

124

oppdragsmelding

Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie

Eli Fremstad

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING
Tungasletta 2 N - 7005 Trondheim



NINA

NATURENS
TÅLEGRENSER

Miljøverndepartementet
Fagrapport 24

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie

Eli Fremstad


NATURENS
TÅLEGRENSE

Miljøverndepartementet
Fagrapport 24

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:

Jon Barikmo	- DN
Eva Fuglei	- NP
Tor Johannessen	- SFT
Else Løbersli	- DN

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

Henvendelse vedrørende programmet kan rettes til:

Direktoratet for naturforvaltning
Tungasletta 2
7005 Trondheim
tel: (07) 58 05 00

eller

Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep
0032 Oslo 1
Tel: (02) 57 34 00

Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. - NINA Oppdragsmelding 124: 1-44.

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0225-5

Trondheim april 1992

Rettighetshaver (C):
NINA - Norsk institutt for naturforskning
Oppdragsmeldingen kan siteres med kildeangivelse

Forvaltningsområde:
Forurensninger
Pollution

Redaktør:
Eli Fremstad, Synnøve Vanvik

Opplag: 250

Kontaktadresse:
NINA
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tlf. (07) 58 05 00

Referat

Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. - NINA Oppdragsmelding 124: 1-44.

Nitrogen anses være den type forurensning som i størst grad vil kunne influere på artssammensetning, struktur og produksjonsforhold i norske heityper. Det skilles mellom kystlynghei, fjellhei (alpin hei) og arktisk hei (tundra). Alle gruppene er dominert av lyngarter eller andre lave, forvedede arter, graminider, moser og lav. De fleste heityper er utviklet på næringsfattig og surt substrat. Artene er generelt tilpasset liten tilgang på nitrogen og en stram nitrogenøkonomi, og de anses som særlig følsomme for økt nitrogentilførsel, f.eks. gjennom nedbør eller tørravsetning. Tålegrenser for heivegetasjon når det gjelder nitrogen synes å ligge rundt 15-20 kg N ha/år for kystlynghei, dvs. tilsvarende det som årlig faller i sørvestlige deler av Norge. For alpin og arktisk hei gir litteraturen få holdepunkter for å fastsette tålegrenser, men de vurderes å være lavere enn for kystlynghei (5-15 kg N ha/år).

Gjennom gjødslingsforsøk har en fått et bilde av hvordan enkelte arter reagerer på nitrogen. Reaksjonene kan betegnes som artsspesifikke, men det synes klart at løvfellende arter (som blåbær, blokkebær, blåtopp og smyle) har et større vekspotensiale og er mer effektive i sin utnyttelse av nitrogenressursene enn eviggrønne arter (som røsslyng, tyttebær og krekling). Løvfellende arter vil derfor i det lange løp kunne utkonkurrere eviggrønne arter.

Både i nederlandske, tyske og britiske heier tilsvarende våre kystlyngheier presses røsslyng og klokke-lyng ut av grasarter, først og fremst blåtopp (*Molinia caerulea*). I de siste tiårene har kystlynghei i Rogaland-Sunnhordland vist samme utviklingstendens, og denne har aksellerert i de aller siste årene. Heiendringene forklares nå ved en kombinasjon av økt nitrogennedfall, svekkelse av røsslyng gjennom angrep av røsslyngbillen (*Lochmaea suturalis*) og frost-/tørkeskader, og derigjennom endrede konkurranseforhold mellom lyngarter og blåtopp.

Det er ikke meldt om endringer i alpin eller arktisk hei som følge av økt nitrogennedfall, men en ser ikke bort fra at tilsvarende endringer som i kystlynghei kan finne sted.

Emneord: nitrogen - heivegetasjon - endringer.

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

Abstract

Fremstad, E. 1992. Impacts of nitrogen on heath vegetation. A literature study. - NINA Oppdragsmelding 124: 1-44.

Nitrogen is thought to be the type of pollution that will have the greatest effect on species composition, structure and production conditions on the types of heath found in Norway. The heath types that are distinguished are coastal heath, upland heath (alpine heath) and arctic heath (tundra). All these groups are dominated by dwarf shrubs and other low-growing woody species, graminoids, mosses and lichens. Most types of heath are developed on infertile, acid soils. The species are in general adapted to a low input of nitrogen and a restricted nitrogen economy, and are considered to be particularly sensitive to an increased input of nitrogen, by way of, for example, wet or dry deposition. Coastal heath vegetation seems to have a nitrogen tolerance limit of around 15-20 kg N/ha/year, which is approximately what is precipitated in southwestern Norway. The limits are probably lower for upland and arctic heaths, but the literature contains little information enabling this to be determined.

Fertilisation experiments have provided an impression of how certain species react to nitrogen. The reactions may be characterised as species-specific, but it seems clear that deciduous species (such as bilberry, bog bilberry, purple moor grass and wavy hair grass) have a greater growth potential and are more efficient at exploiting the nitrogen resources than the evergreen species (such as heather, cowberry and crowberry). The deciduous species will therefore in the long run be able to out-compete the evergreen ones.

On heaths in the Netherlands, Germany and the British Isles that correspond to the coastal heaths in Norway, heather and bell heather are being replaced by grasses, principally purple moor grass (*Molinia caerulea*). The coastal heaths in the Rogaland-Sunnhordland region have shown corresponding developmental tendencies in recent decades, and this has accelerated in the last few years. The changes in the heaths are now explained in terms of a combination of increased nitrogen precipitation, debilitation of heather owing to attacks by the heather leaf-beetle (*Lochmaea suturalis*) and damage caused by frost and desiccation, and consequently because of

these, changed competitiveness between dwarf shrubs and purple moor grass.

No changes have been reported in alpine or arctic heaths as a result of increased nitrogen precipitation, but it is not inconceivable that corresponding changes to those occurring in coastal heaths may also take place there.

Key words: nitrogen - heath vegetation - changes.

Eli Fremstad, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway.

Forord

Denne litteraturstudien er utført etter oppdrag fra programmet "Naturens tålegrenser" som er et fellesforetak for Direktoratet for naturforvaltning (DN) og Statens forurensningstilsyn (SFT). Foranledningen til prosjektet var mangelen på en oversikt over virkninger av nitrogenedfall på heivegetasjon, påpekt av bl.a. Nygård (1989). I tillegg vet vi at det skjer forandringer i kystlyngheiene i Rogaland-Sunnhordland og at disse forandringene er annerledes enn de som finner sted i suksesjoner i kystlynghei som ikke lenger skjøttes og derfor forfaller. Ved Botanisk institutt, Universitetet i Bergen, har to hovedfagsoppgaver (Hansen 1991, Dommarsnes under utarb.) tatt opp problemene omkring "den nye heidynamikken"; én av oppgavene har fått støtte fra "Naturens tålegrenser".

Etter at "Naturens tålegrenser" bevilget midler til litteraturstudien, er C.O. Tamms "Nitrogen in terrestrial ecosystems" (Tamm 1991) blitt publisert. Denne gir en oversikt over nitrogenets betydning for boreale vegetasjonstyper og gjør på sett og vis min litteraturstudie overflødig. Jeg har likevel valgt å gjennomføre den, i håp om at den kan gi en oversikt som i enda sterkere grad fokuserer på norske forhold og problemer og på enkeltarter.

Det ligger utenfor rammen av denne litteraturstudien (og også utenfor min kompetanse) å gå detaljert inn i alle de prosesser som regulerer opptak og omsetning av nitrogen i boreale, alpine og arktiske heier. Det vises i stedet til Lee & Stewart (1978) og Tamm (1991: 7-33).

Et utkast til utredningen ble kommentert av Arnfinn Skogen, Universitetet i Bergen. Han takkes for konstruktiv kritikk som for en rekke punkter i utredningen har ført til forbedringer. Nyttig var også deltakelse på "Workshop on Critical Loads for Nitrogen" som ble holdt i Lökeberg, Sverige, 6-10 april 1992.

Et kart som viser hovedtrekkene i utbredelsen av heivegetasjon i Norge er under utarbeidelse og vil bli utgitt som en separat NINA Oppdragsmelding i løpet av sommeren.

Eli Fremstad
Trondheim april 1992

Innhold

	Side
Referat	3
Abstract	4
Forord	5
1 Innledning	7
1.1 Heityper og heiarter	7
1.2 Nitrogenets rolle i boreale og arktisk-alpine heier	9
1.3 Nitrogennedfall i Norge	10
2 Heiarters respons på nitrogen	13
2.1 Forvedede arter	13
2.2 Urter	15
2.3 Graminider	15
2.4 Moser	16
2.5 Lav	18
3 Virkninger av nitrogen på heivegetasjon	18
3.1 Kystlynghei	18
3.1.1 Virkninger av nitrogen på enkelte økologiske faktorer i kystlynghei	18
3.1.2 Endringer av kystlynghei i de enkelte land	21
3.1.3 Forklaringer på røsslyngdød og grasekspansjon ...	24
3.1.4 Tiltak for bevaring av kystlynghei	28
3.2 Alpin og arktisk hei	28
3.2.1 Nitrogenomsetning	30
3.2.2 Gjødslingsforsøk	31
3.2.3 Virkninger av forurensning	32
4 Sammendrag	34
5 Summary	37
6 Litteratur	40

1 Innledning

Målet for foreliggende litteraturstudie er å bidra til kunnskapsgrunnlag for tålegrenser for nitrogen i terrestriske økosystemer, med vekt på virkninger av nitrogentilførsel til heivegetasjon og arter som inngår i hei. Det legges vekt på

- virkninger av tilførsel av nitrogen på typer av heivegetasjon som finnes i Norge eller som er beslektet med norske heityper
- arter som inngår i norsk heivegetasjon
- endringer i heivegetasjon

Heibegrepet

"Hei" er fellesbetegnelse for en lang rekke og floristisk svært ulike vegetasjonstyper. Hei i vid mening (jf. Specht 1979) dannes i tropiske, subtropiske, tempererte, alpine og arktiske strøk. Heivegetasjon karakteriseres ved

- mangel på trær (tresjikt)
- feltsjikt med dominans av eviggrønne busker eller dvergbusker (lyngarter), eller feltsjikt der slike arter er viktige innslag
- næringsfattig mark (tørr eller fuktig)

Videre blir ofte også en del samfunn på kalkrik mark inkludert i heibegrepet, f.eks. reinrose- og kantlyngheier i fjellområdene våre og på Svalbard.

I nordisk vegetasjonsøkologisk tradisjon brukes "hei" både om visse **vegetasjonstyper** - heivegetasjon - og om **områder** (arealer) som preges av heivegetasjon. Foruten at vi i Norden bruker termen om lyngdominerte vegetasjonstyper og områder, inkluderer vi i heibegrepet også vegetasjonstyper (og områder) som domineres av visse arter gras og halvgras (starr, siv, frytler, kollektivt betegnet "graminider") og/eller av moser og lav. Norske botanikere bruker derfor termer som "lynghei", "grashei", "lavhei" og enkelte andre betegnelser, f.eks. "gråmosehei" for å beskrive på en kortfattet måte hvilke hovedtyper av heivegetasjon som omtales.

1.1 Heityper og heiarter

Heier kan være kulturbetingete (antropogene) eller naturlige. Innen norsk territorium kan vi skjelve mellom tre hovedgrupper av hei.

Kystlynghei er kulturbetinget, dvs. oppstått gjennom generasjoners påvirkning på miljøet gjennom avskoging, brenning, vinterbeite og lyngslått. Gjennom pollenanalyse er dannelsen av kystlynghei i Norge fulgt ca 4000 år bakover. Arealet har variert gjennom tidene; størst utbredelse hadde kystlyngheiene rundt midten av forrige århundre. De har sammen med utpreget oseaniske skog- og kratttyper satt så sterkt preg på landskapet like opp til i dag at utbredelsesområdet for disse vegetasjonstypene ble skilt ut som en egen vegetasjonsseksjon av Dahl et al. (1986). En kort oversikt over de norske kystlyngheienes historie, utbredelse, økologi, flora, heityper og tilstand i dag finnes hos Fremstad et al. (1991). De norske kystlyngheiene er nær beslektet med heier i andre oseaniske deler av Europa der miljøbetingelsene lå til rette for utvikling av heivegetasjon: De britiske øyer, Sveriges vestkyst, Danmark, Nord-Tyskland, Nederland, Belgia og Frankrikes og Spanias atlantehavskyst. Disse heiene rundt Nordsjøen og langs den østlige atlantehavskysten er særpreget i forhold til hei i andre verdensdeler. Kunnskapen om dem er sammenfattet av Gimingham (1972, 1979) som peker på følgende fellestrekk:

- De er skapt av mennesker, dvs. de er kulturbetingete.
- De består av naturlig forekommende arter, ikke arter som mennesker har introdusert.
- De er dannet i områder med oseanisk klima.
- De preges først og fremst av røsslyng (*Calluna vulgaris*), hvis livssyklus er av største betydning for heienes skjøtsel, og derved for deres fortsatte eksistens.

Samfunnsutvikling og økonomiske omlegginger i dette århundret har gjort lyngheidrift ulønnsomt, og opphør av tradisjonelle driftformer eller for svak utnyttelse av lyngheiene har ført til omfattende endringer i dem. Den største trusselen er naturlig gjengroing med busker og trær. Viktige generelle trekk i suksisjon i norsk kystlynghei er vist av bl.a. Sundve (1977), Skogen (1979) og Fremstad et al. (1991, s. 14-21), mens Hansen (1991), Skogen (1992) og Dommarsnes (under utarb.) diskuterer nye sider av kystlyngheienes dynamikk, hvorav noen ser ut til å henge sammen med lufttransporterte forurensninger (se 3.1). Suksesjoner i kystlyngheiene og inngrep av mange slag gjør at kystlynghei i dag er en truet naturtype i Norge, noe som har gitt grunnlag for en plan for bevaring av utvalgte lokaliteter (Fremstad et al. 1991).

Fjellhei er i motsetning til kystlynghei naturlige vegetasjonstyper, dvs. dannet uavhengig av menneskers aktivitet. I fastlands-Norge finnes heivegetasjon utenom kystseksjonen først og fremst over skoggrensen. Fjellhei (alpin hei) dannes i høyereliggende områder der klimaet (lave temperaturer) ikke gir grunnlag for utvikling av trær.

Mekanisk skade ved vind, isskuring og snøpress, uttørring på grunn av sammenfall av perioder med begrenset vanntilgang (opptak) og perioder med stort vanntap, liten tilgang på næring og korte og kjølige vegetasjonsperioder er faktorer som begrenser treslagenes vekst og muligheter for foryngelse både mot høyden og mot nord. Andre forvedede arter, som dvergbjørk (*Betula nana*), vier-arter (*Salix spp.*), lyngarter (arter i familiene Ericaceae og Empetraceae) og andre forvedede arter som fjellpyrd (*Diapensia lapponica*) og reinrose (*Dryas octopetala*) kan derimot klare seg over skoggrensen. Noen av artene krever en viss snøbeskyttelse, særlig blåbær (*Vaccinium myrtillus*), mens andre er tilpasset miljøet på steder med tynt eller ustabil snødekke (rabber).

Heivegetasjon er særlig utbredt i **lavalpin region** (se Dahl et al. 1986) der de danner sammenhengende vegetasjon over store arealer. De lavalpine heiene domineres av dvergbjørk, vier, lyngarter, lav og moser. I **mellomalpin region** er livsbetingelsene ytterligere forverret, slik at en rekke forvedede arter faller ut, særlig blåbær, eller reduseres i mengde. I stedet preger graminider vegetasjonen, særlig en del gras-arter (av slektene *Poa* og *Festuca*), starr-arter (*Carex spp.*), rabbesiv (*Juncus trifidus*) og frytlearter (*Luzula spp.*). Moser og lav er viktige også i mellomalpine heier. Felt- og bunnsjikt kan være velutviklet, og hei kan dekke større, sammenhengende arealer også i mellomalpin region, men generelt er plantedekket mer spredt og usammenhengende enn i lavereliggende områder.

Det finnes et vidt spekter av heityper i norske fjell, varierende etter både storskala klimaforskjeller i sør-nordlig retning (etter vegetasjonsregioner) og vest-østlig retning (etter vegetasjonsseksjoner), og regionale og lokale gradienter i næringsstatus (gradienten fattig-rik), fuktighetsforhold (gradienten tørr-fuktig), og graden av snøbeskyttelse (gradienten rabb-snøleie). Nordhagen (1928, 1943), Dahl (1957) m.fl. arbeider har ført til at vi har rimelig god oversikt over variasjonen i norske fjellheisamfunn. Haapasaari (1988) gir en oversikt over heityper i nordiske fjellområder og i hemiarktisk

region i Finnmark (jf. Elvebakk 1985). En grovere inndeling er presentert av Fremstad & Elven (1987).

Arktisk hei. De norske områdene utenom fastlandet, dvs. Svalbard og Jan Mayen, ligger i sin helhet i **mellom- og nordarktisk region** (Elvebakk 1985, Brattbakk 1986). Elvebakk (1985) gir en oversikt over norske typer av **arktisk hei (tundra)**, som avviker mye fra de heityper en finner i fjellene på fastlandet. Dels inneholder de andre arter enn på fastlandet, dels de samme arter, men i andre arts-kombinasjoner og mengdeforhold enn i fjellheiene. Mange av heiene på Svalbard er dessuten utviklet på kalkholdig substrat, i likhet med en del heier på fastlandet. Livsvilkårene er forøvrig enda mer ekstreme enn i fjellene på fastlandet, bl.a. preget av en svært kort vegetasjonsperiode, permafrost og lave jordtemperaturer, liten tilgang på viktige plantenæringsemner og ustabil jordsmonn.

Norske fjellheier og arktiske heier er mht. artssammensetning og økologi sammenlignbare med tundra-samfunn på Grønland, i Nord-Canada og Alaska, der de har vært gjenstand for mange økologiske undersøkelser, bl.a. plantenes tilpasning til miljøet og respons på gjødsling. Likhet i artssammensetning og økologi gjør at fennoskandiske fjellheier og arktiske heier i faglitteraturen ofte behandles kollektivt under betegnelsene "arktisk-alpin hei" eller "arktisk-alpin tundra" eller sågar "arktisk hei" eller "tundra" (jf. Bliss 1979). Norske botanikere reserverer i dag helst betegnelsen "tundra" til heier i de arktiske områdene.

Andre områder med hei. Fjellhei og arktisk hei er regionale vegetasjonstyper, dvs. avhengige av storskala klimagrader. Imidlertid finnes hei også på steder der det regionale klimaet skulle tilsi at det var utviklet skog, men hvor andre forhold gjør at hei og ikke skog dominerer. Slike asonale, lokalt betingete heier finnes f.eks.

- på stabiliserte sanddyner, der vegetasjonsutviklingen ikke er kommet så langt som til dannelse av skog
- på særlig sterkt eksponerte steder i kyst- og fjordstrøk: holmer og skjær, småøyer og nes
- på koller, åstopper og berg som ligger under skoggrensen, men som er så sterkt utsatt for vind at skoggrensen blir senket lokalt, eller utviklet som "øyer" i skoglandskapet
- på steder med tynt og tørkeutsatt jordsmonn, f.eks. på skrinne sandmoer og rygger, i rasmarker og på tørre, fattige bergnabber

Mindre arealer med heivegetasjon finnes følgelig i alle vegetasjonsregioner, dvs. også utenom kystsek-sjonen og fjellet.

Norske heiarter som er blitt gjenstand for gjøds-lingsforsøk er listet i tabell 2.

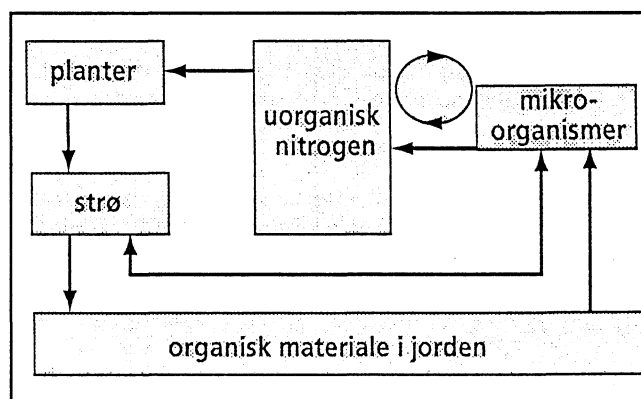
1.2 Nitrogenets rolle i boreale og arktisk-alpine heier

Nitrogen spiller en nøkkelrolle i kulturbetingete (som kystlynghei og grashei/eng) og naturlige økosystemer (som fjellhei og arktisk hei) ved å regulere mange av prosessene i dem. Økt tilførsel av nitrogen til atmosfæren gjennom nitrogenholdige utslipp fra trafikk, industri og landbruk avsettes med nedbør eller ved tørravsetning og påvirker de naturlige biologiske og biogeokjemiske prosessene. Avsetningene fører til endringer i konkurranseforhold mellom arter og artssammensetning i bl.a. terrestriske og akvatiske plantesamfunn.

Nitrogen inngår i en rekke viktige bestanddeler i cellene som organismer er bygd opp av, og de fleste organismer trenger relativt større mengder nitrogen enn de trenger av andre elementer. I mange terrestriske økosystemer er det begrenset tilgang på nitro-gen i form av ammonium (NH_4) og nitrat (NO_3), som er de former som de fleste høyere planter kan utnytte. De begrensede nitrogenressursene holdes i sirkulasjon ved nedbrytning (dekomponering) av organisk materiale. Ammonium og nitrat som blir frigjort i nedbrytningsprosessene blir raskt tatt opp av planterøtter og mikroorganismer og igjen inkor-porert i organisk materiale. Det er derfor alltid lave konsentrasjoner av ammonium og nitrat i jordsmon-net i mange økosystemer. Mange planter har imid-lertid en stram nitrogenøkonomi som tillater dem å omfordele det nitrogenet de har tatt opp mellom ulike organer og vev og derved å bruke det om og om igjen. Når plantevev visner, blir ofte nitrogen trukket inn i planten og lagret i vekstsoner eller i særskilte lagringsvev (røtter, jordstengler, frø). Evnen til å omfordele ressurser som nitrogen og karbohydrater er delvis genetisk betinget, men blir også i noen grad regulert av miljøforholdene.

Produksjonen av biomasse i et økosystem blir bl.a. regulert av tilgangen på nitrogen. Økt tilgang vil i de fleste tilfeller føre til økt produksjon, men ved ubegrenset tilgang (overskudd) på nitrogen nås et punkt der økning i opptak og vekst opphører;

økosystemet er mettet på nitrogen. Dette skjer sjelden under naturlige forhold, men kan inntreffe i områder med særdeles stort nedfall fra antropo-gene kilder. Nitrogenforbindelser kan da lekke ut av økosystemet eller immobiliseres i jordsmonnet. Kretsløpet for nitrogen i et økosystem er sterkt forenklet vist i figur 1.



Figur 1 Nitrogenets kretsløp i et terrestrisk økosystem, sterkt forenklet. - The circulation of nitrogen in a terrestrial ecosystem, strongly simplified.

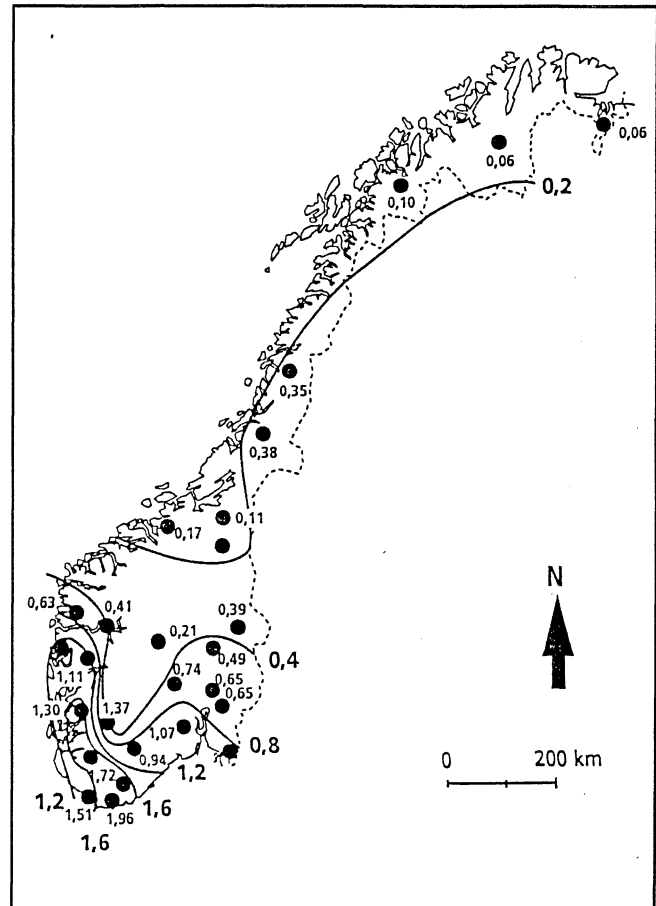
Svært høye konsentrasjoner av ammonium har toksisk effekt på levende celler (se f.eks. Tamm 1991, Lee et al. 1983). I jordsmonnet fører ammoni-umoverskudd til forsuring. Overskudd av nitrat har ikke samme toksiske effekt som ammonium. Nitrat-overskudd fører også til forsuring, men ikke i samme grad som ammonium.

Den relative betydningen av ammonium og nitrat som nitrogenkilder for planter er ikke tilstrekkelig klarlagt. Mange arter tar fortrinnsvis opp ammoni-um, men kan også ta opp nitrat. I sur skogsjord, der begge former er tilstede, vil ammonium bli absorbert raskere enn nitrat og vil dermed kunne hemme opptak av nitrat. Nitrat er likevel en viktig nitro-genkilde i mange habitater. Preferanse for den ene eller andre nitrogenformen diskuteres av Lee & Stewart (1978). Det er ikke klarlagt hvilke implika-sjoner tilførsel av henholdsvis ammonium og nitrat har på ulike økosystemer; på produksjon, konkur-ranseforhold og suksesjonsforløp.

Karakteristiske trekk ved heier med relevans for nitrogenøkonomien

- Nitrogen er normalt en produktjonsbegrensende faktor, dvs. at primærproduksjonen øker dersom nitrogen tilføres.
- De fleste heier er relativt artsfattige, og de har få arter som kan binde atmosfærisk nitrogen. Se 3.1.1 og 3.2.1.
- De dominerende artene vokser langsomt. Det innebærer ingen fordeler i seg selv, men er et resultat av egenskaper hos artene som tillater plantene å overleve i næringsfattige miljøer (Berendse & Elberse 1990).
- Lyngartene har mykorrhiza som kan gi dem bedre tilgang til nitrogen som er bundet i komplekse organiske forbindelser, noe som gir lyngartene fordeler i det ellers nitrogenfattige miljøet.
- Jordsmonnet har ofte sur reaksjon. Vanligste jordtype er podsol eller andre jordsmonntyper der relativt mye nitrogen er bundet i strø og råhumus i de øvre jordlagene, f.eks. lynghumus over berg i kystlynghei, torvlignende jord i fukthei, "arctic brown" i tundra. pH er viktig bl.a. for nitrifiseringsprosessen.
- Nedbrytning av organisk materiale skjer langsomt fordi plantematerialet er tungt nedbrytbart, i noen heikosystemer også på grunn av lave jordtemperaturer under vegetasjonsperioden, som også er kort.
- Nitrifisering, dvs. dannelse av nitrat skjer vesentlig ved hjelp av bakterier, i mindre grad ved sopp.
- For noen arter kan evnen til å akkumulere nitrogen i en tidlig livsfase og senere reallokere nitrogenet i den modne planten være en viktig tilpassning til miljøer med lite tilgjengelig nitrogen (Lee & Stewart 1978).

lokalt jordbruk (A. Skogen pers. medd.), derav utgjør ammoniakk en vesentlig del (Bakke et al. 1991). Fordelingsmønsteret i Norge fremgår av figur 2. På landsbasis tilføres omlag like mengder ammonium og nitrat.



Figur 2 Samlet avsetning av ammonium og nitrat i Norge i 1990, g N/m² (SFT 1991). - The sum of ammonium and nitrate deposited in Norway in 1990, g N/m².

1.3 Nitrogennedfall i Norge

Store deler av Norge mottar lite nitrogen med luft og nedbør sammenlignet med deler av Vest-Europa. Størst samlet tilførsel gjennom luft og nedbør har Agder, med mer enn 16 kg N/ha/år. Store deler av Sør-Norge mottar 4-8 kg, Nordvestlandet, Trøndelag og Nord-Norge rundt 2 kg N/ha/år (SFT 1991). Verdiene varierer noe fra år til år, men har alt i alt endret seg lite i løpet av de siste 20 årene. Noen av stasjonene med høyest nitrogennedfall på Jæren og Sørlandet er influert av lokale kilder. På Jæren stammer trolig mer enn halvparten av nitrogenet fra

Det regnes med at avsetningen av nitrogenforbindelser i et "rent" område er 2-3 kg N/ha/år (Nihlgård 1985); denne avsetningen skyldes naturlige prosesser. Det betyr at områdene nord for Stad-Dovre kan anses være uten tilførsel av antropogent nitrogen.

Våtavsetningene viser sammenheng med nedbørmengdene. I tillegg til det som avsettes med nedbør, avsettes noe tørt i form av gass eller bundet til partikler. Tørravsetningene varierer sterkt fra sted til sted og gjennom året. Den kan utgjøre fra 10 til 70 % av den totale avsetningen målt i "bulk collectors".

Verdiene for nitrogenavsetning i vegetasjon refererer vanligvis til forholdene i skog. I treløse vegetasjonstyper - som ulike typer grasmark og hei - regnes avsetningen være ca 50 % av det som avsettes på en skog (U. Falkengren-Grerup pers. medd.). Bobbink et al. (1992) fant imidlertid at våtavsetning utgjorde 35-40 % av den samlede tilførselen til røsslyngdominert hei. Det betyr at også røsslyng (*Calluna vulgaris*) har en struktur som fanger opp mye nitrogen i partikler og ved okkult avsetning (tåke, dugg). Overflatestrukturen til en vegetasjonstype er i det hele avgjørende for hvor mye nitrogen som avsettes, men det eksisterer ikke pålitelige data for overflate-engenskaper ("surface roughness") for andre vegetasjonstyper enn hei og visse typer grasmark. Forutsatt at en har opplysninger om vegetasjonstypers artssammensetning og struktur, lar "ruheten" seg teoretisk sett beregne (ifølge diskusjoner på Lökeberg-møtet).

I gjødslingsforsøk i lyng-, mose- og lavrik furuskog i Midt-Sverige (Dirkse et al. 1991) forsvant de opprinnelige artene ved doser på 20-30 kg N/ha/år. Kystlynghei med røsslyng og klokkeling går over til grashei ved tilførsel av 15-20 kg N/ha/år; grensen for når vegetasjonsendringer inntre er muligens noe

lavere for tørrhei enn for fukthei (Bobbink et al. 1992b), jf. tabell 1.

Abrahamsen (1984) summerer svenske gjødslingsforsøk som viser at virkningen av nitrogentilførsel er mindre i sør-svenske skoger enn i nord-svenske. Hvis dette kan overføres til heier, kan det bety at nordlige kystlyngheier vil reagere på mindre doser av nitrogen enn kystlyngheier lenger sør, som de nederlandske, og at fjellhei i Sør-Norge kan motta mer nitrogen uten å endres enn nord-norske og arktiske heier. I Sveits har de fulgt samme tankegang ved å ta hensyn til høyde over havet når tålegrenser foreslås for ulike naturtyper (Rihm et al. 1992). For eksempel har man for tørrenger i lavlandet (< 300 m) anslått at tålegrensen pr ha/år ligger 3 kg over tålegrensen til tørrenger over 1000 m o.h. Anslaget er ikke bekreftet med eksperimenter.

Grunnlaget for å fastsette tålegrenser for nitrogen i alpine og arktiske heier er spinkelt, men tålegrensene antas å være lavere enn for heier på lavere nivåer og lenger sør (Nenonen s.a.). Bobbink et al. (1992b) foreslår verdiene angitt i tabell 1.

Tabell 1 Forslag til tålegrenser for nitrogen for hei- og myrvegetasjon foreslått av Bobbink et al. (1992b). - Critical loads of nitrogen to heathlands and fens and bogs, as proposed by Bobbink et al. (1992b).

Habitat	Tålegrense kg N/ha/år Critical load kg N/ha/year
Kystlynghei, tørr - Coastal heath, dry	15-20
Kystlynghei, fuktig - Coastal heath, damp	17-22
Kystlynghei, urterike typer - Coastal heath, rich types	<20
Alpin og arktisk hei - Alpine and arctic heaths	5-15
Ombrotrof myr - Ombrotrophic bog	5-10
Intermediær myr - Mesotrophic fen	20-35

Tabell 2 Heiarter som er omtalt i litteratur om gjødslingsforsøk eller endringer i hei som følge av nitrogennedfall, relatert til heityper de opptrer i i Norge. - Heathland species which are mentioned in literature on fertilising experiments or on vegetation changes due to nitrogen downfall, related to Norwegian heath types.

F: Fuktig - Damp. T: Tørr - Dry. L: Lavalpin - Low alpine. M: mellomalpin - Middle alpine. +: Sjelden - Rare. 1: Finnes, ikke vanlig - Present, not common. 2: Vanlig - Common. 3: Dominant - Dominating.

Art - Species	Kystlynghei		Fjellhei		Arktisk hei	
	Coastal heath		Alpine h.		Tundra	
	F	T	L	M		
Forvedede arter						
Woody species						
<i>Betula nana</i>	1	2	3	2	+	Dvergbjørk
<i>Calluna vulgaris</i>	3	3	2	.	.	Røsslyng
<i>Cassiope tetragona</i>	.	.	3	2	2	Kantlyng
<i>Dryas octopetala/integrifolia</i>	.	.	2	1	2	Reinrose
<i>Erica tetralix</i>	3	1	.	.	.	Klokkelyng
<i>Empetrum nigrum s. lat.</i>	1	2	3	2	+	Krekling
<i>Vaccinium myrtillus</i>	1	2	3	1	.	Blåbær
<i>Vaccinium uliginosum</i> 1)	2	1	2	1	+	Blokkebær
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	1	2	2	2	.	Tyttebær
Urter - Herbs						
<i>Papaver lapponicum</i>	.	.	+	.	.	Kolavalmue
Graminider - Graminoids						
<i>Arctagrostis latifolia</i>	1	Russegras
<i>Carex bigelowii</i>	.	2	3	3	1 2)	Stivstarr
<i>Deschampsia flexuosa</i>	1	2	2	2	.	Smyle
<i>Festuca ovina</i>	.	1	3	3	.	Sauesvingel
<i>Festuca vivipara</i>	2	1	2	2	2	Geitsvingel
<i>Eriophorum vaginatum</i>	2	.	2	2	.	Torvull
<i>Eriophorum angustifolium</i> 3)	3	1	2	2	1	Duskull
<i>Juncus trifidus</i>	.	.	1	3	.	Rabbesiv
<i>Molinia caerulea</i>	3	2	1	.	.	Blåtopp
Moser - Mosses						
<i>Dicranum spp.</i>	1	2	2	1	3	Sigdmoser
<i>Hylocomium splendens</i>	1	2	2	1	2	Etasjehusmose
<i>Pleurozium schreberi</i>	1	2	2	1	1 4)	Furumose
<i>Polytrichum commune</i>	2	1	1	1	1	Storbjørnemose
<i>Racomitrium lanuginosum</i>	3	3	2	1	2	Heigråmose
<i>Sphagnum spp.</i>	2	1	1	1	1 5)	Torvmoser
Lav - Lichens						
<i>Cetraria islandica</i>	1	2	2	1	2	Islandslav
<i>Cladina rangiferina</i>	1	2	2	1	2	Grå reinlav
<i>Cladina stellaris</i>	.	+	3	2	.	Kvitkrull
<i>Nephroma spp.</i>	.	+	2	1	1	Vrenge-arter
<i>Peltigera spp.</i>	.	1	1	1	1	Årenever-arter
<i>Stereocaulon spp.</i>	.	+	2	1	2	Saltlav-arter

1) ssp. uliginosum på fastlandet, ssp. microphyllum på Svalbard

2) Jan Mayen

3) ssp. angustifolium på fastlandet, ssp. triste på Svalbard

4) Vesentlig i fugle fjellvegetasjon

5) Noe vanligere i mosetundra i indre fjordstrøk

2 Heiarters respons på nitrogen

Dersom det tilføres mye nitrogen til økosystemer der plantene er tilpasset liten nitrogentilgang, opptrer skader (Gundersen 1992, Skre 1991):

- direkte bladskade
- økt vekst, særlig i toppskudd, og dermed mangel på andre viktige næringsstoffer (Mg, K, Ca) og uttømming av karbohydratreservene
- økt topp/rot-forhold
- mindre tørke- og frostresistens
- nedsatt mykorrhizadannelse
- økt fare for sopp sykdommer på røtter
- utvasking av kationer fra bladene

Tørkeskader opptrer fordi:

- en får endringer i topp/rot-forholdet: rotmassen makter ikke å ta opp tilstrekkelig med vann til å forsyne den store overjordiske biomassen (vannbehovet øker)
- det dannes færre finrøtter
- mykorrhizadannelse reduseres
- knoppsprett inntreer tidlig og plantene derfor utsettes for frost-tørke ved tilfeldige frostepisoder på forsommeren

Faren for frostskaade øker fordi:

- knoppsprett fremskyndes om våren (se ovenfor)
- vekstperioden forlenges utover høsten
- nitrogen tilført etter vekst avslutning fører til økt vekst neste år og uttømming av karbohydratreservene (se ovenfor)
- kaliummangel forsterker virkningene

Nitrogen utgjør 1-3 % av tørrvekten av planter og akkumulerer i alle plantedeler når nitrogen tilføres i rikelige mengder. Ofte lagres mest i stengel og blad (Lee & Stewart 1978). Aronsson (1980, sitert etter Nihlgård 1985) fant at frostherdigheten til furu var optimal ved 1,3-1,8 % nitrogen i nålene; over 1,8-2,0 økte faren for frostskaade. 2 % nitrogen i nålene nås når skogsjorden er mettet med nitrogen (Abrahamsen 1984). Også i røsslyng skjer det en økning av nitrogen i skuddene når røsslyngheiene tilføres mye nitrogen, se Hansen (1991) og Dommarsnes (under utarb.) Økning i nitrogeninnholdet i blader meldes for en rekke arter som er omhandlet i eksperimentene som det refereres til nedenfor. Dette kan gi økt fare for angrep av parasitter (evertebrater, sopp, virus).

Alt i alt kan de nevnte virkningene av nitrogen på planter føre til omfattende endringer i plantesamfunn, se kap. 3.

Flere forskere har fundert over om det er en prinsipiell forskjell mellom eviggrønne og bladfellende heiarter, eller mellom livsformer, i måten de svarer på nitrogengjødsling (eller på andre næringsemner). Bladfellende arter har raskere omsetning av næringsemner og kunne antas å ha et større årlig krav til næring. Imidlertid må begge grupper, på sitt vis, være tilpasset liten næringstilgang ettersom de er i stand til å eksistere ved siden av hverandre i samme habitat. Chapin & Shaver (1980) og Chapin (1987) kom gjennom eksperimenter frem til at hver enkelt art har sin spesielle måte å reagere på. Dette er senere imøtegått av Lechowicz & Shaver (1982) som hevder at hver av de tre livsformene som de og Chapin & Shaver (1980) undersøkte (eviggrønn forvedet, bladfellende forvedet og graminider) viser ulike mønstre i skuddenes næringsstatus og et bestemt mønster i responsen på flerfaktor-gjødsling. Lechowicz & Shaver (1982) peker også på at sammenhengen mellom vekst og næring er multivariat. Virkningen av økt tilførsel av én type næring vil i noen grad kunne avhenge av hvilke mengder som er tilgjengelige også for andre emner. Det skulle tilsi at en er forsiktig med å forutsi **hvilke og hvor omfattende endringer** heivegetasjon kan gjennomgå dersom nitrogennedfallet øker i fremtiden.

I det følgende gis en oversikt over kjente virkninger av nitrogen på arter som vokser i kystlynghei og/eller alpin/arktisk hei, slik det fremgår av eksperimenter. Det er bare referert til undersøkelser som viser virkningen av nitrogenforbindelser alene, vesentlig eksperimenter med ammoniumnitrat. Noen av eksemplene er hentet fra gjødslingsforsøk i boreal skog der man særlig har fokusert på reaksjoner hos arter i felt- og bunnsjikt. Det er utført en rekke gjødslingsforsøk i naturbeite i norske fjell, men flere av undersøkelsene er lite interessante i sammenheng med denne litteraturstudien, ettersom de enten gjødsler med flere emner (f.eks. NPK) og/eller konsentrerer seg vesentlig om økning i biomasse, forkvalitet o.l. forhold med særlig relevans for beiteforhold.

2.1 Forvedede arter

Ifølge Lee & Stewart (1978) og Lee et al. (1983) har lyngarter liten evne til å bruke nitrat. Deres reaksjoner på og toleranse for økte nitrogentilførsler er dog noe forskjellige.

Dvergbjørk (*Betula nana*) ga en kraftig (45 %) produksjonsøkning i et ettårig eksperiment i NV-

Canada (Haag 1974), og nitrogeninnholdet i bladene økte 20 % ved lav nitrogendose, hele 180 % ved høy dose (200 kg N/ha/år). Shaver & Chapin (1980) fikk liten, men signifikant økning i et to-årig eksperiment i Alaska.

Røsslyng (*Calluna vulgaris*). Årlig nitrogenkrav for røsslyngdominert hei er av De Smidt (1979) estimert til 5-10 kg N/ha/år, av Gimingham et al. (1979) til 18 kg (for britiske heier).

Nitrogen i både lave og høye doser stimulerer veksten til røsslyng som er i byggefase dersom tilførsel skjer bare én gang, men veksten reduseres dersom gjødsling skjer gjentatte ganger (Gimingham 1972, Håland & Timenes 1980, Helsper et al. 1983, Heil & Diemont 1983, Kellner & Mårshagen, sitert etter Nygård 1989, Dirkse et al. 1991). Håland & Timenes (1980) fant at der røsslyngen gikk ut, ble jorda liggende uten plantedekke; i deres forsøk kunne reduksjonen av røsslyng ikke forklares med at andre arter utkonkurrerte den. Denne observasjonen, som er fra 740-820 m o.h. i indre Vest-Agder, står i kontrast til det som skjer i lavlandet i Rogaland-Hordaland og lenger sør på kontinentet, der gras invaderer, se 3.1.2. I forsøkene i Vest-Agder forsvant røsslyngen i løpet av 3-4 år ved årlige tilførsler av 23 kg N/ha/år (Håland & Timenes 1980), dvs. mengder som tilsvarer knapt det doble av det som nå faller med nedbøren i de ytterste kyststrøkene på Sørvestlandet, som er 12-16 kg N/ha/år (SFT 1991).

I et treårig eksperiment med ammoniumnitrat i midt-svensk lav- og lyngrik furuskog økte deknningen og skuddannelsen hos røsslyng, fargen ble mørkere og råproteininnholdet økte (Eriksson 1984). Lengre skudd og økt dekning er også målt i et toårig eksperiment i Sør-England der det ble gjødslet med ammoniumsulfat (N. Ainsworth pers. medd.).

I Nederland fører gjødsling av blottlagt mark (f.eks. etter "sod-cutting", se avsnitt 3.1.4) til at regenerering til nytt, tett røsslyngsjikt tar kortere tid enn når en ikke gjødsler.

En betydelig del (45-90 %) av ammonium som avsettes på røsslyng kan bli tatt opp direkte (assimilert) av skuddene (Bobbink et al. 1992a); prosessen ser ut til å føre til tap av Na, Ca og Mg fra lyngkronene. Konsekvensene av denne lekkasjen er ikke kjent.

Røsslyng kan trolig også ta opp nitrat, men i mindre grad enn for ammonium (Bobbink et al. 1992a). Ammoniumnitrat ga økt innhold av nitrogen og klorofyll i skuddene, men ikke økt lengdevekst. Frostresistensen ble først økt, men avtok etter ett år (Caporn et al. 1990). Gjødslete planter startet veksten tidligere enn ugjødslete. Uren & Ashmore (1990) fant økt frostsensitivitet etter forsøk med ammoniakk, men virkningen avtok etter fire uker.

Kantlyng (*Cassiope tetragona*) døde ved høye nitrogenbelastninger (250 kg N/ha/år) i et treårig eksperiment i et høyarktisk område i Canada (Henry et al. 1986), og ble tydelig negativt berørt ved doser på 50 kg N/ha/år. Virkningen viste seg andre år i eksperimentet. Nitrogenet kan ha hemmet vinterherdingen eller ha hatt toksisk effekt.

Fjellkrekling (*Empetrum hermaphroditum*) reagerer senere på nitrogengjødsling enn røsslyng gjør, men går tilbake ved gjentatte behandlinger (Håland & Timenes 1980). Gerhardt & Kellner (1986) registrerte derimot svak økning i deknningen etter gjødsling med ammoniumnitratdoser på 120 og 240 kg/ha, redusert dekning ved 360 kg/da (tre gjødslinger med års mellomrom). Også krekling (*Empetrum nigrum*) gikk noe ned, men endringen var ikke signifikant. Summers (1978) fant svak (ikke signifikant) økning i skuddlengde i et to-årig gjødslingseksperiment i skotske fjell.

Klokkelyng (*Erica tetralix*). Nitrogengjødsling førte til redusert dekning for arten (Aerts & Berendse 1988). Ved bruk av NKP økte biomassen noe ved lave doseringer, mens arten viste ingen respons på høye doser. Høyden endret seg ikke ved behandlingen (Aerts et al. 1990).

Blåbær (*Vaccinium myrtillus*). Ensidig nitrogengjødsling ga en viss økning i deknningen av blåbær i løpet av en 14-årsperiode, og blåbærlyngen i forsøksfelt var grønnere og kraftigere i forsøksfelt enn i kontrollfelt (Håland & Timenes 1980). Gerhardt & Kellner (1986) fant ingen klar sammenheng mellom dekning hos blåbær og ammoniumnitratgjødsling med lave og høye doser, derimot økning ved midlere doser; dekningsanslagene var imidlertid ikke helt pålitelige. Blåbær økte etter seks år med nitrogentilførsel i svensk lavfuruskog (Kellner & Mårshagen, sitert etter Nygaard 1989). I undersøkelsene til Dirkse et al. (1991) ble blåbær favorisert av lave nitrogendoser, men gikk tilbake ved høye.

Summers (1978) fant svak (ikke signifikant) økning i skuddlengde og bladstørrelse i et to-årig eksperiment i Skottland med dose tilsvarende det som i dag deponeres i SV-Norge.

Ifølge Gerhardt & Kellner (1986) kan blåbær ikke utnytte nitrat.

Blokkebær (*Vaccinium uliginosum*) økte noe i dekning i Håland & Timenes' (1980) undersøkelse, men arten reagerte langsommere på nitrogengjødsling enn blåbær. Shaver & Chapin (1980) fikk en liten, men signifikant økning i skuddmasse i et to-årig eksperiment i Alaska.

Tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*). Gerhardt & Kellner (1986) registrerte redusert dekning av tyttebær i alle sine forsøksfelt, størst reduksjon ved høye doser (ammoniumnitrat). Dirkse et al. (1991) fant samme negative tendens. Tre års gjødsling med ammoniumnitrat i midt-svensk lav- og lyngrik furuskog ga derimot økning av overjordisk biomasse og dekning (Eriksson 1984). Liten, men signifikant økning fikk også Shaver & Chapin (1980) i et to-årig eksperiment i Alaska. Tyttebær viste ingen reaksjoner på nitrogengjødsling i et svensk eksperiment i lavfuruskog (Kellner & Mårshagen, sitert etter Nygård 1989).

Oppsummering. Reaksjonene til lyngartene er ikke entydige. En enkelt gjødsling kan føre til økt vekst, men lyngarter blir vanligvis redusert (i dekning eller frekvens) når et område gjødsles med nitrogen gjentatte ganger. Dette synes alltid å gjelde for røsslyng, i mindre grad for krekling, fjellkrekling og blåbær, tyttebær og blokkebær. Blåbær kan bli noe større på gjødslet mark.

2.2 Urter

Det er gjort forholdsvis få studier på virkningen av nitrogen på urter.

Boreale heurter. Småteblad (*Listera cordata*), stormarimjelle (*Melampyrum pratense*) og stri kråkefot (*Lycopodium annotinum*) viste tilbakegang i forsøkene til Gerhardt & Kellner (1980), mens skogstjerne (*Trientalis europaea*), maiblom (*Majanthemum bifolium*), gauksyre (*Oxalis acetosella*) og hengeving (*Gymnocarpium dryopteris*) økte i dekning. Stormarimjelle reagerte positivt på lave nitrogendoser, men gikk tilbake ved høye doser i mellom-svensk furuskog (Dirkse et al. 1991).

Arktisk-alpine heurter. I et kanadisk tre-årig eksperiment (Ellesmere Island 78° 53'N, høyarktisk) reagerte urter på sterk gjødsling med ammoniumnitrat (250 kg N/ha/år) ved å begynne blomstringen tidligere (5-7 dager) og ved forlenget (10-14) blomstring og frøsetting (Henry et al. 1986). Denne reaksjonen viste fjellarve (*Cerastium alpinum*), rublom-arter (*Draba* spp.) og *Papaver lapponicum*. (Det er uvisst om *Papaver lapponicum* i Canada er samme takson som den som finnes i Troms-Finnmark; den er iflg. Lid & Lid (under utarb.) bundet til NV-Europa.). Også fjellsyre (*Oxyria digyna*) begynte blomstringen tidligere. Økt blomstring hos rødsildre (*Saxifraga oppositifolia*) og reinrose (*Dryas integrifolia*) er meldt av andre forskere, iflg. Henry et al. (1986) som selv fant økning i biomasse hos reinrose ved lave doser, men tilbakegang ved høye.

En rekke arter som er viktige i arktiske områder - og også forekommer i norske fjell - viser stor evne til å indusere nitrat reduktase, noe som viser at de kan omdanne nitrat til ammonium. Det gjelder fjellsyre (*Oxyria digyna*), seterrapp (*Poa pratensis* ssp. *alpigena*), flere rublom-arter (*Draba* spp) m.fl., se Odasz (1988) og Martinussen & Odasz (1990). Disse artene kan utnytte øket tilgang på nitrat og utkonkurrere andre arter i næringsrike habitater.

Vannplanter. I kystlyngheiene finnes det mange næringsfattige, grunne vann, tjønner og pytter. Isoëtider er viktige i slike vann, særlig brasmegrasarter (*Isoetes lacustris*, *I. echinospora*), tjønngras (*Littorella uniflora*) og botnegras (*Lobelia dortmanna*). Forsuring (f.eks. senkning av pH fra 6,5 til under 4) har ført til at isoetidene har forsvunnet og blitt erstattet av krypsiv (*Juncus bulbosus*) eller flytende torvmoser (*Sphagnum*), jf. Roelofs (1986 og litteratur som siteres der). Dette er endringer som kan forventes også i innsjøer i vår kystseksjon dersom nitrogenfallet ikke minskes.

2.3 Graminider

Stivstarr (*Carex bigelowii*) økte litt i dekning i Håland & Timenes' (1980) undersøkelser, som synes å vise at arten spres langsomt. Den viste derimot ingen reaksjon på en enkelt gjødsling i et toårig eksperiment i Alaska (Shaver & Chapin 1980). I et eksperiment i Skottland økte bladlengden noe, men verdiene var ikke signifikante.

Smyle (*Deschampsia flexuosa*). Økning i frekvens og dekning for smyle er meldt fra mange undersøkelser over naturlig eller eksperimentelt forurenset (forsuret) mark. Reaksjonen på nitrogen er undersøkt særskilt i flere sammenhenger.

Håland & Timenes (1980) fant både økning og minking i dekning, avhengig av markegenskaper i de første årene av forsøket, men økning på alle felt i det lange løp. Økt blomstring ble også registrert. Spredningen skjer sent i fjellområder (Håland & Timenes 1980).

Markert økning etter ammoniumnitrat-gjødsling ble registrert av Gerhardt & Kellner (1986). Fra å være spinkel og opptre sparsomt, utviklet den flekker med tette tepper. I Summers (1978) to-årige eksperiment i Skotland ble det ingen signifikant økning i bladlengde, blomsterstandens høyde, antall blomsterstander pr. tue eller tuediameter. Forklaringen kan ligge i at eksperimentet var for kortvarig.

Dirkse et al. (1991) fant nær lineær økning av smyle med økende dose av ammoniumnitrat etter en gjødslingsperiode på 17 år i mellomsvensk furuskog.

Smyle synes å ekspandere dels ved at den okkuperer åpne rom etter arter som faller ut ved gjødsling, dels ved at den er i stand til å svare på økt nitrogentilgang ved økt vekst. I motsetning til blåbær kan smyle ta opp nitrat (Hällgren pers. medd. til Gerhardt & Kellner 1986).

Sauesvingel (*Festuca ovina*). Produksjonen øker hos sauesvingel ved både lave og høye nitrogenkonsentrasjoner. Gjødsling med 28 kg nitrogen ha/år i fire år førte til at sauesvingel presset ut røsslyng i nederlandsk kystlynghei (Heil & Diemont 1983).

Rabbesiv (*Juncus trifidus*) viste ingen signifikant økning i skuddhøyde i et to-årig gjødslingseksperiment i Skotland (Summers 1978).

Hårfrytle (*Luzula pilosa*) viste ingen respons på ammoniumnitrat i Gerhardt & Kellners (1986) undersøkelse.

Blåtopp (*Molinia caerulea*) øker i dekning ved økt tilgang på nitrogen, se 3.1.3. Nederlandske forsøk og målinger bekreftes av Håland & Timenes' (1980) forsøk der dekningen av blåtopp økte jevnt gjennom en 14-årig forsøksperiode, og også der man gjødslet med de minste mengdene (23 kg/ha/år).

Arten reagerer på nitrogengjødsling både ved økt dekning og høyde (Aerts et al. 1990).

Finnskjegg (*Nardus stricta*). Arten ser ut til å ha liten evne til å utnytte økt tilgang på nitrogen; den reagerer derimot på NPK med sterkt økning i veksten (Håland & Timenes 1980). Den vil trolig bli utkonkurrert dersom den vokser sammen med arter som er bedre i stand til å utnytte nitrogen, f.eks. sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*) og engkvein (*Agrostis capillaris*).

Bjønnskjegg (*Scirpus cespitosus*) viste små eller ingen reaksjoner på nitrogengjødsling utført av Håland & Timenes (1980) og Aerts & Berendse (1988).

Oppsummering om graminider. Graminider (grasarter (Poaceae), starr (*Carex* spp.), siv (*Juncus* spp.) og frytler (*Luzula* spp.) går vanligvis frem ved gjødsling, særlig ved bruk av NKP. Grasarter ekspanderer som regel på bekostning av andre plantegrupper når mark blir ensidig gjødslet med nitrogen. Allerede grasdominert mark endres relativt lite ved nitrogengjødsling (Håland & Timenes 1980). Enkelte arter utvikler også kraftigere skudd når de gjødsles, f.eks. finnskjegg. Noen graminider viser liten respons på nitrogengjødsling, og økning i dosene til så høye verdier som f.eks. 250 kg N/ha/år gir liten økning i biomasse i forhold til bruk av lavere doser (Henry et al. 1986).

Haag (1974) refererer en tidligere undersøkelse som viser at fotosynteseprodukter i stor grad går til å bygge opp cellevegger når næringstilgangen er liten. Ved gjødsling avtar fiberinnholdet, samtidig som råproteininnholdet går opp. Dette støtter Håland & Timenes' (1980) og andre gjødslingsforsøks funn om at sterk gjødsling av gras gir bedre forverdi.

2.4 Moser

Dekningen av moser ble tydelig redusert i gjødslingforsøk med nitrogen undersøkt av Håland & Timenes (1980), der storbjørnemose (*Polytrichum commune*) og ribbesigd (*Dicranum scoparium*) var vanlige. Reduksjonen var like stor på mark der lyngarter gikk tilbake, som på mark der finnskjegg økte etter NKP-tilførsel. Det tyder på at mosene i seg selv er ømfintlige for økte nitrogenmengder.

Hei-/skogmoser viste varierende reaksjon i forsøksfeltene til Gerhardt & Kellner (1986). Særlig tydelig

var reduksjonen i dekning for etasjehusmose (*Hylacomium splendens*), mens reaksjonen hos furumose (*Pleurozium schreberi*) var forskjellig i lavfuruskog (økte) og blåbærgranskog (minket). (Årsaken kan tenkes å være endrede konkurranseforhold: minking av lav i lavskog, økning av lyng i blåbærskog, men dette er ikke helt klarlagt.) Sigdmoser (*Dicranum* spp.) og fjærmose (*Ptilium crista-castrensis*) økte i flere tilfeller, iflg. stolpediagrammer. Resultatene blir likevel tolket dit hen at skogsmoser generelt viste nedgang. Andre moser økte, bl.a. vegnikkemose (*Pohlia nutans*), som må regnes som en oppor- tunist.

Furumose ble også tydelig påvirket i et seksårig gjødslingeksperiment i svensk lavfuruskog (Kellner & Mårshagen, sitert etter Nygård 1989).

Ribbesigd (*Dicranum scoparium*) og furumose (*Pleurozium schreberi*) reagerte positivt på lave nitrogendoser, men gikk tilbake ved høye doser i Dirkse et al.'s undersøkelser (1991).

Gjentatt nitrogengjødsling av blottlagt mark i kystlynghei (f.eks. etter "sod-cutting" er gunstig for visse moser: såtemoser (*Campylopus* spp.), vegmose (*Ceratodon purpureus*), einer- og rabbebjørnemose (*Polytrichum juniperinum*, *P. piliferum*) (Helsper et al. 1983).

Heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*). Thompson & Baddeley (1991?, se også 3.1) tilførte heigråmose nitrat og ammonium, dels hver for seg, dels sammen i mengder som tilsvarte konsentrasjonen i tåke, som er en viktig kilde til våtavsetning i høyereliggende områder (uplands) i Storbritannia. Eksperimentet viste økt nitrogeninnhold i mosen ved tilførsel av nitrat og ammonium hver for seg, men mest når de ble tilført sammen. Thompson & Baddeley (1991?) angir ikke hvilke konsentrasjoner de brukte, heller ikke hvorvidt det oppsto skader på heigråmose under eksperimentet. De antyder at arten kan være egnet som overvåkingsart over større områder idet nitrogeninnholdet i vevene synes å reflektere det totale input av nitrogen fra atmosfæren.

Arten viser stor evne til å indusere nitrat reduktase og dermed til å omdanne nitrat til ammonium (Odasz 1991).

Heigråmose er utbredt i hele Norge og finnes både i lavlands- og fjellstrøk (fra nemoral og boreonemoral/kystseksjonen til mellomalpin). Den inngår i en rekke heityper, både tørre og fuktige, men er særlig

utbredt i hei fra midtre deler av Vestlandet og nordover. Heigråmose er også dominerende i visse typer myrer ("tuemyrer"). Den er videre utbredt på Svalbard. Innenfor rammene av "Naturens tålegrenser" arbeider Odasz (1991) med heigråmose med tanke på bruk av arten i overvåkingsammenheng.

Torvmoser (*Sphagnum* spp.). De fleste torvmoser vokser i nitrogenfattige habitater. På ombrotrof myr er de henvist til å hente all næring fra atmosfæren, i likhet med andre arter som vokser i denne type habitat.

Vasstorvmose (*Sphagnum cuspidatum*) vokser i pytter og erosjonsdammer i ombrotrof myr (nedbørsmyr) der det er en viss tilgang på næringsemner fra oksydert torvmateriale. Press et al. (1986) undersøkte eksperimentelt og i felt effekten av økt tilgang på ammonium og på nitrat, dels tilsatt hver for seg, dels sammen. En kan forvente vekstøkning når nitrogenfattige miljøer tilføres mer nitrogen enn de vanligvis får, men vekstøkning uteble hos vasstorvmose; istedet ble veksten redusert. Ved lave konsentrasjoner ble veksten mer redusert av ammonium alene enn når bare nitrat ble tilført; ved høyere konsentrasjoner minsket forskjellen mellom de to stoffene. Tilførsel av begge stoffene sammen hadde også negativ virkning. Samtidig med at veksten ble redusert, økte innholdet av nitrogen i vevene. Vasstorvmose fungerer som en "sink" for atmosfærisk nitrogen.

Lee & Woodin (1988) fant at høy nitrogenavsetning fører til at nitratreduktase-aktiviteten i vasstorvmose ble hemmet; det innebærer at torvmosers evne til å ta opp nitrat og omdanne den til ammonium ble begrenset. Noe av nitrogenet skaffes muligens ved nitrogenfikserende mikroorganismer (Press et al. 1986) idet cyanobakterier (*Nostoc*) lever epifyttisk på torvmoser og inne i hyalincellene (Longton 1988).

Press et al. (1986) mener at vasstorvmosens reaksjoner på økt nitrogentilførsel antyder at nitrogenavsetninger kan ha vesentlig betydning for torvmosers vekst i alminnelighet, og ha betydning også for myrer som økosystem (jf. Longton 1988: 297, og for referanser).

I Norge er vasstorvmose vanlig i vannsamlinger i ombrotrof og fattig myr som i sin tur ofte inngår i vegetasjonsmosaikker med kystlynghei.

Grunne vannsamlinger i Nederland har delvis grodd igjen med torvmoser (se 2.2). I Norge kan økt

nitrogentilførsel føre til økning av horntorvmose (*Sphagnum auriculatum*), flotorvmose (*Sphagnum inundatum*) og fagertorvmose (*Sphagnum pulchrum*) m.fl. i grunne vann (A. Skogen pers. medd.).

2.5 Lav

Islandslav (*Cetraria islandica*) viste ingen respons på gjødsling iflg. Gerhardt & Kellner (1980), men ble negativt påvirket i mellom-svenske forsøksfelt i furuskog undersøkt av Dirkse et al. (1991).

Reinlav (*Cladina*). Minsket dekning av reinlavarter er registrert etter et treårig eksperiment med ammoniumnitrat i nord-svensk lav- og lyngrik furuskog, men endringene viste seg ikke før etter et par år (Eriksson 1984). Året etter gjødslingen endret fargen seg mot gulgrønt i noen prøveflater, men fargeendringen forsvant senere.

Lys reinlav (*Cladina arbuscula*) økte etter ammoniumnitrat-behandling med med både 150 og 600 kg/ha, men økningen tilskrives innvandring til forsøksrutene i tiden som er gått siden siste gjødsling (Gerhardt & Kellner 1980).

Kvitkrull (*Cladina stellaris*). I tre år tilførte Lechowicz (1987) kvitkrull simulert sur nedbør med forskjellig surhetsgrad, varierende fra 2,5 til 5,6. I regnløsningene varierte forholdet sulfat : nitrat mellom henholdsvis 2 : 1 og 6 : 1. Etter tre år kunne en måle bare små endringer i vekst ved pH lavere enn 4,5 og når forholdet mellom sulfat og nitrat var 6 : 1. Av dette ble det sluttet at 1) sur nedbør bare gradvis påvirker veksten hos kvitkrull, 2) skadeeffektene er mindre hvis andelen av nitrat i nedbøren er relativt høy i forhold til sulfat, 3) kvitkrull synes være resistent mot korte eksponeringer av selv svært sur nedbør, 4) det er mulig at fortsatt forsuring kan ødelegge motstandskraften mot sur nedbør.

Kvitkrull tar effektivt opp ammonium fra nedbør (Crittenden 1983, sitert fra Longton 1988), men artens respons på økte nitrogentilførsler ser ikke ut til å være undersøkt særskilt.

3 Virkninger av nitrogen på heivegetasjon

I dette avsnittet rapporteres kjente virkninger av nitrogen på heivegetasjon. Kystlynghei og fjellhei/tundra omtales hver for seg fordi de økologiske forholdene i kystseksjonen, fjellområder og arktiske områder er ulike, selv om de har en del felles arter. I alle samfunn som her betegnes som "hei" anses nitrogen være vekstbegrensende faktor. Betydningen av nitrogen kan lettest demonstreres gjennom gjødslingsforsøk som kan tenkes gi fire ulike utfall (Lee et al. 1983):

- Ingen endringer i produksjon og artssammensetning.
- Produksjonsøkning med liten endring i artssammensetning eller relativ abundans.
- Endring i artssammensetning og relativ abundans med liten eller ingen produksjonsøkning.
- Endring i artssammensetning og markert økning i produksjon.

3.1 Kystlynghei

Det er rapportert heiendringer i Norge, Nederland, Tyskland og Storbritannia. Trekk av endringene gjengis nedenfor, med vekt på norske forhold. Dernest sammenfattes mulige forklaringer på røsslyngdøden og medfølgende grasekspansjon.

3.1.1 Virkningen av nitrogen på enkelte økologiske faktorer i kystlynghei

Nitrogenfiksering

I nederlandsk kystlynghei anses binding av atmosfærisk nitrogen å være uten betydning for nitrogenforsyningen (Berendse et al. 1987). Ingen erteplanter er der viktige, i motsetning til britiske, franske og iberiske kystlyngheier der arter av gulltorn (*Ulex*) og ginst (*Genista*) er utbredt og dominerer mange heier. I norske kystlyngheier forekommer bare tiriltunge (*Lotus corniculatus*) i sekundære suksesjoner og ellers i gras-urterike heier, som dog er sjeldne innslag i norske kystlyngheier. Dessuten finnes knollerteknapp (*Lathyrus montanus*) og vestlandsvikke (*Vicia orobus*). Disse inngår spredt i kystlynghei, men har neppe noen

betydning som nitrogenkilde utenom helt lokalt rundt den enkelte plante.

I norske fuktheier er pors (*Myrica gale*) vanlig. I motsetning til andre nitrogenbindende karplanter fikserer den nitrogen ved særlig lav pH og ved dårlig drenering (A. Skogen pers. medd.).

Nitrogenfiksering ved cyanobakterier er lav i kystlynghei (jf. Berendse et al. 1987).

Ut fra de beskjedne rolle nitrogenbindende organismer synes å spille i kystlynghei, skulle en ikke tro at økt nitrogentilførsel får noen vesentlige følger for heiene når det gjelder nitrogenfiksering.

Mykorrhiza

Arter av lyngfamilien (Ericaceae) har mykorrhiza av endofytisk sopp som trolig tilhører soppsekten *Pezizella* (Read 1978). Mykorrhizainfeksjon fører til økt nitrogeninnhold i plantene, og det antas at mykorrhiza er årsaken til at lyngarter kan vokse godt i sure, næringsfattige jordsmonn med lite nitrogen som kan nyttes av plantene, idet mykorrhiza øker evnen til nitrogenopptak.

Det kan også være at endofyitten fungerer som et nitrogenlager i røttene. Dette lageret mobiliseres under stressperioder (Read 1978).

Nihlgård (1985) og Tamm (1991: 88) refererer til undersøkelser som tyder på at mykorrhiza kan forventes å avta ved økt nitrogennedfall.

Nitrifisering og pH

Ammonium oksyderes (av bakterier) til nitrat ved nitrifisering, noe som kan forsure jordsmonnet. Under normale omstendigheter, da nitraten blir tatt opp av røtter, skjer det ingen forsuring. Forsuring som følge av nitrifisering finner bare sted når ammoniumtilførselen til et økosystem overstiger det som blir konsumert av planter og mikroorganismer (Tamm 1991).

Nitrifisering blir sterkt hemmet eller stopper helt i kystlynghei når pH er 4,1 (Roelofs 1986). I fattig skog er det tydelig lavere nitrifiseringsgrad i jord med pH under 5 enn ved høyere pH. Ammonium blir derfor ansett som viktigste N-kilde i vegetasjon med så surt jordsmonn (Nihlgård 1985). Ifølge

Berendse (1990) er nitrifiseringsgraden liten i lyngdominerte bestander, men høyere i blåtoppbestander.

Ammoniumtilførsel fører i det lange løp til en utjevning av pH i kystlynghei. Dette kan påvirke artsdiversiteten da forekomsten (lokalutbredelsen) av visse arter kan avhenge av små, lokale forskjeller i pH mellom mikrohabitater.

Nitrat reduktase-aktivitet

Mange planter absorberer nitrogen i form av nitrat, men nitraten må omdannes til nitritt, og nitritt omdannes til ammonium før nitrogenet kan inkorporeres i organisk materiale. Enzymet nitrat reduktase virker i prosessen som omdanner nitrat til nitritt. Enzymaktiviteten i plantene gir et holdpunkt for plantens evne til å ta opp og omdanne nitrat.

Tilføres et økosystem dominert av lyngarter (Ericaceae) nitrat, vil nitraten i liten grad kunne bli utnyttet av lyngartene ettersom de har liten nitrat reduktase-aktivitet (Lee & Stewart 1978, Read 1978).

Akkumulering og nedbrytning av strø

Økning i biomasse og strø er sterkest i de 20-30 første årene i en lyng-regenerering etter brenning eller "sod-cutting" (se 3.1.4). Næringsemner bindes opp i strølag og humus; konsentrasjonene i strøet øker med alderen på lyngbestandet. Nedbrytningen (mineraliseringen) av lyngstrøet, og dermed frigjøringen av nitrogen, går relativt langsomt det første tiåret, men øker så i de neste 20 årene fem-ti ganger (Berendse 1990). Så lenge heiene domineres av lyngarter, akkumulerer det meste av nitrogenet som går inn i økosystemet i plantebiomasse og i organisk materiale i jorden. Nitrogenet som frigis i løpet av det første tiåret kan vi gå ut ifra blir tatt opp umiddelbart av plantene eller blir immobilisert i jorden.

På mark der klokkelying og røsslyng var blitt presset ut av blåtopp, fant det ikke sted noen ytterligere økning av strø. I blåtoppbestander som hadde omtrent samme innhold av organisk materiale i jorden som modne røsslyngbestander, var imidlertid mineraliseringen av nitrogen mer enn dobbelt så høy (Berendse 1990). Sannsynligvis er det også større

nitrogentap ved avrenning og denitrifisering fra blåtoppdominert hei enn fra lynghei.

Berendse (1990) fant forøvrig god overensstemmelse strølaget i et område der året for siste "sodcutting" var kjent, og tallene for nitrogennedfall i samme periode (Berendse 1990).

Nedbrytningshastigheten kan bli en regulerende faktor for økosystemet. Selv kontrolleres den av flere faktorer, bl.a. temperatur og fuktighet, næringsstilgang og strøets beskaffenhet. Berendse et al. (1987) og Aerts & Berendse (1988) påpeker at humus akkumulerer i dagens heier fordi tradisjonelle driftsmåter har opphørt og tilførselen av næringsemner har økt.

Noe av nitrogenet i den akkumulerte humusen blir dog mineralisert; mengdene anslås til 10–13 kg ha/år i Nederland (Aerts & Berendse 1988, 1989).

Heal & French (1974) fant at nedbrytningen var godt korrelert med jordens næringsinnhold når strøets kvalitet var dårlig. Røsslyng har et "dårlig" strø, idet stengler, som utgjør en stor del av biomassen i røsslynghei, inneholder noe mineraler og sukker, moderate mengder av cellulose, men særlig mye lignin og andre polyfenoler. Blåtoppblad er "bedre" strø, med relativt høyere mineralinnhold enn røsslyngstengler og mindre lignin og andre stoffer som nedbrytes langsomt (French 1988, Berendse 1990). French's eksperimenter viste at tilførsel av nitrogen i form av ammoniumnitrat økte nedbrytningen av både røsslyngstengler og blåtoppblader, og at det skulle mindre nitrogen til for å øke hastigheten i røsslyngnedbrytningen enn for nedbrytningen av blåtopp. Dette kan medføre at økt nedfall av nitrogen fører til raskere omsetning av røsslyngstrø enn av blåtoppstrø, som vil kunne akkumulere. Dette kan ha betydning for hvilke arter som er i stand til å etablere seg i åpninger som finnes eller oppstår i feltsjiktet. Dommarsnes (under utarb.) finner at det er gjennomgående større glødetap i jordsmonnet i blåtopphei enn i røsslynghei. Blåtoppstrø som havner på bakken, mellom blåtopptuene, brytes raskere ned enn det som blir liggende og tørke opp på lyngen eller blåtopptuene; dette har trolig sammenheng med strøets tilgjengelighet for nedbrytningsorganismer.

Mineraliseringen av nitrogen fra blåtoppstrø og strø fra klokkeling (*Erica tetralix*) synes å foregå med samme hastighet. Ca 75 % av nitrogenet i blåtopp- og klokkelingdominerte heisamfunn i Nederland

kommer fra nedbrytning av strø og humus; resten skriver seg fra atmosfæriske avsetninger (Berendse et al. 1987).

Kation/anion-balansen i jordsmonnet

Metzner & Ulrich (1980) sammenlignet kation/anion-balansen i kystlynghei i Nordvest-Tyskland og data fra tidligere britiske undersøkelser og påviser at nitrogennedfallet i tyske heier er større enn i britiske, noe som tilskrives lufttransportert nitrogen. De satte opp et budsjett for næringsomsetning i røsslynghei. Næringsbalansen i jordsmonnet opprettholdes av H^+ -ioner, som dels tilføres utenfra ved nedbør, dels produseres i økosystemet. Den viktigste prosessen for produksjon av H^+ er opptak av NH_4^+ og dissosiering av organiske syrer. Produksjonen av H^+ kan føre til utbytting av næringskationer som blir tilgjengelige for utvasking og til frigjøring av toksisk aluminium.

Forekomst av røsslyngbillen

Røsslyngbillen (*Lochmaea suturalis*) inntar en sentral plass i diskusjonene om årsaken til endringene i kystlynghei i Nordvest-Europa. Viktige arbeider omkring røsslyngbillen er utført av Cameron et al. (1944), Morison (1963), Brunsting (1982), Schaick Zillesen & Brunsting (1983) og Brunsting & Heil (1985, Berdowski 1987, Berdowski & Zielinga 1987) (ingen av disse er lest i forbindelse med denne litteraturstudien) og Scanderett & Gimingham (1991).

Billens livssyklus er i sin helhet bundet til røsslyng, og både larver og voksne individer beiter utelukkende på røsslyng. Den voksne *Lochmaea suturalis* overvintrer i røsslyngbestandene, svermer om våren og legger egg ved basis av røsslyngstenglene i april-juni (i allfall lenger sør). Larvene klekkes på forsommeren og går opp i røsslyngplanter av alle aldre, der de særlig beiter på de yngre skuddene. De eter både blad og bark og etterlater seg en mengde strø som gir gjødslingseffekt (Heil & Diemont 1983). Sensommers skaper de voksne billene en ny angrebølge. Disse overvintrer i røsslyngheiene.

Røsslyngbillen er svært stedbunden; den spres bare langsomt fra et kjernepunkt, vesentlig under svermingen om våren (Scanderett & Gimingham 1991).

Omfattende ødeleggelse av røsslýnghei som følge av masseforekomster av billen er kjent fra Nederland, England og Skotland, og den har vært studert også i Danmark (Scandrett & Gimingham 1991). Billen er kjent fra Sverige og Norge. I Norge er den tidligere funnet noen få steder på vestkysten og i små mengder, men synes nå å være i fremmarsj, se 3.1.2.

I Nederland har røsslýngbilleangrepene tiltatt i omfang og blitt hyppigere i løpet av de siste tiårene (Bobbink et al. 1992). Årsaken antas å være det forhøyde innholdet av nitrogen i røsslýngskuddene som følge av nitrogennedfallet over landet, og at det ekstra nitrogeninnholdet (egentlig proteininnholdet) gir røsslýngen ekstra verdi som føde.

Artsdiversitet

Artsdiversitet kan betraktes som et uttrykk for plantesamfunnets struktur. Gjentatte tilførsler med nitrogen ga større artsdiversitet i regnerereringen av kystlýnghei etter sod-cutting enn alle andre behandlinger (Helsper et al. 1983). Jf. "Nitrifisering og pH" ovenfor.

Ytterligere forsuring av de sure jordsmonnene en normalt finner i kystlýnghei fører til nedgang i antall arter i kystlýngheiene (Roelofs 1886). En del arter kan forsvinne helt eller gå sterkt tilbake, som det er observert i Nederland (se nedenfor). Senkning i pH, økt NH_4/NO_3 -forhold og økt Al/Ca-forhold ser ut til å gi ugunstige forhold for en rekke heieurter (Bobbink et al. 1992).

3.1.2 Endringer i kystlýnghei

Norge

I løpet av de siste 15-20 årene har det inntrådt endringer i sørvestnorsk kystlýnghei som ikke følger mønstrene til gjengse suksesser i kystlýnghei, hverken de som inngår i en skjøtselssyklus eller de som er ledd i naturlig gjengroing. Bl.a. gjennom struktur- og suksjonsstudier som Sundve (1977) utførte i Sveio og gjentatte besøk til noen lokaliteter i dette området, ble det i andre halvdel av 1980-tallet klart at en ny type suksesser var under utvikling. Røsslýngdominerte heier ble i stigende grad invadert av blåtopp (*Molinia caerulea*). Død

røsslýng ble observert flere steder, særlig etter vintrene 1983-84 og 1985-86 (Hansen 1991). I 1987-88 ble deler av Sveio undersøkt på nytt av Hansen (1991). Her gjengis i korte trekk hennes funn når det gjelder heidynamikken i området:

- Heiene inneholder nå mer gras, spesielt blåtopp, enn de gjorde 10 år tidligere.
- Blåtoppheier finnes nå i slake skråninger og på flater og uavhengig av eksposisjon. Feltsjiktet har høy dekning, domineres av ca 50 cm høy blåtopp, men en god del bjønnskjegg (*Scirpus cespitosus*, spesielt ssp. *germanicus*) og klokkelýng (*Erica tetralix*) inngår også. Bunnsjiktet er dårlig utviklet.
- Fuktheier synes å ha ekspandert på bekostning av røsslýngtørrhei.
- Utviklingen av grashei synes dels å ha funnet sted etter at røsslýngen har dødd. Det gjelder særlig i Sveio. Andre steder synes blåtopp å ekspandere der røsslýngdekket av noen grunn (billeangrep, vinterskader) bare er blitt åpnet. På fuktig mark ser imidlertid blåtopp ut til å være i stand til å trenge opp gjennom friskt og usvekket røsslýngdekke (A. Skogen pers. medd.).
- Røsslýngen var jevnt over i moden fase da den døde; den døde altså ikke av alderdomssvakhet, jf. røsslýngens 4 vekstfaser: pionerfase, byggefase, moden fase og degenereringsfase (se Fremstad et al. (1991, fig. 4 og 5).

Røsslýngdødens omfang. I det siste året er det til NINA og kolleger ved Universitetet i Bergen kommet inn en rekke meldinger om til dels omfattende røsslýngdød i Rogaland og Hordaland. Slike meldinger ble også fanget opp av massemedier (Thoring 1992).

På Karmøy har anslagsvis halvparten av røsslýngen dødd i løpet av de siste to årene; 10-15 % av røsslýngen døde i Bokn i 1991. Under inventeringer i 1987 registrerte P.A. Aarrestad røsslýngdød i 8 av de inventerte lokalitetene i Hordaland: lok. H 1.1, 2.6, 2.8, 4.1, 4.2, 5.2, 7.1 og 9.1 i kommunene Sveio, Bømlo, Austevoll, Sund, Øygarden og Austrheim, se Fremstad et al. (1991). Røsslýngdød ble også registrert i 4 lokaliteter i Sogn og Fjordane: SF 1.3, 2.1, 2.4, 4.3. Noe av røsslýngdøden, særlig i Sogn og Fjordane, kan skyldes alder.

A. Skogen og S. Dommarsnes har sendt spørreskjema til kystkommunene i Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane. Pr. mars 1992 er det størst skader og røsslyngdød på deler av Jæren, på Karmøy, i Sveio og på Sotra. Dessuten er det registrert skader av mindre omfang spredte steder i Sør-Rogaland. Fra Utsira meldes det at røsslyngblomstringen uteble i 1991. Røsslyngdød som antas å ikke skyldes lyngens alder er nå registrert til og med Gulen i Sogn (Dommarsnes under utarb.). I Gulen ble det også observert røsslyngdød i midten av 1980-årene, men røsslyngen regenererte.

Blåtoppeksponjon. Utviklingen fra røsslynghei til grashei har skjedd fra midten av 1980-årene; noen steder startet den trolig litt tidligere. Blåtoppeksponjon ble i 1987 bemerket av P.A. Aarrestad i Hordaland (H 1.4 i Sveio og H 2.8 i Goddo, Fremstad et al. 1991) og i Rogaland av Steinnes (1988, etter inventeringer i 1984) og Skogen (1989b).

På Jæren opptrer også bjønnskjegg (*Scirpus cespitosus* ssp. *germanicus*) på tidligere røsslyngmark, dels sammen med blåtopp, dels som dominant (Hansen 1991, Skogen 1989b). Lenger nord er blåtopp enerådende i "den nye typen suksessjoner" i kystlynghei der død eller halvdød røsslyng står igjen mellom tuene til den ekspanderende blåtoppen.

Heikonverteringen har skjedd i løpet av 6-7, kanskje 10 år. Hastigheten i prosessene synes å være på linje med det som er kjent fra Nederland der det skjer store endringer i de enkelte heiforekomstene i løpet av 2-3 års tid (R. Bobbink pers. medd.).

Forekomst av *Lochmaea suturalis*. Røsslyngbillen ble forgjeves ettersøkt av Hansen (1991) som utførte sine undersøkelser i 1988. I 1990 ble *Lochmaea suturalis* registrert av S. Dommarsnes en rekke steder nord til Gulen, bl.a. i Boknfjorden og Fitjar. Spredning er registrert også i 1991-92. I Gulen har den gjort relativt store og gjentatte angrep på røsslyng. Observasjoner av gulnet lyng i juni-juli blir tydet som skader etter larveangrep på forsommeren (A. Skogen, S. Dommarsnes pers. medd.).

Funnene kan tyde på at røsslyngbillen er under spredning og at populasjonene øker i Norge. Den kan spille en større rolle i lyngheidynamikken enn først antatt, jf. Hansen (1991). En del av røsslyngskadene som meldes inn (se ovenfor) kan skyldes billeangrep.

Det kan være flere årsaker til spredningen. Nitrogenfallet i Sørvest-Norge er tilstrekkelig til at røsslyngen her har større nitrogeninnhold i skudene enn i andre områder (Hansen 1991, Dommarsnes under utarb.); næringsforholdene for billen er blitt bedret ved økt innhold av protein, noe som er særlig viktig for larvene. At billene foretrekker proteinrik lyng er vist eksperimentelt av Scanderrett & Gimingham (1991). Dessuten har de siste årene vært fuktigere, høsten har vært lenger og mildere og det har vært lite frost om vinteren. Det betyr sannsynligvis at røsslyngbillen har kunnet beite lenger, vært bedre rustet til overvintring og egglegging, og mulighetene til å overleve har vært bedre.

Mens tilbakegang er konstatert for en rekke urter i heivegetasjon i Nederland (se nedenfor), har vi i Norge ingen holdepunkter for å si noe om de samme artenes status i de områdene som nå undergår heiendringer i Rogaland-Hordaland.

Nederland

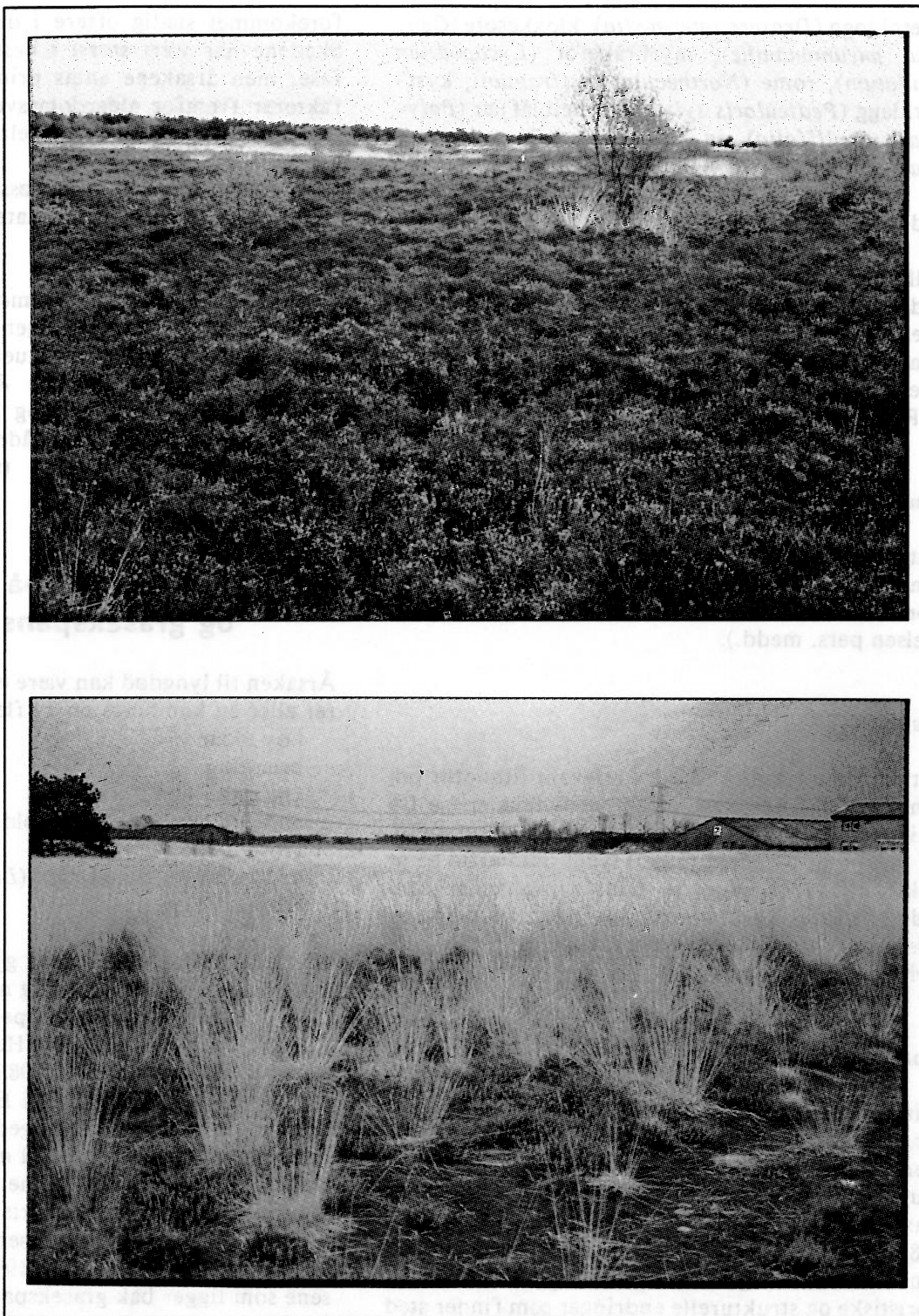
Rundt 1800 hadde Nederland ca 800 000 ha tørrhei med røsslyng og fukthei med klokkeløng. I 1983 var arealet redusert til 42 000 ha, vesentlig som følge av oppdyrking og andre endringer i arealbruk (van Dobben 1991). De resterende heiene ble i stor grad tatt vare på gjennom vernetiltak.

I begynnelsen av 1980-årene ble omdanning av røsslynghei til grashei i Nederland i løpet av en 30-årsperiode beregnet til 80 km² (Heil & Diemont 1983). Flybilder dannet utgangspunkt for beregningene. I dag er mer enn 35 % av de nederlandske røsslyngheiene gått over til grashei, og ytterligere ca en tredel inneholder så mye gras at de ventes å gå over til grashei i løpet av 3-5 år. Den resterende knappe tredelen har mer enn 70 % dekning av lyngarter (van Dobben 1991). Hastigheten i heiendringene ventes å aksellerere.

Flere grasarter tar røsslyngens plass i Nederland: blåtopp (*Molinia caerulea*), smyle (*Deschampsia flexuosa*) og sauesvingel (*Festuca ovina*). Særlig blåtopp er aggressiv, og den utvider stadig arealet (figur 3).

I fukthei trenger blåtopp også ut klokkeløng (*Erica tetralix*), og nesten alle arter som var karakteristiske for fuktheiene - og særlig slike som var sjeldne - er forsvunnet fra økosystemet (Bobbink et al. 1992), f.eks. flekkmariehånd (*Dactylorhiza maculata*),

Figur 3 A: Røsslynghei med spredte busker og svakt innslag av blåtopp (*Molinia caerulea*), se de hvite flekkene i bakgrunnen. Nederland, nær Otterlo april 1982. B: Blåtopp holder på å utkonkurrere røsslyng. Nederland SØ Nijmegen februar 1992. Foto Eli Fremstad. - A: Heather heath with scattered shrubs and some *Molinia caerulea*, cf the white spots in the rear. B: *Molinia caerulea* outcompetes heather.



dikesoldogg (*Drosera intermedia*), klokkesøte (*Gentiana pneumonanthe*), myrkråkefot (*Lycopodium inundatum*), rome (*Nartheicum ossifragum*), kystmyrklegg (*Pedicularis sylvatica*), heiblåfjær (*Polygala serpyllifolia*) og kvitmyrak (*Rhynchospora alba*).

Nederlandske heier har vært utsatt for nitrogennedfall gjennom flere tiår allerede. I dag er nitrogennedfallet (20)35-40(60) kg ha/år i østlige deler av Nederland, derav er 75-90 % ammonium iflg. Roelofs (1986). I tillegg kommer tørravsetning som lokalt, f.eks. i nærheten av hønse- og grisefermer, fører til totalavsetninger på 200 kg nitrogen ha/år (J. Roelofs, R. Bobbink, pers. medd.).

Danmark

Blåtopp sprer seg i små områder med røsslynghei som er omgitt av jordbruksmark, men det er ikke gjort noen undersøkelser over forholdet (K.E. Nielsen pers. medd.).

Tyskland

Det har ikke lyktes å få tak i relevant litteratur om dynamikken i nordvest-tyske røsslyngheier (se De Smidt 1979) i forbindelse med denne litteraturstudien. Steubings foredrag (1990) tydet imidlertid på at tyskerne står overfor de samme problemer som nederlenderne. Resultater av nederlandske undersøkelser kan trolig uten videre overføres til tyske forhold.

Storbritannia

Britiske røsslyngheier, og særlig de i lavlandet og i sør, har undergått to typer endringer i de senere årene. Raske endringer skyldes jordbrukspolitik og bruksendringer, som fører til at hei dyrkes opp eller plantes med bartrær (Marrs 1986, Bunce & Barr 1988), jf. forholdene i Norge (Fremstad et al. 1991). Sauebeite anses også som en viktig faktor for de floristiske og strukturelle endringer som finner sted ved at røsslynghei går over til grashei og skog (Marss 1986, Thompson & Baddeley 1991?).

Røsslyng døde i andre halvdel av 1970-årene over større områder, trolig som følge av en kombinasjon av vinterfrost, sommertørke og angrep av røsslyngbillen (Marrs 1986). Episoder med røsslyngdød har

forekommet stadig oftere i de siste 10-15 årene. Skadene har vært størst i bestander i sen moden fase, men årsakene antas primært å skyldes ytre faktorer fremfor alderdomssvekkelse. Regenereringen har ikke skjedd så regelmessig som tidligere.

Blåtoppinvasjon i britiske røsslyngheier er undersøkt av J.A. Lee, men resultatene er ikke publisert (R.B. Wilson pers. medd.).

Noe av tilbakegangen av gråmosehei i Storbritannia antas å skyldes økt nitrogennedfall, men andre faktorer, særlig kraftig sauebeite anses å være viktigere årsak (Thompson & Baddeley 1991?). Våtdeposisjon (med regn og ikke minst tåke) er viktig i høyereliggende områder (upland) i Storbritannia, mens tørravsetning trolig er viktigere i lavlandet.

3.1.3 Forklaringer på røsslyngdød og grasekspansjon

Årsaken til lyngdød kan være en av følgende faktorer eller en kombinasjon av flere:

- høy alder
- brenning
- endring i beiteforhold
- endring i fuktighetsforhold
- frost/tørke
- angrep av røsslyngbillen (*Lochmaea suturalis*)
- forurensning

Gjennom feltobservasjoner, gjødslingsforsøk i felt og dyrkingsforsøk har særlig nederlandske forskere (Heil & Diemont 1983, Helsper et al. 1983, Roelofs 1986, Berendse et al. 1987, Heil & Bruggink 1987, Aerts & Berendse 1988, 1989, Aerts 1989, 1990, Aerts et al. 1990, Berendse & Elberse 1990) kommet frem til at det bak endringene i de nederlandske røsslyngheiene er et samspill mellom flere faktorer. Imidlertid motsier resultatene fra flere undersøkelser hverandre, jf. f.eks. Aerts (1898: 36), og det er ikke lett å trekke ut essensen av den omfattende litteraturen. Bobbink et al. (1992) summerer prosessene som ligger bak grasekspansjonen.

Grasarter presser ut lyngarter fordi de har større veksthastighet når det er relativt rikelig tilgang på nitrogen. Sammenligning mellom blåtopp (*Molinia caerulea*) og klokkelyng (*Erica tetralix*) viste at blåtopp har 40 % større overjordisk produksjon enn klokkelyng, og at den også har større produksjon av

rotmasse (Berendse et al. 1987). Mens blader utgjør 18-27 % av overjordisk biomasse ved vekstperiodens slutt hos klokkeling, utgjør blader 48-100 % hos blåtopp (100 % betyr at den ikke blomstrer!) (Aerts & Berendse 1989, lavere verdier angis av Aerts & Berendse 1988). Dette gjør at blåtopp kan reagere raskere på økte nitrogenmengder enn klokkeling - og det gjelder trolig også overfor røsslyng. Den raskere responsen hos blåtopp forklarer Aerts & Berendse (1988) med at blåtopp trolig kan øke allokeringen av karbon til røttene, noe som igjen muliggjør økt næringsopptak. På dette viset kan arten opprettholde en høy fotosynteseaktivitet.

Berendse et al. (1987) mente at den større overjordiske produksjonen hos blåtopp skyldes nesten utelukkende at arten kan trekke nitrogen tilbake fra visnende plantedeler om høsten. Nitrogenet lagres i de basale internodiene og i røttene (Aerts 1989).

Selv når blåtopp og klokkeling har lik tilgang på nitrogen, inneholder blåtoppblad omlag 50 % mer nitrogen enn de overjordiske delene av klokkeling (Berendse et al. 1987, Aerts & Berendse 1988), og i og med at arten også kan trekke inn 44-80 % av nitrogenet (Morton 1977, Aerts & Berendse 1988), lagre og raskt mobilisere nitrogen ved starten av en ny vegetasjonsperiode, har blåtopp en langt større omsetning (turn-over) av nitrogen enn lyngartene. Også Aerts & Berendse (1989) og Aerts (1990) fant at blåtopp har langt større evne til å trekke tilbake nitrogen fra skuddene enn lyngartene har.

Aerts (1990) undersøkte også evnen hos røsslyng, klokkeling og blåtopp til å utnytte næringsressurser. "Nutrient Use Efficiency" (NUE) måles som forholdet mellom produksjon av overjordisk biomasse og næringstap ved strøfall. Blåtopp hadde, både i fuktige og tørre habitater, tre ganger så høy produktivitet som lyngartene. I fuktighet var forholdet mellom produktivitet i overjordiske skudd og røtter som 1 : 1 både hos klokkeling og blåtopp. I tørrhet var skudd-rotforholdet hos røsslyng 3 : 1, mens det for blåtopp var 1 : 2. Strøfallet fra blåtopp (både i fuktige og tørre habitater) var tre ganger så høyt som hos røsslyng og klokkeling (Aerts 1989), men fra dette strøet er det meste av nitrogenet trukket tilbake. Loach (1968, sitert etter Morton 1977) fant at bare 20 % av nitrogenet fantes i strøet som ble dannet om høsten og vinteren, og Morton (1977) mener at bare en ganske liten del av den reduserte mengden i strøet skyldes lekkasje (utvasking); det meste er trukket inn i planten.

Røsslyng og klokkeling begrenser næringstapet ved å redusere strøfallet ved å ha langlivede blader, men ettersom lite næring trekkes inn fra skuddene til disse artene, inneholder strøet relativt mye næring (Aerts 1989). Berendse & Elberse (1990) fant dog at 40 % av nitrogenet i blad av klokkeling ble trukket tilbake før bladfelling.

Blåtopp har altså både større evne til å øke produksjonen ved økt tilgang på nitrogen enn lyngartene har, har dessuten bedre evne til å lagre nitrogen i røttene og til å reaktivere det. Blåtopp har følgelig raskere "turn-over" av nitrogenet enn lyngartene og er mer effektiv i utnyttelsen av ressursene. Evnene til å redusere næringstap og samtidig oppnå høy produksjon når det er god tilgang på næring er årsaken til blåtopps sterke konkurransekraft (Berendse et al., Aerts & Berendse 1988 1989, Aerts 1990). Berendse & Elberse (1990) fant at blåtopps nitrogenkrav er tre ganger høyere enn for klokkeling.

Aerts et al. (1990) har forsket videre på konkurranseforhold mellom klokkeling, røsslyng og blåtopp. Ved liten næringstilgang - som den en hadde i veldrevne heier før forurensningene tok overhånd - er både klokkeling og røsslyng i stand til å utkonkurrere blåtopp. Røsslyngens evne til å holde blåtopp i sjakk tilskrives at den er eviggrønn (noe som tillater vekst også tidlig i vegetasjonsperioden), relativt høy bladbiomasse og skuddenes posisjon i forhold til bakkenivå. Tidlig i vekstsesongen får røsslyng et forsprang på blåtopp, som hver vår skyter nye skudd fra en lav tue av overvintrende basalskudd. Røsslyngen er altså i stand til å skygge ut blåtopp ved å være "tidligst ute", trass i at blåtopp har et langt større vekstpotensiale. Det samme gjelder i noen grad for klokkeling, men den har mesteparten av sin bladmasse på lavere nivå enn røsslyng har, og klokkelingen har derfor ikke samme evne til å stjele lyset fra blåtopp. Det er ifølge Aerts et al. (1990) bladmassens posisjon (i tid og sted) med hensyn til lys som avgjør om den ene eller den andre arten vil dominere, og det er først når dvergbusksjiktet svekkes (ved billeangrep, frostskafer m.m.) og åpnes at blåtopp for alvor får sjansen til å ta over. Når næringstilgangen er blitt rikelig, avtar lyngartenes sjanse for å dominere. (Et billeangrep fører til ytterligere økning i nitrogenstilgangen gjennom produksjon av finfordelt strø som omsettes relativt raskt.) Ved god næringstilgang profiterer blåtopp på sitt store vekstpotensiale og det at bladmassen blir mye høyere enn hos lyngartene. Konklusjonen er: blåtopp kan bare bli dominant i

tørrehei når det er god næringstilgang og røsslyngdekket åpnes.

En modell av samvirket mellom de ulike komponentene i nederlandske heikosystemer (Heil & Bobbink i trykk, se Bobbink et al. 1992b) viser at røsslyng kan konkurrere med blåtopp ved nedfall på 10 kg nitrogen ha/år. Så lenge røsslyng har en dekning på minst 50 % av arealet, kan den konkurrere med blåtopp selv ved tilførsel av 20 kg nitrogen ha/år. Blir imidlertid røsslyng svekket ved slike nitrogen-tilførsler, f.eks. pga. billeangrep, tar blåtopp over dominansen. Det samme kan smyle og sauesvingel gjøre, fortrinnsvis i de tørreste heiene. Også lave doser nitrogen tilført gjentatte ganger kan føre til at artssammensetningen i heiene endres (Heil & Diemont 1983), se også Håland & Timenes (1980).

Roelofs (1986) påpeker at tilførselen bare av ammonium i selv de reneste delene av Nederland er tilstrekkelig til å øke biomassen til grasarter og til at disse utkonkurrerer røsslyng fra nederlandske heier. Produksjon av overjordisk biomasse er i dag om lag to ganger høyere i nederlandske heier enn i britiske, noe som Aerts (1989) tilskriver det høye ammoniumnedfallet.

Grasartenes større produksjonspotensiale er imidlertid ikke eneste årsak til at grasartene tar over. Røsslyngskudd med høyt nitrogeninnhold i vevene - en tilstand som fås ved gjødsling - er mer attraktiv for røsslyngbillen, som utelukkende lever av røsslyng (Brunsting & Heil 1985). Dette er trolig forklaringen på at røsslyngbilleangrep skjer oftere nå enn for en del tiår siden. Angrep fører til

- røsslyngdød, og gras kan vokse frem i åpningene som skapes i røsslyngdekket.
- økt nitrogentilgang som følge av at mengder av skuddfragmenter faller til bakken under et angrep, og blir omsatt relativt raskt, i Nederland trolig på mindre enn 2 år. Også ekskrementer og døde biller tilfører systemet nitrogen (Heil & Diemont 1983). Billeangrep kan altså i seg selv gi gjødslingseffekt, og dermed bidra til forskyvningen mellom karplanter.

Under nederlandske belastningsforhold vil åpningen av røsslyngdekket og nitrogengjødslingen som følge av billeangrep være tilstrekkelig til at røsslyng erstattes av gras. Her synes det altså være klart at 1) en kombinasjon av høyt nitrogennedfall og kraftige, periodiske angrep av røsslyngbillen er

årsakene til at røsslyngen dør, og 2) at blåtopp ekspanderer på bekostning av røsslyng og klokke-lyng fordi blåtopp har større evne til å utnytte den økte nitrogentilførselen enn røsslyng har.

Årsakene til den nye heidynamikken i Norge

Er årsakene til røsslyngdød og blåtoppeksponasjon de samme i Norge som i Nederland? Hansen (1991) diskuterer mulige årsaker, jf. listen forrest i 3.1.3.

Alder. Det er ikke først og fremst gammel røsslyng som er skadd eller død i de siste årene; røsslyngen har ikke dødd av alderdomssvakheth (jf. dens degenreringsfase).

Brenning har opphørt de fleste steder, og selv om det forekommer utilsiktede branner i heiene, er ikke brann årsak til massedøden som har inntrått de siste årene. Brann er lett å fastslå ved selvsyn.

Endring i beite. Beitet har de fleste steder avtatt, og røsslyngen har nå anledning til å vokse seg større og kraftigere enn tidligere. Redusert beite gir på den annen side muligheter for etablering av einer (*Juniperus communis*) og løvtrær, særlig bjørk (*Betula pubescens*). Store deler av kystseksjonen er i dag preget av gjengroing, men røsslyngdød er ikke bundet til sterkt gjengrodde områder der einer og bjørk har begynt å skygge den ut.

Endring i fuktighet. Arealet med fukthei synes å ha økt de senere årene. Dette kan ha sammenheng med bruksendringer, i og med at større og tettere lyng gir endret mikroklima: redusert innstråling og fordampning, fuktigere miljø på bakken og fremvekst av et bunnsjikt som reduserer fordampningen ennå mer. Dessuten har en på Sørvestlandet i de senere årene hatt betydelig mer nedbør enn normalt, f.eks. i 1990 140-175 % av normalen (SFT 1991). Røsslyng har relativt vid fuktighetsamplitude, men den trives ikke på mark med stagnerende fuktighet. Det finnes røsslyngheier i alle Veslandets nedbørregimer, også der det normalt faller 3000 mm i året. Det synes derfor usannsynlig at værforholdene de siste årene kan ha forårsaket så omfattende forsumpning at røsslyngen har gått ut av den grunn.

Frost/tørke. Skader og død hos røsslyng som følge av frost og/eller tørke er lite diskutert av nederlandske forskere, men nevnes som mulig årsak av Bobbink et al. (1992) som antyder at lave vintertemperaturer i Nederland i midten av 1980-årene kan

ha forårsaket noen av skadene. Økt sensitivitet som følge av økt nitrogennedfall kan forventes hos både røsslyng og klokkelyg, på samme måte som slike skader er registrert hos bartrær i forurensede miljøer. Undersøkelser av van der Eerden et al. (1990) har påvist økt frostsensitivitet hos røsslyng som følge av ammoniumtilførsel.

Frost har fått mye plass i diskusjonen omkring røsslyngdød i vestnorske aviser i januar 1992 (se bl.a. Thoring 1992), og Solberg (1992) mener at skader han har undersøkt på Karmøy og Sotra er utløst av en kombinasjon av frost og tørke. Mye mildvær gjennom høsten og vinteren skulle ha svekket hardigheten. Han avviser likevel ikke at forurensninger kan ha svekket røsslyng og andre planter som er meldt skadet (bjørk og furu) slik at de var blitt mindre frostresistente (pga. dårlig modning av skuddene).

Det ble meldt skader på røsslyng i midten av 1980-årene da det var flere år med lave vintertemperaturer (etter vestnorske forhold) og barfrost. De siste vintrene har imidlertid vært uvanlig milde, også i kystseksjonen, og skulle ikke gi grunnlag for mer omfattende frostskaider enn dem vi har opplevd tidligere. Etter tidligere frostskaider har dessuten røsslyngen vist evne til å regenerere.

Frost i seg selv er også lite sannsynlig årsak til røsslyngdød når enn ser på røsslyngens utbredelse ellers i landet. Den er bl.a. hyppig i de vinterkalde strøkene i Nord-Østerdalen, som en viktig art i mellom- og nordboreal furu- og bjørkeskog, og i lavalpin lavhei. Her er ofte snødekket tynt, og selv steder der den er beskyttet av snødekke om vinteren, vil den kunne bli utsatt for frost i vårmånedene da snødekket er forsvunnet, men temperaturene kan gå under frysepunktet nattetid.

Hypotesen om at frost er viktigste skadefaktor stemmer også dårlig med at andre lyngarter ikke viser lignende skader som hos røsslyng. Det er liten grunn til å tro at røsslyng er mer frostømfintlig enn klokkelyg (*Erica tetralix*) og purpurlyng (*Erica cinerea*). Disse henholdsvis sub- og hyperoseaniske artene (Fægri 1960) antas være langt mer frostømfintlige enn røsslyng. Ifølge A. Skogen (pers. medd.) kommer dessuten purpurlyng noen steder opp der røsslyngen er blitt "frostskaidd"; den må ha vært der i lengere tid allerede, undertrykt av røsslyngen.

Når røsslyngskader, trass i milde vintre, likevel klassifiseres som "vinterskaider", skyldes det sann-

synligvis at den om høsten ikke blir forberedt i tilstrekkelig grad på lavere temperaturer, dvs. at den ikke går tidsnok inn i vinterhvile. *Erica*-artene kan være mer følsomme for temperatursenkninger, slik at de i tide får nødvendige impulser til å forberede seg for vinteren (hypotese fremkastet av A. Skogen).

Frostherdighet hos røsslyng etter gjødsling med ammoniumnitrat blir nå undersøkt av Dommarsnes (under utarb.).

Røsslyngbillen. Se under 3.1.2.

Økt nitrogentilgang. Kystlyngheiene på Sørvestlandet har de høyeste tilførsler av nitrogenforbindelser i landet. I 1990 ble det målt mellom 12 og 16 kg N/ha i året (SFT 1991), som er omtrent det samme som området har fått årlig i de siste 15-20 årene. Det er omtrent lik fordeling mellom ammonium og nitrat.

Nitrogen har akkumulert i heikosystemet. Lyng i moden alder, redusert brenning og beite gir alt i alt økning i biomasse og opphopning av strø på bakken. Dette blir etter noen tid nedbrutt og nitrogen blir frigitt, se under 3.1.1.

Oppsummering. Med bakgrunn i nederlandske heiforandringer og nederlandske og britiske undersøkelser har Hansen (1991) og prosjektet "Vegetasjonsendringer i vestnorsk kystlynghei" ved Botanisk institutt, Universitetet i Bergen (Dommarsnes under utarb.), påvist en økning i nitrogen i røsslynghei og gjort det sannsynlig at dette er en "drivkraft" bak heiforandringene som pågår på Sørvestlandet.

Røsslyngbillen er registrert flere steder og i større mengder enn tidligere. Den synes være under spredning, noe som kan ha sammenheng med bedre levevilkår i de siste årenes milde vintre, og bedre næringstilgang. Innholdet av total-nitrogen (analyser med Kjeldahl-metoden) i grønne røsslyngskudd synker fra Jæren (forurenset) til Froan i Sør-Trøndelag (ikke/svært lite forurenset), noe viser at røsslyngen på Jæren tar opp mer nitrogen enn røsslyngen i Trøndelag, trolig fordi tilgangen til nitrogen er større på Jæren (Hansen 1991). En lignende gradient i innholdet av nitrogen er påvist av Dommarsnes (under utarb.) fra Sør-Rogaland til Sunnmøre, om enn ikke så utpreget.

Med utgangspunkt i det som er kjent om forholdet mellom nitrogenomsetningen til røsslyng, klokkelyg og blåtopp, er det grunn til å tro at de økte

nitrogentilførslene til sørvestnorske kystlyngheier er en like viktig økologiske faktor i lyngheiddynamikken hos oss som i Nederland. Forurensningene bidrar til svekking av røsslyngen som derved blir mindre frostresistent og dessuten mer utsatt for billeangrep. Reduksjon av røsslyngen fører til at arter som har raskere vekst og større evne til å utnytte de økte nitrogenressursene enn røsslyng har, utkonkurrerer den.

3.1.4 Tiltak for bevaring av kystlynghei

Hvordan kan en hindre at økt nitrogentilførsel forårsaker endringer i heivegetasjonen? Det synes å være enighet om at heiene må skjøttes slik at biomasse og næring fjernes fra økosystemet. Tradisjonelt har det skjedd ved brenning, beite, lyngslått, samling av strø (for bruk i stallen) og fjerning av overjordisk biomasse og det øverste humuslaget (se nedenfor). De to siste bruksmåtene har ikke hatt så stort omfang i Norge som på kontinentet.

Fjerning av vegetasjonsdekket, strøet og det øverste organiske laget i én operasjon betegnes "Plaggen" i tysk tradisjon, og var mye brukt i Nordvest-Europa (omtalt som "sod-cutting" av en del forfattere og ellers i denne utredningen). Driftsmåten har bare hensikt der heiene er utviklet på relativt dype substrater. I Nederland står mange av heiene på sandavsetninger, og den jevne topografien gjør det mulig å forta "sod-cutting" maskinelt.

I de fleste norske heier er jordsmonnet meget grunnt, og fjerning av jordlag har ført til omfattende erosjon og blottlegging av berg og meget vanskelige regenereringsforhold. Store arealer i kystsekjonen er i dag uten jorddekke.

Brenning har vært nyttet til heiskjøtsel av to grunner: for å gi tilførsel av plantenæringssemner og for å fornye heiene.

Brenning fører til frigjøring av nitrogen, men det meste går tapt til atmosfæren. Noe blir liggende på jordoverflaten i form av aske og kan for en kort periode gi økt nitrogentilgang for plantene. Mesteparten av næringen går hos oss imidlertid tapt ved utvasking i løpet av et par år, og norske brenningsforsøk har ikke påvist nevneverdig bedre næringsforhold i heiene utenom for første sesong etter brenning (Råen 1978, 1989, Skogen 1989a).

Brenning synes være en effektiv måte å bli kvitt "overføldig" nitrogen på under våre klimaforhold.

Ved brann føres røsslynghei tilbake til pioner-/byggefase (jf. Skogen 1987, Fremstad et al. 1991), da nitrogen bindes i vevene og i strøet som produseres.

Tidligere brente bøndene heiene tidlig på våren, bl.a. for at mest mulig næring skulle frigis og kunne nyttes for produksjon av ny røsslyng, urter og gras samme sesong. Med dagens nitrogentilførsel til heiene bør brenningsprosedyrene endres. Trolig bør brenningen skje om **høsten eller vinteren**, under plantenes hvileperioder slik at nedbør og vind får god tid til å frakte det meste av den frigitte nitrogenet vekk fra heiene, før plantene kan utnytte det som frigis. (At man samtidig får utilsiktet spredning av plantenæring til andre områder, er en annen side av brenning som bør vurderes før slike tiltak settes i verk.) Brenningen bør dessuten skje med **høy temperatur** slik at strølaget fjernes helt. Slik brenning fås når en brenner **med vinden**, og ved kraftig vind. Dette stiller selvsagt ekstra krav til sikkerhetsforanstaltninger under brenningen. Det vil neppe være mulig å brenne annet enn utvalgte heiområder på denne måte, sannsynligvis bare særlig verneverdige lokaliteter (jf. Fremstad et al. 1991).

Brenning gir vanligvis økt tilgang til plantenæringssemner og fornyelse av plantedekket (jf. Fremstad et al. 1991), men kan også ha en del negative følger, f.eks. endring av vannbalanse, ødeleggelse av jordstruktur og nedbygging av mineraljordslagene.

Det presiseres fra flere hold at beite ikke er tilstrekkelig til å holde kystlyngheiene i hevd (Metzner & Ulrich 1980).

Brenning ved høy temperatur vil kunne skape problemer med regenerering. **Gjødsling** én gang med fosfat, NKP eller kalsium kan påskynde utviklingen av røsslyng, men vil gi noe forskjellig artssammensetning i heiene og regenereringsforløp. Kalsiumtilførsel berører knapt røsslyng, men kan påvirke en del andre arter, særlig noen moser. Slik gjødsling anbefales **ikke** av Helsper et al. (1983).

3.2 Alpin og arktisk hei

Litteraturen som har vært tilgjengelig for denne delen av litteraturstudien dreier seg i hovedsak om nitrogen i arktisk hei (tundra). Litteraturen består

dels i oversikter over nitrogenomsetning i arktiske økosystemer, dels i gjødslingseksperimenter, og i noen spesialstudier over nitrogenbudsjetter o.l. Ingen av arbeidene refererer til vegetasjonsendringer i arktisk-alpin hei som kan tenkes å skyldes antropogent forhøyede tilførsler av nitrogenforbindelser. Heller ikke for norske alpine heier har vi noen sikre holdepunkter for at slike endringer skjer.

Selv om alpine og arktiske områder har mange fellestrekk mht. arter (jf. Bliss 1979: 417-421) og miljøforhold, kan en ikke slutte at det som synes å gjelde for arktisk hei uten videre kan overføres til alpin hei; det bør snarere bli brukt som en rettesnor for hvordan forholdene kanskje er også i de minst gunstige delene av fjellheimen, dvs. i de mellom-alpine og høyalpine sonene. En må hele tiden ha i minne at forholdene i arktiske områder er mer ekstreme enn i alpine områder. Vegetasjon og miljø i lavalpine områder kan trolig best sammenlignes med de høyestliggende delene av boreal skog, iallfall for enkelte miljøforholds vedkommende, f.eks. jordsmonn.

Arktisk hei (tundra) utgjør ca 8,1 mill. km² eller 1,6 % av jordoverflaten, se Van Cleve & Alexander (1981). Deres figur 5 og Bliss' (1979) figur 15.1 omfatter også områder som Elvebakk (1985) regner som hemiarktiske, dvs. er overgangsområder mellom de boreale og arktiske sonene.

Miljøforholdene i alpine og arktiske områder setter grenser for fysiske, kjemiske og biologiske prosesser. Bliss (1979) gir en karakteristikk av miljøet i arktiske områder, gjengitt i forkortet form nedenfor.

Lufttemperaturene er lave; i lavarktis er gjennomsnittstemperaturen i juli 8-11 °C, 4-6 i høyarktis (Bliss 1979). **Nedbøren** er lav, men høyere i norske arktiske områder (Svalbard, Jan Mayen) enn i Nord-Amerika og Sibir. Det er hyppige og sterke **vinder**, og **snøens fordeling** har sterk innflytelse på fordelingen av plantesamfunn i terrenget. Rabber er mer og mindre snøfrie, eller blir bare i mai-juni i Arktis, fra april og utover på fastlandet. Snøleier smelter ut ofte i juli-august i Arktis, fra juni og utover i fjell på fastlandet. Vegetasjonsperioden varer 3-3,5 måneder i lavarktis, 2-2,5 i høyarktis. Omlag 50 % av den årlige innstrålingen mottas før snøen er smeltet.

Jordtemperaturene er også lave. I områder med **permafrost** tiner normalt de øverste 30-50 cm ("det

aktive laget") under heivegetasjon, mindre der dreneringen er dårlig. I arktis er store områder preget av dårlig drenering. I våre alpine områder er dreneringen gjennomgående bedre, bl.a. fordi det her ikke finnes permafrost som hindrer drenering. I arktis står en del plantesamfunn på dårlig drenerte, humusrike jordsmonn med et par desimeter tykke organiske lag over mineraljord. I norske fjell opphører torv- og myrdannelse i lavalpin sone, mest fordi produksjonen er lav og omsetningen av organisk materiale tross alt er såpass høy at det ikke akkumulerer i vesentlig grad.

På de best drenerte og stabileste stedene, dvs. de som er minst berørt av solifluksjon og frostomrøring, utvikles et podsolisert **jordsmonn** med uskarpe horisonter; "arctic brown". I nedre del av lavalpin sone i norske fjell finnes dog normale jern- og jernhumuspodsoler.

I arktiske jordsmonn er pH og basemetning lav. Arktiske og alpine jordsmonn er gjennomgående grovkornede på grunn av sterk fysisk, men liten kjemisk forvitring.

Forhold som regulerer plantevekst er summert av bl.a. Chapin (1987). Han påpeker at arktiske planter (og alpine arter i norske fjell) er vel tilpasset lave temperaturer, dvs. at de opprettholder høy fysiologisk aktivitet ved lave temperaturer. Den korte vekstsesongen er derimot vekstbegrensende faktor. Chapin sier ingenting om hvorvidt lys døgnet rundt kan kompensere for den korte vegetasjonsperioden og/eller lave lysintensiteten, men fra andre undersøkelser vet vi at mange nordlige/alpine arter er tilpasset de lange dagene på nordlige breddegrader. I fjellet er ikke lysintensiteten lav, iallfall ikke sammenlignet med miljøet inne i en skog på samme breddegrad.

Evnen til å lagre næringsemner fra en vegetasjonsperiode til den neste er viktig for effektiv vekst under disse forholdene. Forsøk tyder på at veksten tidlig i sesongen (da opptak er hindret av lave jordtemperaturer eller frost i jorden) hos noen arter er helt ut basert på lagret næring, og at senere opptak mest tjener til å fylle reservene fremfor å bidra til økt vekst.

Arktiske og alpine habitater karakteriseres som gjennomgående næringsfattige (Haag 1974, Bliss 1979, Chapin 1987 og mange andre referanser), noe som er en direkte følge av de kalde klimaet. Kjemisk forvitring og nedbrytning av organisk materia-

le går langsomt og gjør at plantene får liten tilgang til plantenæringsstoffer. Chapin (1987) viser dog til at de fleste arters vekst hemmes av en rekke, sammengripende faktorer, og at den relative betydningen av ulike økologiske faktorer (temperatur, lys, vann, næringstilgang) varierer fra art til art, fra sesong til sesong og fra sted til sted. Selv om næringstilgangen er god (f.eks. mht. Ca, Mg), vil bl.a. lave temperaturer føre til lite opptak.

3.2.1 Nitrogenomsetning i arktisk hei

Nitrogenomsetning i arktiske miljøer er summert av Van Cleve & Alexander (1981).

I visse arktiske habitater akkumulerer karbon, nitrogen og andre næringsemner i jorden på grunn av langsom nedbrytning i kalde og vannmettede jordsmonn. I polarørkner er det andre prosesser (kalsifisering, alkalisering og salinisering) som regulerer primærproduksjon og omsetning av organisk materiale (Van Cleve & Alexander 1981). Kvaliteten til strøet av en del arter er også slik at det nedbrytes langsomt.

Den langsomme nedbrytningen av organisk materiale fører til at relativt mer nitrogen er bundet i jorden i arktiske og alpine habitater enn i boreale og tempererte, opptil det doble iflg. Van Cleve & Alexander (1981). Det nitrogenet som frigjøres, blir straks absorbert av plantene. Svært lite nitrogen føres ut av økosystemet. Produksjonen avhenger imidlertid av mengden tilgjengelig nitrogen, i større grad enn av tilgjengeligheten på fosfor, som vist ved gjødslingeksperiment. Van Cleve & Alexander (1981) regner med at bare ca 1 % av de totale nitrogenreservene i arktisk jord omsettes årlig, i motsetning til 3-7 % i tempererte strøk. Omsetningshastigheten er følgelig lav; det dreier seg om desennier.

Forholdsvis mer nitrogen tilføres arktiske og alpine områder gjennom tørravsetning og nitrogenfiksering enn gjennom våtavsetning, sett i forhold til tempererte strøk, men de absolutte mengdene er lang mindre enn i tempererte strøk (Nenonen s.a., Longton 1988). Den lave tilgangen på nitrogen og andre næringsemner kompenseres for ved at mange arktisk-alpine arter har utviklet "sparemekanismer". De fleste artene er "Magerkeitsindikatoren" i Ellenbergs (1979) mening.

Artene har høyt næringsopptak pr. enhet rotbiomasse og har mye røtter i forhold til overjordiske skudd, sett i forhold til arter i tempererte strøk. Nitrogeninnholdet i vevene til arktisk-alpine arter er ikke lavere enn i planter i tempererte strøk iflg. Shaver & Chapin (1980) og Grunina (1985), men Van Cleve & Alexander (1981) mener at det er opptil dobbelt så høyt i boreale og tempererte økosystemer.

Om høsten trekkes 40-60 % av nitrogenet fra visnende overjordiske organer tilbake og lagres i overvintrende bladbasen, jordstengler og røtter (Grunina 1985, Chapin 1987). Det lagrede nitrogenet kan straks aktiveres når temperaturene går over 0 °C.

En undersøkelse i Barrow, Alaska (Barsdate & Alexander 1975) viste at 75 % av nitrogenet som ble tilført økosystemet skyldtes nitrogenfiksering, mens 18 % kom med sommerregnet i form av ammonium. I jordsmonnet er ammonium langt den viktigste nitrogenkilden i arktiske områder, men nitrat blir utnyttet i en del habitater, også i sure og forsurede jordsmonn (Lee et al. 1983).

Den ulike tilgjengeligheten av ammonium og nitrat i forskjellige jordsmonn kan være avgjørende for planters utbredelse og habitattilhørighet, dersom det er slik at plantene er tilpasset å hovedsaklig utnytte én av nitrogenformene. Derigjennom kan noen arter også komme til å påvirke andre arters mulighet for å vokse i samme habitat (Lee et al. 1983).

Nitrogenfiksering

Betydningen av nitrogenfiksering og mengden nitrogen som bindes varierer fra økosystem til økosystem (Lee & Stewart 1978). I arktiske og alpine økosystemer spiller lavere planter og mikroorganismer en viktig og ofte dominerende rolle i nitrogenomsetningen. Mesteparten av alt nitrogen som er lagret i humusen i arktisk-alpine økosystemer skriver seg fra aktiviteten til nitrogenfikserende organismer. Alexander et al. (1978) fant at de viktigste nitrogenfikserende organismene er cyanobakterier. Det symbiotiske forholdet mellom nitrogenfikserende alger og moser og lav er avgjørende for produksjonen og stabiliteten i arktiske miljøer. Omfanget av nitrogenfikseringen varierer fra habitat til habitat, bl.a. avhengig av fuktighetsforhold. Barsdate & Alexander (1975) angir vel 69,3 mg/m²/år som et middel for ulike typer torvullmark og polygonmark.

Nitrogenfiksering varierer også sterkt gjennom vegetasjonsperioden, bl.a. avhengig av temperatur og lys (jf. Kallio et al. 1972), og fuktighet. Den siste faktoren er særlig viktig for lav.

Jordboende, nitrogenfikserende mikroorganismer har en fremtredende plass i arktiske økosystemer; de er viktige i jorrdannende prosesser idet de fører til den første humusdannelsen i primærsuksesjoner. Antall arter avtar fra sør mot nord og fra havnivå mot høyden, men antall celler kan forbli høyt (Novichkova-Ivanova 1971). Novichkova-Ivanova (1971) gir en oversikt over nitrogenfikserende organismer i arktiske områder i Russland.

På forsumpede steder fikseres nitrogen av cyanobakterier, særlig *Nostoc* spp., som både kan danne algematter og leve fritt blant andre planter, f.eks. blant moser. Nitrogenfikseringen i mosedominert mark (f.eks. "mosetundra" på Svalbard) og ulike typer våtmark og fuktig polygonmark overgår langt den som skjer på bedre drenerte steder.

Blågrønnalger er også phycobionter i en rekke lavarter som lever på bedre drenert mark, som *Peltigera* spp., *Nephroma* spp., *Stereocaulon* spp. og *Solorina* spp., som alle er viktige slekter i norske fjellområder. De to første slektene opptrer helst i mose- og lyngrike vegetasjonstyper, f.eks. blåbær-bjørkeskog, blåbærhei og einer-dvergbjørk-vierheier. *Stereocaulon* spp. inngår i lavheier, dels sammen med andre lavarter, lokalt også som domineranter, særlig på noe ustabil substrat eller på overbeitet mark. Safranlav (*Solorina crocea*) er vanlig i fattige snøleier, mens noen andre *Solorina* spp. vokser på ulike typer kalkholdig mark.

Nitrogenfikseringen hos storvrenge (*Nephroma arcticum*) og safranlav (*Solorina crocea*) er studert av Kallio et al. (1972). Hos begge er fikseringen avhengig av lys (100–20 000 lux) og temperatur; den starter ved 0 °C hos storvrenge, ved -5 °C hos safranlav og når maksimum ved 15 °C hos begge artene.

Nitrogen fikseres av erteplanter, men disse er det få av i norske arktisk-alpine områder: mjelt-arter (*Astragalus* spp., *Oxytropis* spp.), rundberg (*Anthyllis vulneraria*) og tiriltunge (*Lotus corniculatus*). Nitrogenfiksering er rapportert også hos reinrose (*Dryas octopetala*) i alpine habitater i Alaska (Alexander et al. 1978) og skjer trolig også i reinrose på Svalbard der knoller på røttene opptrer regelmessig. Nitrogenfiksering er ikke kjent hos reinrose på

fastlandet. Rypebær (*Arctostaphylos alpinus*) og mjølbær (*Arctostaphylos uva-ursi*) har nitrogenfikserende knoller, men betydningen av disse for nitrogenforsyningen for artene selv og for heiene de vokser i er ikke klarlagt. Fikseringen er trolig hemmet av lav pH i mange norske heier, f.eks. de lavdominerte heiene i Sør-Norge og Finnmark.

Nitrifikasjon

Det fremholdes av en rekke forfattere (jf. Van Cleve & Alexander 1981) at nitrifikasjon skjer i relativt lite omfang i arktiske miljøer fordi prosessen går meget langsom ved temperaturer under 5 °C (Lee & Stewart 1978). Dette skulle delvis forklare hvorfor nitrogen er vekstbegrensende faktor i arktiske områder. Imidlertid har mange arktiske arter vist seg å ha høy nitrat redukstase-aktivitet som også kunne økes ved nitrogentilførsel (Lee et al. 1983, Odasz 1988, Martinussen & Odasz 1990, Odasz 1991). Det viser at artene også er i stand til å utnytte nitrat.

Tap av nitrogen ved denitrifisering i arktisk-alpin hei anses ha lite omfang (Barsdate & Alexander 1975, Alexander et al. 1978).

3.2.2 Gjødslingsforsøk

Liten tilgang på nitrogen synes å begrense produksjonen i arktiske miljøer ettersom produksjonen øker når en gjødsler med nitrogen (Haag 1974, Shaver & Chapin 1980 og mange fler). Dette tyder på at andre næringsemner har vært tilgjengelige for plantene i tilstrekkelig grad. Det gjelder også gjødslingsforsøk utført i norske fjellområder.

En enkelt gjødsling kan ha en viss effekt, men virkningen avtar raskt. For virkninger på enkeltarter, se under kap. 2.

Med tilførsel av ammoniumnitrat kan pH i jorden bli noe lavere, noe som en antar skyldes mikrobiell aktivitet som fører til dannelsen av syrer eller at plantene tar opp ammonium fremfor nitrat, noe som fører til ubalanse i nitratbudsjettet (Haag 1974).

Bigger & Oechel (1982) fant at gjødsling både med nitrogen, fosfor og flerfaktorgjødsel førte til økt biomasse, men det skyldtes ikke at gjødslingen førte til høyere fotosyntese-maksimum (P_{max}); den ble snarere redusert. Dette gjaldt karplanter, ikke

moser. Hvordan kan det ha seg at karplantene vokser, samtidig som fotosyntesen reduseres? Forklaringen synes ligge i at den økte næringstilgangen fører til endringer i mønsteret for karbon-allokering og i veksthastighet. Trolig resulterer gjødslingen i

- reduksjon i rotvekst og -respirasjon
- endringer i rot-skuddforholdet (arktiske planter har stor rotbiomasse)
- økning i mengden karbon som kan brukes til bladvekst

Flere studier (jf. Karlsson 1987) viser at løvfellende lyngarter er mer effektive i å allokere både masse og nitrogen til bladene enn de eviggrønne, også under naturlige (ikke gjødslete) forhold.

3.2.3 Virkninger av nitrogenforurensning

Nitrogentilførsel gjennom nedbør og tørravsetning utgjør en mindre del av nitrogentilførselen til arktiske økosystemer enn i sørligere områder (Barsdate & Alexander 1975, Van Cleve & Alexander 1981, Nenonen u.å.), vesentlig på grunn av forholdsvist liten årlig nedbør, men også på grunn av avstanden til større befolknings- og industrisentra. Andre langtransporterte forurensninger er blitt målt i Arktis, men inntil for ti år siden ble ikke nitrogen målt, og langtransportert nitrogens virkning på nitrogensyklusen var uvis. I de senere år er måleprogrammet kommet i gang som også inkluderer nitrogen. I Norge måles nitrogennedfallet på Zeppe-linerfjellet i Ny Ålesund. Disse målingene startet i 1989 (SFT 1991). Nedfallet i norske fjellområder blir ekstrapolert gjennom det eksisterende prøvetakingsnett som drives av NILU.

I Arktis er bevaringen av nitrogen så godt utviklet hos plantene at det er tenkelig at økosystemene er svært følsomme for økninger i nitrogenforbindelser i atmosfæren. Hvordan virkningene på økosystemene blir er ikke klarlagt, men Barsdate & Alexander (1975) påpeker at

- uorganisk nitrogen, særlig nitrat, vil akkumulere i jorden i sommermånedene
- nitrogentap ved utvasking og avrenning vil øke ved høyere nitrogenbelastning gjennom lengere tid
- denitrifikasjon vil sannsynligvis ikke øke selv om nitrattilførselen blir større

- totalt kan det bli reduksjon i nitrogentilgangen fordi atmosfæriske tilførsler kan undertrykke nitrogenfikseringen i alger og lav

Longton (1988) mener at økt nitrogentilførsel i arktiske økosystemer kan gripe inn i vesentlige funksjoner i økosystemet med mindre tilførslene oppveies av redusert nitrogenfiksering (jf. siste punkt ovenfor).

I kalde områder er plantene utsatt for et høyt stress, og selv små mengder med forurensninger kan muligens føre til skader på planter.

Barsdate & Alexander (1975) viser til at vi ikke har tilstrekkelig kunnskap til å si noe om hvordan ulike nitrogenbelastninger påvirker prosesser og funksjoner og til å forutsi endringer. Det synes imidlertid klart at input vil øke gjennom nedbør og tørravsetning. Betydningen av tørravsetning er relativt større i områder med kalde og tørre vintre enn under andre klimatiske forhold (Nenonen u.å.). En rekke undersøkelser i både arktiske og tempererte områder, både i naturlige habitater og på jordbrukskulturer, har vist at nitrogenforbindelser som avsettes på bladoverflater kan tas opp av plantene direkte gjennom stomata. Betydningen av dette for arktiske økosystemer er ikke klarlagt (Barsdate & Alexander 1975).

På den annen side er arktiske økosystemer også følsomme for nitrogentap gjennom utvasking, og ved tining av frossent substrat og erosjon som følge av menneskelig aktivitet. Klimaendringer med høyere gjennomsnittlig årstemperatur kan også få betydning for nitrogenomsetningen i alpine og arktiske økosystemer.

Økt nitrogentilførsel (ved forurensninger eller gjødsling) fører til økt opptak og innhold av nitrogen i vevene, men dette avhenger av hvilke former for nitrogen som tilføres og de ulike artenes evne til å svare på tilførslene. Endring av C/N-forholdet i vevene kan føre til raskere dekomponering, og dermed en raskere omsetning av nitrogen og andre næringsemner i økosystemet.

Selv om flere arter i et samfunn viser samme respons på en enkelt gjødsling, betyr ikke det at artssammensetning og samfunnsstruktur ikke vil endre seg hvis gjødsling blir fortsatt. Shaver & Chapin (1980) og Henry et al. (1986) tror at gjødsling over lengere tid vil føre til at bladfellende arter (forvedede arter, urter og graminider) blir mer fremtredende. Det er

imidlertid lite sannsynlig at det blir de artene som nå preger uforstyrrede habitater i alpine og arktiske områder som tar over, men snarere arter med raskere næringsomsetning og større vekstpotensiale, arter som i dag opptrer på steder utsatt for gjødsling (f.eks. fuglegjødsling), tråkk og annen forstyrrelse. Oversatt til norske alpine og arktiske forhold kan en derfor tenke seg fremgang for en del arter som i dag

gjør opptrer langs stier og veikanter og på annen opprotet eller erodert mark, rundt bygg og anlegg osv., eller på naturlig næringsrik mark, se tabell 3.

På sikt kan endringer i arktiske og alpine plante-samfunns artssammensetning og dominansforhold også påvirke dyrelivet i og med at planter med høyere beiteverdi vil kunne øke i mengde.

Tabell 3 Skjønnsmessig vurdering av hvilke grasarter som kan forventes å gå frem i norske alpine og arktiske habitater dersom disse blir utsatt for langvarig, økt nitrogennedfall. - Estimation of which grass species can be expected to increase in Norwegian alpine and arctic habitats if these are subject to increased, prolonged input of nitrogen.

Art - Species	Vegetasjonssone - Vegetation zone		
	Lavalpin Low alpine	Mellomalpin Middle alpine	Arktis Arctic
Agrostis spp. - Kvein-arter	x		
Alopecurus alpinus - Polarreverumpe			x
Arctagrostis latifolia - Russegras			x 1)
Anthoxanthum odoratum s. lat. - Gulaks	x		
Calamagrostis purpurea - Skogrørkvein	x 3)		
Deschampsia flexuosa - Smyle	x	x	
Deschampsia cespitosa - Sølvbunke	x		
Festuca ovina - Sauesvingel	x		
Festuca rubra ssp. arctica - Rødsvingel	x		x
Milium effusum - Myskegras	x 3)		
Molinia caerulea - Blåtopp	x 2)		
Nardus stricta - Finnskjøgg	x	x	
Phleum alpinum - Fjelltimotei	x		
Poa pratensis ssp. alpigena - Seterrapp	x	x	x
Roegneria canina - Hundekveke	x 3)		

1) Finnes også i Finnmark (nordboreal)

2) Vanligst i hei i oseaniske strøk, i andre strøk i myr

3) På næringsrik mark, f.eks. i høystaudeeng, rike vierkratt o.l.

4 Sammendrag

Utslipp av nitrogenforbindelser fra industri, trafikk og landbruk økte betydelig etter andre verdenskrig, men i løpet av de siste 20 årene er utslippene blitt stabilisert. Derimot ser det ikke ut til at mengdene lar seg redusere i noen særlig grad, og våt- og tørravsetning av nitrogenforbindelser anses som en trussel for naturmiljøet. Litteraturstudien fokuserer på endringer som er funnet sted i naturlig eller seminaturlig heivegetasjon og som synes å henge sammen med nitrogennedfall, eller endringer som kan tenkes å finne sted ved langvarig nitrogennedfall på dagens nivå eller ved økning i de årlige nedfallene.

Begrepet "hei" nyttes om vegetasjonstyper som mangler tresjikt, domineres av lyngarter eller andre lavvokste, forvedede arter og er utviklet på næringsfattig substrat. I skandinavisk vegetasjonsøkologisk tradisjon inkluderes også en del gras-, lav- og mosedominerte vegetasjonstyper i heibegrepet. De karakteristiske artene er tilpasset miljøer med liten tilgang på nitrogen. Det blir derfor antatt at heier er særlig følsomme for økt nitrogentilgang og at floristiske og strukturelle endringer kan forventes i heivegetasjon i de deler av landet som får nedfall av både langtransporterte og lokalt produserte nitrogenforbindelser. Nedfallet er størst i Sørvest-Norge, dvs. langs kysten fra Agder til Sognefjorden. Den årlige tilførselen av nitrogenforbindelser er her ca 16 kg N/ha/år, fordelt omtrent likt på ammonium og nitrat. De minst forurensede delene av landet mottar rundt 2 kg N/ha/år. Dette er samme mengde som man regner som naturlig nitrogentilførsel - resultat av naturlige, ikke menneskepåvirkede prosesser - i rene/ikke forurensede områder.

I denne utredningen er norsk heivegetasjon delt i tre grupper.

Kystlynghei er kulturbetinget, skapt gjennom mange generasjoners utnyttelse av utmarksområder. De finnes i et belte langs kysten fra Kristiansand til Lofoten-Vesterålen. Særlig godt er kystlyngheiene utviklet i Vestlandsfylkene. Den største utbredelse hadde naturtypen rundt midten av forrige århundre; i dag er de åpne heiene truet av gjengroing, bartreplanting, industri- og tettstedsutvikling m.m. Trass i at de er mennekeskapt, består kystlyngheiene av naturlig forekommende arter. Røsslyng (*Calluna vulgaris*) inntar en fremtredende plass, men arts sammensetningen varierer en del etter fuktighetsforhold, bruksmåte og -intensitet og geografisk

beliggenhet. Dynamikken i norske kystlynghei er rimelig godt undersøkt.

Fjellhei (alpin hei) er naturlige vegetasjonstyper utviklet over den klimatiske skoggrensen. Lyngarter, einer, dvergbjørk, vier og moser og lav preger heisamfunnene, som vi har en lang rekke av. I mellomalpine heier trer forvedede arter tilbake av klimatiske årsaker; her er graminider viktigere.

Heivegetasjon finnes ellers på Svalbard og Jan Mayen, samt på en rekke steder der klimaforholdene er ugunstige, der suksessjonene ennå ikke har ført til utvikling av skog eller der kulturpåvirkning hindrer trevekst.

Betydningen av nitrogen i heivegetasjon. Nitrogen spiller en fremtredende rolle i produksjon og omsetning av organisk materiale i boreale og arktisk-alpine heier. Den naturlige tilgangen på nitrogen i heivegetasjon er en produksjonsbegrensende faktor. Økt nitrogentilførsel kan påvirke enkeltarters vekst og utvikling, konkurranseforhold mellom arter, mykorrhizadannelse, nedbrytning av organisk materiale, jordens pH og næringsomsetningen i økosystemet m.m. Avhengig av heitype og vegetasjonssone, synes verdier på 15-20 kg N/ha/år være kritisk for opprettholdelse av de tradisjonelle kystlyngheiene og dagens fjellhei. De kritiske verdiene for arktisk hei er trolig noe lavere.

Enkelte heiarternes respons på nitrogengjødsling. Heiarter (og andre planter tilpasset en stram nitrogenøkonomi) kan påvirkes negativt av forhøyd tilgang på nitrogen på flere måter, bl.a.: økt toppvekst (på bekostning av rotsystem), dvs. økt produksjon av overjordisk biomasse; mindre tørke- og frostresistens, økt fare for sykdommer, og endringer i fenologi.

Gjennom gjødslingseksperimenter har en undersøkt virkningene særlig på lyng- og grasarter, i noe mindre grad på moser og lav. Lyngartene synes i stor grad å reagere individuelt, men taper som regel i konkurransen med grasarter. Andre graminider, som enkelte siv-, frytle- og starrarter, viser liten respons på nitrogengjødsling. Moser og lav reagerer som regel negativt.

Endringer i heivegetasjon. Noen av resultatene fra gjødslingseksperimenter kan summeres slik (i stor grad etter Gerhardt & Kellner 1986):

- Økte nitrogenmengder til økosystemer som karakteriseres av liten nitrogentilgang fører til at enkelte arter faller ut, mens andre tar deres plass. Det totale antall arter endres lite.
- En enkelt gjødsling med moderate doser har liten effekt; artsutfallet (se ovenfor) blir størst på de sterkest gjødslede stedene.
- Gjentatte tilførsler har større virkning på vegetasjonen enn en enkelt tilførsel med samme dose.
- I et område (areal) der det finnes flere vegetasjonstyper, vil økt nitrogentilførsel med tiden føre til utjevning av økologiske og floristiske ulikheter, dvs. at vegetasjonstypene undergår en konvergent utvikling; vegetasjonstype-diversiteten minker. Dersom nitrogentilførselen blir forhøyd over lengere tid og over større områder, kan det føre til redusert naturlig diversitet.
- Det er ikke gitt vegetasjon som har endret struktur og artssammensetning som følge av gjødsling vil vende tilbake til den opprinnelige etter at gjødseffekten er borte. Arter som har økt kan være i stand til å beholde posisjonen, og arter som ble redusert, kan ha problemer med å rekolonisere. Arter som forsvinner fra større områder, vil måtte spres fra omkringliggende arealer, jf. liten grad av gjengroing i en del vest- og midt-norske kystlyngheier der det er langt til de nærmeste skogsbestander.
- Økt nitrogeninnhold i humuslaget kan medføre en permanent endring i vegetasjonen.

Endringer i kystlynghei er rapportert særlig fra Nederland, der det er forsket mye på årsakene til at røsslyngdominerte tørre og friske heier og klokke-lyngdominerte fuktheier (tilsvarende de norske kystlyngheiene) i løpet av de siste 30-40 årene i stigende grad er konvertert til grasheier. De aggressive grasartene er smyle (*Deschampsia flexuosa*) på særlig tørr mark og blåtopp (*Molinia caerulea*) på frisk og fuktig mark. Et betydelig nitrogennedfall (2-3 ganger det høyeste i Norge) er lenge blitt fremholdt som viktig årsak til "den nye heidynamikken" i Nederland. Samtidig med heiforandringene har en notert hyppigere og kraftigere angrep av røsslyngbillen (*Lochmaea suturalis*) hvis livssyklus er bundet til røsslyng.

Tilsvarende endringer, men etter litteraturen å dømme i mindre omfang og med ikke så dramatiske skifte i artssammensetning, er rapportert også fra Storbritannia og Nordvest-Tyskland. Derimot har vi i Norge i det siste tiåret konstatert at lignende endringer skjer hos oss som i Nederland; noen av dem startet trolig 15-20 år tilbake. Utviklingen har særlig skutt fart i de siste 5-6 årene.

I Rogaland og kyststrøkene nord til Gulen i ytre Sogn er det meldt om til dels omfattende røsslyngdød i enkelte distrikter, samt at blåtopp har ekspandert på bekostning av røsslyng som åpenbart ikke har dødd av alderdomssvekkelse. I de samme strøkene er nå også røsslyngbillen funnet i større mengder.

Forklaringer på røsslyngdød og grasekspansjon. En rekke forhold kan tenkes å stå bak den siste tidens endringer i hei slik de gir seg uttrykk i Nedeland og Sørvest-Norge. Flere av dem kan avvises; det gjelder særlig røsslyngens alder (og heidynamikken som er knyttet til den), og bortfall av brenning og beite. Disse er iallfall ikke den primære forklaringen på den nye heidynamikken, men kan være faktorer som forsterker virkningene av andre miljøfaktorer. Gjennom gjødslingsforsøk og andre eksperimenter er nederlandske forskere kommet frem til en modell for heidendringen. Nederlandske resultater blir støttet av de norske undersøkelser som hittil er utført.

Heidendringene skyldes et samspill av flere faktorer. Grasarter presser ut lyngarter fordi (de aktuelle) grasartene har større evne til å utnytte økte nitrogentilførsler ved å øke produksjonen av overjordisk biomasse. Grasartene har dessuten atskillig bedre evne til å utnytte nitrogen, både ved å ta opp mer, vokse hurtigere og lagre nitrogen i røtter og blad-baser (gjelder særlig blåtopp), og ved å trekke nitrogen tilbake fra visnende plantedeler om høsten. Det lagrede nitrogenet kan straks mobiliseres ved vegetasjonsperiodens start. Grasartene har med andre ord en raskere turn-over av nitrogen og bedre ressursutnyttelse enn lyngartene.

Så lenge nitrogentilgangen var liten (under ikke-forurensede forhold), og heiene ble skjøttet slik at røsslyng kunne danne et sammenhengende plantedekke, hadde den eviggrønne røsslyngen et forsprang på grasartene ved starten av vegetasjonsperioden. Høy bladbiomasse og skuddenes posisjon i forhold til bakken holdt konkurrerende arter nede. Røsslyngen kunne som "tidligst ute" skygge ut blåtopp, trass i blåtoppens mye større vekstpotensial. Ved økt nitrogentilgang, og når røsslyngdekket

samtidig brytes opp stadig oftere av billeangrep, blir imidlertid røsslyngens konkurransekraft svekket. De hyppigere billeangrepene synes å henge sammen med at nitrogeninnholdet i røsslyngskuddene er økt i forhold til tidligere; derved er forverdien økt. Den nye dynamikken i kystlynghei ser ut til å skyldes en kombinasjon av 1) høyt nitrogennedfall, 2) periodiske angrep av røsslyngbillen som fører til at røsslyngen dør, 3) økt produksjon hos særlig blåtopp, og 4) dermed endrede konkurranseforhold mellom viktige arter i heikøkosystemet, 5) økt produksjon av strø som er rikt på nitrogen, 6) noe raskere nedbrytning av strø og derved 6) enda rikeligere tilgang på nitrogen i økosystemet.

I Norge er dessuten frostskaider på røsslyng en faktor som bidrar til å svekke artens konkurransekraft. Det mistenkes at nitrogentilførselen fører til forlenget vekst utover høsten og at herdingen for vinteren blir utsatt eller svekket. Dermed kan en få omfattende frost- eller tørkeskaider selv i så milde vintre som vi har hatt i de siste fire årene.

Alpin og arktisk hei. I litteraturen er det ikke funnet rapporter om endringer i alpin eller arktisk hei som kan tilskrives nitrogentilførsler ved nedbør eller tørravsetning. Produksjonen i alpine og arktiske heier begrenses av en rekke miljøparametre, særlig av lave temperaturer, kort vegetasjonsperiode, langsom nedbrytning av organisk materiale og langsom omsetning av næringsemner som tilsammen gir generelt liten tilgang på næring. Ofte er nedbøren lav, vindstresset stort, marken grov og ustabil og dreneringen dårlig. Det siste gjelder spesielt for arktiske områder der permafrost hindrer drenering.

For planter i alpine og arktiske miljøer er evnene til å lagre næring av særlig betydning, og opptak av næring tjener først og fremst til å fylle reserver fremfor å øke veksten. Den relative betydning av de ulike økologiske parametre synes imidlertid å øke fra art til art og fra sesong til sesong.

Relativt mer nitrogen er bundet i jorden i alpine og arktiske økosystem enn i boreale og nemorale. Lite nitrogen tilføres normalt, de absolutte mengdene er langt mindre enn i tempererte strøk. Noen undersøkelser tyder på at tre fjerdedeler av nitrogenet som tilføres arktisk hei (tundra) skyldes nitrogenfiksering, der blågrønnalger spiller en avgjørende rolle, dels som frittlevende organismer i jord og blant særlig moser, dels som phycobionter i lavarter. Lavere planter og mikroorganismer har i det hele en avgjørende betydning for nitrogenomsetningen i

alpin og arktisk hei, mens høyere planter (f.eks. erteplanter) spiller en relativt beskjedne rolle.

Gjødslingsforsøk resulterer som oftest i en viss produksjonsøkning, noe som trolig ikke først og fremst henger sammen med økt fotosynteseaktivitet, men til en reallokering av karbonressurser og endret veksthastighet. Løvfellende arter (som blåbær, blokkebær, dvergbjørk og vier) synes å ha en mer effektiv allokering av både karbon og nitrogen enn eviggrønne arter (tyttebær, krekling).

Litteraturen gir få holdepunkter for å forutsi hva som kan skje i alpine og arktiske heier som følge av økt nitrogentilførsel. Forventede endringer består i at særlig nitrat vil akkumulere i jorden, utvasking og avrenning av nitrogen vil øke, naturlig nitrogenfiksering vil kunne bli undertrykt som følge av høyere ekstern tilførsel. Totalt sett kan det bli reduksjon i mengden nitrogen som er tilgjengelig for plantene. På den annen side vil økt tørravsetning (som har relativt større betydning i alpine og arktiske strøk enn i andre områder), kunne føre til at relativt mer nitrogen tas opp direkte fra bladoverflaten, gjennom stomata. Betydningen av dette er ikke klarlagt. Konsentrasjon av nitrogen i vevene fører til forskyvning i C/N-forholdet, noe som påvirker nedbrytningen av plantematerialet. Det er følgelig en rekke forhold som dels virker sammen, dels mot hverandre når det gjelder nitrogenomsetningen i alpine og arktiske heier. Den samlede virkningen av dem er ikke klarlagt. Det er antatt av fremstående amerikanske vegetasjonsøkologer at lengere tids økning i nitrogennedfallet vil føre til at bladfellende arter (enten det er forvedede arter, urter eller graminider) vil ekspandere på bekostning av eviggrønne arter.

5 Summary

Discharges of nitrogen compounds from industry, traffic and agriculture increased significantly following World War II, but have stabilised during the last 20 years. However, it does not seem possible to achieve any noticeable reduction, and both wet and dry deposition of nitrogen compounds is looked upon as a threat to the natural environment. The literature study undertaken has focused on changes that have taken place in natural and semi-natural heath vegetation and which seem relatable to nitrogen precipitation, or changes which can be expected to take place as a result of protracted nitrogen precipitation at current levels, or an increase in the annual precipitation.

The term "heath" is used for types of vegetation that lack a tree layer, are dominated by dwarf shrubs or other low-growing, woody species, and are developed on substrates that are poor in nutrients. Vegetation ecologists in Scandinavia also traditionally include in the heath concept some vegetation types dominated by grasses, lichens and bryophytes. The characteristic species are adapted to environments with little access to nitrogen. It is therefore assumed that heaths are particularly sensitive to increased access to nitrogen, and that floristic and structural changes can be expected in heath vegetation in those parts of the country receiving long-transported and locally-produced nitrogen compounds. The precipitation of nitrogen is highest in southwestern Norway, i.e. along the coast from Agder to Sognefjord. Here, the annual input of nitrogen compounds reaches about 16 kg N/ha/year, approximately equally apportioned between ammonium and nitrate. The least polluted parts of the country receive around 2 kg N/ha/year. This is the same quantity as is predicted to derive from natural nitrogen input - resulting from natural, not anthropogenically-influenced processes - in clean, non-polluted areas.

In this report, Norwegian heath vegetation is divided into three groups. **Coastal heath** is anthropogenic in origin, created through exploitation of agriculturally marginal areas over many generations. Coastal heaths are found in a belt along the coast from Kristiansand to Lofoten-Vesterålen. They are especially well developed in the counties of West Norway. They were most extensive around the middle of the 19th century. Now the open heaths are threatened by, among other things, being overgrown, conifer planting, and the expansion of

industry and built-up areas. Despite being created by man, the coastal heaths consist of naturally-occurring species. Heather (*Calluna vulgaris*) has a dominant position, but the species composition varies somewhat depending on moisture conditions, the method and intensity of use, and the geographical location. The dynamism of Norwegian coastal heaths has been reasonably well investigated.

Upland heaths (alpine heaths) are natural vegetation types developed above the climatic tree line. Dwarf shrubs, junipers, dwarf birch, willows, bryophytes and lichens characterise the heath communities, of which there are many in Norway. For climatic reasons, the woody species dominate less in middle alpine heaths, and graminoids become more important.

Heath vegetation is also found on Svalbard and Jan Mayen, as well as in a number of places where climatic conditions are unfavourable and the successions have still not resulted in the development of forest, or where anthropogenic influences hinder tree growth.

Significance of nitrogen in heath vegetation. Nitrogen plays a major role in production and turnover of organic matter in boreal and arctic-alpine heaths. The natural low access to nitrogen in heath vegetation is a production-limiting factor. Increased supply of nitrogen may affect, among other things, the growth and development of individual species, competitiveness between species, formation of mycorrhizae, decomposition of organic matter, the soil pH and the nutrient turnover in the ecosystem. Depending on the type of heath and the vegetation zone, values of 15–20 kg N/ha/year seem to be critical for the maintenance of the traditional coastal heaths and present-day alpine heaths. The critical values for arctic heaths are probably somewhat lower.

Response of individual heath species to nitrogen fertilisation. Dwarf shrubs and other plants that are adapted to a rigorous nitrogen economy may be negatively affected by enhanced access to nitrogen in several ways, among others, increased shoot growth (at the expense of the root system), i.e. increased production of above-ground biomass, decreased resistance to desiccation and frost damage, increased risk of diseases, and changes in phenology.

Fertilisation experiments have been employed to investigate the effects, especially on dwarf-shrub and grass species, to a somewhat lesser extent on bryophytes and lichens. The dwarf shrubs chiefly seem to react individually, but are generally unable to compete with grasses. Other graminoids, such as certain rushes, wood rushes and sedges, show little response to nitrogen fertilisation. Bryophytes and lichens usually react negatively.

Changes in heath vegetation. Some of the results of the fertilisation experiments can be summed up as follows (largely based on Gerhardt & Kellner 1986):

- Increased input of nitrogen to ecosystems that are characterised by low access to nitrogen leads to certain species disappearing, others taking their place. The total number of species changes little.
- A single period of fertilisation using moderate doses has little effect; the species loss (see above) is greatest on the most heavily fertilised spots.
- Repeated additions of nitrogen have greater effects on the vegetation than a single input with the same dosage.
- In a small area where several types of vegetation are found, increased nitrogen input will, over time, lead to a levelling out of the ecological and floristic differences, i.e. the vegetation types undergo a convergent development; the diversity of the vegetation types is reduced. If the nitrogen input increases over a relatively long period and over fairly large areas, it can lead to reduced natural diversity.
- It is by no means certain that vegetation which has changed its structure and species composition as a result of fertilisation will return to its original character after the fertilising effect has ceased. Species that have increased may be able to hold on to their position, and species that were reduced may experience difficulty in recolonising. Species which disappear from relatively large areas will have to immigrate from surrounding ones, cf. the minor extent of tree invasion in some western and central Norwegian coastal heaths that are far removed from the nearest forest stands.

- Increased nitrogen content in the humus layer can lead to a permanent change in the vegetation.

Changes in **coastal heaths** are reported from the Netherlands, in particular, where a great deal of research has been done into the causes of the increasing rate of conversion of dry, healthy, heather-dominated heaths and moist, bell heather-dominated heaths into grassy heaths during the last 30-40 years. The aggressive grass species are wavy hair grass (*Deschampsia flexuosa*) on especially dry ground, and purple moor grass (*Molinia caerulea*) on damp soil. A substantial nitrogen precipitation (2-3 times higher than the highest in Norway) has for a long time been claimed to be the most important cause of the "new heath dynamism" in the Netherlands. Simultaneously with the changes in the heaths, more frequent and more severe attacks by the heather leaf-beetle (*Lochmaea suturalis*), whose life cycle is tied to heather, have been noted.

Corresponding changes, but, judging from the literature, ones that are less extensive and are not entailing such a dramatic shift in species composition, have also been reported from Great Britain and northwest Germany. Norway, on the other hand, has experienced similar changes during the last decade to those in the Netherlands. Some of these changes probably started 15-20 years ago, but the development has been particularly rapid in the last 5-6 years.

In Rogaland and coastal districts as far north as Gulen in outer Sogn, in part large-scale death of heather has been reported in certain districts, and purple moor grass has expanded at the expense of the heather which clearly has not died of old age. The heather leaf-beetle has been found in larger numbers in the same districts.

Explanations for heather death and grass expansion. A number of causes may be thought to lie behind the recent changes in heaths as they are manifested in the Netherlands and Norway. Several of these can be rejected, particularly the age of the heather (and the heath dynamism associated with that), and the cessation of burning and grazing. These are at any rate not the primary reasons for the new heath dynamism, although they may be factors that enhance the effects of other environmental factors. By carrying out fertilisation trials and other experiments, Dutch research workers have evolved a model for heath transformation. The Dutch results

are supported by the Norwegian investigations so far carried out.

The transformations of the heaths are the result of an interplay of several factors. Grass species displace dwarf shrubs because the grasses concerned have a greater ability to utilise the larger quantities of nitrogen available, by increasing their above-ground biomass. The grasses, moreover, are considerably more capable of utilising the nitrogen both by increasing their uptake, growing faster and storing the nitrogen in their roots and the bases of their leaves (especially as regards purple moor grass), and by withdrawing nitrogen from withering parts of the plant in the autumn. This stored nitrogen can be immediately mobilised at the onset of the next vegetative season. The grass species, in other words, have a quicker turnover of nitrogen and better resource utilisation than the dwarf shrubs.

As long as access to nitrogen was limited (under non-polluting conditions), and the heaths were managed in such a way that heather could form a continuous plant cover, the evergreen heather had a head start over the grasses at the beginning of the vegetative period. High leaf biomass and the position of the shoots in relation to the ground held the competing species down. The heather, being "the first on the field", was able to excessively shade the purple moor grass, even though the latter had a much greater growth potential. With increased access to nitrogen and when the heather cover at the same time becomes increasingly frequently broken up by beetle attacks, the competitiveness of the heather is weakened. The greater frequency of beetle attacks seems to be associated with the nitrogen content of the heather shoots having increased, thus boosting their food value. The new dynamism in the coastal heath seems to result from a combination of 1) high nitrogen precipitation, 2) periodic attacks from the heather leaf-beetle which cause the heather to die, 3) increased production of, particularly, purple moor grass, and 4) consequently, changed relationships in the competition between important species in the heath ecosystem, 5) increased production of nitrogen-rich litter, 6) somewhat quicker decomposition of the litter, and thereby 7) still greater input of nitrogen to the ecosystem.

In Norway, frost damage to heather is another factor that contributes towards weakening its competitiveness. It is suspected that nitrogen input leads to an extended growth period in the autumn and that hardening prior to the onset of winter is delayed or

reduced. This can lead to extensive frost or desiccation damage even in such mild winters as Norway has experienced during the last four years.

Alpine and arctic heaths. No reports have been found in the literature concerning changes in the alpine or arctic heaths that can be ascribed to nitrogen input through precipitation or dry deposition. The production in alpine and arctic heaths is limited by a number of environmental parameters, particularly by low temperatures, short vegetative seasons, slow decomposition of organic matter and slow turnover of nutrients, which, together, give generally poor access to food. Precipitation is often low, wind stress high, the soil coarse grained and unstable, and drainage is often poor. This last-mentioned factor is particularly applicable in arctic areas, where permafrost hinders drainage.

Their ability to store nutrients is of particular importance for plants in alpine and arctic environments, and the uptake of food first and foremost serves to fill reserves rather than increasing the growth. The relative importance of the various ecological parameters, however, seems to vary from species to species and season to season.

Relatively greater quantities of nitrogen are tied in the soil in alpine and arctic ecosystems, than in the boreal and nemoral ones. There is normally little input of nitrogen, and the absolute quantities are substantially lower than in temperate regions. Some studies indicate that three-quarters of the nitrogen that reaches arctic heath (tundra) results from nitrogen fixation, where cyanobacteria play a decisive role, partly as free-living organisms in the soil and among particular bryophytes, partly as phycobionts in species of lichen. Lower plants and micro-organisms have, on the whole, a decisive significance for the nitrogen turnover in alpine and arctic heaths, whereas higher plants (e.g. legumes) play a relatively modest role.

Fertilisation experiments mostly result in a certain increase in production, which is probably not first and foremost related to enhanced photosynthesis, but rather to a re-allocation of carbon resources and changed growth rates. Deciduous species (such as bilberry, bog bilberry, dwarf birch and willows) seem to have a more efficient allocation of both carbon and nitrogen than evergreen species (cowberry and crowberry).

The literature seems to contain few clues to enable a prediction to be made of what may take place in alpine and arctic heaths as a consequence of increased nitrogen input. Predictable changes are that nitrate, in particular, will accumulate in the soil, leaching and run-off of nitrogen will increase, and natural nitrogen fixation may be depressed as a result of greater external input. There may therefore in sum be a reduction in the amount of nitrogen that is available to the plants. On the other hand, an increase in dry deposition (which is of greater relative importance in alpine and arctic regions than elsewhere) may lead to relatively greater amounts of nitrogen being taken up directly from the leaf surface through the stomata. The importance of this has not been clarified. Concentration of nitrogen in the tissues leads to a displacement of the C/N relationship, which affects the breakdown of the litter. There are therefore a number of relationships which in part operate together, in part against each other, when it comes to nitrogen turnover in alpine and arctic heaths. The total effect of these has not been clarified. Leading American vegetation ecologists believe that a prolonged increase in nitrogen precipitation will lead to deciduous species (whether woody ones, herbs or grasses) expanding at the expense of evergreen species.

6 Litteratur

- Abrahamsen, G. 1984. Effects of acidic deposition on forest soil and vegetation. - *Phil. Trans. R. Soc. Lond. b* 305: 369-382.
- Aerts, R. 1989. Aboveground biomass and nutrient dynamics of *Calluna vulgaris* and *Molinia caerulea* in a dry heathland. - *Oikos* 56: 31-38.
- Aerts, R. 1990. Nutrient use efficiency in evergreen and deciduous species from heathlands. - *Oecologia* 84: 391-397.
- Aerts, R. & Berendse, F. 1988. The effect of increased nutrient availability on vegetation dynamics in wet heathlands. - *Vegetatio* 76: 63-69.
- Aerts, R. & Berendse, F. 1989. Above-ground nutrient turnover and net primary production of an evergreen and a deciduous species in a heathland ecosystem. - *J. Ecol.* 77: 343-356.
- Aerts, R., Berendse, F., Caluwe, H. de, Schmitz, M. 1990. Competition in heathland along an experimental gradient of nutrient availability. - *Oikos* 57: 310-318.
- Alexander, V., Billington, M. & Schell, D.M. Nitrogen fixation in arctic and alpine tundra. - I Tieszen, L.L. red. *Vegetation and production ecology of an Alaskan arctic tundra*. Springer Verlag, N.Y. s. 539-558.
- Aronsson, A. 1980. Frost hardiness in Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.). - *Studia forestalia Suecica* 155.
- Bakke, Å., Tjensvoll, T. & Persson, U. 1991. Kartlegging av lokale luftforurensningskilder i Rogaland 1991. Presentasjon av foreløpige resultater. - Luftforurensningsrådet i Rogaland, Stavanger. 68 s. Upubl.
- Barsdate, R.J. & Alexander, V. 1975. The nitrogen balance of arctic tundra: pathways, rates, and environmental implications. - *J. Environ. Qual.* 4: 111-117.
- Berdowski, J.J.M. 1987. Transition from heathland to grassland initiated by the heather beetle. - *Vegetatio* 72: 167-173.
- Berdowski, J.J.M. & Zeilinga, R. 1987. Transition from heathland to grassland: damaging effects of the heather beetle. - *J. Ecol.* 75: 159-175.
- Berendse, F. 1990. Organic matter accumulation and nitrogen mineralization during secondary succession in heathland ecosystems. - *J. Ecol.* 78: 413-427.
- Berendse, F. & Elberse, W.T. 1990. Competition and nutrient availability in heathland and grassland ecosystems. - I *Perspectives on plant competition*, Academic Press. s. 93-116.

- Berendse, F., Beltmann, B., Bobbink, R., Kwant, R. & Schmitz, M. 1987. Primary production and nutrient availability in wet heathland ecosystems. - *Acta Oecologica Oecol. Plant.* 8,3: 265-279.
- Bigger, C.M. & Oechel, W.C. 1982. Nutrient effect on maximum photosynthesis in arctic plants. - *Holarct. Ecol.* 5: 158-163.
- Bliss, L.C. 1979. Arctic heathlands. - s. 415-424 i Specht, R.L. red. *Heathlands and related shrublands. Descriptive studies. Ecosystems of the world 9A.* Amsterdam, Elsevier.
- Bobbink, R., Heil, G.W. & Raessen, M.B.A.G. 1992a. Atmospheric deposition and canopy exchange in heathland ecosystems. - *Environmental Pollution* 75: 29-37.
- Bobbink, R., Boxman, D., Fremstad, E., Heil, G., Houdijk, A. & Roelofs, J. 1992b. Nitrogen eutrophication and critical load for nitrogen based upon changes in flora and fauna in (semi)-natural terrestrial ecosystems. *Bidrag til Workshop on Critical Loads for Nitrogen, Lökeberg, Sverige 6-11.4.1992.*
- Brattbakk, I. 1986. Vegetasjonsregioner Svalbard og Jan Mayen. *Nasjonalatlas for Norge. Kartblad 4.1.3.* - Statens kartverk.
- Brunsting, A.H.M. 1982. The influence of the dynamics of a population of herbivorous beetles on the development of vegetational patterns in a heathland system. - *Proc. 5th Int. Symp. Insect-Plant Relationships, Wageningen.*
- Brunsting, A.H.M. & Heil, G.W. 1985. The role of nutrients in the interactions between a herbivorous beetle and some competing plant species in heathlands. - *Oikos* 44: 23-26.
- Bunce, R.G.H. & Barr, C.J. 1988. The extent of land under different management regimes in the uplands and the potential for change. - I Usher, M.B. & Thompson, D.B.A., red. *Ecological change in the uplands. British Ecol. Soc. Special Publ. 7.* Blackwell Scientific Publ., Oxford. s. 415-426.
- Cameron, A.E., McHardy, J.W. & Bennet, A.H. 1944. The heather beetle (*Lochmaea suturalis*), its biology and control. - Petworth, Sussex.
- Caporn, S.J.M., Cocker, G.J. & Lee, J.A. 1990. Effects of atmospheric nitrogen deposition on upland *Calluna vulgaris*. - *Int. Conf. Acidic Deposition: its Nature and Impacts, Glasgow 16-21 Sept. 1990. Conference abstracts, s. 113.*
- Chapin, F.S. III 1987. Environmental controls over growth of tundra plants. - *Ecol. Bull. (Copenhagen)* 38: 69-76.
- Dahl, E. 1957. Rondane. Mountain vegetation in South Norway and its relation to the environment. - *Skr. norske Vidensk.-Akad. I. Mat.-naturv. Kl.* 1956,3: 1-374.
- Dahl, E., Elven, R., Moen, A. & Skogen, A. 1986. Vegetasjonsregionkart over Norge 1 : 1 500 000. *Nasjonalatlas for Norge.* - Statens kartverk.
- De Smidt, J.T. 1979. Origin and destruction of Northwest European heath vegetation. - I Wilmanns, O. & Tüxen, R., red. *Werden und Vergehen von Pflanzengesellschaften. J. Kramer, Vaduz.* s. 411-435.
- Dirkse, G.M., van Dobben, H.F. & Tamm, C.O. 1991. Effects of fertilization on herb and moss layers of a scots pine stand in Lisselbo (Sweden); a multivariate analysis. - *RIN Report 91/7.* 40 s.
- Dobben, H. van 1991. Effects on heathlands. - I Heij, G.J. & Schneider, T., red. *Acidification research in the Netherlands. Final report of the Dutch Priority Programme on Acidification. Studies in environmental science* 46: 139-145.
- Dommaranes, S. under utarb. Balansen mellom *Calluna vulgaris* og *Molinia caerulea* i vestnorsk lynghei i relasjon til langtransportert nitrogen. - *Hovedf. oppg. Univ. Bergen.*
- van der Eerden, L.J., Dueck, T.A., Berdowski, J.J.M., Greven, H. & van Dobben, H.F. 1991. Influence of NH₃ and (NH₄)₂SO₄ on heathland vegetation. - *Acta Bot. Neerl.* 40: 281-297.
- Ellenberg, H. 1979. Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. - *Scripta Geobotanica* 9: 1-122.
- Elvebakk, A. 1985. Higher phytosociological syntaxa on Svalbard and their use in subdivision of the Arctic. - *Nord. J. Bot.* 5: 273-284.
- Eriksson, O. 1984. Effekter av skogsgødsling på renbete och renbetning. - *Skogsfakta Suppl.* 5: 80-87. Uppsala, SLU.
- Fremstad, E., Aarrestad, P.A. & Skogen, A. 1991. Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag. Vegetasjonstype og natur i fare. - *NINA Utredning* 29: 1-172.
- French, D.D. 1988. Some effects of changing soil chemistry on decomposition of plant litters and cellulose on a Scottish moor. - *Oecologia (Berlin)* 75: 608-618.
- Fægri, K. 1960. Maps of distribution of Norwegian plants. I. The coast plants. - *Univ. Bergen Skr.* 26: 1-134, LIV pl.
- Gerhardt, K. & Kellner, O. 1986. Effects of nitrogen fertilizers on the field- and bottomlayer species in some Swedish coniferous forests. - *Medd. Växtbiol. Inst.* 1986,1: 1-47.
- Gimingham, C.H. 1972. *Ecology of heathlands.* - London, Chapman and Hall, 266 s.

- Gimingham, C.H., Chapman, S.B. & Webb, N.R. 1979. European heathlands. - s. 365-413 i Specht, R.L. red. Heathlands and related shrublands. Descriptive studies. Ecosystems of the world 9A. Amsterdam, Elsevier.
- Grunina, L.K. 1985. On some ways of adaption of tundra plants to nitrogen deficit. (På russisk.) - Botanicheskij Zhurnal 70,8: 1112-1116.
- Gundersen, P. 1992. Mass balance approaches for establishing critical loads for nitrogen in terrestrial ecosystems. - Bidrag til Workshop on Critical Loads for Nitrogen, Løkeberg, Sverige, 6-10.4.1992.
- Haag, R.W. 1974. Nutrient limitations to plant production in two tundra communities. - Can. J. Bot. 52: 103-116.
- Haapasaari, M. The oligotrophic heath vegetation of northern Fennoscandia and its zonation. - Acta Bot. Fennica 135: 1-219 + vedlegg.
- Hansen, K.F. 1991. Sosiologisk-økologisk differensiering, struktur og dynamikk i dagens vestnorske lynghei. - Hovedf. oppg. Univ. Bergen. 113 s. + vedlegg.
- Heal, O.W. & French, D.D. 1974. Decomposition of organic matter in tundra. - I Holding, A.J., Heal, O.W., Maclean, S.F. jr & Flanagan, P.W., red. Soil organisms and decomposition in tundra. Tundra Biome Steering Committee, Stockholm, s. 279-310.
- Heil, G.W. & Bruggink, M. 1987. Competition for nutrients between *Calluna vulgaris* (L.) Hull and *Molinia caerulea* (L.) Moench. - Oecologia 73: 105-108.
- Heil, G.W. & Diemont, W.H. 1983. Raised nutrient levels change heathlands into grasslands. - Vegetatio 53: 113-120.
- Helsper, H.P.G., Glenn-Lewin, D. & Werger, M.J.A. 1983. Early regeneration of *Calluna* heathland under various fertilization treatments. - Oecologia (Berlin) 58: 208-214.
- Henry, G.H.R., Freedman, B. & Svoboda, J. 1986. Effects of fertilization on three tundra plant communities of a polar desert oasis. - Can. J. Bot. 64: 2502-2507.
- Håland, Å. & Timenes, K. 1980. Kort- og langsiktige verknader av gjødsling på fjellbeite i Sirdal, Vest-Agder. - Statens forskningsstasjon Særheim Meld. 75. (Forskning og forsøk i landbruket 31: 111-130)
- Kallio, P., Suhonen, S. & Kallio, H. 1972. The ecology of nitrogen fixation in *Nephroma arcticum* and *Solorina crocea*. - Rep. Kevo Subarctic Res. Stat. 9: 7-14.
- Karlsson, P.S. Micro-site performance of evergreen and deciduous dwarf shrubs in a subarctic heath in relation to nitrogen status. - Holarct. Ecol. 10: 114-119.
- Lechowicz, M.J. 1987. Resistance of the caribou lichen *Cladina stellaris* (Opiz.) Brodo to growth reduction by simulated acidic rain. - Water, Air, and Soil Pollution 34: 71:77.
- Lechowicz, M.J. & Shaver, G.R. 1982. A multivariate approach to the analysis of factorial fertilization experiments in Alaskan arctic tundra. - Ecology 63,4: 1029-1038.
- Lee, J.A. & Stewart, G.R. 1978. Ecological aspects of nitrogen assimilation. - Adv. Bot. Res. 6: 1-43.
- Lee, J.A. & Woodin, S.J. 1988. Vegetation structure and the interception of acid deposition by ombrotrophic mires. - I Werger, M. red. Vegetation structure. The Hague, SPB Academic Publishing.
- Lee, J.A., Harmer, R. & Ignaciuk, R. 1983. Nitrogen as a limiting factor in plant communities. - I Lee, J.A., McNeill, S. & Rorison, I.H., red. Nitrogen as an ecological factor. The 22nd symposium of the British Ecological Society, Oxford 1981. Blackwell, Oxford. s. 95-112.
- Lid, J. & Lid, D.T. under utarb. Norsk flora. Arbeidskladd v/ Reidar Elven. - Univ. Oslo, Botanisk hage og museum. Upubl. 364 s.
- Loach, K. 1968. Seasonal growth and nutrient uptake in a Molinietum. - J. Ecol. 3: 93-109.
- Longton, R.E. 1988. Biology of polar bryophytes and lichens. - Studies in Polar Res. Cambr. Univ. Press, Cambridge. 391 s.
- Marrs, R.H. 1986. The role of catastrophic death of *Calluna* in heathland dynamics. - Vegetatio 66: 109-115.
- Martinussen, I. & Odasz, A.M. 1990. Sammenhengen mellom nitrat reduktase aktivitet hos stivsilde (*Saxifraga hieracifolia*), dvergmaigull (*Chryso-splenium tetrandrum*), fjellsyre (*Oxyria digyna*) og skjørbuksurt (*Cochlearia groenlandica*) og artenes økologiske utbredelse i fuglefjell på Svalbard. - Blyttia 48:165-172.
- Matzner, E. & Ulrich, B. 1980. The transfer of chemical elements within a heath-ecosystem (*Calluna vulgaris*) in Northwest Germany. - Z. Pflanzenähr. Bodenkd. 143: 666-678.
- Morison, G.D. 1963. The heather beetle. - North of Scotland College of Agriculture, Aberdeen.
- Morton, A.J. 1977. Mineral nutrient pathways in a Molinietum in autumn and winter. - J. Ecol. 65: 993-999.

- Nenonen, M.S.A. s.a. Acidification in the arctic countries. Man-made acidification in a world of natural extremes. - Protecting the arctic environment. State of the environment reports. 26 s.
- Nihlgård, B. 1985. The ammonium hypothesis - an additional explanation to the forest dieback in Europe. - *Ambio* 14: 1-8.
- Nordhagen, R. 1928. Die Vegetation und Flora des Sylenegebietes. - Skr. norske Vid.-Akad. Oslo. I. Mat.-naturv. K1. 1927: 1-612, IX.
- Nordhagen, R. 1943. Sikilsdalen og Norges fjellbeiter. - *Bergens Mus. Skr.* 22: 1-607.
- Novichkova-Ivanova, L.N. 1971. Soil and aerial algae of polar deserts and arctic tundra. - I Wielgolaski, F.E. & Rosswall, T.H., red. Tundra biome. Proceedings IV International Meeting on the Biological Productivity of Tundra 1971. IBP. s. 261-265.
- Nygård, P.H. 1989. Forurensningers effekt på naturlig vegetasjon, en litteraturstudie. - Norsk institutt for skogforskning (NISK), Ås. 62 s.
- Odasz, A.M. 1988. Nitrat-reduktase-aktivitet i karplanter fra fuglefjell på Svalbard. - *Blyttia* 46: 75-84.
- Odasz, A.M. 1991. Nitrat reduktase som indikator på forurensning nitrogen (moser). - Upubl. fremdriftsrapport, Naturens tålegrenser.
- 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.
- Read, D.J. 1978. The biology of mycorrhiza in heathland ecosystems with special reference to the nitrogen nutrition of the Ericaceae. - I Lait, M.W. & Miles, J., red. Proceedings in life sciences, microbial ecology. Springer Verl., N.Y./Berling, s. 324-328.
- Rihm, B., Kunz, S. & Engel, J. 1992. Mapping critical loads for Switzerland. Working paper. - METEOTEST, Bern. 65 s., 14 kart.
- Roelofs, J.G.M. 1986. The effect of airborne sulphur and nitrogen deposition on aquatic and terrestrial heathland vegetation. - *Ezperientia* 42: 372-377.
- Råen, S.G. 1978. Virkninger av lyngbrenning på vegetasjon og jordsmonn i subalpin lyngmark. - Hovedfagsoppg. Univ. Bergen. 165 s. Upubl.
- Råen, S.G. 1989. Lyngbrenning og vegetasjonsøkologi. Gjenvekst etter brenning på Sletthallen. - Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernadv. Rapp. 1989,2: 39-50.
- Scandrett, E. & Gimingham, C.H. 1991. The effect of heather beetle *Lochmaea suturalis* on vegetation in a wet heath in NE Scotland. - *Holarctic Ecol.* 14: 24-30.
- Schaick Zillesen, P.G. van & Brunsting, A.M.H. 1983. Capacity for flight and egg production in *Lochmaea suturalis* (Col. Chrysomelidae). - *Netherlands J. Zool.* 33: 266-275.
- SFT, Statens forurensningstilsyn 1989. Nitrogen som bidragsyter til forurensning. - Statlig program for forurensningsovervåking Rapp. 351/89.
- SFT, Statens forurensningstilsyn 1991. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1990. - Statlig program for forurensningsovervåking Rapp. 466/91. 320 s.
- Shaver, G.R. & Chapin, F.S. III. 1980. Response to fertilization by various plant growth forms in an Alaskan tundra: nutrient accumulation and growth. - *Ecology* 6,3: 662-675.
- Skogen, A. 1987. Conversion of Norwegian coastal heath landscape through development of potential natural vegetation. - I Miyawaki, A., Bogenrieder, A, Okuda, S. & White, J. red. Vegetation ecology and creation of new environments. Proceedings of the International Symposium in Tokyo and Phytogeographical Excursion through central Honshu. Tokyo, Tokai Univ. Press. s. 195-204.
- Skogen, A. 1989a. Virkninger av brann på vegetasjon og jordsmonn i kystnære heier. - Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernadv. Rapp. 1989,2: 52-63.
- Skogen, A. 1989b. Heiområdene ved Synnesvarden og Anisdalsheia, Hå og Time i Rogaland, som verneområde for kysthei. - Univ. Bergen, Bot. inst. 14 s. Upubl.
- Skogen, A. 1992. Vegetasjonsendringer i kystlynghei som følge av langtransporterte forurensninger. - Foredrag i seminar "Naturens tålegrenser" feb. 1992. I trykk.
- Skre, O. 1991. Effekter av nitrogentilførsler på mark og vegetasjon. - I Nitrogenforurensning - via luft til mark og vann. Luftforurensningsrådet i Rogaland, referat fra seminar Stavanger 12.11.1991. s. 15-16.
- Solberg, S. 1992. Rapport angående skader på røsslyng, Sørvest-landet. - NISK, brev til Landbrukskontoret i Karmøy og Haugesund 13.1.1992.
- Specht, R.L. 1979. Heathlands and related shrublands of the world. - I Specht, R.L. red. Heathlands and related shrublands. Descriptive studies. Ecosystems of the world 9A. Amsterdam, Elsevier. s. 1-18
- Steinnes, A. 1988. Vern og skjøtsel av kysthei i Rogaland. - *Økoforsk Rapp.* 1988,11: 1-119.

- Steubing, L. 1990. Air pollution effects in heathland. - Upubl. foredrag holdt i Int. Symp. Ecol. Indicators, 15-19 Oct. 1990, Fort Lauderdale, Florida, USA.
- Summers, C.F. 1978. Production in montane dwarf shrub communities. - I Heal, O.W. & Perkins, D.F. red. Production ecology of some British moors and montane grasslands. *Ecological studies* 27: 263-276.
- Sundve, E. 1977. Undersøkelser av vegetasjonsyklus, suksesjonstendenser og jordsmonn i lyngmark. - Hovedf.oppg. Univ. Bergen. 254 s.
- Tamm, C.O. 1991. Nitrogen in terrestrial ecosystems. Questions of productivity, vegetational changes and ecosystem stability. - Berlin, Springer Verlag. 115 s.
- Thompson, D. & Baddeley, J. 1991? Some effects of acidic deposition on montane *Racomitrium lanuginosum* heaths. - I Woodin, S. & Furner, A., red. Pollution and nature conservation. NCC, Peterborough.
- Thoring, E. 1991. Urovekkende lyngdød på Vestlandet. - *Nationen* 13.1.1991 og etterfølgende artikler i *Nationen* 14-15.1.1991.
- Van Cleve, K. & Alexander, V. 1981. Nitrogen cycling in tundra and boreal ecosystems. - I Clark, F.E. & Rosswall, T. red. Terrestrial nitrogen cycles. *Ecological Bull. (Sth.)* 33: 375-404.
- Uren, S. & Ashmore, M.R. 1990. The effects of ammonia on *Calluna vulgaris*. - Int. Conf. on Acidic Deposition: its Nature and Impacts, Glasgow 16-21 Sept. 1990. Conference abstracts, s. 115.

Naturens tålegrenser

Rapportoversikt

- 1 Nygård, P.H. [1989]. Forurensningers effekt på naturlig vegetasjon; en litteraturstudie. - Norsk institutt for skogforskning (NISK), Ås.

Unummerert Jaworovski, Z. 1989. Pollution of the Norwegian Arctic: a review. - Norsk polarinstitutt (NP) Rapportser. 55.
- 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. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89185.
- 4 Bølviken, B. et al. 1990. Jordforsuringsstatus og forsurningsfølsomhet i naturlig jord i Norge. - Norges geologiske undersøkelse (NGU). Rapp. 90.156.2 b.
- 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. et al. 1990. Fiskestatus i relasjon til forurensning av innsjøer. - Norsk institutt for naturforskning (NINA). I trykk.
- 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 forsurningsfølsomhet i naturlig jord. - Univ. i Trondheim, AVH.
- 13 Flatberg, K.I., Foss, B., Løken, A. & Saastad, S.M. 1990. Moseskader i barskog. - Direktoratet for naturforvaltning (DN) Notat.
- 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. Ozonforurensning og effekter på vegetasjonen i Norge. - Direktoratet for naturforvaltning (DN) Notat. i trykk.
- 17 Wright, R.F., Stuanes, A.O. & Frogner, T. Critical loads for soils in Norway Nordmoen. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp 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. 1991. Sammenligning av parametre for å bestemme forsurningsfølsomhet i jord. (NGU). Rapp. 91.265.
- 21 Bølviken, B., Nilsen, R., Romundstad, J. & Wolden, O. 1991. Surhet, forsurningsfølsomhet og lett-løselige basekationer i prøver av naturlig jord fra Nord-Trøndelag og sammenligning med tilsvarende data for Sør Norge. (NGU). Rapp. 91.250.
- 22 Sivertsen, T. et al. 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), Rapp. O-089185,3 (i trykk).

- 24 Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivevegetasjon. En litteraturstudie. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 124.
- 25 Fremstad, E. 1992. Heivevegetasjon i Norge, utbredelseskart. Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. (in prep.)

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjoner.

124

nina
oppdrags-
melding

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0225-5

Norsk institutt for
naturforskning
Tungasletta 2
7004 Trondheim
Tel. (07) 58 05 00