parallellene og pseudoreplikat-prøvene i dette materialet er spinkelt, indikerer de målte forskjellene at dersom det skal utføres mer omfattende, regionale undersøkelser (f.eks. rundt utslippskilder som etableres i

rene miljøer) bør det i regelen alltid tas flere paralleller for å få kontroll med finskala-variasjonen i materialet.

Korrelasjonsanalysen viser at det er høy, positiv korrelasjon mellom nitrogenavsetninger og nitrogeninnhold i vevet til heigråmose. Signifikanssannsynligheten er $< 0,0001$, til tross for at nullhypotesen er testet mot et tosidig alternativ. H_0 , som forutsetter at det ikke er noen sammenheng mellom de to variablene, må således forkastes. Dette samsvarer også med andre undersøkelser der en har funnet høyt innhold av nitrogen i moser i nitrogenforurensede områder; i torvmoser (*Sphagnum* spp.: Press et al. 1986), i heigråmose (Thompson & Baddeley 1991, Baddeley et al. 1993, Odasz et al. 1991, Vange & Odasz 1993), i sigdmoser (*Dicranum* spp.) (Frisvoll 1991).

I de minst forurensede delene av Storbritannia (Nordvest-Scottland) ligger de fleste verdiene for vevsnitrogen under 0,6 % og i de mest forurensede områdene på 1,2 %. De laveste britiske verdiene tilsvarer nivåer vi har i de mindre belastede områdene i Sørvest-Norge, mens denne undersøkelsen ikke har avslørt så høye verdier for vevsnitrogen i Norge som britene opererer med, dvs. over 1,2 % (Baddeley et al. 1993).

Mens det i dag er 6 ganger mer vevsnitrogen i forurensede, britiske prøver enn i ikke-forurensede, er tilsvarende forskjell mellom norske prøver bare 2,5.

På grunnlag av disse sammenligningene med britiske forhold kan vi slutte at våre mest nitrogenbelastede områder ennå ikke er så belastede som enkelte områder i Storbritannia. Verdiene for vevsnitrogen i Nord-Norge og Midt-Norge tilsvarer de som britene hadde ved midten av forrige århundre (Baddeley et al. 1993, basert på herbariemateriale).

Baddeley et al. (1993) finner at heigråmose som vokser på høyere nivå i Storbritannia (over ca 700 m o.h.) i de fleste tilfeller har høyere nitrogeninnhold enn prøver fra lavlandet. Det forklarer de ved at nedbøren øker med høyden, og at det der dessuten foregår en betydelig avsetning når vegetasjonen er eksponert for tåke (okkult avsetning). Korrelasjonsanalysen (tabell 4) viser at det er en sammenheng mellom nitrogenavsetning og høydelag også i Norge. Det er likevel overraskende at prøve 28, fra Samnanger i Hordaland, 950 m o.h., har så lavt N-innhold som 0,41 %, for lokaliteten ligger innen et forurenset og svært nedbørrikt område: 1,16 g N/m²/år (iflg. NILU) og 3000-3500 mm nedbør pr. år (Førland 1993). Prøve 28 ble undersøkt mht. nitrat reduktase-aktivitet, og resultatene (se nedenfor) tydet på at denne prøven var mettet med nitrogen. Det er vanskelig å forklare den lave nitrogenverdien, men det bør pekes på at prøve 28 også har uvanlig lavt karboninnhold: 27,6 % mot et snitt på 42,2 % (SD ± 3,70) i prøver fra forurensede områder.

Andre undersøkelser rapporterer atskillig høyere nitrogeninnhold i mosevev enn det som her rapporteres. Frisvoll (1991) fant at verdiene i blanksigd (*Dicranum majus*) i gjennomsnitt lå mellom 1,45 og 1,87 % i Agder og mellom 1,02 og 1,27 % i Trøndelag. Svært høye verdier (0,71-5,57 %) ble funnet i ulike moser fra Svalbard og fastlandet (Tromsø), men verdiene i heigråmose var de laveste, et sted mellom 0,5 og 1,0 % (Odasz et al. 1991, figur 3). Heigråmose fra Agder var ikke representert i deres materiale.

Bruteig (1993) finner at nitrogeninnholdet i kvistlav (*Hypogymnia physodes*) er høyere i lav som vokser på høyere nivå enn en skulle forvente ut fra avsetningstallene, men også at årsnedbør er negativt korrelert med vevsnitrogen. N % varierer i hennes materiale fra 0,42 til 1,96 %. De høyeste verdiene ble funnet i materiale fra Oslofjordområdet langs kysten til Sognefjorden; de laveste fra Sør-Trøndelag og nordover. Mønsteret har klare likheter med det mønsteret som denne undersøkelsen har vist hos heigråmose.

C/N-forholdet

Forholdet mellom innholdet av karbon (C %) og total-nitrogen (N %) i mosevev synker fra ca 150 i rene områder til ca 50 i forurensede områder (A.M. Odasz, 1992 i upublisert fremdriftsrapport til DN). Verdiene fra undersøkelsen over heigråmose er i overensstemmelse med dette, jf. tabell 3 der det fremgår at gjennomsnitt av 28 prøver fra forurensede områder er knapt 149,37 og 56,47 i gjennomsnitt av 21 prøver fra rene områder. Når N % nærmer seg 1, og C/N synker mot 50, inntreer skader i mosen.

Nitrat reduktase-aktivitet

Kurvene for prøve 17, 18, og 24 viser at det har skjedd en enzyminduksjon etter tilførselen av nitratløsning. Dette tyder på at disse prøvene ikke var mettet med nitrat og at tilførselen i laboratoriet har økt enzymaktiviteten og dermed opptaket av nitrat i planten.

Prøve 27, 28, 31 og 47 hadde derimot nesten ingen økning i enzymaktiviteten etter tilførselen av nitratløsning.

I heigråmose som skriver seg fra miljø med liten nitrogenavsetning, vil enzymet bli induisert ved naturlig eller eksperimentell tilførsel av nitrat. Gjentatt tilførsel vil føre til økt induksjon opp til et punkt der mosen er mettet med nitrat, og enzymaktiviteten kobler ut. Resultatene tyder på at prøve 17, 18 og 24 kommer fra områder uten forhøyet nitrogenavsetning. Prøvene er hentet fra henholdsvis søndre Nordland, Nord-Trøndelag og Nord-Møre, fra områder vi anser som rene (jf. figur 1 og 2).

Den nesten fullstendige mangel på induksjonskapasitet som prøve 27, 28, 31 og 37 viser, tyder på at disse prøvene er mettet med nitrogen og at de kommer fra områder med tydelig forhøyet nitrogenavsetning. Prøvene skriver seg fra henholdsvis Ytre Sogn, Bergens-regionen, Ryfylke og indre Vest-Agder, dvs. fra forurensede områder.

V. Vange (pers. medd.) diskuterer hvorvidt forskjellen i de to grupper av prøver kan skyldes tørkestress, men utelukker denne muligheten, ettersom prøvene fra de rene områdene lå lenger i tørket tilstand enn prøvene fra forurensede områder, og begge grupper fikk lik behandling i laboratoriet.

Odasz et al. (1991) sammenligner NRA i materiale fra områder med store forskjeller i nitrogentilførsel, fra henholdsvis fuglefjell på Svalbard og Troms og får store forskjeller i NRA. V. Vange (pers. medd.) har fått induksjonskurver som er svært lik kurvene til prøve 17, 18 og 24 for materiale fra Troms. Gruppen i Tromsø har dermed utført flere forsøk som alle peker i retning av at regionale forskjeller i nitrogenavsetning gjenspeiles i NRA hos heigråmose og at

dette forholdet er egnet som biomonitor på nitrogenavsetning. Resultatene er kommentert av Vange & Odasz (1993).

Følger av nitrogenmetning i moser

Metning av nitrogen i mosevev inntreer i underkant av 1 %. Det påpekes fra flere hold at nitrogenmetning i mosevev først fører til at evnen til at nitratassimilasjon går tapt, deretter til at mosen nedbrytes raskere enn under ikke-forurensede forhold og at nitrogen lekker fra mosen ut til andre komponenter av økosystemet (se f.eks. Woodin & Lee 1987, Baddeley et al. 1993, Aerts et al. 1992, Vange & Odasz 1993). Dette kan på lengere sikt komme til å påvirke nitrogenbalansen i ombrotrof myr og fattige plantesamfunn på fastmark og konkurranseforholdet mellom arter. Det kan også føre til at myrer går over fra å være C-akkumulerende økosystemer til å frigi C. Lave C/N-verdier er en indikator på at nedbrytning av mosematerialet øker (Aerts et al. 1992). Lee & Studholme (1992) mener at det ikke er påvist at dette skjer, men Baddeley (1991) har funnet at økt nitrogen tilførsel til heigråmose forårsaker økning i respirasjonen i døde stengeldeler. Dette kan forklare den forskjellen i "frodighet" og "spenst" som ble observert i matter av heigråmose i ulike regioner.

Konklusjon

Innholdet av vevsnitrogen som prosent av tørrvekt og evnen til å inducere enzymet nitrat reduktase (NRA) er undersøkt i heigråmose fra områder i Norge med forskjellig grad av nitrogenavsetning. Resultatet av analysene viser at:

- 1 Det er høy, positiv korrelasjon mellom N % og nitrogenavsetning.
- 2 Det er klare forskjeller i NRA i mose fra regioner med ulik nitrogenavsetning.

Dette gir grunnlag for å konkludere at heigråmose er vel-egnet som biomonitor på nitrogenavsetning i naturmiljøet.

6 Sammendrag

Flere tidligere undersøkelser har antydnet at innholdet av nitrogen i heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) gjenspeiler avsetningen av nitrogen på voksestedet. Formålet med denne undersøkelsen er å vise hvorvidt det er en sammenheng mellom vevsnitrogen i heigråmose og det regionale mønsteret for nitrogenavsetninger i Norge.

Heigråmose er en vanlig art i Norge, og den er viktig, dels dominerende moseart i en rekke vegetasjonstyper, særlig i kyststrøk.

Det er samlet 49 prøver (**tabell 1, figur 2**) av heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) fordelt med 28 prøver fra ikke-forurensede ("rene") områder og 21 fra forurensede områder. Som rene regnes områder der den årlige avsetningen av nitrogenforbindelser er 0,2-0,3 g N/m² eller lavere.

Det er klare forskjeller i vevsnitrogen (N %) og forholdet mellom karbon og nitrogen (C/N) i de to gruppene med prøver. I prøver fra rene områder er gjennomsnittsverdiene for N % 0,31 (SD ± 0,06), fra forurensede områder 0,78 (SD ± 0,18). Tilsvarende verdier for C/N er henholdsvis 149,37 (SD ± 29,98) og 56,47 (SD ± 13,35) (**tabell 3**). Verdiene er i overensstemmelse med tidligere undersøkelser av heigråmose.

NILU har beregnet den årlige nitrogenavsetningen i 50 x 50 km-ruter. Det regionale mønsteret for nitrogenavsetninger i Norge er vist i **figur 1**.

N % viser høy, positiv korrelasjon (0,6004, P < 0,05, Kendall's ikke-parametriske korrelasjonskoeffisient) med nitrogenavsetningene i de 50 x 50 km-rutene prøvene er samlet i. Det er også positiv korrelasjon mellom nitrogenavsetninger og høydelag.

Evnen til å inducere enzymet nitrat reduktase etter tilførsel av nitratløsning er undersøkt hos sju prøver. Tre prøver fra rene områder viste økt enzymaktivitet etter tilførsel av nitratløsning, noe som tyder på at prøvene ikke var mettet med nitrogen da de ble samlet. Derimot var det så godt som ingen induksjonskapasitet i fire prøver fra forurensede områder (**figur 4**).

Undersøkelsen bekrefter at innholdet av nitrogen i heigråmose gjenspeiler det regionale mønsteret for nitrogenavsetning i Norge. Resultatene støtter tidligere undersøkelser som konkluderer med at heigråmose er velegnet som biomonitor på nitrogenavsetninger i naturmiljøet.

7 Summary

Several previous studies have implied that the content of nitrogen in *Racomitrium lanuginosum* reflects the depositional conditions where it grows. The aim of this investigation is to show whether there is a connection between nitrogen in the tissue of *Racomitrium lanuginosum* and the regional pattern of nitrogen deposition in Norway.

Racomitrium lanuginosum is common in Norway, and is an important, in part dominant, moss in several types of vegetation, particularly in coastal districts.

49 samples of *Racomitrium lanuginosum* (Table 1, Figure 2) were collected, 28 from non-polluted ("clean") areas and 21 from polluted ones. Areas considered clean are those where annual deposition of nitrogen compounds is 0.2-0.3 g N/m² or less.

There are distinct differences between nitrogen in the plant tissue (N %) and the relationship between carbon and nitrogen (C/N) in these two groups of samples. The average value for N % in samples from clean areas is 0.31 (SD ± 0.06) and from polluted areas 0.78 (SD ± 0.18). Corresponding values for C/N are 149.37 (SD ± 29.98) and 56.47 (SD ± 13.35) (Table 3). The figures agree with those in previous investigations of *Racomitrium lanuginosum*.

The Norwegian Institute for Air Research (NILU) has calculated the annual deposition of nitrogen in 50 x 50 km quadrats. Figure 1 shows the regional pattern for nitrogen deposition in Norway.

The N % shows high, positive correlation (0.6004, $P < 0.05$, Kendall's non-parametric correlation coefficient) with nitrogen deposition in the 50 x 50 km quadrats in which the samples were collected. Figure 3 shows a scattergram of N % against the nitrogen deposition values. The dots depict data points: the diagonal presents a summary of the general relationship between the variables. There is also a positive correlation between nitrogen deposition and altitude.

The ability to induce the enzyme nitrate reductase, when exposed to a nitrogen solution has been investigated in seven samples (Figure 4). Three from clean areas showed increased enzymic activity after the solution was added, implying that these samples were not saturated with nitrogen when they were collected. On the other hand, four samples from polluted areas showed virtually no induction capacity.

The study confirms that the content of nitrogen in *Racomitrium lanuginosum* reflects the regional pattern of nitrogen deposition in Norway. The results support previous investigations which concluded that *Racomitrium lanuginosum* is well suited as a biomonitor of nitrogen deposition in the natural environment.

8 Litteratur

- Aerts, R., Wallén, B. & Malmer, N. 1992. Growth-limiting nutrients in *Sphagnum*-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. - *J. Ecol.* 80: 131-140.
- Baddeley, J.A. 1991. The physiological ecology of *Racomitrium lanuginosum* with respect to atmospheric nitrogen deposition. - Unpubl. thesis Univ. Manchester. (Ikke sett, sitert etter Lee & Studholme 1992.)
- Baddeley, J.A., Thompson, D.B.A. & Lee, J.A. 1993. Regional and historical variation in the nitrogen content of *Racomitrium lanuginosum* in Britain in relation to atmospheric nitrogen deposition. - *Environmental Pollution*. I trykk.
- Bakken, S. 1991. Klorofyllinnhold og a/b-forhold hos blanksigd (*Dicranum majus*) i Agder og Trøndelag. - NINA Oppdragsmelding 69: 20-25.
- Bell, S., Ashenden, T.W. & Rafarel, C.R. 1992. Effects of rural roadside levels of nitrogen dioxide on *Polytrichum formosum* Hedw. - *Environmental Pollution* 76: 1-14.
- Bobbink, R., Boxman, D., Fremstad, E., Heil, G., Houdijk, A. & Roelofs, J. 1992. Critical loads for nitrogen eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna. - I Grennfelt, P. & Thörnclöf, E., red. Critical loads for nitrogen - workshop report. Nord 1992, 41: 111-159.
- Bruteig, I. 1993. The epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* as a biomonitor of atmospheric nitrogen and sulphur deposition in Norway. - *Environmental Monitoring and Assessment* 26: 27-47.
- Conover, W.J. 1980. Practical nonparametric statistics. 2nd ed. - Wiley, New York.
- Fenstad, G.U., Walløe, L. & Wille, S.Ø. 1977. Three tests for regression compared by stochastic simulation under normal and heavy tailed distribution of errors. - *Scand. J. Statist.* 4: 31-34.
- Flatberg, K.I. & Frisvoll, A.A. 1991. Morfologiske skader hos blanksigd (*Dicranum majus*) og krussigd (*D. polysetum*). - NINA Oppdragsmelding 69: 7-19.
- Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. - NINA Oppdragsmelding 124: 1-44.
- Fremstad, E. & Elven, R. 1987. Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge. - Økoforsk Utredn. 1987,1. Flere pag.
- Fremstad, E. & Kvenild, L. 1993. Fattig heivegetasjon i Norge; utbredelseskart. - NINA Oppdragsmelding 188: 1-17.
- Frisvoll, A. 1991. Nitrogen i mose fra Agder og Trøndelag. - NINA Oppdragsmelding 80: 1-19.
- Førland, E. 1993. Årsnedbør 1 : 2 mill. - Nasjonalatlas for Norge, kartblad 3.1.1. Statens kartverk.
- Goodman, G.T. & Roberts, T.M. 1971. Plants and soils as indicators of metals in the air. - *Nature*, London 231: 287-292.
- Grodzinska, K. 1978. Mosses as bioindicators of heavy metal pollution in Polish national parks. - *Water, Air, Soil Pollution* 9: 83-97.
- Jalas, J. 1955. *Racomitrium lanuginosum* (Hedw.) Brid. als Klimaindikator in Ostfennoskandien. - *Arch. Soc. "Vanamo"* Suppl. 9: 73-88.
- Kendall, M.G. 1938. A new measure of rank korrelation. - *Biometrika* 30: 81-93.
- Lee, J.A. & Studholme, C.J. 1992. Responses of *Sphagnum* species to polluted environments. - I Bates, J.W. & Farmer, A.M., red. Bryophytes and lichens in a changing environment. Clarendon Press, Oxford. s. 314-332.
- Lövblad, G., Andersen, B., Joffre, S., Pedersen, U., Hovmand, M. & Reissell, A. 1992. Mapping deposition of sulphur, nitrogen and base cations in the Nordic countries. - IVL, Institutet för vatten- och luftvårdsforskning Rapp. L91/348: 1-33.
- McKenzie, D.H., Hyatt, D.E. & McDonald, V.J., red. 1992. Ecological indicators. 1-2. - Elsevier Applied Science, London og New York. 2 b.
- Miljøverndepartementet 1992. Forslag til miljøindikatorer for Norge. Rapport 1 fra referansegruppe for miljøindikatorer nedsatt av Miljøverndepartementet 1991. - Miljøverndepartementet T-907: 1-17.
- Nihlgård, B. 1985. The ammonium hypothesis - an additional explanation to the forest dieback in Europe. - *Ambio* 14,1: 1-8.
- Nordhagen, R. 1928. Die Vegetation des Sylenegebietes. I Die Vegetation. - Norske Vidensk.akad. Oslo Skr. 1927,1: 1-612.
- Nyholm, E. 1956. Illustrated moss flora of Fennoscandia. II. Musci. - Lund, Gleerup. 799 s.
- Odasz, A.M., Vange, V., Øiesvold, S. & Edvardsen, H. 1991. Nitrate reductase enzyme activity in bryophytes: bioindicator of nitrogen deposition. - NINA Oppdragsmelding 69: 26-41.
- Press, M.C., Woodin, S.J. & Lee, J.A. 1986. The potential importance of an increased atmospheric nitrogen supply to the growth of ombrotrophic *Sphagnum* species. - *New Phytol.* 103: 45-55.
- Rühling, Å. & Tyler, G. 1970. Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. & Sch. - *Oikos* 21: 92-97.
- Schofield, W.B. 1992. Bryophyte distribution patterns. - I Bates, J.W. & Farmer, A.M., red. Bryophytes and lichens in a changing environment. Clarendon Press, Oxford. s. 103-130.
- SFT, Statens forurensningstilsyn 1991. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1990. - Statlig program for forurensningsovervåking Rapp. 466/91.
- STSC Inc. 1991. Statistical procedures reference manual. - Statgraphics Inc., Rockville, USA.

- Steinnes, E., Frantzen, F., Johansen, O., Rambæk, J.P. and Hanssen, J.E. 1988. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. Landsomfattende undersøkelse 1985. - SFT Report 334/88.
- Steinnes, E., Rambæk, J.P. & Hanssen, J.E. 1992. Large-scale multi-element survey of atmospheric deposition using naturally growing moss as biomonitor. - *Chemosphere* 25: 735-752.
- Tallis, J.H. 1959a. Periodicity of growth of *Racomitrium lanuginosum*. - *J. Linnaean Soc. London* 56: 212-2
- Tallis, J.H. 1959b. Studies in the biology and ecology of *Racomitrium lanuginosum* Brid. I. Distribution and ecology. - *J. Ecol.* 46: 271-288.
- Tallis, J.H. 1959c. Studies in the biology and ecology of *Racomitrium lanuginosum* Brid. II. Growth, reproduction and physiology. - *J. Ecol.* 47: 325-351.
- Thomas, W. 1981. Entwicklung eines Immissionsmesssystems für PCA, Chlorkohlenwasserstoffe und Spuremetalle mittels epiphytischer Moose - angewandt auf den Raum Bayern. - Druckhaus Bayreuth Verlagsgesellschaft, Bayreuth.
- Thomas, W. & Herrmann, R. 1980. Nachweis von Chlorpestiziden, PCB, PCA und Schwermetallen mittels epiphytischer Moose als Biofilter entlang eines Profils durch Mitteleuropa. - *Staub, Reinhalt, Luft* 40: 440-444.
- Thomas, W. & Schunke, E. 1984. Polyaromatic hydrocarbons, chlorinated hydrocarbons, and trace metals in moss samples from Iceland. - *Lindbergia* 10: 27-32.
- Thompson, D.B.A. & Baddeley, J. 1991. Some effects of acidic deposition on montane *Racomitrium lanuginosum* heaths. - I Woodin, S.J. & Farmer, A.M., red. The effects of acid deposition on nature conservation in Great Britain. NCC, Peterborough, Focus on nature conservation 26. s. 17-28.
- Vange, V. & Odasz, A.M. 1993. Nitrate nutrition in *Racomitrium lanuginosum* - a bioindicator of nitrogen deposition in Norway. - I Fløisand, I. & Løbersli, E., red. Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger (TVLF) og Naturens tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Stjørdal, 15.-17. februar 1993. NILU OR 17/93. s. 179-184.
- Woodin, S.J. & Lee, J.A. 1987. The fate of some components of acidic deposition in ombrotrophic mires. - *Environmental Pollution* 45: 61-72.
- Øvstedal, D.O. 1969. Vegetasjon på urer og steintipper i Aurland. - Upubl. hovedfagsopp. Univ. Bergen.

Naturens tålegrenser

Oversikt over utgitte rapporter

- 1 Nygård, P.H. [1989]. Forurensningers effekt på naturlig vegetasjon; en litteraturstudie. - Norsk institutt for skogforskning (NISK), Ås.
- Uten nr.
Jaworowski, Z. 1989. Pollution of the Norwegian Arctic: A review. - Norsk polarinstitutt (NP) Rapportserie nr.55. Os!
- 2 Henriksen, A., Lien, L. & Traaen, T.S. 1990. Tålegrenser for overflatevann. Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89210.
- 3 Lien, L., Henriksen, A., Raddum, G. & Fjellheim, A. 1989. Tålegrenser for overflatevann. Fisk og evertebrater. Foreløpige vurderinger og videre planer. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89185.
- 4 Bølviken, B. & medarbeidere 1990. Jordforsuringstatus og forsuringfølsomhet i naturlig jord i Norge. - Norges geologiske undersøkelse (NGU). NGU-rapport 90.156. 2 bind (Bind I: Tekst, Bind II: Vedlegg og bilag).
- 5 Pedersen, H.C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransporterte forurensninger på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tungmetaller. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Utredning 5.
- 6 Frisvoll, A.A. 1990. Moseskader i skog i Sør-Norge. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 18.
- 7 Muniz, I.P. & Aagaard, K. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge; virkninger av en del sporelementer og aluminium. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Utredning 13.
- 8 Hesthagen, T., Mack Berger H. & Kvenild, L. 1992. Fiskestatus i relasjon til forsuring av innsjøer. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Forskningsrapport 32.
- 9 Pedersen, U., Walker, S.E. & Kibsgaard, A. 1990. Kart over atmosfærisk avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser i Norge. - Norsk institutt for luftforskning (NILU) OR: 28/90.
- 10 Pedersen, U. 1990. Ozonkonsentrasjoner i Norge. - Norsk institutt for luftforskning (NILU). OR: 28/29.
- 11 Wright, R.F., Stuanes, A., Reuss, J.O. & Flaten, M.B. 1990. Critical loads for soils in Norway. Preliminary assessment based on data from 9 calibrated catchments. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89153.
- 11b Reuss, J.O. 1990. Critical loads for soils in Norway. Analysis of soils data from eight Norwegian catchments. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89153.
- 12 Amundsen, C.E. 1990. Bufferprosent som parameter for kartlegging av forsuringfølsomhet i naturlig jord. - Univ. i Trondheim, AVH (stensil).
- 13 Flatberg, K.I., Foss, B., Løken, A. & Saastad, S.M. 1990. Moseskader i barskog. - Direktoratet for naturforvaltning (DN), notat (under trykking).
- 14 Frisvoll, A.A. & Flatberg, K.I. 1990. Moseskader i Sør-Varanger. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 55.
- 15 Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A. & Odasz, A.M. 1991. Moser og luftforurensninger. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 69.
- 16 Mortensen, L.M. 1991. Ozonforurensning og effekter på vegetasjonen i Norge. - Norsk landbruksforsk. 5:235-264.
- 17 Wright, R.F., Stuanes, A.O. & Frogner, T. 1991. Critical Loads for Soils in Norway Nordmoen. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapport O-89153.
- 18 Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I. & Sæther, M. 1991. Metallbelastninger i lirype. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 71.
- 19 Lien, L., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1991. Tålegrenser for overflatevann evertebrater og fisk. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapport O-89185,2.

- 20 Amundsen, C.E. 1992. Sammenligning av parametre for å bestemme forsuringfølsomhet i jord. (NGU)-rapport 91.265.
- 21 Bølviken, B., Nilsen, R., Romundstad, J. & Wolden, O. 1992. Surhet, forsuringfølsomhet og lettløselige basekationer i naturlig jord fra Nord-Trøndelag og sammenligning med tilsvarende data for Sør Norge. NGU-rapport 91.250.
- 22 Sivertsen, T. & medarbeidere. 1992. Opptak av tungmetaller i dyr i Sør-Varanger. Direktoratet for naturforvaltning, DN-notat 1991-15. 53s.
- 23 Lien, L., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1992. Critical loads for acidity to freshwater. Fish and invertebrates. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), rapport 0-89185,3 .
- 24 Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 124.
- 25 Fremstad, E. 1992. Heivegetasjon i Norge, utbredelseskart. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 188.
- 26 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A. 1992. Undersøkelser av skader hos to sigdmoser i Agder. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 134.
- 27 Lindstrøm, E.A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90137/E-90440, rapport-2.
- 28 Brettum, P. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Plan-teplankton. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90137/E-90440, rapport-3.
- 29 Brandrud, T.E., Mjelde, M. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Makrovegetasjon. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90137/E-90440, rapport-1.
- 30 Mortensen, L.M. & Nilsen, J. 1992. Effects of ozone and temperature on growth of several wild plant species. Norwegian Journal of Agricultural Sciences 6:195-204.
- 31 Pedersen, H.C., Myklebust, I., Nygård, T. & Sæther, M. 1992. Akkumulering og effekter av kadmium i li-rype. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmeld.152.
- 32 Amundsen, C.E. 1992. Sammenligning av relativ forsuringfølsomhet med tålegrenser beregnet med modeller i jord. Norges geologiske undersøkelse. NGU-rapport 92.294.
- 33 Frogner, T., Wright, R.F. Cosby, B.J., Esser, J.M., Håøya, A.-O. & Rudi, G. 1992. Map of critical loads for coniferous forest soils in Norway. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90147.
- 34 Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S. & Taubøll, S. 1992. Tålegrenser for overflatevann - Kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-89210.
- 35 Lien, L., Henriksen, A. & Traaen, T.F. 1993. Tålegrenser for sterke syrer på overflatevann - Svalbard. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90102.
- 36 Henriksen, A., Hesthagen, T. Berger, H.M., Kvenild, L. & Taubøll, S. 1993 Tålegrenser for overflatevann - Sammenheng mellom kjemisk kriterier og fiskestatus. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-92122.
- 37 Odasz, A.M., Øiesvold, S., & Vange, V. 1993. Nitrate nutrition in *Racomitrium lanuginosum* (Hedw.) Brd., a bioindicator of nitrogen deposition in Norway (in prep).
- 38 Espelien, I.S. 1993. Genetiske effekter av tungmetaller på pattedyr. En kunnskapsoversikt. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Utredning (in prep).
- 39 Økland, J. & Økland, K.A. 1993. Database for bioindikatorer i ferskvann - et forprosjekt. Laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI), Zoologisk Museum, Oslo. Rapport nr. 144, 1993.
- 40 Aamlid, D. & Skogheim, I. 1993. Nikkel, kopper og andre metaller i multer og blåbær fra Sør-Varanger, 1992. Norsk institutt for skogforskning. Skogforsk rapport (in prep).
- 41 Kålås, J.A., Ringsby, T.H. & Lierhagen, S. 1993. Metals and radiocesium in wild animals from the Sør-Varanger area, North Norway. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding 212.
- 42 Fløisand, I. & Løbersli, E. (red.) 1993. Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger (TVLF) og naturens tålegrenser. Sammendrag av foredrag og postere fra møte i Stjørdal, 15. - 17. februar 1993. Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 17/93.

- 43 Flatberg, K.I. & Frisvoll, A.A. 1993. Moseskader i Agder 1989-92. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Oppdragsmelding (in prep).
- 44 Lien, L., Henriksen, A. & Traaen, T.S. 1993. Critical loads of acidity to surface waters, Svalbard. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). O-90102.
- 45 Løbersli, E.; Johannessen, T. & Olsen, K.V. (red.) 1993. Naturens tålegrenser Referat fra seminar i 1991 og 1992. Direktoratet for naturforvaltning (DN), notat 1993-6.
- 46 Bakken, S. 1993. Nitrogenforurensning og variasjon i nitrogen, protein og klorofyllinnhold hos barskogmosen blanksigd (*Dicranum majus*) (in prep).
- 47 Krøkje, Å. 1993. Genotoksisk belastning i jord. Effektstudier, med mål å komme fram til akseptable grenser for genotoksisk belastning fra langtransportert luftforurensning (in prep).
- 48 Fremstad, E. 1994. Heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) som biomonitor på nitrogenforurensning. Norsk institutt for naturforskning (NINA). Oppdragsmelding 239.
- 49 Nygaard, P.H. & Ødegaard, T.H. 1993. Effekter av nitrogengjødsling på vegetasjon og jord i skog. Norsk institutt for skogforskning (NISK), Skogforsk (in prep).

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjon.

nina
oppdrags-
melding

Norsk institutt for
naturforskning
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel. 73 58 05 00