

Bruk av bioindikatorer til overvåking av effekter av atmosfærisk nitrogen i naturtyper med lav nitrogentålegrense

Pilotprosjekt for Naturindeks for Norge

Per Arild Aarrestad
Odd Egil Stabbetorp



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Norsk institutt for naturforskning

**Bruk av bioindikatorer til overvåking
av effekter av atmosfærisk nitrogen
i naturtyper med lav nitrogentåle-
grense**

Pilotprosjekt for Naturindeks for Norge

Per Arild Aarrestad
Odd Egil Stabbetorp

Aarrestad, P.A. & Stabbetorp O.E. 2010. Bruk av bioindikatorer til overvåking av effekter av atmosfærisk nitrogen i naturtyper med lav nitrogentålegrense. Pilotprosjekt for Naturindeks for Norge - NINA Rapport 567. 47 s.

Trondheim, april 2010

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2144-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Per Arild Aarrestad

KVALITETSSIKRET AV

Jarle W. Bjerke

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAGSGIVER

Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Signe Nybø

FORSIDEBILDE

Nedbørmyr og kystlynghei i Fræna, Møre og Romsdal

Foto: P.A. Aarrestad

NØKKEWORD

Naturindeks for Norge, nitrogen, tålegrenser, metodeutvikling, overvåking, nedbørmyr, kystlynghei, fattig eng, fjellvegetasjon

KEY WORDS

Nature index for Norway, nitrogen, critical loads, methodological development, monitoring, bog, coastal heathland, acid grassland, alpine vegetation

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Polarmiljøsentret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

Sammendrag

Aarrestad, P.A. & Stabbetorp O.E. 2010. Bruk av bioindikatorer til overvåking av effekter av atmosfærisk nitrogen i naturtyper med lav nitrogentålegrense. Pilotprosjekt for Naturindeks for Norge – NINA Rapport 567. 47 s.

Utslipp av nitrogen fra industri, transport og landbruk økte betydelig på verdensbasis i det 20. århundre og er fortsatt høyt. Nitrogen transporteres over både korte og lange avstander og avsettes i naturlige og semi-naturlige økosystemer, noe som kan føre til forsurening og eutrofiering av økosystemene med endringer og tap av biologisk mangfold som følge. Generelle effekter er økt biomasseproduksjon av grasvekster og tilbakegang av sensitive urter, moser og lav. I Norge forventes det en økning i avsetningen fra atmosfærisk nitrogen pga. økte nedbørsmengder. Flere områder har allerede fått overskredet de empiriske nitrogentålegrensene for sensitive naturtyper, og ved økt avsetning kan flere områder bli påvirket.

Naturindeks for Norge skal bidra med å måle tilstand og utviklingstrender i norsk natur der effekter av nitrogen på økosystemene er en viktig parameter. Indeksen bygger på at tilstanden i arealer måles ved utvalgte indikatorer. Så langt er overskridelser av nitrogentålegrenser for naturtyper benyttet som indikator. Tålegrensene er relativt usikre for nordiske forhold, og det er i Naturindeksen et behov for bruk av mer reelle data knyttet til overvåking av nitrogenpåvirkning av sensitive naturtyper. Effektene av nitrogenavsetning på naturtyper er et resultat av svært komplekse biologiske og jordkjemiske prosesser og det er svært kostnadskrevenende å overvåke helheten i slike økosystemsendringer. Hensikten med pilotprosjektet er å foreslå egnede bioindikatorer som kan benyttes til en kostnadseffektiv overvåking av effekter av atmosfærisk nitrogenavsetning på lokaliteter av naturtyper med lav tålegrense, som nedbørmyr, kystlynghei, fattig eng og fjellvegetasjon. Indikatorerne skal være robuste, lett registrerbare, økosystemspesifikke og kunne predikere fremtidige endringer. Utredningen baserer seg på informasjon fra litteraturstudier.

Med bioindikatorer menes både arter, biologiske eller biokjemiske parameter som kan gi informasjon om atmosfæriske nitrogen konsentrasjoner, avsetningsnivåer og økologiske effekter. Det finnes tre hovedtyper av bioindikatorer: 1) *Biokjemiske indikatorer* basert på målinger av akkumulasjon av nitrogen i planter som total nitrogeninnhold, løselig nitrogen, substratnitrogen og forholdet mellom nitrogen og fosfor eller indikatorer basert på biokjemiske/fysiologiske responsmodeller som enzymaktivitet i jord og planter. 2) *Diversitetsindikatorer* basert på planters ulike preferanse for nitrogen med forekomst og endringer i mengde av arter og artssammensetning kombinert med Ellenbergs indikatorverdi for nitrogen og avledede indekser fra denne, samt forekomst av acidofile (surhetselskende/-tolerante) og nitrofile epifyttiske lav og forhold mellom sensitive artsgrupper som grasvekster og urter. 3) *Flytting av stedegne arter eller standardiserte indikatorarter* med kjente nitrogenresponser fra et lite nitrogenbelastet område til et forurenset område eller omvendt for videre analyser av vekst og kjemisk innhold.

Det er gitt et forslag til bruk av egnede bioindikatorer for de sensitive naturtypene nedbørmyr, kystlynghei, fattig eng og fattig fjellvegetasjon. For alle typene foreslås det en kombinasjon av biokjemiske metoder som innhold av nitrogen i plantevev og bruk av ulike diversitetsindikatorer basert på analyser av plantediversitet og artssammensetning og deknning av ulike plantegrupper som er sensitive for nitrogen. Valg av indikatorer er tilpasset kjente effekter av nitrogen i de ulike naturtypene. Metodene kan benyttes i utvalgte verneområder for naturtypene eller i et landsdekkende, systematisk rutenett der naturtypen finnes. For å kunne vurdere tilstander i forhold til en mest mulig urørt natur, må overvåkingen utføres langs en gradient i nitrogenavsetning fra områder som både ligger godt under nitrogentålegrensen til områder der tålegrensen er overskredet.

Per Arild Aarrestad (per.a.aarrestad@nina.no), NINA Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim
Odd Egil Stabbetorp (odd.stabbetorp@nina.no), NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo

Abstract

Aarrestad, P.A. & Stabbetorp O.E. 2010. Bioindicators and biomonitoring methods for assessing effects of atmospheric nitrogen on habitats with low empirical critical loads for nitrogen. Pilot project for Nature Index for Norway. – NINA Report 567. 47 pp.

The emissions of nitrogen from industry, traffic and agricultural systems strongly increased worldwide in the 20th century and are still high. Both short and long-range transport of nitrogen increases the deposition in natural and semi-natural ecosystems leading to acidification and eutrophication of sensitive habitats. General effects are changes and loss of biodiversity, especially an increase in the biomass of grasses and a decline in sensitive herbs, bryophytes and lichens. In Norway, the empirical critical loads of nitrogen are already exceeded for sensitive habitats in several areas, and due to an expected increase in the yearly precipitation, nitrogen deposition rates will probably continue to increase, affecting even more areas.

The Nature Index for Norway is a tool to assess the present state (quality) of the nature and to monitor development trends based on species indicators or surrogates reflecting different environmental threats. Indicators reflecting effects of atmospheric nitrogen are an essential factor in this work. So far, the exceedance of the empirical critical loads for nitrogen is used as an indicator. However, the critical loads for northern habitats are uncertain, and there is a need to implement real data from monitoring projects into the Nature Index. The effects of nitrogen deposition on ecosystems are a result of complex chemical and biological processes in plants and soil, and monitoring programs assessing the entire effects on the ecosystems are thus very costly. The aim of this project is to describe and propose suitable low-cost bioindicators that can be used to assess environmental effects of atmospheric nitrogen deposition on selected sites of sensitive habitats such as ombrotrophic bog, coastal heathland, acidic grasslands and oligotrophic alpine vegetation. The investigation is based on literature review.

The indicators must be robust, easy to measure, ecosystem-specific and should predict future changes and may represent species, biological and biochemical parameters which can give information on atmospheric nitrogen concentrations, deposition levels and ecological effects. Three main groups of bioindicators have been distinguished:

- 1) *Biochemical bioindicators* based on nitrogen accumulation methods, such as total foliar nitrogen concentrations, soluble foliar nitrogen, substrate nitrogen and foliar N:P ratios, or chemical and physiological response models, such as enzyme activities in soils and plants.
- 2) *Species composition- (biodiversity-) based bioindicators* combined with Ellenbergs nitrogen indicator value or corresponding values, ratios of epiphytic acidophytes and nitrophytes or ratios between sensitive groups of species, such as grasses and herbs.
- 3) *Transplant-based bioindicators* by moving native or target species from clean sites to polluted sites or vice versa, combined with measurements of growth and chemical contents of the transplanted species.

A combination of simple biochemical bioindicators, such as total foliar nitrogen and the use of different species composition-based bioindicators are suggested for monitoring the selected habitats. The selection of bioindicators is based on current knowledge of the effects of nitrogen deposition on the various habitats. The proposed methods can be used for assessing the impacts of air pollution from reactive nitrogen compounds on nature conservation sites or on habitats in a systematic nationwide grid. However, in order to assess the present nitrogen state related to the state of undisturbed habitats, the biomonitoring must be performed in a gradient along a nitrogen deposition from areas that are well below the critical loads for nitrogen and to areas where the critical loads are exceeded.

Per Arild Aarrestad (per.a.aarrestad@nina.no), NINA Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim, Odd Egil Stabbetorp, NINA, Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
2 Generelle effekter av nitrogenavsetning på plantediversitet	9
2.1 Avsetning av ulike nitrogenforbindelser.....	9
2.2 Direkte påvirkning på planter.....	9
2.3 Økosystemeffekter.....	10
2.3.1 Eutrofiering.....	10
2.3.2 Forsuring.....	11
2.3.3 Effekter av ulike nitrogenformer.....	11
2.3.4 Sekundært stress på planter.....	12
3 Empiriske nitrogentålegrenser for naturtyper i Norge	13
4 Effekter av nitrogenavsetning på sårbare naturtyper med lav nitrogentålegrense	16
4.1 Nedbørmyr.....	16
4.2 Kystlynghei.....	17
4.3 Oligotrofe/næringsfattige enger i låglandet.....	19
4.4 Fattig fjellvegetasjon.....	20
4.5 Oligotrof vannvegetasjon.....	21
5 Bioindikatorer og overvåkningsmetoder for vurdering av effekter av atmosfærisk tilført nitrogen	23
5.1 Biokjemiske indikatorer.....	23
5.1.1 Akkumulasjonsmetoder.....	24
5.1.2 Kjemiske/fysiologiske responsmodeller.....	25
5.2 Diversitetsbaserte indikatorer (arter og artssammensetning).....	26
5.2.1 Ellenbergs indikatorverdi for nitrogen – Ellenbergs N.....	26
5.2.2 Epifyttiske lav som bioindikatorer for nitrogenavsetning.....	27
5.2.3 Overvåking av enkeltarter, artsrikdom og forhold mellom artsgrupper.....	27
5.2.4 Andre artsbaserte bioindikatormetoder.....	28
5.3 Transplantasjonsmetoder – omplantingsmetoder.....	28
6 Forslag til overvåkningsmetodikk i naturtyper med lav nitrogentålegrense	29
6.1 Indikatorer for overvåking av nedbørmyr.....	29
6.2 Indikatorer for overvåking av kystlynghei.....	30
6.3 Indikatorer for overvåking av oligotrof eng.....	32
6.4 Indikatorer for overvåking av fattig fjellvegetasjon.....	33
7 Valg av overvåkningsområder/lokaliteter og vurdering av overvåkningsmetodikk	35
8 Konklusjon	36
9 Referanser	37
Vedlegg	47
Ozon - en skadelig følgesvenn til atmosfærisk nitrogen.....	47

Forord

Norsk institutt for naturforskning fikk i 2009 i oppdrag av Direktoratet for naturforvaltning å utrede egnede bioindikatorer for overvåking av effekter av atmosfærisk nitrogenavsetning på naturtyper med lav nitrogentålegrense, og foreslå relevant overvåkingsmetodikk for naturtypene med tanke på den videre utvikling av Naturindeks for Norge. Arbeidet er utført på bakgrunn av litteraturstudier, hovedsakelig arbeider fra Storbritannia, Nederland og Sverige, der de skadelige effektene av nitrogenavsetninger på naturtyper har vært ett hett tema i flere tiår. En metodisk forankring med andre europeiske land er viktig med tanke på en sammenligning av utviklingstrender mellom ulike land, særlig på bakgrunn av at nitrogen som forurensingskilde er et felleseuropeisk problem. Samtidig er en felles metodeforståelse med andre land viktig da naturindeksen skal bidra med å måle om Norge når sine internasjonale forpliktelser om å stanse tapet av biologisk mangfold.

Vi takker Jarle W. Bjerke ved NINA for konstruktive innspill til rapporten og Signe Nybø ved Direktoratet for naturforvaltning for et godt samarbeid underveis. Det er et håp at de foreslåtte bioindikatorene og metodene kan testes ut ved pilotstudier knyttet til de respektive naturtypene.

Trondheim 6. april 2010

Per Arild Aarrestad

1 Innledning

Utslippene av nitrogen (N) i form av ammoniakk (NH₃) og nitrogenoksider (NO_x) økte betydelig på verdensbasis i det 20. århundre, og utslippene er fortsatt høye. Ammoniakk slippes hovedsakelig ut fra jordbruksaktiviteter som melkeproduksjon og intensivt dyrehold, mens nitrogenoksider hovedsakelig kommer fra forbrenning av fossilt materiale fra trafikk og industri (Unger et al. 2010). Utslippene transporteres i atmosfæren både over korte og lange avstander og avsetning av atmosfærisk N har økt i mange naturlige og semi-naturlige økosystemer, særlig i sentrale og vestlige deler av Europa (Galloway et al. 2008). Avsetningene i Norge har vært relativt konstante de senere tiår (Aas et al. 2008), men det er forventet en økning på 10-30 % N-nedfall over Norge de neste 100 år, særlig langs kysten (Hole & Enghardt 2008).

N-avsetninger kan føre til både eutrofiering og forsurening av økosystemer. Ulike naturtyper har ulike tålegrenser for N-tilførsel, og generelle effekter er økt biomasseproduksjon av N-krevende arter som gras og urter og reduksjon av artsdiversitet (Stevens et al. 2006, Maskell et al. 2010). Lufttransportert N er regnet som den tredje viktigste trussel mot biologisk mangfold i Europa, etter arealinngrep og klimaendring (Sala et al. 2000, EEA 2003). Globalt sett er særlig biologiske hot-spot-områder, dvs. områder med særdeles høy biodiversitet, svært truet av økte N-avsetninger (Phoenix et al. 2006). Også norske overvåkingsprogram fra skog har gitt indikasjoner på at N påvirker dagens økosystemer i de sørligste deler av landet der N-avsetningen er høy (Framstad 2008).

Direktoratet for naturforvaltning (DN) har i samarbeid med et hundretalls forskere utviklet en Naturindeks for Norge som skal bidra til å måle tilstand og utviklingstrender i norsk natur (Nybø et al. 2008, Nybø & Skarpaas 2008 a,b, Certain & Skarpaas 2010). Her benyttes overskridelser av empiriske N-tålegrenser for naturtyper (Achermann & Bobbink 2003, Larssen et al. 2008) som en indikator for påvirkning av lufttransportert N, noe som også er benyttet i flere konsekvensutredninger for utslipp til luft fra oljeindustrien (f.eks. Knudsen et al. 2002, Larssen et al. 2005, Solberg et al. 2008). Disse tålegrensene er fastsatt fra eksperimentelle feltobservasjoner med kjente N-avsetningsverdier der endringer i plantevekst, artssammensetning, kjemiske substanser i planter og jordkjemie er blitt brukt som kriterier for tålegrensene. De varierer for én og samme naturtype etter grad av næringstilgang, klima og kulturpåvirkning. Tålegrensene er fastsatt hovedsakelig på bakgrunn av forsøk utført i midtre deler av Europa og i Storbritannia, der bakgrunnsavsetningene ofte har vært høyere enn tålegrensene for naturtypene, og i naturtyper med andre økologiske forhold og en annen artssammensetning enn i Norge. Tålegrensene for nordlige økosystemer er således usikre (Bruteig & Aarrestad 2004, Aarrestad & Bruteig 2006), og nyere forskning fra Sverige viser at tålegrensen for nordlige skogøkosystemer trolig er satt for høyt (Nordin et al. 2005). En overskridelse av en tålegrense i ett område betyr nødvendigvis ikke at sensitive arter påvirkes, men overskridelsen indikerer en risiko for at endringer kan skje og at denne risikoen vil øke med varigheten av økte N-avsetninger. Det er derfor viktig i en vurdering av tilstanden i norske naturtyper at man over tid erstatter "sannsynligheter for påvirkning" (overskridelse av tålegrenser) med reelle observasjoner av naturens tilstand gjennom overvåkingsprogrammer knyttet til N-avsetninger.

Effektene av N-avsetning på naturtyper er et resultat av svært komplekse biologiske og jordkjemiske prosesser og det er svært kostnadskrevenende å overvåke helheten i slike økosystemsendringer. For naturforvaltningen er det derfor viktig å finne enkle indikatorer (arter/bioindikatorer) som kan benyttes til å kartlegge og overvåke N-påvirkningen av norsk natur. Slike indikatorer må være sensitive til N-avsetning, robuste, lett registrerbare, økosystemspesifikke og kunne predikere framtidige endringer (jfr. Sutton et al. 2004, Leith et al. 2005, Stevens et al. 2009 a,b). Indikatorer knyttet til vegetasjon som sensitive arter, artssammensetning, artsgrupper og funksjonelle karakterer/egenskaper, samt biokjemiske målinger av N i planter er alle aktuelle indikatorer.

I forbindelse med den videreutviklingen av Naturindeks for Norge har DN bedt NINA å utrede egnede bioindikatorer for overvåking av effekter av atmosfærisk N-avsetning på naturtyper

med lav N-tålegrense, og foreslå relevant overvåkingsmetodikk for naturtypene. Følgende naturtyper er valgt ut: nedbørmyr, kystlynghei, oligotrof (næringsfattig) eng og næringsfattig fjellvegetasjon. Det er i tillegg gitt en oversikt over problemstillinger knyttet til tålegrenser i oligotrof vannvegetasjon som også har en lav tålegrense. Arbeidet er utført på bakgrunn av litteraturstudier.

2 Generelle effekter av nitrogenavsetning på plantediversitet

2.1 Avsetning av ulike nitrogenforbindelser

Atmosfærisk reaktivt N (alle N-forbindelser unntatt ikke-reaktiv N_2 gass) transporteres gjennom luft og avsettes i naturen i mange ulike kjemiske former. Nitrogenoksid (NO) og nitrogendioksid (NO_2), samlet kalt NO_x , kommer hovedsakelig fra forbrenning av fossilt organisk materiale og oksideres i aerosoler til nitrat (NO_3^-) og salpetersyre i gassform (HNO_3). Slike oksiderte N-forbindelser (kalt NO_y) kan transporteres over svært lange avstander fra kontinentet i Europa til arktiske strøk (Hodson et al. 2005). Ammoniakkutslipp (NH_3), hovedsakelig fra landbruk, danner ammonium NH_4^+ i aerosoler og i nedbør. I tillegg kommer avsetning av organisk N i form av aminer (R- NH_2). Disse reduserte N-formene, også kalt NH_x , transporteres over kortere avstander enn de oksiderte forbindelsene (Nordin et al. 2009).

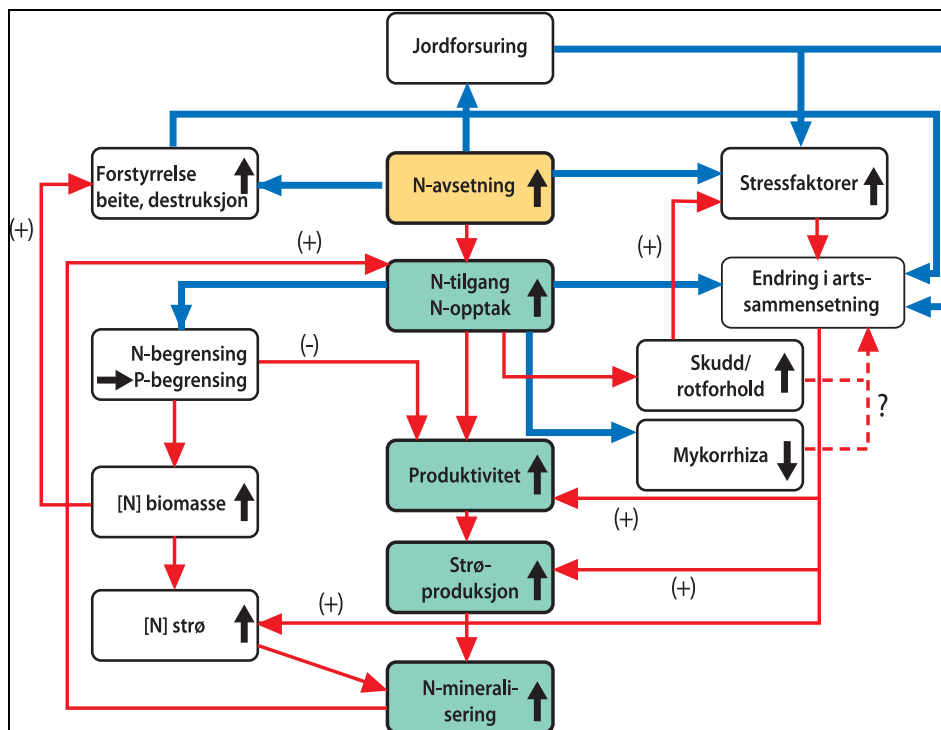
Avsetningen av lufttransportert N i form av NH_x og NO_y skjer både via våtavsetning ved nedbør (regn, tåkepartikler og snø) og ved tørravsetning (aerosoler og gass). Den totale N-avsetning fra atmosfæren regnes som summen av tørravsetning og våtavsetning (Knudsen et al. 2002).

2.2 Direkte påvirkning på planter

N-gasser, aerosoler og oppløste stoffer kan gi direkte skader på overjordiske plantedeler (Bobink & Hicks 2009). Både NO_2 og NO tas opp gjennom plantenes spalteåpninger og løses i vann med dannelse av nitrater og nitritter som ved høye konsentrasjoner gir toksiske effekter (Statens forurensingstilsyn 1992). Dersom for store mengder NO_2 tas opp over tid, oppstår akutte skader i form av nekrose (områder med dødt vev), fysiologiske endringer og redusert vekst (Pearson & Stewart 1993, Krupa 2003). I Norge er imidlertid konsentrasjonene av NO_x i luft så små at kritiske grenseverdier ikke overskrides. Lav er den organismegruppen som er mest sensitiv til direkte N-toksisitet fra tørravsett NH_3 , mens direkte toksiske effekter fra våtavsett N er blitt rapportert for moser og lav ved nokså lave N-avsetninger (Bates 2003, Van Herk et al. 2003). I samspill med ozon og svoveldioksid øker imidlertid skadevirkningene av NO_2 (Statens forurensingstilsyn 1992). Ozon er en sterk oksidant (plantegift) som påvirker vegetasjonen allerede ved lave konsentrasjoner og dannes bl.a. av nitrogenoksider under påvirkning av sollys. Det er således en link mellom N og ozon. Det forvaltningsmessige behovet for å kartlegge ozonskader på vegetasjon tas opp i et vedlegg til denne rapporten av Jarle Werner Bjerke og Hans Tømmervik.

2.3 Økosystemeffekter

Figur 1 gir en skjematisk oversikt over de viktigste prosesser knyttet til effekter av økt N-avsetning på økosystemer både når det gjelder eutrofiering (gjødsling), forsurening og stress på planter.



Figur 1. Skjematisk oppsett av de viktigste effekter av økt N-avsetning på økosystemer. ↑ indikerer økning. ↓ indikerer reduksjon. Røde piler: effekter kan inntreffe etter kort tid (< 5 år), blå piler indikerer langtidseffekter. (+): positiv feedback, (-): negativ feedback. Grønne felter representerer viktige ledd i gjødslingseffekten. N i klamme er konsentrasjon av nitrogen. Figur er bearbeidet etter Bobbink & Lamers (2002) med tillatelse.

2.3.1 Eutrofiering

N er det begrensende næringsstoff for plantevekst i mange naturlige og semi-naturlige terrestriske økosystemer, særlig gjelder dette under oligotrofe og mesotrofe forhold. Økt N-avsetning resulterer i økt tilgjengelighet av uorganisk N i øvre jordlag. I Norge vil N-forbindelser i stor grad bli tatt opp av vegetasjonen, fordi vegetasjonstypene for en stor del har en underoptimal tilgang på N (Stuanes & Abrahamsen 1996). Karplanter tar opp tilført N fra jord via røtter og mykorrhiza og benytter det som byggemateriale i celleproduksjonen. Dette fører til økt vekst og økt strøproduksjon, noe som igjen gir økt mineralisering (nedbrytning av organisk materiale til N-forbindelser som blir tilgjengelige for planter), næringsopptak og planteproduktivitet (Achermann & Bobbink 2003). Økt N-tilgang gir gjødslingseffekter som økt biomasseproduksjon, endringer i konkurranseforhold mellom planter og endringer av artssammensetningen av plantesamfunn mot mer N-krevende vegetasjon dominert av urter og gras (Tamm, 1991). Rasktvoksende og N-elskende planter som gras og enkelte urter vil "skygge ut" karakteristiske arter i næringsfattige og middels næringsrike (oligotrofe og mesotrofe) habitater, særlig de arter som har lav dekning, noe som igjen fører til en reduksjon i artsdiversitet (Bobbink et al. 1998, 2003, Suding et al. 2005, Bobbink et al. 2010). Naturtyper som fra før er tilpasset et lavt N-nivå er mest utsatt for påvirkninger fra N-gjødsling.

Moser og lav tar opp alle former for N-forbindelser i ioneform (Dahlman et al. 2004, Forsum et al. 2006). Samtidig har disse plantene en stor overflate, noe som forsterker opptaket av N (Jones et al. 2007). Flere kryptogamer reagerer imidlertid negativt på økt N-tilgang, og sammen med konkurransen fra et tettere feltsjikt av urter og gras vil dette ofte bidra til en reduksjon av mose- og lavdekket (Fremstad et al. 2005).

Når økosystemene blir mett med N, dvs. at N ikke lenger er den begrensende faktor, vil planteveksten bli begrenset av andre faktorer, f.eks. fosfor (P). En endring fra N- til P-begrensning vil gradvis føre til endringer i artssammensetning, noe som bl.a. er påvist i nedbørmyrer i Sverige (Aerts et al. 1992, Gunnarson et al. 2002).

Produktiviteten i akvatiske økosystemer er generelt ansett å være mer begrenset av P enn N, men flere undersøkelser viser at N også er en begrensende faktor i næringsfattige innsjøer (Elser et al. 2009), med oppblomstring av alger og endringer i makrofyttvegetasjon som resultat av økt N-tilgang (Roelofs 1983, Roelofs et al. 1984).

2.3.2 Forsuring

N-avsetning kan i tillegg til eutrofiering føre til forsuring både av terrestriske og akvatiske systemer. Forsuring er definert som tap av bufferkapasitet (mengde utbyttbare basekationer på leirkolloider i jord, kalt basemetning) og alkalinitet eller ANC (Acid Neutralizing Capacity) i vann, noe som kan føre til nedgang i pH. Tilført N tas opp av vegetasjonen, men tilføres det mer N enn vegetasjonen kan utnytte, vil "overskuddet" renne ut gjennom jordsmonn og løsmasser og ende i vassdrag som nitrater (Knudsen et al. 2002). Nitrationet er et mobilt anion og må transporteres sammen med like mengder kationer, hovedsakelig av hydrogen, aluminium, kalsium og magnesium. De to førstnevnte fører til forsuring av vann, mens utvasking av kalsium og magnesium fører til lavere basemetning i jord, noe som igjen fører til lavere bufferkapasitet mot hydrogen. Når N tilføres i form av salpetersyre (HNO_3) vil også H^+ -komponenten kunne forsure jordsmonnet, men dersom NO_3^- tas opp av vegetasjonen, vil et OH^- -ion frigjøres. Dette vil igjen nøytralisere H^+ -ionet (Reuss & Johnson 1986). Forsuringseffekten av N-avsetning er således avhengig av vegetasjonens evne til å ta opp nitrogenet.

På grunn av store mengder kalsiumkarbonat i kalkrike jordsmonn er bufferkapasiteten så god at pH ikke endres, mens i mer silikatrike jordsmonn vil pH synke raskt pga. lavere bufferkapasitet (Bobbink & Hicks 2009). Ved lav pH vil også leirminerale brytes ned og bidra til frigjøring av giftige aluminiumoksider. Ved lav pH vil nitrifiseringsprosesser avta eller opphøre helt, noe som fører til en akkumulering av ammonium i jordsmonnet, mens nitratinnholdet reduseres til nesten nullnivå. (Roelofs et al. 1985). Nedbrytningen av organisk materiale vil avta og det vil skje en akkumulering av organisk materiale i humus og strølag (Ulrich 1991). Som et resultat av de mange komplekse endringene vil plantevekst og artssammensetningen endre seg mot en mer artsfattig, syreressistent vegetasjon der typiske arter som trives ved midlere og høyere pH verdier vil forsvinne (jfr. Achermann & Bobbink 2003).

Bufferkapasiteten i vann er svært avhengig av hydrogenkarbonatkonsentrasjoner. Innsjøer med lave hydrogenkarbonatverdier (oligotrofe innsjøer) er svært utsatte for tilførsel av forsurende komponenter som N-forbindelser, noe som igjen fører til en reduksjon av alkalinitet og lavere pH.

2.3.3 Effekter av ulike nitrogenformer

N er først og fremst et næringsmiddel for planter, men ulike arter er tilpasset ulike former av N, og noen former kan være skadelige for enkelte plantesamfunn. Planter som er karakteristiske for sure jordsmonn har en tendens til å foretrekke ammonium, mens de som finnes på mer baserike jordsmonn er mer tilpasset nitrat (Nordin et al. 2001, 2006.). Mange arter favoriseres

imidlertid av begge N-former, noe som er vist ved forsøk i svenske skogsystemer (Falkengren-Grerup 1998, Olsson & Falkengren-Grerup 2000). Ammonium kan være skadelig for næringsbalansen til planter som er tilpasset nitrat som N-kilde. Plantenes vekst, produktivitet og motstandsevne til å tåle tørke og frostskafer kan da avta (Pearson & Stewart 1993, Krupa 2003). Ammonium har ved feltforsøk vist seg å være den mest skadelige N-formen for vegetasjon på nedbørmyr (Sheppard 2008) og i lyngheier (van den Berg et al. 2008). Skadene opptrer ved lavere akkumulerte doser enn for oksidert N (nitrat) og redusert N (ammonium). Økt ammoniumopptak kan også redusere opptak av basekationer og således endre næringsbalansen for arter (Nihlgård 1985). I områder med høy N-avsetning er det ofte en svært høy andel ammoniakk og ammonium i forhold til nitrat. Endringer i tilførsel av dominerende N-form kan således endre N-balansen og gi endringer i artssammensetningen i både næringsfattige og næringsrike plantesamfunn.

2.3.4 Sekundært stress på planter

Økt N-avsetning kan føre til økt sensitivitet for tørke, frost og plantesykdommer, med reduksjon av vitalitet og plantevekst som resultat (van der Erden et al. 1991). Økte N-verdier i bladverk gir også større mottakelighet for insektangrep (herbivori), da bladverket blir mer velsmakende og næringsrikt. Dette kan igjen føre til endringer i arter og artssammensetning, særlig i kystlyngheier der røsslyngen angripes av lyngbladbillen *Locmaea suturalis* (Heil & Diemont 1983, Power et al. 1998). Større billeangrep kan gi økt tilgjengelighet av N i strølag og i jord ved økt nedbrytning av strø og ekskrementer fra lyngbladbillen, noe som igjen kan favorisere vekst av gras og urter (Brunsting & Heil 1985).

Tilbakegang av blåbær (*Vaccinium myrtillus*) i skog kan også knyttes til indirekte effekter av N, da økt N-tilgang øker skadefrekvensen av naturlige predatorer som sommerfugllarver og sykdomsframkallende parasittiske sopp som *Valdensia heterodoxa*, noe som igjen fører til økt avdøing av blåbærblader (Nordin et al. 1998, Strengbom et al. 2002, 2006).

3 Empiriske nitrogentålegrenser for naturtyper i Norge

Grensen for hvor mye N naturen kan nyttiggjøre seg før den endrer karakter (tålegrensen), avhenger sterkt av jordsmonn og hva slags vegetasjon som finnes i området. Tålegrensene for naturtyper er empiriske, dvs. at de fastsettes på bakgrunn av observerte endringer i økosystemet ved hjelp av eksperimentelle data, feltobservasjoner og dynamiske økosystemmodeller (Grennfelt & Thörnelöf 1992, Bobbink et al. 1996, Achermann & Bobbink 2003). Endringer i plantevekst, artssammensetning og kjemiske substanser i planter er blitt brukt som målbare effekter av N-avsetning. I noen tilfeller er endringer i økosystemfunksjoner, slike som utvasking av N eller N-akkumulasjon, blitt benyttet. Tålegrensene er fastsatt med en nedre og en øvre grense da det innen de analyserte økosystemene er reelle variasjoner knyttet til eksperimentelle behandlinger, usikkerhet i avsetningsverdier, variasjoner i økosystemenes nærings- og klimaforhold og ulik kulturpåvirkning. Ut fra kunnskapsnivået blir tålegrensene angitt som enten pålitelige, ganske pålitelige eller mer usikre ekspertvurderinger.

Tabell 1. N-tålegrenser for norske naturtyper/vegetasjonstyper (EUNIS-klasse i parentes), og mulige effekter ved tålegrenseoverskridelser. ### = pålitelig, # = ganske pålitelig, (#) = ekspertvurderinger. Tilpasset etter Achermann & Bobbink (2003) av Bruteig & Aarrestad (2004).

Naturtype	Vegetasjonstype	mg N/m ² / år	Effekter
Skog (G)	Løvskog (G1 Broad leaved deciduous woodland)	1000-2000* #	Endringer i jordprosesser, bakkenær vegetasjon og mykorrhiza, økt risiko for næringsubalanse og parasittisme
	Barskog (G3 Coniferous woodland)		
	Blandingsskog (G4 Mixed deciduous and coniferous woodlands)		
Myr (D)	Nedbørmyr (D1 Raised and blanket bogs)	500-1000 ##	Økt innslag av karplanter, endret moseflora, N-metning i torvmoser, N-akkumulasjon i torv og torv vann
	Fattig jordvannmyr (D2.2 Poor fens)	1000-2000 #	Økt innslag av halygras og karplanter, negativ effekt på torvmoser
	Rikmyr (D4.1 Rich fens)	1500-3500 (#)	Økt innslag av høy gras, nedgang i diversitet
Kulturlandskap	Kulturavhengig eng (E Grassland and tall forb habitats)	1000-3000 (#)	Økt grasvekst, nedgang i diversitet, tilbakegang av typiske arter
	Kystlynghei (F4.11 Northern wet heaths, F2 Dry heaths)	1000-2000 ##	Nedgang i røsslyngdominans, moser og lav, økt vekst av graminider
Fjell (F, E)	Rabbevegetasjon (E4.2. Moss and lichen dominated mountain summits)	500-1000	Redusert lavvekst, endringer i moseflora
	Heivegetasjon (F2 Arctic, alpine and subalpine scrub habitats)	500-1500 (#)	Nedgang i lav, moser og lyngvekster, økt grasvekst
	Engvegetasjon (E4.3, E4.4 Alpine and subalpine grasslands)	1000-1500 (#)	Økning av nitrofile graminider og endringer i diversitet
Ferskvatn (C)	Næringsfattige vatn (C1.1 Permanent oligotrophic waters)	500-1000 ##	Kortskuddsplanter negativt påvirket, Økning i grønnalgevekst
Havstrand (A, B)	Sandyner (B1 Coastal dune and sand habitats)	1000-2000 (#)	Økning av gras, nedgang i krypende urter, økt N-lekkasje
	Strandeng og strandsump (A2.6 Coastal salt marshes and saline reedbeds)	3000-4000 (#)	Økning av sene suksesjonsarter, økt produksjon

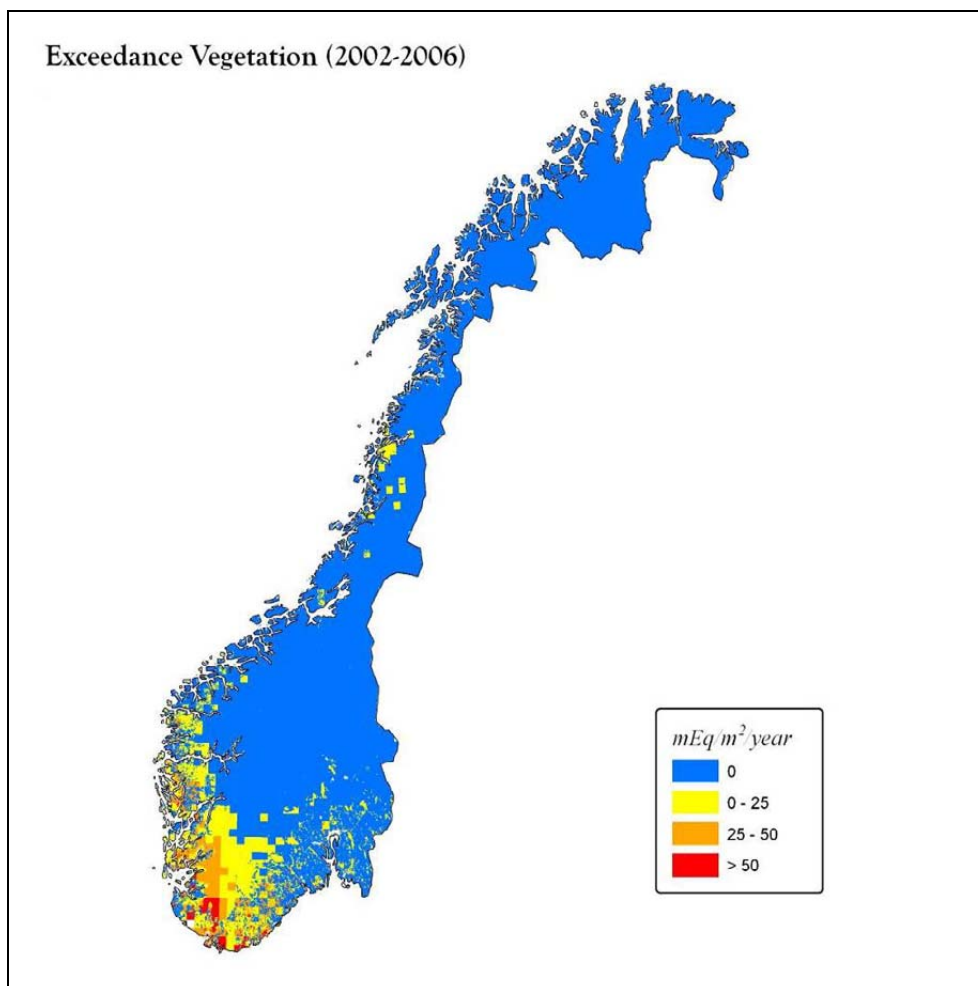
*: Ny forskning fra Sverige har vist at næringsfattige, nordlige (boreale) skoger trolig har en enda lavere tålegrense, ned mot 500 mg N/m² per år (Strengbom et al. 2003; Nordin et al. 2005). 500 mg N/m²/år er også anbefalt som nedre tålegrense for skog i Skandinavia av en arbeidsgruppe under ECE (Economic commission for Europe).

Tålegrenser for norske naturtyper (Tabell 1) baserer seg på de internasjonale tålegrenser for økosystemer (Achermann & Bobbink 2003), der tålegrensene er relatert til EUNIS habitattyper for Europa (<http://eunis.eea.eu.int/habitats.jsp>). Disse habitatene er igjen relatert til norske natur- og vegetasjonstyper ved å benytte informasjon fra "Vegetasjonstyper i Norden" (Påhlsson

1998) og “Vegetasjonstyper i Norge” (Fremstad 1997). Oppdaterte tålegrenser for naturlige og semi-naturlige naturtyper vil bli utarbeidet på en internasjonal workshop i Nederland i 2010 på bakgrunn av nyere forskning.

Tålegrensene i Norge antas å ligge i nedre del av skalaen da vegetasjonen her er tilpasset lave N-bakgrunnsverdier, relativt kort vekstsesong og næringsfattige bergarter som gir et fattig jordsmonn.

Den totale N-avsetningen i Norge er størst i Agder-fylkene og i Rogaland, med inntil 2500 mg N/m²/år (Aas et al. 2008). Avsetningen avtar østover og nordover langs kysten med en svak økning av avsetningen i Nordland. Lavest avsetning har høgfjellsområder i Midt-Norge og fylkene Troms og Finnmark. Ved å sammenstille data for forekomst av naturtyper og deres nedre tålegrense for N med dagens N-avsetning kan man visualisere områder der N-tålegrensene for vegetasjon er overskredet (Figur 2, fra Larssen et al. 2008). Figuren viser områder i Norge der den nedre tålegrensen for naturtyper er overskredet. Kartet er framstilt på bakgrunn av satellittbasert vegetasjonskart laget av Stockholm Environment Institute, SEI, i samarbeid med CCE (Coordination Centre for Effects), tålegrenser for norske vegetasjonstyper (Bruteig & Aarrestad 2004), samt total årlig N-avsetning basert på klimaperioden 2002-2006 (Aas et al. 2008). Avsetningstallene for denne perioden gir overskridelser i områder som utgjør 14 % av Norges areal.



Figur 2. Områder med overskridelser av N-tålegrensen for naturtyper basert på N-avsetning i perioden 2002-2006, fra Larssen et al. (2008), benyttet med tillatelse. Grad av overskridelse er vist i mE/m²/år. Ved å multiplisere verdiene med 14 fås enheten i mg N/m²/år.

Overskridelsene er størst i Agderfylkene og i Rogaland og avtar nordover langs kysten til Stadlandet. I Møre og Romsdal, Nord-Trøndelag og Nordland finnes det mindre arealer med små overskridelser. Troms og Finnmark fylke har ingen overskridelser, men Tømmervik et al. (2004) mistenkte at svake økninger i N-avsetning i løpet av de siste tiår kan ha bidratt til observerte vegetasjonsendringer på den i utgangspunktet svært N-fattige Finnmarksvidda.

4 Effekter av nitrogenavsetning på sårbare naturtyper med lav nitrogentålegrense

4.1 Nedbørmyr

Nedbørmyrer (ombrotrofe myrer) er myrsystemer der torvakkumulasjon skjer over grunnvannsnivået i motsetning til jordvannmyrer der vegetasjonen er påvirket av vann fra uorganiske løsmasser og berggrunn. Naturtypen får således all sin næring fra regnvann og er karakterisert av en svært næringsfattig vegetasjon av torvmoser, graminider, dvergbusker og et fåtall urter. Nedbørmyrer finnes som elementer i de fleste jordvannmyrene i Norge, men kan danne egne store areal i høgmyrkomplekser (Figur 3). Vegetasjonens artssammensetning endrer seg i forhold til grunnvannspeilet i en såkalt tue-hølje-gradient (Moen 1998). Nedbørmyr er særlig sensitiv til N-avsetning pga. naturlig liten tilgang på N fra sivevann og surt jordsmonn med lavt næringsinnhold (Bobbink et al. 2003). Tuene regnes som de mest sensitive delene av myrene da den atmosfæriske N-avsetningen her er 40 % høyere enn i høljene (Bobbink et al. 1992, Malmer & Wallen 1999).

Artssammensetningen på nedbørmyr er tilpasset lav N-tilførsel, og siden N er normalt ansett å være en vekstbegrensende faktor (Malmer 1993; Aerts et al. 1992) vil økt N-tilgang endre næringsbalansen. I områder med naturlig lav N-tilførsel har mosedekket på nedbørmyr evne til å ta opp og holde på økt atmosfærisk tilført N gjennom opptak i torvmosene (Lee & Studholme 1992). Noen moser favoriseres av økt N-tilgang, mens andre viser en nedgang i vekst. Ved langvarig, høy N-avsetning vil imidlertid evnen til å immobilisere N avta. Mer N tilføres torv og torvvann i rotsonen og blir tilgjengelig for karplanter som får økt vekst (Tomassen et al. 2000, Lamers et al. 2000). Endringer i konkurranseforhold mellom torvmoser og karplanter kan også skyldes endringer i nedbrytningshastighet av strø og økt mineralisering av akkumulert organisk materiale ved økt N-tilførsel. Økt N-tilførsel på nedbørmyr kan således føre til større endringer i artssammensetning både for moser og karplanter.

Dette er vist fra flere næringsfattige myrer i Europa der økt N-avsetning har endret konkurranseforholdene mellom artene. Lite næringskrevende arter har gått tilbake, mens middels næringskrevende arter har økt i mengde (Press et al. 1986, Greven 1992, Twenhöven 1992, Aaby 1994, Redbo-Torstenson 1994, Jauhiainen et al. 1998a,b, Lee 1998, Gunnarson & Rydin 2000, Berendse et al. 2001, Mitchell et al. 2002, Caporn et al. 2006). I Sør-Sverige har nedbørmyrer blitt mettet med N ved dagens avsetning på 1000-1300 mg N/m²/år og resultert i økt torvmosevekst. P er nå blitt den begrensede faktor og ikke N (Aerts et al. 1992). Slike strukturelle endringer kan skje allerede rundt 700 mg N/m²/år (Gunnarsson et al. 2002).

De europeiske studiene nevnt ovenfor viser at arter som rusttorvmose (*Sphagnum fuscum*) og rosetorvmose (*S. warnstorffii*) og særlig tueartene vortetorvmose (*S. papillosum*) og furutorvmose (*S. capillifolium*) reagerer negativt på høye N-belastninger, mens klubbetorvmose (*S. angustifolium*), vasstorvmose (*S. cuspidatum*) og broddtorvmose (*S. fallax*) er mer N-tolerante. Storbjørnemose (*Polytrichum commune*) og filtbjørnemose (*P. strictum*) viser økt vekst. Karplanter som favoriseres av økt N-tilgjengelighet er bl.a. blåtopp (*Molinia caerulea*), smyle (*Avenella flexuosa*), rund soldogg (*Drosera rotundifolia*), blåbær og bjørk (*Betula pubescens*).

På bakgrunn av de mange undersøkelsene fra europeiske myrsystemer er N-tålegrensen for nedbørmyr satt til 500-1000 mg N/m²/år. I Norge har N-gjødsling av nedbørmyr på Østlandet (Kiselbergmosen i Østfold) med en bakgrunnsbelastning på 800 mg N/m²/år vist at planter og torv i de øvre 5-10 cm tar opp tilført N allerede ved 500 mg N/m²/år og fungerer som et filter for N-avsetning (Nordbakken et al. 2003). Her anslår man tålegrensen til å ligge godt under 1300 mg N/m²/år. Det ble imidlertid ikke påvist endringer i vegetasjonen utover det man kan forvente som resultat av klimavariasjon og naturlige suksesjoner (Nordbakken 1997, 2003).

Basert på avsetningsverdier for N i Aas et al. (2008) er nedre tålegrense for nedbørmir (500 mg N/m²/år) overskredet i lavlandsområder i søndre deler av Østlandet, på Sørlandet, i Rogaland og langs kysten til og med Nordvestlandet i Møre og Romsdal, med de klart høyeste verdier på Sørlandet og Sør-Vestlandet. Enkelte myrområder i Nordland har også fått overskredet tålegrensen. Det er likevel ikke rapportert om artsendringer i norske myrtyper relatert til lufttransportert N.



Figur 3. Nedbørmir (atlantisk høgmyr) på Gule-Stavikmyran, Fræna, Møre og Romsdal.
Foto: P.A. Aarrestad.

4.2 Kystlynghei

Kystlynghei omfatter åpne, kulturpåvirkede heier som er dominert av dvergbusker, hovedsakelig røsslyng (*Calluna vulgaris*), og med større eller mindre innslag av gras og urter (Figur 4). De er oftest knyttet til næringsfattige og kalkfattige substrat. Naturtypen varierer etter klima, markfuktighet, næringsstatus, eksposisjon og skjøtsel fra sør til nord og med høyden over havet og omfatter flere utforminger (Fremstad et al. 1991, Kaland & Vandvik 1998, Tveraabak 2004 a,b, Nilsen & Moen 2009, Nilsen et al. 2009).

Kystlyngheiene er avhengige av et vintermildt (oseanisk) klima og forekommer i et belte langs kysten fra Kragerø i Telemark (og en enklave i Hvaler i Østfold) til Lofoten i Nordland. Lengre mot nord avtar røsslyngdominansen og heiene domineres av krekling (*Empetrum nigrum*). Disse lyngheiene er et resultat av generasjoners påvirkning på miljøet gjennom avskogning, brenning, vinterbeite og lyngslått (Gimingham 1972, Kaland 1979, 1986). Ved riktig skjøtsel vil røsslyngen og heienes plantesamfunn etter en brann gå gjennom en endring fra en pionerfase med frisk nyetablert lyng via byggefase til moden fase med tette, runde røsslyngmatter. Ved ny brann blir lyngheiene ført tilbake til pionerfasen. Hvis skjøtselen opphører, går lyngheiene inn i en degenereringsfase med muligheter for invasjon av einer (*Juniperus communis*), bjørk og furu (*Pinus sylvestris*), og med tid vokser de igjen til skog. I gammel degenerert lynghei vil man normalt også få en svak økning av gras- og urtevekst når storvokst røsslyng åpner seg og dødt plantemateriale brytes ned.

Kystlyngheiene på kalkfattig substrat er sensitive til både forsuring og eutrofiering. Vegetasjonen er tilpasset liten tilgang på N og ansees som følsom for økt N-tilførsel. Gjødsling med N har vist at lauvfellende arter som blåbær, blokkebær (*Vaccinium uliginosum*) og grasarter som blåtopp og smyle har et større vekstpotensial og er mer effektive i sin utnyttelse av N-ressurser

enn eviggrønne arter som røsslyng, tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*) og krekling, se Fremstad (1992). I nederlandske, tyske og britiske lyngheier presses røsslyng og klokkelyng (*Erica tetralix*) ut av gras, først og fremst blåtopp (Heil & Diemont 1983, Heil & Bruggink 1987, van Dobben 1991, Bobbink et al. 1992, Marrs 1986). I Storbritannia har gjødsling med N vist at lyngheisyklusen går raskere da røsslyngen får økt vekst. Økt N-tilgang bidrar også til økt frostsensitivitet for røsslyng, endringer i mykorrhiza og jordkjemi (Caporn et al. 1994, Lee & Caporn 1998, Power et al. 1995, 1998, Carrol et al. 1999, Pilkington et al. 2005 a,b,c). Bunnsjiktet med moser og lav påvirkes også negativt av økt N-avsetning både av direkte N-effekter, men også pga. økt strøproduksjon fra røsslyng, og ved at kryptogamer utkonkurreres som følge av økt grasvekst. Særlig lav har vist tilbakegang ved N-gjødsling (Barker 2001, Barker et al. 2004). Mange studier har vist at økt N-avsetning øker næringsverdien i bladverket til røsslyng, noe som øker frekvensen av angrep fra lyngbladbillen og avdøying av røsslyng. Dette gir igjen et større potensial for framvekst av grasene smyle og blåtopp (Heil & Diemont 1983, Brunsting & Heil 1985, van der Eerden et al. 1990, Tybirk et al. 1995, Riis-Nilsen 1997, Power et al. 1998).

I de siste tiårene har lyngheier i Vest-Agder, Rogaland og Sunnhordland, som har de høyeste N-avsetningene i Norge, vist den samme utviklingstendensen som heiene lenger sør i Europa med reduksjon i røsslyng og økt grasdominans (Figur 5), samtidig som de vokser til med busker og trær (Fremstad, 1992, Hjeltnes 1997). Disse vegetasjonsendringene skyldes trolig en kombinasjon av manglende tradisjonell skjøtsel, svekkelse av gammel røsslyng gjennom angrep av lyngbladbillen, frost- og tørkeskader, samt høy N-avsetning (Knudsen et al. 2002).

Tålegrensen for kystlynghei er satt fra 1000-2000 mg N/m²/år. Både tørre og fuktige kystlyngheityper er gitt samme tålegrense. Basert på N-avsetningsverdier i Aas et al. (2008) er nedre tålegrense for kystlyngheier overskredet på Sørlandet, i Rogaland og i Hordaland.



Figur 4. Kystlynghei i et område der N-tålegrensen for naturtypen ikke er overskredet. Lurekalven, Hordaland. Foto: P.A. Aarrestad.



Figur 5. Kystlynghei i et område der N-tålegrensen for naturtypen er overskredet. Lista, Vest-Agder. Foto: P.A. Aarrestad.

4.3 Oligotrofe/næringsfattige enger i låglandet

Enger i låglandet er kulturpåvirkede vegetasjonstyper der slått og beite er de viktigste skjøtsel-faktorene. Fattig engvegetasjon er knyttet til sure og fattige bergarter og domineres av gras og urter som er typiske for næringsfattige og relativt sure jordsmonn med pH mellom 4 og 5. Artssammensetning varierer mye etter jordfuktighet. Karakteristiske arter er gras som engkvein (*Agrostis capillaris*), gulaks (*Anthoxanthum odoratum*), rødsvingel (*Festuca rubra*), blåtopp, finnskjegg (*Nardus stricta*), smyle, flere starr- og frytlearter (*Carex* spp., *Luzula* spp.) og relativt småvokste urter som blåklokke (*Campanula rotundifolia*), tepperot (*Potentilla erecta*), skogfiol (*Viola riviniana*), tiriltunge (*Lotus corniculatus*), kystmaure i vest (*Galium saxatilis*), følblom (*Leontodon autumalis*), engsoleie (*Ranunculus acris*) og engsyre (*Rumex acetosa*). Vegetasjonstypene "G1 Fuktig fattigeng", "G4 Frisk fattigeng" og lavlandsutforminger av "G5 Finnskjegg-eng og fattig sauesvingel-eng" i Fremstad (1997) tilhører de næringsfattige deler av kulturbetinget engvegetasjon. Typene er ofte knyttet til beite og slått i kystlyngheilandskapet.

Fattige enger er svært sensitive for både forsuring og eutrofiering. Jordsmonnet har dårlig bufferevne mot endringer i pH, og giftige metaller kan lett mobiliseres. I Vest-Europa er middels tørre, grasdominerte enger på relativt næringsfattige enger utsatt for jordforsuring ved høy N-avsetning. Resultatet er tap av urter og økt grasvekst og dermed endret artssammensetning (Roelofs et al. 1986, de Graaf et al. 1998, Bobbink et al. 1998). Ved eksperimentelle N-gjødslingsforsøk i Storbritannia har typiske moser gått tilbake mens grasmengden har økt, og jordkjemien har endret seg (Mountford et al. 1993, 1994, Morecroft et al. 1994, Kirkham et al. 1996; Carroll et al. 2000, 2003, Phoenix et al. 2003).

N-tålegrensen for slike enger er satt til 1000-2000 mg N/m²/år, men Stevens et al. (2004, 2006) har vist at langvarig N-avsetning har redusert den totale artsdiversiteten i engvegetasjon selv under tålegrensen for naturtypen. Et nylig avsluttet europeisk forskningsprosjekt om nitrogens påvirkning på engvegetasjon (BEGIN - Biodiversity of European Grasslands - the Impact of Atmospheric Nitrogen Deposition) har vist at atmosfærisk N-avsetning bidrar til tap av artsdiversitet i oligotrofe enger i hele den atlantiske biogeografiske region i Europa, med størst reduksjon i områder som fra før har lite N-avsetning (Stevens et al. in prep.). Dette medfører at tålegrensen for fattige enger i Norge trolig er lavere enn før antatt, og at områder i store deler av Sør-Norge kan være påvirket.

I samme prosjekt har Dupré et al. (2010) ved historiske studier påvist en systematisk endring i forekomst av plantearter i oligotrofe enger og nedgang av artsdiversitet de siste tiår, noe som også knyttes til vedvarende høy N-avsetning. Generelt viser studiene at grasdominansen øker på bekostning av moser, urter og dvergbusker. Arter som responderer positivt på atmosfærisk N-tilførsel er engkvein, rødsvingel, smyle og engsyre, mens arter som taper i konkurransen er blåklokke, skogfiol, engfiol (*Viola canina*), tiriltunge (Figur 6), røsslyng, klokkelyng og etasjemose (*Hylocomium splendens*).



Figur 6. Artsrik fattig eng med tiriltunge. Foto: P.A. Aarrestad.

4.4 Fattig fjellvegetasjon

Fjellvegetasjonen deles inn i vegetasjonstyper knyttet til variasjon i snødekkets varighet i rabble-side-snøleie gradienter og i baserikhet i jordsmonnet, samt variasjon fra i en høgdegradient fra lav-alpin, mellomalpin til høg-alpin sone. I forhold til andre naturtyper er det utført lite forskning på effekter av langtransportert N. I denne sammenheng vurderes fattige vegetasjonsutforminger da de antas å være mer sensitiv for N-avsetning enn rikere utforminger (Achermann & Bobbink 2003). Fattig fjellvegetasjon er påvirket av liten næringstilgang, et kjølig klima og kort vekstsesong, noe som medfører en langsom nedbrytning av organiske stoffer og lite frigjøring av (tilgang på) N. Naturtypen anses derfor å være sensitiv til eutrofiering.

Rabbevegetasjon dominert av moser og lav (Figur 7) antas å være den mest sensitive vegetasjonstypen til lufttransportert N, da vegetasjonstypen er den som har den lengste vekstsesongen og er svært næringsbegrenset, samtidig som kryptogamer generelt er mer negativt påvirket av N enn gras og urter. Mose- og lavdominerte rabber i norske fjell har da også vist seg å være mer sensitive til N enn lyng-/kratt dominerte heier, der særlig lav viste negativ respons på N (Paal et al. 1996; Möls et al. 2001, Fremstad et al. 2005). Heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) som også finnes på tørre fjellheier er generelt sensitiv til N-avsetninger (Baddeley et al. 1994a), og forsøk med N-gjødsling av gråmosedominerte fjellheier i Skottland har ført til økt grasvekst og tilbakegang av heigråmose (Pearce & Van der Wal 2002, Pearce et al. 2003).

Forsøk i arktiske heier på Svalbard har vist økning i planters N-innhold og endringer i mosedekket arts sammensetning (Baddeley et al. 1994b; Gordon et al. 2001). Disse arktiske heiene har mye de samme økologiske forhold som alpine heier, og begge anses å være truet av økt N-avsetning. Det finnes lite informasjon om effekter av N-gjødsling på enger i fjellet med gras- og urtedominans. Et gjødslingsforsøk fra Sveits (Körner 1999) viste økt plantevekst ved tilset-

ting av 2000 mg N/m²/år, og et åtte års gjødslingsforsøk i alpin engvegetasjon i Colorado, USA (Bowman et al. 2006) viste en endring i artssammensetning etter tre års behandling. Her ble tålegrensen for endring av plantesamfunn foreslått til 1000 mg N/m²/år. Mosesnøleier har også vist seg å være sensitive til N-avsetning (Woolgrove & Woodin 1996 a,b,c).

For rabbevegetasjon er tålegrensen satt til 500-1000 mg N/m²/år, for alpine lyngdominerte heier 500-1500 mg N/m²/år, mens enger i fjellet har en tålegrense på 1000-1500 mg N/m²/år. Vegetasjonen i fjellet varierer imidlertid over korte avstander på få meter og det er derfor anbefalt en generell tålegrense for fjellvegetasjon på 500-1500 mg N/m²/år. Eksperimentene fra norske fjell indikerer at tålegrensene i Midt-Norge ligger i øvre del av skalaen (Paal et al. 1996; Möls et al. 2001, Fremstad et al. 2005). Mer nordlige fjellsystemer kan imidlertid ha lavere tålegrense da forsøk i arktiske heier på Svalbard viste endringer ved doser under 1000 mg N/m²/år (Gordon et al. 2001).

Den nedre tålegrensen for fjellvegetasjon er overskredet i fjellområder lengst sør i Norge og langs kysten nord til Møre og Romsdal fylke med enkelte området på Nordvestlandet og i Nordland. De sentrale fjellområdene i sør og midt Norge og i Troms og Finnmark har ikke overskridelser av tålegrensen. Disse arktiske heiene har mye de samme økologiske forhold som norske alpine heier.



Figur 7. Fattig rabbevegetasjon. Hardangervidda, Tinn, Telemark. Foto: P.A. Aarrestad.

4.5 Oligotrof vannvegetasjon

Næringsfattige, grunne ferskvann på sandig eller grusig bunn i sure bergartsområder har generelt liten bufferkapasitet og lave kalsium konsentrasjoner. De får mye av sin vanntilgang fra regnvann. Dette gir lite næringskrevende vegetasjon med flere kortskuddsarter som botnegras (*Lobelia dortmanna*), tjønngras (*Littorella uniflora*), samt stivt og mykt brasmegras (*Isoetes lacustris*, *I. echinospora*) og småvokste skudd av krypsiv (*Juncus bulbosus* ssp. *bulbosus*) (Vegetasjonstype P4 Kortskudd-vegetasjon i vann, i Fremstad 1997).

I slike innsjøer er det i Vest-Europa tidligere registrert tilbakegang av kortskuddsarter ved økt N-avsetning og en økning av mer næringskrevende arter som andemat (*Lemna minor*) og en økning av biomassen av krypsiv og svakt næringskrevende moser som vasstorvmose og vassnøkkemose (*Warnstorfia fluitans*) (Roelofs 1983, Arts et al. 1990, Schuurkes et al. 1987). Det er først og fremst ammonium som bidrar til tilbakegang av kortskuddsplantene og fram-

gang av krypsiv. Økt N-tilgang i norske vassdrag som indirekte effekt av vassdragskalking er også vurdert som årsak til problemer med gjengroing av krypsiv (Roelofs et al. 1994, 1995, Brandrud & Roelfs 1995).

De empiriske tålegrensene for oligotrof kortskuddsvegetasjon er satt til 500-1000 mg N/m²/år og disse er overskredet i lavlandsområder i søre deler av Østlandet, på Sørlandet, i Rogaland og langs kysten til og med Nordvestlandet i Møre og Romsdal, med de klart høyeste verdier på Sørlandet og Sørvestlandet.

For effekter på vegetasjon av økt N-avsetning i dypere oligotrofe innsjøer er det i følge Achermann & Bobbink (2003) mindre relevant kunnskap. I slike innsjøer er primærproduksjonen mer avhengig av P-innholdet og trolig mindre av N (Moss 1988). Det eksisterer heller ingen empirisk N-tålegrense for slike innsjøer. Tålegrenser for forsuring basert på N som den eneste årsak til forsuring er imidlertid beregnet etter "steady state" modellen (Henriksen 1988, Kämäri et al. 1992, Henriksen & Posch 2001).

En norsk spørreundersøkelse av Lindstrøm (1993) viste at det over de siste 20-30 årene har vært en økning av fastsittende alger i flere vassdrag i Norge. En studie av 47 elver i avsidesliggende fjellområder med bakgrunnsverdier på 200-600 mg N/m²/år gav indikasjoner på at den økte algeveksten delvis kan skyldes økt N-avsetning gjennom de siste tiårene (Lindstrøm et al. 2000). Sammenhengen mellom økt N-avsetning med nedbør og algevekst i norske elver er også vist ved eksperimentelle forsøk av Lindstrøm (2001).



Figur 8. Fattig vannvegetasjon med flytebladsplanter, trolig også en utsatt naturtype for N-avsetning. Lista, Vest-Agder. Foto: P.A. Aarrestad.

5 Bioindikatorer og overvåkingsmetoder for vurdering av effekter av atmosfærisk tilført nitrogen

Med bioindikatorer for N menes her både arter og biologiske eller biokjemiske parametere som kan gi informasjon til å estimere atmosfæriske N-konsentrasjoner, avsetningsnivåer og økologiske effekter av N som både inkluderer fysiologiske endringer og endringer i artsmengde og sammensetning av plante- og dyresamfunn.

Enkle bioindikatorer som kan beskrive og overvåke effektene av atmosfærisk N-tilførsel på økosystemer vil være nyttig for naturforvaltningen i forbindelse med bevaring av viktige naturtyper og artsmangfold. Slike indikatorer må kunne knyttes til samspillet mellom endringer i jordkjemi, plantemetabolisme og artssammensetning og kunne respondere på avsetningsmengder av N. De vil være et nyttig tilleggsværktøy til den fysiske og kjemiske overvåkingen av atmosfærisk N-konsentrasjoner og avsetningsmengder som foregår i regi av nasjonale og internasjonale overvåkingsprogrammer som "European Monitoring and Evaluation Program" (EMEP). Både indikatorer som kan gi en tidlig varsel og som kan dokumentere endringer som allerede har skjedd, samt indikatorer som kan si noe om potensielle fremtidige effekter vil være fordelaktig. Gjentatte målinger av slike indikatorer over tid på en og samme lokalitet vil kunne reflektere både langtidsendringer og korttidsendringer og danne grunnlaget for et overvåkingsprogram for effekter av atmosfærisk N på naturtyper.

Sutton et al. (2004) beskriver tre hovedtyper av overvåkingsmetoder basert på ulike bioindikatorer:

- 1) *Biokjemisk metode* basert på akkumulasjon av N i planter eller en kjemisk/fysisk respons til N (biokjemiske indikatorer)
- 2) *Artssammensetning/diversitet metode* basert på ulike arters preferanse for N (diversitetsbaserte indikatorer)
- 3) *Transplantasjonsmetode*, basert på planters vekstresponser ved å flytte stedeegne arter eller standardiserte "indikator"-arter fra et lite N-påvirket område til et forurenset område.

Et større arbeid for å teste slike metoder er utført av Leith et al. (2005) i flere naturtyper i Storbritannia, og ulike indikatorer er også foreslått av Stevens et al. (2009b) for overvåking av britiske SSSI lokaliteter (Sites of special scientific interest).

5.1 Biokjemiske indikatorer

Den biokjemiske metoden kan inndeles i to kategorier, *N-akkumulasjons metoder* og *biokjemiske/fysiologiske responsmodeller*.

Akkumulasjonsmetoden inkluderer målinger i plantevev av total N-konsentrasjoner, aminosyrer, substrat-N (plantetilgjengelig N) og ammonium. Slike N-målinger i plantevev gir direkte mål for opptak av atmosfærisk N-avsetning og er ofte sterkt korrelert til avsetningen. *Biokjemiske responsmodeller* inkluderer effekter av opptak, bl.a. analyser av enzymer som nitrat reduktase og utslipp av nitrogenoksider fra jord. Disse metodene er nyttige for å beskrive fysiologiske effekter, men er i mindre grad korrelert til atmosfærisk N-avsetning pga. interaksjoner med andre miljøforhold (Sutton et al. 2004).

5.1.1 Akkumulasjonsmetoder

Total nitrogeninnhold i planter

Den mest anvendte akkumulasjonsmetoden er målinger av totalt N i plantevev (hele planten) eller i bladverket til en plante. Den baserer seg på at mesteparten av tilført N tas opp av plantene i vekstsesongen. I oligotrofe økosystemer med arter som er tilpasset lite N i jordsmonnet, vil opptaket være tilnærmet proporsjonalt med avsetningen. Dette gjelder særlig saktevoksende lyngarter, som røsslyng, og arter som tar opp N fra luften som ektohydriske moser og lav (Bobbink et al. 1993). Innhold av N i bladverk av trær (Van der Eerden et al. 1998, Pitcairn et al. 1998), lyngvekster (Pitcairn et al. 1995, 2001, Carroll et al. 1999, Hicks et al. 2000, Leith et al. 1999, 2001), urter (Pitcairn et al. 2002), moser (Baddeley et al. 1994a, Pitcairn et al. 1995, 1998, 2002, Woolgrove & Woodin 1996 a,b) og lav (Hyvarainen & Crittenden 1998a,b, Gaio-Olivera et al. 2001) har vist seg å være relatert til atmosfærisk N-avsetning, noe som kan indikere at total N-innhold kan være en nyttig indikator i flere naturtyper. I Norge har N blitt målt i den akrokarpe mosen blanksigd (*Dicranum majus*) av Bakken (1995 a,b), og planter fra områder med høy N-avsetning hadde et signifikant høyere N-innhold enn planter fra områder med lavere avsetning.

Opptak av atmosfærisk N er ofte artsspesifikk. Flere modelleringer som kan estimere N-avsetning på bakgrunn av N-innhold i plantevev er utprøvd på ulike plantegrupper som røsslyng og andre lyngvekster (Pitcairn et al. 2001) og pleurokarpe moser (Pitcairn et al. 1998), men det er ingen sentral europeisk database som kan benyttes for å estimere slike avsetninger. Det er også mindre og til dels divergerende resultater om de direkte effektene av et høyere N-nivå i plantene på vegetasjonen, men det er en generell enighet om at økt N-innhold i plantevev har et potensial for å kunne påvirke plantehelse, plantesykdommer og plantesamfunn. Metoden er best egnet for å indikere ammoniumavsetninger og ved relativt høge N-avsetninger mellom 800-3000 mg N/m²/år.

Det er særdeles viktig med standardisert innsamlingsmetodikk, da det totale N-innholdet er avhengig av valg av arter, alder på individene, hvor på individene prøvene tas og når i løpet av vekstsesongen målingene utføres. Ektohydriske moser er antatt å være de mest sensitive indikatorene sammen med ikke-nitrifiserende lav.

Løselig nitrogen i planter

Andre akkumulasjonsmetoder er analyser av oppløselig N i plantevev som alle antas å ha kortere responstid enn målinger av total N med tanke på opptak av lufttransportert N. Den mest kjente av disse metodene er *målinger av aminosyrekonsentrasjoner i plantevev* (Pitcairn et al. 2003). Når N-tilgjengeligheten øker, og særlig når det er lite tilgang på andre næringsstoffer, kan N tas opp av plantene som overskudd og lagres i stedet for å benyttes til biomasseproduksjon. Lagringen skjer bl.a. i form av aminosyrer, særlig arginin og asparin. Arter typiske for N-fattige habitater akkumulerer arginin, mens arter typiske for N-rike habitater akkumulerer asparin (Nordin & Näsholm 1997). Forhøyede aminosyrenivå i plantevev kan således indikere at N-opptaket er så stort at kapasiteten til å omdanne N til plantevekst er overskredet. Dette kan igjen føre til at andre arter som har en større kapasitet til å overføre N til plantevekst kan overta habitatene. En fordel med denne metoden er at den kan predikere fremtidige endringer, siden aminosyreakkumulasjon er en øyeblikkelig respons på N-anrikning som kommer i forkant av vegetasjonsendringer (Nordin et al. 1998). En ulempe er imidlertid at resultater er vanskelig å generalisere siden ulike arter akkumulerer ulike aminosyrer, og at flere aminosyrer må måles. Innsamlet materiale må dessuten fryses og kostnader med analyser er trolig høye.

Andre metoder av løselig N er *substrat-N* (totalt løselig N for plantevekst som aminosyrer, ammonium, løselige proteiner og nitrat) og løselig ammonium (Riedo et al. 2002). Målinger av substrat-N er en enklere metode for plantetilgjengelig N enn analysene av aminosyrer nevnt ovenfor, da den ikke skiller mellom ulike typer som akkumuleres. Analyse av *løselig ammonium* representerer en liten del av det N som er tilgjengelig for produksjon av ulike N-stoffer i

plantene. Den viser imidlertid en enda større respons til avsetning av atmosfærisk N enn substrat-N, og anses som en bedre og mer robust bioindikator for N-avsetning (Sutton et al. 2004). Også for overvåking av substrat-N og for løselig ammonium anbefales analyser av moser og lav.

En test av løselig ammonium og total N som bioindikatorer for N-avsetning ble utført av Leith et al. (2005) i britiske habitater. Både total N og løselig ammoniumkonsentrasjoner viste seg å være robuste bioindikatorer for å påvise effekter av N-avsetning på smyle og pleurokarpe moser ved større gradienter i NH_3 og NO_2 konsentrasjoner og N-avsetning. For lave og diffuse N-avsetninger var imidlertid de biokjemiske akkumulasjonsmetodene mindre egnet.

Nitrogen- og fosforinnhold i plantevev (N:P forholdet)

Målinger av N:P forholdet i plantevev kan gi tilleggsmåling om både mengde avsatt N og effektene av avsetningen, særlig der planteveksten er begrenset av P-tilgjengelighet eller når N-avsetningen fører til redusert P-tilgjengelighet. N:P verdier mellom 10-14 gir optimale vekseforhold for planter. Lave verdier <10 indikerer N-begrenset vekst, mens verdier > 14 indikerer P-begrensning (Sutton et al. 2004). En økning av N-avsetning fører ofte til at N:P forholdet øker i plantene, noe som er vist i torvmoser fra myrer i Sør-Sverige (Aerst et al. 1992) og i bladverk fra både barskog og løvskog i nordøst Frankrike av (Duquesnay et al. 2000). Eksperimenter i nederlandske enger og lyngeier har også vist at en økning i N:P forholdet over 16 har ført til tap av artsdiversitet (Roem & Berendse 2000).

Målinger av N:P forholdet kan imidlertid være misvisende i situasjoner der P-tilgjengeligheten fra før er svært stor, og Woodin & Sullivan (2001) fant at total N i plantevev var en bedre indikator for N-avsetning enn N:P i en studie av forholdet mellom N i etasjemose og N-avsetning.

5.1.2 Kjemiske/fysiologiske responsmodeller

Biokjemiske metoder som representerer responser på økt N-tilgang omfatter studier av enzymaktiviteter i jord og planter, utslipp av N-gasser fra jord (Skiba et al. 1998), klorofyllfluorescensaktivitet i bladverk, frostresistens hos planter (DeHayes et al. 1989, Sheppard 1994, Sheppard et al. 2008, Carroll et al. 1999), reduksjon i endo- og ectomykorrhiza ved målinger av ergosterol, et stoff spesifikk for sopp (Weete 1974, Yesmin et al. 1996, Cairney & Meharg 1999,), og endringer i mikrobefunn i jordsmonn (ved "BIOLOG micro-titre assay"-metoden, BIOLOG 1993).

Aktiviteten til flere enzymer i jord og planter som er involvert i assimilasjon av N og andre næringsstoffer, har vist seg ved eksperimentelle forsøk å påvirkes av økt N-avsetning. Særlig enzymet nitrat reductase (NR) er blitt benyttet som en bioindikator for N-avsetninger og responser på økosystemet. Høye N-avsetninger kan føre til reduksjon i NR-aktivitet i sensitive planter og dermed gi en lavere assimileringsrate. Metodikken er særlig velegnet for moser som assimilerer nitrat svært raskt (Woodin et al. 1985, Press et al. 1986, Woodin & Lee 1987). Imidlertid er enzymaktiviteten også avhengig av lystilgang og en rekke andre stressfaktorer, også ved redusert N-tilgang. Metoden anses derfor å være bedre velegnet som en indikator på N-indusert stress enn for N-avsetning (Sutton et al. 2004). Begrensningene som er relevant for NR-aktivitet gjelder også for de andre fysiologiske responsmodellene, men disse er enda mindre spesifikk for N enn NR-målinger. Generelt anses også de kjemiske og fysiske responsmodellene å være for arbeidskrevende og kostnadskrevende for forvaltningsmessige overvåkingstiltak.

5.2 Diversitetsbaserte indikatorer (arter og artssammensetning)

N-indeks basert på forekomst av plantearter og artssammensetning i plantesamfunn er en mye anvendt metode for å klarlegge effekter av atmosfærisk N-avsetning. Tanken er at ved å vurdere artenes krav til N kan man si noe om N-statusen til habitatet. Et plantesamfunn som over tid får økt N-tilgang, kan endre karakter ved at arter som preferere N (nitrofile arter) øker på bekostning av de arter som er lite næringskrevende.

5.2.1 Ellenbergs indikatorverdi for nitrogen – Ellenbergs N

Den mest benyttede metoden er bruk av Ellenbergs indikatorverdier for planter (Ellenberg 1979, 1992). Ellenbergs system ble utviklet først for karplanter (Ellenberg 1979) for å beskrive artenes respons til en rekke økologiske faktorer som lystilgang, kontinentalitet, jordfuktighet, jordsalinitet, jordsurhet og nitrogen/næring i jord. Hver art er gitt en verdi fra 1-10, der 1 er laveste respons til den vurderte miljøvariabelen. Senere er det blitt utviklet tilsvarende indekser også for moser og lav (Ellenberg 1992).

Metoden baserer seg på registrering av alle arter innen et gitt areal. Artene gis den riktige N-indikatorverdien og en gjennomsnittsverdi for arealet/plantesamfunnet regnes ut. Denne gjennomsnittsverdien er en ikke-veid N-indeks for plantesamfunnet og baserer seg altså bare på artsforekomster. Veide verdier basert på artenes abundans (% dekning) kan også benyttes. Slike veide indeksverdier kan fange opp endringer i plantesamfunn på et tidligere stadium enn de uveide verdiene, da artenes abundans påvirkes før de eventuelt forsvinner fra overvåkingsruten.

En begrensning for disse metodene er at Ellenbergs indikatorverdier er utviklet på bakgrunn av artenes krav i mellomeuropeiske habitater, og artenes respons på miljøfaktorer er nødvendigvis ikke lik over hele Europa (Diekmann 1995). I tillegg er Ellenbergs N ikke spesifikk for N, men reflekter også en generell næringstilgang (også av andre næringsstoffer). De samme endringer i artssammensetning som skyldes N, kan også være korrelert til andre faktorer, som endringer i klima og i skjøtselsmetoder, noe som vanskeliggjør tolkningene av slike vegetasjonsendringer. Metoden kan heller ikke skille mellom effekter av langtransportert N og andre mer lokale N-kilder, som avrenning fra landbruk eller økt N-tilgang fra gjødsel fra beitende dyr. Det er således en fordel at en overvåking av floristiske effekter av N-avsetninger basert på Ellenbergs N foregår i en kjent N-avsetningsgradient. Videre kan Ellenbergs indikatorverdier kun forklare endringer i naturen som allerede har skjedd, ikke predikere fremtidige endringer. En test av Ellenbergs N som en overvåkingsmetode for N-effekter ble utført av Pitcairn et al. (2004) fra fire utvalgte overvåkingsflater i Storbritannia. De fant at indeksen var godt korrelert med den atmosfæriske N-avsetning på flatene og at forskjeller i artssammensetningen også kunne forklares ved hjelp av samme indeks, særlig ved ammoniumavsetninger. Ellenbergs N viste seg imidlertid mindre velegnet i områder dominert av våtavsetninger. De foreslo også en *aciditets-/nitrofiliteksindeks* basert på forholdet mellom arter (karplanter, moser og lav) med lave Ellenbergs N-verdier (4 eller mindre) og arter med høye N-verdier (5 eller mer), og fant denne enda mer sensitive enn tradisjonell bruk av Ellenbergs N for å beskrive eutrofieringsstatusen til områdene.

For å kunne benytte Ellenbergs verdier for andre geografiske regioner enn de mellomeuropeiske, er det blitt laget tilpassede verdier, slike som Ellenbergs indikatorverdier for Storbritannia (Hill 1999, Hill et al. 2000, Roy et al. 2000). Ertsen et al. (1998) kalibrerte Ellenbergs indikatorverdier for nederlandske forhold. Det finnes dessverre ikke kalibrerte verdier for Skandinavia, men Vevle (2000) har beskrevet Ellenbergs indikatorverdier for norske planter. Disse er de samme som Ellenbergs opprinnelige verdier, men trolig er verdiene for norske forhold mer lik de i Storbritannia.

Ellenberg's indikatorverdier er benyttet i en rekke europeiske studier og overvåkingsprogrammer for å kunne beskrive og forklare vegetasjonsendringer knyttet til atmosfærisk forurensing og klimaendringer ved å sammenligne verdier fra ulike områder og fra overvåking av samme areal over tid (f.eks. Ellenberg 1988, Tyler 1987, Falkengren-Grerup 1995, Bunce et al. 1999, Pitcairn et al. 2002, Stevens et al. 2004, Falkengren-Grerup & Schöttelndreier 2004, Dupré et al. 2010). Også i Norge er Ellenberg's indikatorverdier benyttet i vurderinger av vegetasjonsendringer i skog (Aarrestad et al. 2008, 2009).

En annen N-indeks som også bygger på arters respons på N er FNIS ("Functional nitrogen index for species") utviklet av Diekmann & Falkengren-Grerup (1998). Den baserer seg på forekomst av arter i jordsmonn med ulike mineraliseringshastigheter av ammonium, nitrat og total N, men disse verdiene finnes kun for arter som er utbredt i svenske edelløvskog. Metoden viste en bedre relasjon til estimert N-avsetning enn Ellenberg's N. Diekmann & Falkegren-Grerup (2002) utviklet også en "N dev indeks" for arter basert på forholdet mellom observerte og forventet nitrifikasjonshastighet ved en gitt pH-verdi. Verdiene ble sammenlignet med artenes egenskaper ("traits") som livsform, fenologi, plantehøyde, anatomi, veksthastighet og totalt innhold av N i plantevev og om disse kunne predikere vegetasjonsendringer relatert til ulike N-avsetninger. Begge metoder krever imidlertid en rekke jordsmonnsanalyser og er svært arbeidskrevende og kostnadskrevende i en overvåkingssammenheng.

5.2.2 Epifyttiske lav som bioindikatorer for nitrogenavsetning

De mest sensitive N-indikatorene, særlig når det gjelder ammoniakk, har vist seg å være epifyttiske lavsamfunn. Lav som vokser på trær (bark) har ofte helt spesifikke krav til barkens pH. Ammoniakk fører til en økning i barkens pH, mens våtavsatt N og oksidert N reduserer barkens pH. Mange lav på trær trives best under relativt sure forhold (acidofile arter). En økning av barkens pH kan således redusere diversiteten av de acidofile artene, mens N-elskende (nitrofile) arter begünstiges (de Bakker 1989, van Herk 1999). N kan også virke toksisk på flere lavararter. Økte N-avsetninger har således stort potensial til å kunne endre artssammensetningen i epifyttiske lavsamfunn.

En utbredt metode for å vurdere effekten av atmosfærisk N-avsetning på lavsamfunn er utviklet av van Herk (2001) for Nederland, også benyttet i britiske studier (Wolseley et al. 2006, 2008), der analyser har vist at lav på kvister er mer sensitive til ammoniakk enn lav på stammer. Van Herk (2001) identifiserer forholdet mellom to grupper arter, de som favoriseres av lite N på sur bark og arter som favoriseres av ammoniakk med høyere pH. Metodikken er imidlertid best velegnet for tørravsetning av ammoniakk, og mindre velegnet til å skille mellom effekter av ammoniakk og den totale N-avsetningen. Fordelen med å fokusere på epifyttiske lav er at usikkerheter knyttet til interaksjoner mellom planter, jordsmonn og kulturpåvirkning blir mindre fremtredende. Overvåking av epifyttiske lav anses som en av de mest effektive metodene for å kartlegge påvirkninger av N, men metoden er ikke vurdert her da de utvalgte habitatene er treløse.

5.2.3 Overvåking av enkeltarter, artsrikdom og forhold mellom artsgrupper

Overvåking av enkeltarter som er særlig påvirket av atmosfærisk N-avsetning er også en anvendt metode for å kartlegge effekter av avsetningene (Stevens et al. 2009). Arter kan inndeles i grupper på som responderer positivt eller negativt på N (vinnere og tapere). For å velge ut de riktige artene må en støtte seg på en kombinasjon av informasjon om artenes økologiske krav til N (f.eks. Ellenberg's N-indeks og Grimes (2007) komparative strategier for arter), artenes sensitivitet til N utredet ved en rekke langtidsgjødslingseksperimenter i ulike naturtyper (f.eks. Carroll et al. 2003), korrelasjonsstudier av arters abundans mellom ulike geografiske områder med ulike N-avsetninger (f.eks. Stevens et al. 2004), samt mengdeendringer av arter i et historisk perspektiv (f.eks. Dupré et al. 2010). I Norge bør også nasjonal kunnskap om artenes ut-

bredelse (Artskart), forekomst i naturtyper (Fremstad 1997, Halvorsen et al. 2009) og økologiske krav (f.eks. Lid & Lid 2005) kunne benyttes.

Stevens et al. (2006) benyttet data fra to overvåkingsprogrammer i Storbritannia for å vurdere mulighetene til å benytte forekomst og dekning av indikatorarter, artsdiversitet og dekning av funksjonelle plantegrupper som bioindikatorer for effekter av N-avsetning på oligotrofe enger. De fant forholdet mellom dekningen av graminider og urter til å være den beste indikatoren.

5.2.4 Andre artsbaserte bioindikatormetoder

Andre organismegrupper enn karplanter, moser og lav som mykorrhiza sopp, jordfauna og andre evertebrater som kan føre til sykdommer på planter har vist seg sensitive til økt N-avsetning. Særlig har mykorrhiza vist seg å være en viktig faktor i omsetning og transport av N-forbindelser mellom jordsmonn og høyere planter. Problemet med en overvåking av slike organismegrupper er at det finnes mange andre årsaker enn langtransportert N som påvirker deres abundans, og kunnskapen om mange arters krav til N er lite undersøkt (Sheppard et al. 2004). I tillegg er innsamlings- og bestemmelsesarbeid av artene svært tidkrevende.

5.3 Transplantasjonsmetoder – omplantingsmetoder

Det finnes to typer av omplantingsmetoder: 1) omplanting av stedegne arter og 2) bruk av standardiserte arter. Begge metoder bygger på at man flytter individer mellom områder med ulik N-belastning, fra lite til høyt forurensede områder, eller vice versa, for å se på effekter av på de utvalgte artene under den nye belastningen. Både forurensingseffekter av økt N-avsetning og forbedringseffekter ved redusert N-avsetning kan testes. Flytting av stedegne arter benyttes ofte der interessen er å vurdere bevaringsverdige arter som antas å være truet på sitt voksested, særlig gjelder dette moser og lav (f.eks. Bakken 1995a,b, Baddeley et al. 1994, Mitchell 2004, Hyvärinen & Crittenden 1998), mens omplanting av standardiserte arter som kultiverte gras dyrket under kontrollerte forhold mer benyttes for å vurdere den generelle N-belastningen i et avgrenset område (Sommer & Jensen 1991). Naturlige arter som smyle og finnskjegg kan også benyttes. For begge metoder er det vanlig å måle veksthastigheter og totalt N-innhold (Mitchell et al. 2004, Leith et al. 2004).

Metoden har vist seg svært godt egnet for å demonstrere påvirkninger av lokale utslipp over kortere perioder, men er ikke å anbefale for en mer landsomfattende overvåking av N-effekter over tid. Metoden er tidkrevende og til dels vanskelig å utføre da man også må flytte substratet plantene vokser på, samtidig som plantene ikke må flyttes mellom områder med ulike økologiske forhold som ulikt klima eller jordsmonnsforhold.

6 Forslag til overvåkingsmetodikk i naturtyper med lav nitrogentålegrense

Alle de ulike bioindikatorerne for N-påvirkning har sine begrensninger. De varierer i respons til ulike former for N, lokale N-avsetninger og langtransporterte avsetninger, naturtypenes økologiske forhold og tidsaspektet for en overvåking. Ut fra formålet med overvåkingen kan det derfor være nyttig å benytte ulike kombinasjoner av bioindikatorer. Leith et al. (2005) anbefaler en generell overvåking langs en gradient fra utslipp til endelige effekter, langs en såkalt bioindikator-kjede: 1) utslipp, 2) luftkonsentrasjoner, 3) avsetning, 4) biokjemisk akkumulasjon, 5) biokjemiske og fysiologiske responser, 6) synlige skader, 7) vekstresponser, 8) endring i artsammensetning av sensitive arter og 9) abundansendringer hos utvalgte målrettede arter.

Et overvåkingsprogram må være robust, dvs. at man velger metoder slik at de målte effektene kan kobles til forurensingsparametrene. Samtidig skal det være praktisk gjennomførbart og ikke for kostnadskrevenende. Robustheten økes hvis man velger flere metoder langs "kjeden". En tidlig varsling er avhengig av målinger tidlig i kjeden, mens enkle og praktiske målinger er mer knyttet til metoder ved slutten av kjeden. En kombinasjon av diversitetsovervåking, synlige skader og biokjemisk akkumulasjon er trolig en fornuftig vei å gå for overvåking av N-effekter i norske naturtyper.

6.1 Indikatorer for overvåking av nedbørmyr

Flere gjødslingsforsøk på nedbørmyrer i Europa har vist at naturtypen er sensitiv til atmosfærisk tilført N (kapittel 4.1). Tuer og fastmatter er mest utsatt for endringer. Effektene av økt N-tilførsel er hovedsakelig økt innslag av karplanter, endret moseflora, N-metning i torvmoser og N-akkumulasjon i torv og torvann. Graminidene blåtopp, hundekvein (*Agrostis canina*), smyle, og torvull-arter (*Eriophorum* spp.) øker på bekostning av karakteristiske urter som rund soldogg og smalsoldogg (*Drosera longifolia*), tettegras (*Pinguicula vulgaris*), kystmyrklegg (*Pedicularis sylvatica*) og flekkmariehånd (*Dactylorhiza maculata*). Dvergbusker som blåbær og kvitlyng (*Andromeda polifolia*) responderer positivt på N (Wiedermann et al. 2007). Trolig går urtene tilbake på grunn av utskygging av gras- og buskvekster. Torvmosene viser stor variasjon i N-sensitivitet; noen favoriseres av N, andre er intolerante, mens andre igjen får redusert vekst (Press et al. 1986, Stevens et al. 2009b). Særlig tuearter som furutorvmose, rusttorvmose og heigråmose påvirkes negativt, mens akrokarpe moser som storbjørnemose og filtbjørnemose kan ekspandere. Viktig er også nedgang i lavdekning på tørrere tuepartier.

Det finnes således mange arter som kan benyttes som indikatorarter for N-påvirkning på nedbørmyr. Nedbørmyrer er imidlertid særdeles komplekse systemer og varierer i artsammensetning over korte avstander innen tue-høljegradienten, samtidig som moseartene er tidkrevende å bestemme. En overvåking basert på analyser av endringer i plantesamfunnenes totale artsammensetning er svært tidkrevende og lite velegnet, sett ut fra et kostnadseffektivt overvåkingssystem, men likevel den mest presise metoden, da mosefloraen inneholder mange viktige indikatorer.

En enklere metode er å overvåke diversiteten og artssammensetningen i karplantefloraen, da denne også inneholder flere viktige planteindikatorer. En slik diversitetsbasert overvåking kan kombineres med akkumulasjonsmålinger av total N eller substrat-N (se kapittel 5.1.1) for eksempel i heigråmose som er sensitiv til N-avsetninger (Baddeley et al. 1994a). Heigråmose responderer raskt på økt N-tilgang, selv ved lave avsetninger. Aktiviteten av enzymet nitratreduktase hemmes, og det skjer en økt utlekking av kalium fra moseskuddene, noe som gir betydelig vekstreduksjon (Pearce & van der Wal 2002).

Overvåkingen bør skje i de mest utsatte områdene på myrene, dvs. i tue- og fastmattesystemet. Det foreslås derfor å overvåke artsdiversitet og artssammensetning av karplantefloraen

innen minimum fem ruter à 2 m x 2 m, lagt ut tilfeldig innen et avgrenset homogent område med registreringer av prosentvis dekning av alle karplanter i rutene. Dekning av graminidesjikt, mosedekke og lavdekke vurderes samtidig. Indekser basert på Ellenbergs indikatorverdier (kapittel 5.2.1) kan deretter beregnes ut fra diversitets- og mengdemålinger av artene (Tabell 2).

Ett minimumsnivå for overvåking per lokalitet bør omfatte registreringer av total karplantediversitet, prosentvis dekning av utvalgte indikatorarter og forholdet mellom dekning av graminider og urter.

Tabell 2. Indikatorer for overvåking av effekter av atmosfærisk N på nedbørm, per lokalitet.

Indikator	Metodikk	Effekter av økt N-tilgang
Total karplantediversitet	Antall arter av karplanter. Gjennomsnitt av 5 ruter à 2 m x 2 m	Økning
Artssammensetning	% dekning av alle karplanter i hver 2 m x 2 m rute. Behandles med ordinasjonsmetoder	Endringer i sensitive arters abundans og ordinasjonsscore
Indikatorarter	% dekning av karplante indikatorarter, f.eks. blåtopp, rund soldogg, blåbær, gjennomsnitt av fem ruter à 2 m x 2 m	Framgang og tilbakegang
Graminider/urter	Forholdet mellom % dekning av graminider og urter. Gjennomsnitt av 5 ruter à 2 m x 2 m	Øker
Ellenbergs N-indeks	Ikke veid indeks basert på artsforekomster Veid indeks basert på % dekning av artene Aciditets-/nitrofiliteksindeks Alle indekser gjennomsnitt for fem ruter	Øker
N i mose	Total N eller substrat-N av heigråmose. Gjennomsnitt for fem prøver	Øker

6.2 Indikatorer for overvåking av kystlynghei

Naturtypen kystlynghei er et dynamisk system der artene og vegetasjonsstrukturen er avhengig av ulike skjøtselformer som brann, beite og slått (kapittel 4.2). Mengder av røsslyng, gras, urter og kryptogamer er helt avhengige av skjøtselstilstanden i heiene og hvor lenge det har gått sidene heiene ble brent. Dette gjør det særdeles vanskelig å velge bioindikatorer som kan eksplisitt si noe om effekter av lufttransportert N. Det finnes imidlertid gode indikasjoner fra nederlandske studier på at gras som blåtopp og smyle øker med økt N-tilgang (jfr. Hiel & Diemont 1983).

Et langtidsgjødslingeksperiment i Wales (Carroll et al. 1999, Pilkington et al. 2007) som ble startet opp i 1989 og en undersøkelse langs en N-gradient i nord-vestre deler av Storbritannia (Edmonson 2007, Caporn et al. 2007) viser begge at diversitet og mengde av moser og lav, særlig etasjemose og kystreinlav (*Cladonia portentosa*), reduseres ved økt N-tilgang. Gjødslingeksperimentet viste også tilbakegang av mosene heiflette (*Hypnum jutlandicum*), trøsåtemose (*Campylopus flexuosus*), engkransmose (*Rhytidiadelphus squarrosus*) og vegnikke (*Pohlia nutans*). Det ble imidlertid ikke registrert signifikante endringer i artsdiversitet hos karplanter eller økt innslag av gras, slik som i de nederlandske studiene. Manglende grasøkning, ble her forklart av mangel på tilgjengelig frøbank og tett mosedekke som hindret grasoppblomstring. På den annen side viste gradientundersøkelsen en avtakende artsdiversitet både hos karplanter, moser og lav med økende N-avsetninger, men noe av variasjonen kunne knyttes til dårlig hevd av lyngheiene. Artsdiversitet som indikator er således noe usikker. Røsslyng i

seg selv er ingen god indikator, da forekomst og mengde av arten er mye mer avhengig av ulike skjøtelsesformer enn tilgang på N.

Registreringer av total mose- og lavdiversitet er en potensiell god bioindikatormetode for N-avsetning i kystlyngheier, men her kreves det stor artskunnskap og metoden vil bli svært tidkrevende. En enklere framgangsmåte er å overvåke enkeltarter som er lett å identifisere, f.eks. blåtopp, heiflette, etasjemose og kystreinlav. Dette kan kombineres med registrering av dekning av gras, urter, moser og lav, samt artsdiversitet og mengde av karplanter, se Tabell 3. Det foreslås å velge en utforming av kystlynghei som er relativt stabil, f.eks. en hei i byggefase eller moden fase med minst mulig påvirkninger av suksesjoner etter brann. Innen et homogent område legges det ut tilfeldig minst fem ruter à 1 m x 1 m. Alle karplanter registreres med forekomst og prosent dekning i rutene. I tillegg registreres dekning av utvalgte indikatorarter som er lett å gjenkjenne, forholdet mellom lyngdekning og graminider og totalt lavdekke. Lavdekning er trolig den viktigste parameteren, da lav er svært sensitive for N (Barker 2001, Barker et al. 2004). Indekser basert på Ellenbergs indikatorverdier kan deretter beregnes ut fra diversitets og mengdemålinger av karplantene.

Den diversitetsbaserte overvåkingen kan kombineres med akkumulasjonsmålinger av total N eller substrat-N (se kapittel 5.1.1) i røsslyng, da flere forsøk viser at røsslyng lett tar opp tilført N og akkumulerer dette i bladverket. Fem prøver tas fra hver lokalitet. Målinger av N-innhold i røsslyng kan kombineres ved registreringer av synlige skader knyttet til vinterfrost og utbrudd av lyngbladbillangrep, da økt N-innhold i røsslyng gjør planten mer frostsensitiv og mer spiselig for insekter (se kapittel 4.2).

Et minimumsnivå på overvåkingen bør omfatte registreringer av total karplantediversitet, arts-sammensetning av karplanter basert på forekomst/fravær (+/-), prosent dekning av indikatorarter, forholdet mellom lyng og graminider, dekning av lav og registrering av synlige skader. Områdets skjøtselstiltak må kartlegges.

Tabell 3. Indikatorer for overvåking av effekter av atmosfærisk N i kystlynghei, per lokalitet.

Indikator	Metodikk	Effekter av økt N-tilgang
Total karplantediversitet	Antall arter av karplanter. Gjennomsnitt av 5 ruter à 1 m x 1 m	Reduksjon
Artssammensetning	% dekning av alle karplanter i hver 1 m x 1 m rute, behandles med ordinasjonsmetoder	Endringer i sensitive arters abundans og ordinasjonsscore
Indikatorarter	% dekning av blåtopp, heiflette, etasjemose, kystreinlav, gjennomsnitt av 5 ruter à 1 m x 1 m	Framgang og tilbakegang
Lyng/graminider	Forholdet mellom % dekning av lyng og graminider, gjennomsnitt av 5 ruter à 1 m x 1 m	Avtar
Lavdekke	% dekning av lav. Gjennomsnitt av 5 ruter à 1 m x 1 m	Avtar
Ellenbergs N-indeks	Ikke veid indeks basert på artsforekomster. Veid indeks basert på % dekning av artene. Aciditets-/nitrofilittetsindeks. Alle indekser gjennomsnitt for fem ruter	Øker
N i plantevev	Total N eller substrat-N i blader av røsslyng. Gjennomsnitt av fem prøver	Øker
Skader	Frostskader og beiteskader av lyngbladbillen, gjennomsnitt av 5 ruter à 1 m x 1 m	Øker

6.3 Indikatorer for overvåking av oligotrof eng

Flere europeiske studier viser at økt N-tilgang reduserer artsmangfoldet, og at N-krevende gras øker på bekostning av moser, urter og dvergbusker (jfr. bl.a. Stevens et al. 2004, 2006, 2010, Dupré et al. 2010). En diversitetsovervåking kombinert med Ellenbergs indikatorverdier for artene vil derfor være velegnet for en overvåking av fattige låglandsenger. Indikatorarter som øker i fattige enger med økt N-tilgang er engkvein (4), rødsvingel (5), smyle (3) og engsyre (4), samt mosene narremose *Pseudoscleropodium purum* (3) og matteflette *Hypnum cupressiforme* (4). Ellenbergs N-verdier for Storbritannia (Hill 1999, Hill et al. 2000, 2007) er gitt i parentes. Indikatorarter som avtar i mengde er røsslyng (2), klokkeling (1), tirlitunge (2), blåklokke (2), skogfiol (4), engfiol (2), samt mosene storsigd *Dicranum majus* (2), furumose *Pleurozium schreberi* (2) og etasjemose (2).

Generelt har artene som begunstiges av N relativt høye Ellenbergs N-verdier, og de som går tilbake relativt lave verdier (se ovenfor), men fremgang og tilbakegang av arter kan ikke alltid forklares ut fra indikatorverdien, da arter responderer på innbyrdes konkurranse, f.eks. kan flere N-krevende urter også utkonkurreres av et tettere grasdekke. I tillegg er flere av indikatorartene vist ovenfor også betinget av andre påvirkningsfaktorer som beite og slått. En overvåking av kun enkeltarter koblet til Ellenbergs indikatorverdi for N er derfor ikke å anbefale.

De mest lovende overvåkingsindikatorerne for effekter av tilført N i fattig eng i Storbritannia er total artsdiversitet, antall urter og forholdet mellom prosent dekning av graminider (gras og halvgras) og urter innen permanent oppmerkede ruter (Stevens et al. 2007). Det foreslås derfor å overvåke disse indikatorerne innen minimum fem 2 m x 2 m ruter på hver lokalitet (Tabell 4). Alle arter registreres med forekomst og prosent dekning innen ruta. Indekser basert på Ellenbergs indikatorverdier kan deretter beregnes ut fra diversitets og mengdemålinger av artene.

Lokalitetene som skal overvåkes må ikke være påvirket av kunstgjødsel. Helst bør engene være i god hevd, dvs. at de enten er opprettholdt ved beite eller slått. På slåtteenger må analysene utføres før slått. Lokaliteten avgrenses etter krav til homogen vegetasjon og analyserutene bør legges tilfeldig ut innen lokaliteten.

Tabell 4. Indikatorer for overvåking av effekter av atmosfærisk N på oligotrof eng, per lokalitet.

Indikator	Metodikk	Effekter av økt N-tilgang
Total artsdiversitet	Antall arter av karplanter, moser og lav. Gjennomsnitt av 5 ruter à 2 m x 2 m	Tilbakegang
Artsdiversitet urter	Antall urter. Gjennomsnitt av 5 ruter à 2 m x 2 m	Tilbakegang
Artssammensetning	% dekning av alle arter i hver 2 m x 2 m rute. Behandles med ordinasjonsmetoder	Endringer i sensitive arters abundans og ordinasjons scores
Graminider/urter	Forholdet mellom % dekning av graminider og urter. Gjennomsnitt av 5 ruter à 2 m x 2m	Øker
Ellenbergs N-indeks	Ikke veid indeks basert på artsforekomster. Veid indeks basert på % dekning av artene. Aciditets-/nitrofiliteksindeks. Alle indekser gjennomsnitt for fem ruter	Øker
N i mose	Total N eller substrat-N av f.eks. etasjemose. Gjennomsnitt for fem prøver.	Øker

Den diversitetsbaserte overvåkingen kan kombineres med akkumulasjonsmålinger av total N eller substrat-N i plantevev. Moser har vist seg velegnet til slike studier. Etasjemose har den fordel at man kan samle årets skudd, og endringer mellom år kan lettere analyseres. Fem moserprøver tas fra hver lokalitet til kjemisk analyse.

Ett minimumsnivå på overvåkingen bør omfatte registreringer av total karplantediversitet, arts-sammensetning karplanter (+/-), artsdiversitet urter og forholdet mellom dekning av graminider og urter.

6.4 Indikatorer for overvåking av fattig fjellvegetasjon

Flere gjødslingsforsøk i fjell har vist at kryptogamer, og da særlig lav, er de mest sensitive artene i fjelløkosystemet, og rabbene har trolig en lavere tålegrense enn alpine lyngheier og grasheier (kapittel 4.4). Generelle effekter er tilbakegang av lavdekke, reduksjon av moser og økt innslag av graminider. Snøleier er vanskelige å overvåke da det er stor variasjon i plantedeckets vekst mellom år pga varierende snødekke og lengde på vekstsesongen. Overvåkingen bør derfor konsentrere seg om de tidligst utsmeltede vegetasjonstypene, dvs. rabb. Kryptogamfloraen er særdeles viktig som bioindikatorer og bør derfor vektlegges i en slik overvåking, særlig lavartene. Rabber i fjellområder med rein beites til dels betydelig både vinter og tidlig i vekstsesongen, noe som kan gi betydelige endringer i mengde av lavararter. Områdene som overvåkes bør derfor være lite beitepåvirket og beitepresset må være relativt konstant. Alternativet er å gjerde inn områder, men da vil man måle effektene av opphørt beite med sterk lavvekst. En må da vente med å starte opp overvåkingen til effektene av tidligere beite har opphørt og dette kan ta flere år. I reinbeiteland er det imidlertid mulig å benytte utilgjengelige urer og steinblokker som "ikke-beitede lommer" for overvåking av effekter på lavsamfunn (Bjerke 2009, J.W. Bjerke, pers. medd.).

Også for fattig fjellvegetasjon foreslås det en kombinasjon av diversitetsbasert overvåking, med en kjemisk analyse av N i lav (Tabell 5). Innen et avgrenset homogent område legges det ut tilfeldig og minst fem 1 m x 1 m ruter som analyseres for total artsdiversitet, prosent dekning av alle arter og en prosent dekning av artsgruppene graminider og lav.

Tabell 5. Indikatorer for overvåking av effekter av atmosfærisk N i fattig rabbevegetasjon, per lokalitet.

Indikator	Metodikk	Effekter av økt N-tilgang
Total artsdiversitet	Antall arter av karplanter, moser og lav. Gjennomsnitt av 5 ruter à 1 m x 1 m	Reduksjon
Artssammensetning	% dekning av alle arter i hver 1 m x 1 m rute, behandles med ordinasjonsmetoder	Endringer i sensitive arters abundans og ordinasjonsscore
Lavdekning	% dekning av lavdekke. Gjennomsnitt av 5 ruter à 1 m x 1 m	Avtar
Mosedekning	% dekning av mosedekket Gjennomsnitt av 5 ruter à 1 m x 1 m	Avtar
Graminidedekning	% dekning av graminider Gjennomsnitt av 5 ruter à 1 m x 1 m	Øker
Ellenberg's N-indeks	Ikke veid indeks basert på artsforekomster. Veid indeks basert på % dekning av artene. Aciditets-/nitrofiliteksindeks. Alle indekser gjennomsnitt for fem ruter	Øker
N i plantevev	Total N eller substrat-N i blader av en reinlav. Gjennomsnitt av fem prøver	Øker

Kryptogamene på tørre rabber er lett gjenkjennbare og en total artsanalyse vil ikke bli særlig tidkrevende. Indekser basert på Ellenbergs indikatorverdier kan deretter beregnes ut fra diversitets- og mengdemålinger av artene. Den diversitetsbaserte overvåkingen kan kombineres med akkumulasjonsmålinger av total N eller substrat-N i plantevev hos en lavart, fortrinnsvis en reinlav (*Cladonia* spp.). Innsamlingspunktene for lav bør beskyttes mot beite med en nettings-skjerm.

Ett minimumsnivå på overvåkingen bør omfatte registreringer av total artsdiversitet, total arts-sammensetning (+/-), % dekning av graminider og lav.

7 Valg av overvåkingsområder/lokaliteter og vurdering av overvåkingsmetodikk

Vi har liten kunnskap om bioindikatorenes referansetilstand i naturtyper upåvirket av atmosfærisk tilført N. Dette er viktig å kartlegge for å kunne vurdere om tilstanden i en naturtype i et gitt område er god eller ikke. Naturtypene bør derfor overvåkes under ulike N-belastninger, både i områder som ligger under tålegrensen, der tålegrensene er i ferd med å overskrides og der tålegrensene allerede er overskredet (se Figur 2). En slik overvåking relatert til N-avsetning vil gi et bedre sammenligningsgrunnlag mot tilstanden i urørt natur.

En overvåking av effekter av atmosfærisk tilført N i naturtyper kan utføres i et utvalg av verneområder for naturtypen under ulike N-belastninger, eller i et landsdekkende systematisk rutenett, noe som kan gi et mer arealrepresentativt bilde av tilstanden for naturtypen som helhet. Et mulig nettverk av ruter er det landsdekkende AR-nettverket bestående av ruter à 18 km x 18 km basert på LUCAS' utvalg av PSU-flater (Hofsten et al. 2007). Dette er bl.a. blitt testet ut for ekstensiv overvåking av terrestriske fugler i TOV-E (Terrestrisk overvåking - Ekstensiv overvåking av fugl), jfr. Kålås & Husby (2002), Framstad (2008), og for arealrepresentativ overvåking av invertebratgrupper (Öberg et al. 2010).

I forslagene til datainnsamling fra hver utvalgt lokalitet (kapittel 6) er det lagt vekt på å holde antall variabler lavt for å redusere feltinnsatsen per lokalitet, for derved å gi mulighet for å øke antall observasjonspunkter. LUCAS-nettverket omfatter imidlertid i overkant av tusen ruter. En overvåking av naturtypene i alle LUCAS-ruter der naturtypen finnes vil bli et svært kostnads-krevende arbeid. Et annet problem er at de utvalgte naturtypene, med unntak av fattig fjellvegetasjon, ofte kan dekke små areal og at vi ofte ikke vil treffe på naturtypene i umiddelbar nærhet av punktene.

Det er likevel fordelaktig å knytte utvalget av overvåkingspunkter til et slikt rutenett, fordi det gir et potensial for å starte en overvåking basert på et relativt lite antall lokaliteter, men samtidig kan observasjonsnettets fortettes seinere hvis dette skulle vise seg relevant. En mulighet kan være at man i første fase velger et begrenset antall LUCAS-punkter på en slik måte at de fanger opp variasjonene i N-avsetning og deretter benytte disse "pilotdataene" til å evaluere hvor mange lokaliteter som er nødvendige for at datasettet skal gi tilstrekkelig presisjon.

Registrerte endringer i biologisk mangfold kan skyldes mange ulike påvirkningsfaktorer, både ytre faktorer relatert til forurensing, klima og hevd, men også faktorer knyttet til innbyrdes populasjonsvekst og konkurranse mellom arter. Flere påvirkningsfaktorer kan gi tilsvarende effekter på økosystemet. Å skille mellom årsaker til endringer kan derfor være vanskelig. Hvordan skal man være sikker på at eventuelle endringer skyldes N-avsetning og ikke klimaendringer som temperatur og nedbør eller endringer i naturtypens hevd? Dette har vi delvis tatt høyde for ved å velge indikatorer som er særlig knyttet til N-effekter. Ved en total diversitetsanalyse får man også mulighet til å vurdere andre indekser knyttet til indikatorers respons på f.eks. klima, som Ellenbergs (1992) temperaturindeks og fuktighetsindeks, samt Dahls estimerer for klimabegrensede faktorer for nordeuropeiske arter (Dahl 1998). En måling av temperatur og fuktighet vha. dataloggere vil imidlertid øke presisjonen av årsakssammenhengen, men også kostnaden ved overvåkingen. I tillegg er det et viktig krav at lokalitetenes bruk og hevd blir nøye registrert.

Kunnskapen om naturens tålegrenser for N fås ved eksperimentelle gjødslingsforsøk over tid, og oppdaterte tålegrenser for naturlige og semi-naturlige naturtyper vil bli utarbeidet på en internasjonal "workshop" i Nederland i 2010 på bakgrunn av nyeste tilgjengelige forskningsresultater. Resultater fra dette arbeidet bør vurderes før man tar endelig stilling til hvilke indikatorer som er mest anvendbare i overvåking av N-tilstanden i utsatte naturtyper.

8 Konklusjon

Det er gitt et forslag til bruk av egnede bioindikatorer for overvåking av de sensitive naturtype- ne nedbørmyr, kystlynghei, fattig eng og fattig fjellvegetasjon. For alle typene foreslås det en kombinasjon av biokjemiske metoder som innhold av N i plantevev eller substrat-N og bruk av ulike diversitetsindikatorer basert på analyser av plantediversitet og artssammensetning og dekning av ulike plantegrupper som er sensitive for N. Valg av indikatorer er tilpasset kjente effekter av N i de ulike naturtypene. Metodene kan benyttes i utvalgte verneområder for natur- typene eller i et landsdekkende, systematisk rutenett der naturtypen finnes. For å kunne vurde- re tilstander i forhold til en mest mulig urørt natur må en fremtidig overvåking utføres i en gra- dient i N-avsetning fra områder som ligger godt under N-tålegrensen til områder der tålegren- sen er overskredet. Det er en fordel om de foreslåtte metodene kan prøves ut i felt under ulike N-avsetninger for å teste om metodikken er funksjonell og kostnadseffektiv.

9 Referanser

- Achermann, B. & Bobbink, R., red. 2003. Empirical Critical Loads for Nitrogen. Expert Workshop Berne, 11-13 November 2002. Proceedings. Environmental Documentation 164: 1-327. - Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL, Bern.
- Aerts, R., Wallen, B. & Malmer, N. 1992. Growth-limiting nutrients in *Sphagnum*-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. - *Journal of Ecology* 80: 131-140.
- Arts, G. H. P., Van der Velde, G., Roelofs, J. G. M. og Van Swaay, C. A. M. 1990. Successional changes in the soft-water macrophyte vegetation of (sub)atlantic, sandy, lowlands regions during this century. - *Freshwater Biology* 24: 287-294.
- Baddeley, J. A., Thompson, D. B. A. & Lee, J. A. 1994a. Regional and historical variation in the nitrogen content of *Racomitrium lanuginosum* in Britain in relation to atmospheric nitrogen deposition. - *Environmental Pollution* 84: 189-196.
- Baddeley, J. A., Woodin, S. J. & Alexander, I. J. 1994b. Effects of increased nitrogen and phosphorus availability on the photosynthesis and nutrient relations of three Arctic dwarf shrubs from Svalbard. - *Functional Ecology* 8: 676-685.
- Bakken, S. 1995a. Effects of nitrogen supply and irradiance on growth and nitrogen status in the moss *Dicranum majus* from differently polluted areas. - *Journal of Bryology* 18: 707-721.
- Bakken, S. 1995b. Regional variation in nitrogen, protein and chlorophyll concentration in *Dicranum majus* - a reciprocal transplantation experiment. - *Journal of Bryology* 18: 425-437.
- Barker, C. G. 2001. The impact of management on heathland response to increased nitrogen deposition. - PhD thesis, University of London.
- Barker, C. G., Power, S. A., Bell, J. N. B. & Orme, C. D. L. 2004. Effects of habitat management on heathland response to atmospheric nitrogen deposition. - *Biological Conservation* 120: 41-52.
- Bates, J.W. 2003. Effects on bryophytes and lichens. - I Bell, J. N. B. & Treshow, M. J., red. *Air pollution and plant life* 2nd ed. Wiley and Sons, Chichester. pp. 309-342.
- Berendse, F., Van Breemen, N., Rydin, H., Buttler, A., Heijmans, M., Hoosbeek, M. R., Lee, J. A., Mitchell, E., Saarinen, T., Vasander, H. & Wallen, B. 2001. Raised atmospheric CO₂ levels and increased N deposition cause shifts in plant species composition and production in *Sphagnum* bogs. - *Global Change Biology* 7: 591-598.
- BIOLOG. 1993. I: Manual for the identification of Gram negative bacteria. Biolog Inc, Hayward, CA, USA.
- Bjerke, J. W. 2009. Ice encapsulation rather protects than disturbs the freezing lichen. - *Plant Biology* 11: 227-235.
- Bobbink, R., Heil, G. W. & Raessen, M. B. A. G. 1992. Atmospheric Deposition and Canopy Exchange Processes in Heathland Ecosystems. - *Environmental Pollution* 75: 29-37.
- Bobbink, R., Boxman, D., Fremstad, E., Heil, G. W., Houdijk, A. & Roelofs, J. G. M. 1993. Nitrogen eutrophication and critical loads for nitrogen based upon changes in flora and fauna in (semi)-natural terrestrial ecosystems. - I *Critical loads for Nitrogen*. Proceedings of a UN-ECE workshop at Løkeberg, Sweden. 6-10 April 1992. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark. pp 11-159.
- Bobbink, R., Hornung, M. & Roelofs, J. G. M. 1996. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems. Annex III. - I *Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded*. Berlin, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt).
- Bobbink, R., Hornung, M. & Roelofs, J. G. M. 1998. Essay review: The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural vegetation. - *Journal of Ecology* 86: 717-738.
- Bobbink, R. & Lamers, L. P. M. 2002. Effects of increased nitrogen deposition. - I Bell, J.N.B. & Treshow, M., red. *Air pollution and plant life*. John Wiley and Sons, Chichester, UK. pp. 201-235.
- Bobbink, R., Ashmore, M. R., Braun, S., Fluckiger, W. & Van den Wyngaert, I. J. J. 2003. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. - I Achermann, B. & Bobbink, R., red. *Empirical Critical Loads for Nitrogen*. Expert Workshop Berne, 11-13 November 2002. Proceedings. Environmental Documentation 164. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL, Berne. pp. 43-170.
- Bobbink, R. & Hicks, K. 2009. Factors affecting N deposition impacts on biodiversity: an overview. - Paper presented at the Workshop on N Deposition, Critical Loads and Biodiversity. 16-18th November, 2009, Edinburgh, UK. <http://initrogen.org/144.0.html>.

- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, D. J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M.R., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J.-W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L. & de Vries, W. 2010. Global assessment of nitrogen deposition, effects on plant terrestrial biodiversity: a synthesis. - *Ecological Applications* 20: 30-59.
- Bowman, W.D., Gartner, J.R., Holland, K. & Wiedermann, M. 2006. Nitrogen critical loads for alpine vegetation and terrestrial ecosystem response: Are we there yet? - *Ecological Applications* 16: 1183-1193.
- Brandrud, T. E. & Roelofs, J. G. M. 1995. Enhanced growth of the macrophyte *Juncus bulbosus* in S Norwegian limed lakes. A regional survey. - *Water Air and Soil Pollution* 85: 913-918.
- Brunsting, A. M. H. & Heil, G. W. 1985. The role of nutrients in the interaction between a herbivorous beetle and some competing plant species in heathland. - *Oikos* 44: 23-26.
- Bruteig, I. E. & Aarrestad, P. A. 2004. Utvikling av nye nitrogenålegrensekart for naturtyper - eit forprosjekt. - NINA Minirapport 50: 1-18.
- Bunce, R. G. H., Smart, S. M., Van de Poll, H. M., Watkins, J. W. & Scott, W. A. 1999. Measuring Change in British Vegetation. ECOFACT Volume 2. Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon.
- Caporn, S. J. M., Risager, M. & Lee, J. A. 1994. Effect of Nitrogen Supply on Frost Hardiness in *Calluna vulgaris* (L) Hull. - *New Phytologist* 128: 461-468.
- Caporn, S. J. M., Carroll, J. A., Studholme, C. J. & Lee, J. A. 2006. Recovery of ombrotrophic *Sphagnum* mosses in relation to air pollution in the Southern Pennines. - Report to Moors for the future. Edale. Derbyshire.
- Caporn, S. J. M., Edmondson, J., Carroll, J. A., Pilkington, M. G. & Ray, N. 2007. Long-term impacts of enhanced and reduced nitrogen deposition on semi-natural vegetation. - Report from Defra. Terrestrial Umbrella. Work Package 2: Impacts, Recovery, and Processes. Task 4. Defra London.
- Cairney, J. W. G. & Meharg, A. A. 1999. Influences of anthropogenic pollution on mycorrhizal fungal communities. - *Environmental Pollution* 106: 169-182.
- Carroll, J. A., Caporn, S. J. M., Cawley, L., Read, D. J. & Lee, J. A. 1999. The effect of increased deposition of atmospheric nitrogen on *Calluna vulgaris* in upland Britain. - *New Phytologist* 141: 423-431.
- Carroll, J. A., Johnson, D., Morecroft, M., Taylor, A., Caporn, S. J. M. & Lee, J. A. 2000. The effect of long-term nitrogen additions on the bryophyte cover of upland acidic grasslands. - *Journal of Bryology* 22: 83-89.
- Carroll, J. A., Caporn, S. J. M., Johnson, D., Morecroft, M. D. & Lee, J. A. 2003. The interactions between plant growth, vegetation structure and soil processes in semi-natural acidic and calcareous grasslands receiving long-term inputs of simulated pollutant nitrogen deposition. - *Environmental Pollution* 121: 363-376.
- Certain, G. & Skarpaas, O. 2010. Nature index. General framework, statistical method and data collection for Norway. - NINA Rapport 542: 47 pp.
- Dahlman, L., Persson, J., Palmqvist, K. & Näsholm, T. 2004. Organic and inorganic nitrogen uptake in lichens. - *Planta* 219: 459-467.
- de Bakker, A. J. 1989. Effects of ammonia emission on epiphytic lichen vegetation. - *Acta Botanica Neerlandica* 38: 337-342.
- De Graaf, M. C. C., Bobbink, R., Verbeek, P. J. M. & Roelofs, J. G. M. 1998. Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. - *Plant Ecology* 135: 185-196.
- Dehayes, D. H., Ingle, M. A. & Waite, C. E. 1989. Nitrogen-Fertilization Enhances Cold Tolerance of Red Spruce Seedlings. - *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* 19: 1037-1043.
- Diekmann, M. 1995. Use and Improvement of Ellenbergs Indicator Values in Deciduous Forests of the Boreo-Nemoral Zone in Sweden. - *Ecography* 18: 178-189.
- Diekmann, M. & Falkengren-Grerup, U. 1998. A new species index for forest vascular plants: development of functional indices based on mineralization rates of various forms of soil nitrogen. - *Journal of Ecology* 86: 269-283.
- Diekmann, M. & Falkengren-Grerup, U. 2002. Prediction of species response to atmospheric nitrogen deposition by means of ecological measures and life history traits. - *Journal of Ecology* 90: 108-120.
- Duquesnay, A., Dupouey, J. L., Clement, A., Ulrich, E. & Le Tacon, F. 2000. Spatial and temporal variability of foliar mineral concentration in beech (*Fagus sylvatica*) stands in northeastern France. - *Tree Physiology* 20: 13-22.

- Dupré, C., Stevens, C. J., Ranke, T., Bleekers, A., Peppeler-Lisbach, C., Gowing, D. J. G., Dise, N. B., Dorland, E., Bobbink, R. & Diekmann, M. 2010. Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years: the contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition. - *Global Change Biology* 16: 344-3357, doi:10.1111/j.1365-2486.2009.01982.x.
- Edmondson, J. 2007. Nitrogen pollution and the ecology of heather moorland. - PhD thesis, Manchester Metropolitan University.
- EEA 2003. Europe's environment: the third assessment. Environmental assessment report 10. European Environment Agency, Copenhagen.
- Ellenberg, H. 1979. Zeigerwerte von Gefäßpflanzen Mitteleuropas. - *Scripta Geobotanica* 9: 7-122.
- Ellenberg, H. 1988. Vegetation Ecology of Central Europe. - University Press, Cambridge.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Dull, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - *Scripta Geobotanica* XVII: 258 pp.
- Elser, J.J., Andersen, T., Baron, J.S., Bergström, A.-K., Jansson, M., Kyle, M., Nydick, K.R., Steger, L. & Hessen, D.O. 2009. Shifts in Lake N:P Stoichiometry and Nutrient Limitation Driven by Atmospheric Nitrogen Deposition. - *Science* 326: 835 - 837.
- Ertsen, A. C. D., Alkemade, J. R. M. & Wassen, M. J. 1998. Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands. - *Plant Ecology* 135: 113-124.
- Falkengren-Grerup, U. 1995. Long term changes in flora and vegetation in deciduous forests of southern Sweden. - *Ecological Bulletins* 44: 215-226.
- Falkengren-Grerup, U. 1998. Nitrogen response of herbs and graminoids in experiments with simulated acid soil solution. - *Environmental Pollution* 102: 93-99.
- Falkengren-Grerup, U. & Schöttelndreier, M. 2004. Vascular plants as indicators of nitrogen enrichment in soils. - *Plant Ecology* 172: 51-62.
- Forsum, A., Dahlman, L., Näsholm, T. & Nordin, A. 2006. Nitrogen utilization by *Hylocomium splendens* in a boreal forest fertilization experiment. - *Functional Ecology* 20: 421-426.
- Fremstad, E. 2008. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. - NINA Rapport 362: 116 s.
- Fremstad, E., Aarrestad, P. A. & Skogen, A. 1991. Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag. Naturtype og vegetasjon i fare. - NINA Utredning 029: 1-172.
- Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. - NINA Oppdragsmelding 124: 1-44.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. - NINA Temahefte 12: 1-279.
- Fremstad, E., Paal, J. & Möls, T. 2005. Impacts of increased nitrogen supply on Norwegian lichen-rich alpine communities: a 10-year experiment. - *Journal of Ecology* 93: 471-481.
- Gaio-Oliveira, G., Branquinho, C., Maguas, C. & Martins-Loucao, M. A. 2001. The concentration of nitrogen in nitrophilous and non-nitrophilous lichen species. - *Symbiosis* 31: 187-199.
- Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Cai, Z. C., Freney, J. R., Martinelli, L. A., Seitzinger, S. P. & Sutton, M. A. 2008. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. - *Science* 320: 889-892.
- Gimingham, C. H. 1972. Ecology of heathlands. - Chapman and Hall, London.
- Gordon, C., Wynn, J. M. & Woodin, S. J. 2001. Impacts of increased nitrogen supply on high Arctic heath: the importance of bryophytes and phosphorus availability. - *New Phytologist* 149: 461-471.
- Grennfelt, P. & Thörnelöf, E. (red) 1992. Critical loads for nitrogen. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. (Nord 1992:41).
- Greven, H. C. 1992. Changes in the moss flora of the Netherlands. - *Biological Conservation* 59: 133-137.
- Grime, J. P., Hodgson, J. G. & Hunt, R. 2007. Comparative plant ecology: a functional approach to common British species. - Castlepoint Press, Kirkcudbrightshire.
- Gunnarsson, U. & Rydin, H. 2000. Nitrogen fertilization reduces *Sphagnum* production in bog communities. - *New Phytologist* 147: 527-537.
- Gunnarsson, U., Malmer, N. og Rydin, H. 2002. Dynamics or constancy in *Sphagnum* dominated mire ecosystems: - a 40-year study. - *Ecography*, 25, 685-704.
- Halvorsen, R., T., A., Blom, H. H., A., E., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P. B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009. Naturtyper i Norge - Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling bog definisjoner. Naturtyper i Norge versjon 1.0. Artikkell 1: 1-210. - Artsdatabanken.

- Heil, G. W. & Diemont, W. H. 1983. Raised nutrient levels change heathlands into grasslands. - *Vegetatio* 53: 113-120.
- Heil, G. W. & Bruggink, M. 1987. Competition of nutrients between *Calluna vulgaris* (L.) Hull and *Molinia caerulea* (L.) Moench. - *Oecologia* 73: 105-108.
- Henriksen, A. 1988. Critical loads of nitrogen to surface water. - I Nilsen, J. & Grennfelt, P., red. Critical loads for sulphur and nitrogen. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. pp. 385-412.
- Henriksen, A. & Posch, M. 2001. Steady-state models for calculating critical loads of acidity for surface waters. - *Water Air and Soil Pollution: Focus* 1: 375-398.
- Hicks, W. K., Leith, I. D., Woodin, S. J. & Fowler, D. 2000. Can the foliar nitrogen concentration of upland vegetation be used for predicting atmospheric nitrogen deposition? Evidence from field surveys. - *Environmental Pollution* 107: 367-376.
- Hill, M. O., Mountford, J. O., Roy, D. B. & Bunce, R. G. H. 1999. Ellenberg's indicator values for British plants. - *ECOFAC* Volume 2 technical annex. Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon.
- Hill, M. O., Roy, D. B., Mountford, J. O. & Bunce, R. G. H. 2000. Extending Ellenberg's indicator values to a new area: an algorithmic approach. - *Journal of Applied Ecology* 37: 3-15.
- Hill, M. O., Preston, C. D., Bosanquet, S. D. S. & Roy, D. B. 2007. BRYOATT - Attributes of British and Irish Mosses, Liverworts and Hornworts. With information on Native Status, Size, Life Form, Life History, Geography and Habitat. - NERC Centre for Ecology and Hydrology and Countryside Council for Wales.
- Hjeltnes, A. 1997. Overvåking av kystlynghei. Sluttrapport. Delprosjekt av: "kartlegging av skader og skadeårsaker på røsslyng og forandringer i vegetasjonen i kystlyngheia på Sørvestlandet". - *Telemarksforskning-Bø* 129: 1-65.
- Hodson, A. J., Mumford, P. N., Kohler, J. & Wynn, P. M. 2005. The High Arctic glacial ecosystem: new insights from nutrient budgets. - *Biogeochemistry* 72: 233-256.
- Hofsten, J., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2007. Arealregnskap for Norge. Arealstatistikk for Oslofjordregionen. - Skog og landskap ressuroversikt 01/07, Ås.
- Hole, L. R. & Tørseth, K. 2002. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978-1982 and 1997-2001 status and trends. - NILU OR 61/2002. - Norwegian Institute for Air Research, Kjeller.
- Hole, L. & Engardt, M. 2008. Climate change impact on atmospheric nitrogen deposition in north-western Europe: A model study. - *Ambio* 37: 9-17.
- Hyvärinen, M. & Crittenden, P. D. 1998. Relationships between atmospheric nitrogen inputs and the vertical nitrogen and phosphorus concentration gradients in the lichen *Cladonia portentosa*. - *New Phytologist* 140: 519-530.
- Hyvärinen, M. & Crittenden, P. D. 1998. Growth of the cushion-forming lichen, *Cladonia portentosa*, at nitrogen-polluted and unpolluted heathland sites. - *Environmental and Experimental Botany* 40: 67-76.
- Jauhiainen, J., Silvola, J. & Vasander, H. 1998a. The effects of increased nitrogen deposition and CO₂ on *Sphagnum angustifolium* and *Sphagnum warnstorffii*. - *Annales Botanicae Fennici* 35: 247-256.
- Jauhiainen, J., Vasander, H. & Silvola, J. 1998b. Nutrient concentration in Sphagna at increased N-deposition rates and raised atmospheric CO₂ concentrations. - *Plant Ecology* 138: 149-160.
- Jones, M. R., Leith, I. D., Fowler, D., Raven, J. A., Sutton, M. A., Nemitz, E., Cape, J. N., Sheppard, L. J., Smith, R. I. & Theobald, M. R. 2007. Concentration-dependent NH₃ deposition processes for mixed moorland semi-natural vegetation. - *Atmospheric Environment* 41: 2049-2060.
- Kaland, P. E. 1979. Landskapsutvikling og bosetningshistorie i Nordhordalands lyngheiområde. - I Fladby, R. & Sandnes, J., red. På leiting etter den eldste garden. Universitetsforlaget, Oslo. S. 41-70.
- Kaland, P. E. 1986. The origin and management of Norwegian coastal heaths as reflected by pollen analysis. - I Behre, K. E., red. Antropogenic indicators in pollen diagrams. A. A. Balkema, Rotterdam. S. 19-36.
- Kaland, P. E. & Vandvik, V. 1998. Kystlynghei. - I Framstad, E. & Lid, I. B., red. Jordbrukets kulturlandskap. Forvaltning av miljøverdier. Universitetsforlaget, Oslo. S. 50-60.
- Kämäri, J., Jeffries, D. S., Hessen, D. O., Henriksen, A., Posch, M. & Forsius, M. 1992. Nitrogen critical loads and their exceedance for surface waters. - I Grennfelt, P. & Thornelöf, E., red. Critical loads for nitrogen. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. S. 161-200.
- Kirkham, F. W., Mountford, J. O. & Wilkins, R. J. 1996. The effects of nitrogen, potassium, and phosphorus addition on the vegetation of a Somerset peat moor under cutting management. - *Journal of Applied Ecology* 33: 1013-1029.

- Knudsen, S., Skjelkvåle, B. L. & Aarrestad, P. A. 2002. Effekter av økte nitrogenutslipp til luft fra Kårstøanleggene i Rogaland. - NILU OR 39/2002: 78 pp.
- Körner, C. (1999) Alpine plant life. Functional plant ecology of high mountain ecosystems. Berlin, Springer-Verlag.
- Krupa, S. V. 2003. Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. - Environmental Pollution 124: 179-221.
- Kålås, J. A. & Husby, M. 2002. Ekstensiv overvåking av terrestre fugl i Norge. - NINA Oppdragsmelding 740: 25 pp.
- Lamers, L. P. M., Bobbink, R. & Roelofs, J. G. M. 2000. Natural nitrogen filter fails in polluted raised bogs. - Global Change Biology 6: 583-586.
- Larssen, T., Knudsen, S., Bruteig, I. E., Aarrestad, P. A., Engen, S., Kinn, S. J. & Johnsen, S. 2005. EIF-Air. Environmental Impact Factor for assessment of emissions to air. Summary report. - NIVA Report SNO 5098-2005: 18pp.
- Larssen, T., Lund, E. & Høgåsen, T. 2008. Overskridelser av tålegrenser for forsurening og nitrogen for Norge - oppdatering med perioden 2002-2006. - NIVA rapport - Naturens Tålegrenser 5697-2008: 24.
- Lee, J. A. 1998. Unintentional experiments with terrestrial ecosystems: ecological effects of sulphur and nitrogen pollutants. - Journal of Ecology 86: 1-12.
- Lee, J. A. & Studholme, C. J. 1992. Responses of *Sphagnum* species to polluted environments. - I Bates, J. W. & Farmer, A. M., red. Bryophytes and lichens in changing environment. Clarendon Press, Oxford. pp. 314-322.
- Lee, J. A. & Caporn, S. J. M. 1998. Ecological effects of atmospheric reactive nitrogen deposition on semi-natural terrestrial ecosystems. - New Phytologist 139: 127-134.
- Leith, I. D., Hicks, W. K., Fowler, D. & Woodin, S. J. 1999. Differential responses of UK upland plants to nitrogen deposition. - New Phytologist 141: 277-289.
- Leith, I. D., Sheppard, L. J., Pitcairn, C. E. R., Cape, J. N., Hill, P. W., Kennedy, V. H., Tang, Y. S., Smith, R. I. & Fowler, D. 2001. Comparison of the effects of wet N deposition (NH₄Cl) and dry N deposition (NH₃) on UK moorland species. - Water Air and Soil Pollution 130: 1043-1048.
- Leith, I. D., Van Dijk, N., Pitcairn, C. E. R., Sheppard, L. J. & Sutton, M. A. 2004. Bioindicator methods for nitrogen based on transplantation: standardised model plants. - I Sutton, M. A., Pitcairn, C. E. R. & Whitfield, C. P., red. Bioindicator and biomonitoring methods for assessing the effects of atmospheric nitrogen on statutory nature conservation sites. JNCC Report, Peterborough, UK. S. 100-104.
- Leith, I. D., Van Dijk, N., Pitcairn, C. E. R., Wolseley, P. A., Whitfield, C. P. & Sytton. 2005. Biomonitoring methods for assessing the impacts of nitrogen pollution: refinement and testing. - JNCC. Report 386, Peterborough, UK. <http://www.jncc.gov.uk/page-3886>.
- Lid, J. & Lid, D. T. 2005. Norsk flora. Elven, R., red. - Det Norske Samlaget, Oslo.
- Lindstrøm, E. A. 1993. Økende grønske i norske vassdrag. Resultater fra en spørreundersøkelse. NIVA-Rapport LNR 2859-1993. 28 pp.
- Lindstrøm, E. A., Kjellberg, G. & Wright, R. F. 2000. Tålegrenser for nitrogen som næringsstoff i norske fjellvann: "økt grønske"? - NIVA rapport L.nr. 4459-2001.
- Lindstrøm, E. A. 2001. Økt algevekst i uberørte fjellvann. Et samspill mellom langtransporterte forurensinger og klima. - NIVA Rapport LNR 4459-2001.
- Lindstrøm, E.-A. 2002. Overvåking av biologisk mangfold i ferskvann: Nasjonalt nettverk av elver og innsjøer - økologisk status og årsrapport 2000. NIVA-Rapport LNR 4503-2002.
- Malmer, N. 1993. Mineral nutrients in vegetation and surface layers of *Sphagnum* dominated peat-forming systems. - Adv. Bryol. 5: 223-248.
- Malmer, N. & Wallen, B. 1999. The dynamics of peat accumulation on bogs: mass balance of hummocks and hollows and its variation throughout a millennium. - Ecography 22: 736-750.
- Marrs, R. H. 1986. The role of catastrophic death of *Calluna* in heathland dynamics. - Vegetatio 66: 109-115.
- Maskell, L. C., Smart, S. M., Bullock, J. M., K., T. & Stevens, C. J. 2010. Nitrogen deposition causes widespread loss of species richness in British habitats. - Global Change Biology 16: doi 10.1111/j.1365-2486.2009.02022.x.
- Mitchell, E. A. D., Buttler, A., Grosvernier, P., Rydin, H., Siegenthaler, A. & Gobat, J. M. 2002. Contrasted effects of increased N and CO₂ supply on two keystone species in peatland restoration and implications for global change. - Journal of Ecology 90: 529-533.
- Mitchell, R. M., Leith, I. D., Pitcairn, C. E. R., Wolseley, P. A. & Sutton, M. A. 2004. Bioindicator methods for nitrogen based on transplantation: native reciprocal transplants. - I Sutton, M. A., Pit-

- cairn, C. E. R. & Whitfield, C. P., red. Bioindicator and biomonitoring methods for assessing the effects of atmospheric nitrogen on statutory nature conservation sites. JNCC Report No. 356, Peterborough, UK. S. 91-99.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. - Statens kartverk, Hønefoss.
- Morecroft, M. D., Sellers, E. K. & Lee, J. A. 1994. An Experimental Investigation into the Effects of Atmospheric Nitrogen Deposition on two Semi-natural Grasslands. - *Journal of Ecology* 82: 475-483.
- Moss, B. 1988. *Ecology of Fresh Waters Man and Medium*. - Blackwell, Oxford.
- Mountford, J. O., Lakhani, K. H. & Kirkham, F. W. 1993. Experimental Assessment of the Effects of Nitrogen Addition under Hay-Cutting and Aftermath Grazing on the Vegetation of Meadows on a Somerset Peat Moor. - *Journal of Applied Ecology* 30: 321-332.
- Mountford, J. O., Lakhani, K. H. & Holland, R. J. 1994. The effects of nitrogen on species diversity and agricultural production on the Somerset Moors, Phase II: a. After seven years of fertiliser application. b. After cessation of fertiliser input for three years. - English Nature Research Report English Nature, Peterborough 86: 1-106.
- Möls, T., Paal, J. & Fremstad, E. 2000. Response of Norwegian alpine communities to nitrogen. - *Nordic Journal of Botany* 20: 705-712.
- Nihlgård, B. 1985. The ammonium hypothesis - an explanation to the forest dieback in Europe. - *Ambio* 14: 2-8.
- Nilsen, L. S. & Moen, A. 2009. Coastal heathland vegetation in Central Norway. - *Nordic Journal of Botany* 27: 523-538.
- Nilsen, L. S., Måren, I. E. & Pedersen, O. 2009. Fargen er purpur – kystlyngheivegetasjon i Norge. - I Nilsen, L. S., red. *Naturen 2 - 2009*. Universitetsforlaget. S. 86-93.
- Nordbakken, J.-F. 1997. Småskala endringer i ombrotrof myrvegetasjon i SØ-Norge 1990/91-96. Fagrapport / Naturens tålegrenser 89. - Universitetet i Oslo Botanisk hage og museum, Oslo.
- Nordbakken, J.-F., Ohlson, M. & Högberg, P. 2003. Boreal bog plants: nitrogen sources and uptake of recently deposited nitrogen. - *Environmental Pollution* 126: 191-200.
- Nordin, A. & Näsholm, T. 1997. Nitrogen storage forms in nine boreal understory plant species. - *Oecologia* 110: 487-492.
- Nordin, A., Näsholm, T. & Ericson, L. 1998. Effects of simulated N deposition on understory vegetation of a boreal coniferous forest. - *Functional Ecology* 12: 691-699.
- Nordin, A., Högberg, P. & Näsholm, T. 2001. Soil nitrogen form and plant nitrogen uptake along a boreal forest productivity gradient. - *Oecologia* 129: 125-132.
- Nordin, A., Strengbom, J., Witzell, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2005. Nitrogen deposition and the biodiversity of boreal forests: Implications for the nitrogen critical load. - *Ambio* 34: 20-24.
- Nordin, A., Strengbom, J. & Ericson, L. 2006. Responses to ammonium and nitrate additions by boreal plants and their natural enemies. - *Environmental Pollution* 141: 167-174.
- Nordin, A., Sheppard, L. J., Strengbom, J., Gunnarsson, U., Hicks, K. & Sutton, M. 2009. Understanding of nitrogen deposition impacts. - Background paper for the Nitrogen Deposition & Natura 2000 Workshop, Brussels. 18. -20. May 2009.
<http://cost729.ceh.ac.uk/n2kworkshop/documents>.
- Nybø, S. & Skarpaas, O. 2008a. Bakgrunnsdokumenter for utprøving av metode i Midt-Norge. - NINA Rapport 126: 69 pp.
- Nybø, S. & Skarpaas, O. 2008b. Naturindeks - Utprøving av metode i Midt-Norge. - NINA Rapport 425: 45 pp.
- Nybø, S., Skarpaas, O., Framstad, E. & Kålås, J. A. 2008. Naturindeks for Norge - forslag til rammeverk. - NINA Rapport 347: 69 pp.
- Olsson, M. O. & Falkengren-Grerup, U. 2000. Potential nitrification as an indicator of preferential uptake of ammonium or nitrate by plants in an oak woodland understory. - *Annals of Botany* 85: 299-305.
- Paal, J., Fremstad, E. & Möls, T. 1997. Responses of the Norwegian alpine *Betula nana* community to nitrogen fertilization. - *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique* 75: 108-120.
- Pearce, I. S. K. & van der Wal, R. 2002. Effects of nitrogen deposition on growth and survival of montane *Racomitrium lanuginosum* heath. - *Biological Conservation* 104: 83-89.
- Pearce, I. S. K., Woodin, S. J. & van der Wal, R. 2003. Physiological and growth responses of the montane bryophyte *Racomitrium lanuginosum* to atmospheric nitrogen deposition. - *New Phytologist* 160: 145-155.

- Pearson, J. & Stewart, G. R. 1993. The Deposition of Atmospheric Ammonia and Its Effects on Plants. - *New Phytologist* 125: 283-305.
- Phoenix, G. K., Booth, R. E., Leake, J. R., Read, D. J., Grime, J. P. & Lee, J. A. 2003. Effects of enhanced nitrogen deposition and phosphorus limitation on nitrogen budgets of semi-natural grasslands. - *Global Change Biology* 9: 1309-1321.
- Phoenix, G. K., Hicks, W. K., Cinderby, S., Kuylenstierna, J. C. I., Stock, W. D., Dentener, F. J., Giller, K. E., Austin, A. T., Lefroy, R. D. B., Gimeno, B. S., Ashmore, M. R. & Ineson, P. 2006. Atmospheric nitrogen deposition in world biodiversity hotspots: the need for a greater global perspective in assessing N deposition impacts. - *Global Change Biology* 12: 470-476.
- Pilkington, M. G., Caporn, S., Carroll, J. A., Cresswell, N., Lee, J. A., Ashenden, T. W., Brittain, S. A., Reynolds, B. & Emmett, B. A. 2005a. Effects of increased deposition of atmospheric nitrogen on an upland moor: leaching of N species and soil solution chemistry. - *Environmental Pollution* 135: 29-40.
- Pilkington, M. G., Caporn, S. J. M., Carroll, J. A., Cresswell, N., Lee, J. A., Emmett, B. A. & Johnson, D. 2005b. Effects of increased deposition of atmospheric nitrogen on an upland *Calluna* moor: N and P transformations. - *Environmental Pollution* 135: 469-480.
- Pilkington, M. G., Caporn, S. J. M., Carroll, J. A., Cresswell, N., Lee, J. A., Reynolds, B. & Emmett, B. A. 2005c. Effects of increased deposition of atmospheric nitrogen on an upland moor: Nitrogen budgets and nutrient accumulation. - *Environmental Pollution* 138: 473-484.
- Pilkington, M. G., Caporn, S. J. M., Carroll, J. A., Cresswell, N., Phoenix, G. K., Lee, J. A., Emmett, B. A. & Sparks, T. 2007. Impacts of burning and increased nitrogen deposition on nitrogen pools and leaching in an upland moor. - *Journal of Ecology* 95: 1195-1207.
- Power, S. A., Ashmore, M. R., Cousins, D. A. & Ainsworth, N. 1995. Long term effects of enhanced nitrogen deposition on a lowland dry heath in southern Britain. - *Water Air and Soil Pollution* 85: 1701-1706.
- Power, S. A., Ashmore, M. R., Cousins, D. A. & Sheppard, L. J. 1998. Effects of nitrogen addition on the stress sensitivity of *Calluna vulgaris*. - *New Phytologist* 138: 663-673.
- Pitcairn, C. E. R., Fowler, D. & Grace, J. 1995. Deposition of Fixed Atmospheric Nitrogen and Foliar Nitrogen-Content of Bryophytes and *Calluna vulgaris* (L) Hull. - *Environmental Pollution* 88: 193-205.
- Pitcairn, C. E. R., Leith, I. D., Sheppard, L. J., Sutton, M. A., Fowler, D., Munro, R. C., Tang, S. & Wilson, D. 1998. The relationship between nitrogen deposition, species composition and foliar nitrogen concentrations in woodland flora in the vicinity of livestock farms. - *Environmental Pollution* 102: 41-48.
- Pitcairn, C. E. R., Leith, I. D., Fowler, D., Hargreaves, K. J., Moghaddam, M., Kennedy, V. H. & Granat, L. 2001. Foliar nitrogen as an indicator of nitrogen deposition and critical loads exceedance on a European scale. - *Water Air and Soil Pollution* 130: 1037-1042.
- Pitcairn, C. E. R., Skiba, U. M., Sutton, M. A., Fowler, D., Munro, R. & Kennedy, V. 2002. Defining the spatial impacts of poultry farm ammonia emissions on species composition of adjacent woodland groundflora using Ellenberg Nitrogen Index, nitrous oxide and nitric oxide emissions and foliar nitrogen as marker variables. - *Environmental Pollution* 119: 9-21.
- Pitcairn, C. E. R., Fowler, D., Leith, I. D., Sheppard, L. J., Sutton, M. A., Kennedy, V. & Okello, E. 2003. Bioindicators of enhanced nitrogen deposition. - *Environmental Pollution* 126: 353-361.
- Pitcairn, C. E. R., Leith, I. D., van Dijk, N. & Sutton, M. 2004. Refining and testing the Ellenberg Index biomonitoring method at intensive sites. - I Leith, I., Van Dijk, N., Pitcairn, C. E. R., Wolseley, P. A., Whitfield, C. P. & Sutton, M. A., red. *Biomonitoring methods for assessing the impacts of nitrogen pollution: refinement and testing*. JNCC Report No. 386, Peterborough. S. 46-66.
- 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 Phytologist* 103: 45-55.
- Påhlsson, L. 1998. Vegetationstyper i Norden. 3. utg. TemaNord 1998:510. - Nordisk ministerråd, København.
- Redbo-Torstensson, P. 1994. The Demographic Consequences of Nitrogen-Fertilization of a Population of Sundew, *Drosera rotundifolia*. - *Acta Botanica Neerlandica* 43: 175-188.
- Reuss, J. & Johnson, D. W. 1986. Acid deposition and the acidification of soils and waters. *Ecological Studies*. 59. - Springer, New York.
- Riedo, M., Milford, C., Schmid, M. & Sutton, M. A. 2002. Coupling soil-plant-atmosphere exchange of ammonia with ecosystem functioning in grasslands. - *Ecological Modelling* 158: 83-110.

- Roelofs, J. G. M. 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands 1. Field observations. - *Aquatic Botany* 17: 139-145.
- Roelofs, J. G. M., Schuurkes, J. A. A. R. & Smits, A. J. M. 1984. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters. II. Experimental studies. - *Aquatic Botany* 18: 389-411.
- Roelofs, J.G.M., Bobbink, R., Brouwer, E. og De Graaf, M.C.C. 1986. Restoration ecology of aquatic and terrestrial vegetation of non-calcaerous sandy soils in the Netherlands. - *Acta Botanica Neerlandica* 45, 517-541.
- Roelofs, J. G. M., Brandrud, T. E. & Smolders, A. J. P. 1994. Massive Expansion of *Juncus-Bulbosus* L after Liming of Acidified Sw Norwegian Lakes. - *Aquatic Botany* 48: 187-202.
- Roelofs, J. G. M., Smolders, A. J. P., Brandrud, T. E. & Bobbink, R. 1995. The effect of acidification, liming and reacidification on macrophyte development, water quality and sediment characteristics of soft-water lakes. - *Water Air and Soil Pollution* 85: 967-972.
- Roem, W. J. & Berendse, F. 2000. Soil acidity and nutrient supply ratio as possible factors determining changes in plant species diversity in grassland and heathland communities. - *Biological Conservation* 92: 151-161.
- Roy, D. B., Hill, M. O., Rothery, P. & Bunce, R. G. H. 2000. Ecological indicator values of British species: an application of Gaussian logistic regression. - *Annales Botanici Fennici* 37: 219-226.
- Riis-Nielsen, T. 1997. Effects of nitrogen on the stability and dynamics of Danish heathland vegetation. - PhD thesis, University of Copenhagen.
- Sala, O. E., Chapin III, F. S. & Armesto, J. J. et al. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. - *Science* 287: 1065-1774.
- Schuurkes, J. A. A. R., Elbers, M. A., Gudden, J. J. F. og Roelofs, J. G. M. 1987. Effects of simulated ammonium sulphate and sulphuric acid rain on acidification, water quality, and flora of small-scale soft water systems. - *Aquatic Botany* 28, 199-225.
- SFT 1992. Virkninger av luftforurensinger på helse og miljø - anbefalte luftkvalitetskriterier. - Statens forurensningstilsyn. SFT-rapport 92:16.
- Sheppard, L. J. 1994. Causal Mechanisms by Which Sulfate, Nitrate and Acidity Influence Frost Hardiness in Red Spruce - Review and Hypothesis. - *New Phytologist* 127: 69-82.
- Sheppard, L., Pitcairn, C. E. R. & Ingleby, K. 2004. Bioindicator methods for nitrogen based community species composition: soil organisms and invertebrates. - I Sutton, M. A., Pitcairn, C. E. R. & Whitfield, C. P., red. Bioindicator and biomonitoring methods for assessing the effects of atmospheric nitrogen on statutory nature conservation sites. JNCC Report, Peterborough, UK. S. 87-90.
- Sheppard, L. J., Leith, I. D., Crossley, A., Van Dijk, N., Fowler, D., Sutton, M. A. & Woods, C. 2008. Stress responses of *Calluna vulgaris* to reduced and oxidised N applied under 'real world conditions'. - *Environmental Pollution* 154: 404-413.
- Skiba, U., Sheppard, L., Pitcairn, C. E. R., Leith, I., Crossley, A., van Dijk, S., Kennedy, V. H. & Fowler, D. 1998. Soil nitrous oxide and nitric oxide emissions as indicators of elevated atmospheric N deposition rates in seminatural ecosystems. - *Environmental Pollution* 102: 457-461.
- Solberg, S., Knudsen, S., Wathne, B. M., Høgåsen, T., Aarrestad, P. A. & Reitan, O. 2008. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. Konsekvenser av utslipp til luft. - NILU OR 14/2008: 55 pp.
- Sommer, S. G. & Jensen, E. S. 1991. Foliar Absorption of Atmospheric Ammonia by Ryegrass in the Field. - *Journal of Environmental Quality* 20: 153-156.
- Stevens, C. J., Dise, N. B., Mountford, J. O. & Gowing, D. J. 2004. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. - *Science* 303: 187-1879.
- Stevens, C. J., Dise, N. B., Gowing, D. J. G. & Mountford, J. O. 2006. Loss of forb diversity in relation to nitrogen deposition in the UK: regional trends and potential controls. - *Global Change Biology* 12: 1823-1833.
- Stevens, C. J., Maskell, L. C., Smart, S. M., Caporn, S. J. M., Dise, N. B. & Gowing, D. J. G. 2009a. Identifying indicators of atmospheric nitrogen deposition impacts in acid grasslands. - *Biological Conservation* 142: 2069-2075.
- Stevens, C.J., Caporn, S.J.M., Maskell, L.C., Smart, S.M., Dise, N.B & Gowing, D.J, 2009b. Detecting and attributing air pollution impacts during SSSI condition assessment. - JNCC Report 426. <http://www.jncc.gov.uk/page-4961>.
- Stevens, C. J., Dupré, C., Dorland, E., Gaudnik, C., Gowing, D. J. G., Bleeker, A., Diekmann, M., Alard, D., Bobbink, R., Fowler, D., Corcket, E., Mountford, J. O., Vandvik, V., Aarrestad, P. A., Muller, S. & Dise, N. B. 2010. Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. - In prep.

- Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T. & Ericson, L. 2002. Parasitic fungus mediates change in nitrogen-exposed boreal forest vegetation. - *Journal of Ecology* 90: 61-67.
- Strengbom, J., Walheim, M., Näsholm, T. & Ericson, L. 2003. Regional differences in the occurrence of understorey species reflect nitrogen deposition in Swedish forests. - *Ambio* 32: 91-97.
- Strengbom, J., Englund, G. & Ericson, L. 2006. Experimental scale and precipitation modify effects of nitrogen addition on a plant pathogen. - *Journal of Ecology* 94: 227-233.
- Stuanes, A. O. & Abrahamsen, G. 1996. Tålegrenser for nitrogen i skog. En vurdering av kunnskapsgrunnlaget. - *Aktuelt fra Skogforsk* 7-96.
- Suding, K. N., Collins, S. L., Gough, L., Clark, C., Cleland, E. E., Gross, K. L., Milchunas, D. G. & Pennings, S. 2005. Functional- and abundance-based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102: 4387-4392.
- Sutton, M. A., Pitcairn, C. E. R. & Whitfield, C. P. 2004 (eds.). Bioindicator and biomonitoring methods for assessing the effects of atmospheric nitrogen on statutory nature conservation sites. - JNCC Report. No. 356, Peterborough, UK. <http://www.jncc.gov.uk/page-3236>
- Tamm, C. O. 1991. Nitrogen in terrestrial ecosystems. *Ecological Studies*. 81. - Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Tomassen, H., Smolders, A. J. P., Lamers, L. P. M. & Roelofs, J. G. M. 2000. Conservation of ombrotrophic bog vegetations: the effects of high atmospheric nitrogen deposition. - I Rochefort, L. & Daigle, J. Y., red. *Sustaining our peatlands - proceedings of the 11th International Peat Congress*, Quebec, Canada. pp. 253-261.
- Tybirk, K., Bak, J. & Henriksen, L. H. 1995. Basis for mapping of critical loads in Nordic sensitive terrestrial ecosystems. - *TemaNord* 1995:610. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Tveraabak, L. U. 2004a. Lowland *Calluna* heath vegetation along the coast of North Trøndelag and Nordland, Norway : present state, development and changes during the last 4-5000 years. - Department of Biology Faculty of Science University of Tromsø.
- Tveraabak, L. U. 2004b. Atlantic heath vegetation at its northern fringe in Central and Northern Norway. - *Phytocoenologia* 34: 5-31.
- Twenhöven, F. L. 1992. Competition between two *Sphagnum* Species under Different Deposition Levels. - *Journal of Bryology* 17: 71-80.
- Tyler, G. 1987. Probable Effects of soil acidification and nitrogen deposition on the floristic composition of Oak (*Quercus robur* L) Forest. - *Flora* 179: 165-170.
- Tømmervik, H., Johansen, B., Tombre, I., Thannheiser, D., Høgda, K.A., Gaare, E., Wielgolaski, F.E. 2004. Vegetation changes in the mountain birch forests due to climate and/or grazing. - *Arct. Antarct. Alp. Res.* 36: 322-331.
- van den Berg, L. J. L., Peters, C. J. H., Ashmore, M. R. & Roelofs, J. G. M. 2008. Reduced nitrogen has a greater effect than oxidised nitrogen on dry heathland vegetation. - *Environmental Pollution* 154: 359-369.
- van der Eerden, L. J., Dueck, T. A., Berdowski, J. J. M., Greven, H. C. & van Dobben, H. F. 1991. Influence of NH₃ and (NH₄)₂SO₄ on heathland vegetation. - *Acta Botanica Neerlandica* 40: 281-296.
- Van der Eerden, L. J., de Wries, W. & van Dobben, H. F. 1998. Effects of ammonia deposition on forests in the Netherlands. - *Atmospheric Environment* 32: 525-532.
- van Dobben, H. (1991) Effects on heathlands In: *Acidification research in the Netherlands*. Final report of the Dutch Priority Programme on Acidification. Red. G.J. Heij and T. Schneider. Amsterdam, Elsevier (Studies in environmental science 46). pp. 139-145.
- van Herk, C. M. 1999. Mapping of ammonia pollution with epiphytic lichens in the Netherlands. - *Lichenologist* 31: 9-20.
- van Herk, C. M. 2001. Bark pH and susceptibility to toxic air pollutants as independent causes of changes in epiphytic lichen composition in space and time. - *Lichenologist* 33: 415-441.
- van Herk, C. M., Mathijssen-Spiekman, E. A. M. & de Zwart, D. 2003. Long distance nitrogen air pollution effects on lichens in Europe. - *Lichenologist* 35: 347-359.
- Vevle, O. 2000. Ellenbergs økologiske faktortall for norske planter. - Høgskolen i Telemark, Bø.
- Weete, J. D. 1974. *Fungal lipid biochemistry*. - New York Plenum Press. pp-151-209.
- Wiedermann, M. M., Nordin, A., Gunnarsson, U., Nilsson, M. B. & Ericson, L. 2007. Global change shifts vegetation and plant-parasite interactions in a boreal mire. - *Ecology* 88: 454-464.
- Wolseley, P. A., Leith, I. D., Van Dijk, N. & Sutton, M. 2008. Macrolichens on twigs and trunks as indicators of ammonia concentrations across the UK - a practical method. Chapter 9. - I Sutton,

- M., Reis, S. & S.M.H., B., red. Atmospheric ammonia: Detecting changes and environmental impacts. Springer. pp. 101-108.
- Wolseley, P. A., James, P. W., Theobald, M. R. & Sutton, M. A. 2006. Detecting changes in epiphytic lichen communities at sites affected by atmospheric ammonia from agricultural sources. - *Lichenologist* 38: 161-176.
- Woodin, S. J., Press, M. C. & Lee, J. A. 1985. Nitrate reductase-activity in *Sphagnum fuscum* in relation to wet deposition of nitrate from the atmosphere. - *New Phytologist* 99: 381-388.
- Woodin, S. J. & Lee, J. A. 1987. The Effects of Nitrate, Ammonium and Temperature on Nitrate Reductase-Activity in *Sphagnum* Species. - *New Phytologist* 105: 103-115.
- Woodin, S. & Sullivan, G. 2001. Biological exceedance of the critical load of nutrient nitrogen in the UK. - Scottish Natural heritage Commissioned Report F00AC214.
- Woolgrove, C. E. & Woodin, S. J. 1996a. Ecophysiology of a snow-bed bryophyte *Kiaeria starkei* during snowmelt and uptake of nitrate from meltwater. - *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique* 74: 1095-1103.
- Woolgrove, C. E. & Woodin, S. J. 1996b. Effects of pollutants in snowmelt on *Kiaeria starkei*, a characteristic species of late snowbed bryophyte dominated vegetation. - *New Phytologist* 133: 519-529.
- Woolgrove, C. E. & Woodin, S. J. 1996c. Current and historical relationships between the tissue nitrogen content of a snowbed bryophyte and nitrogenous air pollution. - *Environmental Pollution* 91: 283-288.
- Ulrich, B. 1991. An ecosystem approach to soil acidification. - I Ulrich, B. & Summer, M. E., red. Springer, Berlin. pp. 28-79.
- Unger, N, Bond, T.C., Wang, J.S., Koch, D.M., Menon, S., Shindell, D.T. & Bauer, S. 2010. Attribution of climate forcing to economic sectors. - *Proceedings of the national academy of science* 107: 3382-3387.
- Yesmin, L., Gammack, S. M. & Cresser, M. S. 1996. Effects of atmospheric nitrogen deposition on ericoid mycorrhizal infection of *Calluna vulgaris* growing in peat soils. - *Applied Soil Ecology* 4: 49-60.
- Öberg, S., Gjershaug, J. O., Certain, G. & Ødegaard, F. 2010. Utvikling av metodikk for arealrepresentativ overvåking av utvalgte invertebratgrupper. Pilotprosjekt Naturindeks for Norge. - NINA Rapport 555: 50 pp.
- Aaby, B. 1994. Monitoring Danish raised bogs. - I Grunig, A., red. Mires and Man. Mire Conservation in a densely populated country - the Swiss experience. Kosmos, Birmensdorf. pp. 284-300.
- Aarrestad, P. A. & Bruteig, I. E. 2006. Assessing empirical critical loads of nitrogen on Norwegian coastal heathland and raised bog – a pilot project. - NINA Minirapport 149: 35pp.
- Aarrestad, P. A., Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E. & Wilmann, B. 2008. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn 2007. - I Framstad, E., red. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 362. S. 15-28.
- Aarrestad, P. A., Bakkestuen, V., Often, A., Stabbetorp, O. E. & Wilmann, B. 2009. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen. - I Framstad, E., red. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 490. S. 16-42.
- Aas, W., Hjelbrekke, A., Hole, L. R. & Tørseth, K. 2008. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2002-2006. - NILU OR 72: 53pp.

Vedlegg

Ozon - en skadelig følgesvenn til atmosfærisk nitrogen

Jarle W. Bjerke (jarle.werner.bjerke@nina.no), NINA, Polarmiljøsenteret, 9296 Tromsø
Hans Tømmervik, NINA, Polarmiljøsenteret, 9296 Tromsø

Nitrogenholdig luft inneholder også andre forurensende stoffer. Ett av disse er ozon (O₃), som er en gass som kan forårsake store skader på vegetasjon. Ozon dannes av nitrogenoksider og flyktige organiske forbindelser under påvirkning av sollys. Ozon i Norge og Norden for øvrig skyldes i stor grad utslipp og langtransportert luft fra Mellom-Europa (Karlsson et al. 2009a, b, c).

Forskningsaktiviteten på de skadelige effektene av ozon i Norge er langt mer beskjeden enn i våre naboland Sverige og Finland. Fra Sverige er det kjent at ozon reduserer produksjonen av hvete og potet med inntil 15 % og klorofyllinnhold hos trær med inntil 10 % (Karlsson et al. 2009 a, b, c). De økonomiske konsekvensene er enorme. Ozon må tas opp gjennom bladenes spalteåpninger for å kunne ha negativ effekt. På høyere breddegrader er spalteåpningene åpne over lengre tidsperioder per dag enn på midlere breddegrader, som følge av lavere temperaturer og lengre daglengde. Følgelig kan selv relativt beskjedne mengder ozon forårsake skade på nordlig vegetasjon (Bjerke & Tømmervik 2008, Manninen et al. 2009). Selv helt nord i Skandinavia er det tydelige indikasjoner på at ozon kan påvirke vegetasjon negativt (Manninen et al. 2009, Klingberg et al. 2009).

Mange observerte vegetasjonsendringer som er antatt å skyldes atmosfærisk nitrogen, kan i realiteten være forårsaket av en kombinasjon av nitrogen, ozon og kanskje også andre langtransporterte forurensende stoffer. Det kan tenkes at enkelte planter er mer tolerante overfor ozon enn andre, og disse vil derfor kunne øke i antall i ozonutsatte områder. Som for nitrogen er de største konsentrasjonene av ozon i sørvest-Norge.

Konsekvensene av ozon på vegetasjon i Norden og de baltiske land er nylig blitt viet en spesialutgave i det internasjonale tidsskriftet *Ambio* (volum 38, issue 8, desember 2009). Basert på resultater presentert i denne spesialutgaven og annen relevant litteratur (se for eksempel Bjerke & Tømmervik 2008 og referanser deri), anbefaler vi at følgene av ozon på norsk vegetasjon gis større oppmerksomhet. Blant annet bør det vurderes å opprette et eget overvåkingsprogram for ozonskader på landsnivå. Videre bør de kombinerte effektene av nitrogen og ozon undersøkes nærmere. En start på dette arbeidet kan være en litteraturoppsummering lik den som er gitt i denne rapporten for nitrogen.

Referanser

- Bjerke, J. W. & Tømmervik, H. 2008. Observerte skader på nordnorske planter i løpet av vår og sommer 2006: omfang og mulige årsaker. *Blyttia* 66: 90-96.
- Karlsson, P. E., Pleijel, H. & Kessler, E. 2009a. Editorial. *Ambio* 38: 401.
- Karlsson, P. E., Pleijel, H. & Simpson, D. 2009b. Ozone exposure and impacts on vegetation in the Nordic and Baltic countries. *Ambio* 38: 402-405.
- Karlsson, P. E., Pleijel, H., Danielsson, H. Karlsson, G.P., Piikki, K. & Udding, J. 2009c. Evidence for impacts of near-ambient ozone concentrations on vegetation in southern Sweden. *Ambio* 38: 425-431.
- Klingberg, J., Björkman, M.P., Karlsson, G.P. & Pleijel, H. 2009. Observations of ground-level ozone and NO₂ in northernmost Sweden, including the Scandian Mountain range. *Ambio* 38: 448-451.
- Manninen, S., Huttunen, S., Tømmervik, H., Hole, L. R. & Solberg, S. 2009. Northern plants and ozone. *Ambio* 38: 406-412.

NINA Rapport 567

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-2144-3



Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

www.nina.no