



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 637, 2007

Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper



[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 637, 2007

Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper

Christian Damgaard
Beate Strandberg
Knud Erik Nielsen
Jesper Bak
Flemming Skov

Datablad

- Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 637
- Titel: Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper
- Forfattere: ¹Christian Damgaard, ¹Beate Strandberg, ¹Knud Erik Nielsen, ¹Jesper Bak og ²Flemming Skov
- Afdelinger: ¹Afdeling for Terrestrisk Økologi
²Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet
- Udgiver: Danmarks Miljøundersøgelser©
Aarhus Universitet
- URL: <http://www.dmu.dk>
- Udgivelsesår: December 2007
- Redaktion afsluttet: Oktober 2007
- Faglig kommentering: Lisbeth Bjørndal Andersen, By- og Landskabsstyrelsen (tidligere Skov- og Naturstyrelsen)
- Finansiel støtte: By- og Landskabsstyrelsen
- Bedes citeret: Damgaard, C.F., Strandberg, B., Nielsen, K.E., Bak, J.L. & Skov, F. 2007: Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 45 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 637 <http://www.dmu.dk/Pub/FR637.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Kort beskrivelse af forskellige forvaltningsmetoder i kvælstofbelastede lysåbne naturtyper. I rapporten er der en vurdering af, hvor meget kvælstof, der fjernes ved de forskellige forvaltningsmetoder samt en beskrivelse af modeller til at forudsige udviklingen i kvælstof over tid ved forskellige plejeindgreb og den forventede udvikling af plantesamfundene.
- Emneord: Pleje af lysåbne naturtyper, kvælstofdeposition, kvælstoffjernelse, usikkerhed
- Layout og illustrationer: Grafisk værksted, DMU Silkeborg
- ISBN: 978-87-7073-009-9
- ISSN (elektronisk): 1600-0048
- Sideantal: 48
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside <http://www.dmu.dk/Pub/FR637.pdf>

[Tom side]

Indhold

Indhold 3

Sammenfatning 5

Summary 7

1 Indledning 8

- 1.1 Udvikling af prognostiske værktøjer for økologiske processer 11
- 1.2 Kvantificering af usikkerheder 12

2 Økologiske modeller 13

- 2.1 Model for udviklingen af miljøkemiske variable 13
- 2.2 Modeller for vegetationsændringer som respons på ændringer i miljøet 14

3 Atmosfærisk nedfald af kvælstof 15

- 3.1.1 Vurdering af usikkerhed 15

4 Plejemetoder og deres effekt på næringsstofbalancen 17

- 4.1 Tørveskrælning 19
- 4.2 Afbrænding 20
- 4.3 Græsning 21
- 4.4 Slåning/høslæt 23
- 4.5 Rydning 24
- 4.6 Igangværende undersøgelse 24
- 4.7 Udvaskning 25
- 4.8 Vurdering af usikkerhed 25

5 Strategi for pleje af N-belastede naturtyper 26

- 5.1 Udvikling i jordbundskemi ved forskellige plejetiltag 26
- 5.2 Prognose for vegetationssammensætning 28

6 Overvejelser ved valg af plejemetode 29

7 Referencer 32

A.1. Appendiks: Vegetationsmodeller 38

- A.1.1. PINREG-modellen 38
- A.1.2. MOVE-modellen 41

A.2. Appendiks: VSD modellen 46

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

Sammenfatning

Med implementeringen af habitatdirektivet, som jo først og fremmest er et forvaltningsdirektiv, vil naturplejen få topprioritet. Projektet skal anvise egnede forvaltningsmetoder til kommunernes fremtidige forvaltning af habitatnaturtyper i habitatområderne jvf. Natura 2000 planerne i Lov om Miljømål. På baggrund af national og international litteratur og opsamling af erfaringer i naturforvaltningen gives konkrete forslag til plejeforanstaltninger til imødegåelse af N-belastningen af særligt truede naturtyper. For nogle naturtyper, fx naturskov og højmose, findes der ingen kendte plejeforanstaltninger til imødegåelse af N-belastning, og da datagrundlaget for de forskellige naturtyper er ujævnt fordelt, er hovedvægten i denne rapport lagt på de lysåbne naturtyper, blandt andet hede og klit, fordi langt de fleste publicerede erfaringer fra den lysåbne natur er høstet i disse økosystemer. Endvidere rummer disse naturtyper ligeledes den største bredde af tiltag omfattende hele spektret fra direkte restaurerende til justerende tiltag.

Rapporten trækker således på information fra forskelligartede kilder – nogle af dem publicerede og andre består af den akkumulerede viden hos naturforvaltere. Som indledning på projektet blev der afholdt en workshop om plejemetoder (Workshop om Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper) på Gjern Søhøjland 19.-20. april 2006. På workshoppen blev status for viden og erfaringer opsummeret i nedenævnte 10 præsentationer, der vil blive tilgængelige via By- og Landskabsstyrelsens hjemmeside.

- Rita Buttenschøn: Fjernelse af kvælstof ved græsning (ref. Buttenschøn 2006)
- Anna Dall: Effekter af græsning på klitheder (ref. Dall 2006)
- Rasmus Ejrnæs: Naturpleje af N-belastet urtevegetation (ref. Ejrnæs 2006)
- Poul Gregersen: Hedepleje med tørveskrælning, slåning samt utraditionel anvendelse af lyng som brændselsspiller (ref. Gregersen 2006)
- Hanne Stadsgård Jensen: Restoration of Dune habitats along the Danish West Coast (ref. Jensen 2006)
- Ib Johnsen: Sne-kruslav alias *Flavocetreria nivalis* i klemme! (ref. Johnsen 2006)
- Henrik Jørgensen: Høslæt – fortid og fremtid (ref. Jørgensen 2006)
- Mette Risager: Forvaltning af højmoser (ref. Risager 2006)
- Peter Vestergård: Tab af kvælstof ved afbrænding af hede og klithede – erfaringer fra Hansted Reservatet og Lüneburger Heide (ref. Vestergård 2006)

Præsentationerne danner grundlag for beskrivelsen af de forskellige plejemuligheder, der typisk anvendes i naturplejen (kap. 4).

Formålet med denne rapport er således tosidigt:

1. At opsamle nogle af de erfaringer vedrørende naturpleje og kvælstoffjernelse, som fandtes i de gamle amter og dermed sup-

plere plejehåndbogen (Miljøministeriet, 1993) med den nyeste viden og litteratur. Denne erfaringsopsamling findes primært i kapitel 4, men se også afsnit 1.2 og 6.3. I kapitel 5 findes en beskrivelse af de plejeforsøg som p.t. foretages på Lodbjerg hede.

2. På baggrund af bl.a. denne erfaringsopsamling at beskrive antagelser og forudsætninger i modeller, som kan anvendes til at forudsige effekten af forskellige plejetiltag på kvælstofpuljen i naturlige habitater samt at forudsige sandsynligheden for efterfølgende ændringer af habitatets vegetation. Forudsætningerne for modellerne er beskrevet i afsnit 1.3 og 1.4. Modellerne er beskrevet i kapitel 2 samt i de to appendiks, og eksemplificeret i afsnit 6.1 og 6.2.

I rapporten foreslås det at man i) måler den aktuelle N-pulje i det konkrete forvaltningsområde og ii) anvender matematiske modeller til at forstå og forudsige samspillet mellem plejetiltag, vegetation, og kvælstofpuljer. Den grundliggende ide er at modellere den fremtidige N-pulje baseret på den aktuelle N-pulje, N-input ved deposition, samt N-fjernelse ved forskellige plejetiltag. Prognosen for den fremtidige N-pulje ved forskellige plejetiltag vil derefter danne grundlag for at forudsige effekten af plejetiltaget på den fremtidige vegetation på forvaltningsområdet. Der vil blive lagt vægt på at kvantificere den relativt store usikkerhed som er knyttet til vores viden om de relevante økologiske processer.

Generelt er der betydelig usikkerhed omkring effekten af pleje på fjernelse af kvælstof, og det var ikke muligt at lave en egentlig fitning af empiriske data da disse typisk er for spredte og uhomogene. I stedet er der på baggrund af publicerede studier sammenholdt med de omfattende litteraturstudier, som ligger til grund for en sammenfattende UNCE rapport (2004) og VVM manualen (Bak 2003) lavet en ekspertvurdering af den anslåede fordeling af kvælstoffjernelse ved de forskellige plejemetoder.

Ekspertvurdering af kvælstoffjernelse ved forskellige plejemetoder (se tabel 4.2 for yderligere forklaring).

	Enhed	Gennemsnit	Fordeling
Denitrifikation	kg/ha/år	våd hede: 1,5 tør hede: 0,15	våd hede: uniform (min = 1; max = 3) tør hede: uniform (min = 0; max = 0,3)
Udvaskning	kg/ha/år	1,2	95% uniform (min = 0; max = 1) + 5% uniform (min = 1; max = 30)
Slåning	kg/ha	116,7	trekant: (min = 50; modus = 100; max = 200)
Afbrænding	kg/ha	116,7	trekant: (min = 50; modus = 100; max = 200)
Tørveskrælning	kg/ha	1166,7	trekant: (min = 500; modus = 1000; max = 2000)
Græsning	kg/ha	10	uniform: (min = 5; max = 15)

Summary

With the implementation of the habitat directive, which primarily is a management directive, the management of natural habitats will receive more attention. Based on literature and management experience suggestions for management strategies are reported in order to reduce the impact of nitrogen. For some habitat types, e.g. natural forests and raised bogs, there are no known management strategies that will diminish the nitrogen content. Since management data are unevenly distributed among the different habitat types, this report will focus on the open habitat types such as heathlands and dune systems since most management data come from such habitat types.

In the initial project phase there was a workshop on different management strategies (Workshop om Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper, Gjern Søhøjland 19-20 April 2006) in order to collect practical experience. The presentations, in Danish are available at the webpage of By- og Landskabsstyrelsen.

The purpose of the report was two-fold:

1. To collect experience on management strategies, which were assembled in the former Danish counties.
2. To describe models and assumptions necessary for predicting the effect of different management strategies on nitrogen pools in natural habitats and on plant community dynamics.

In the report it is suggested i) to measure the nitrogen pool in specific areas relevant for management and ii) to use mathematical models to understand and predict the effect of different management strategies on the development of the nitrogen pool and plant community dynamics.

In the report emphasis is on a quantitative description of the considerable uncertainty that exists on the effects of different management strategies for removing nitrogen. However, it was not possible to formally estimate the uncertainty due to lack of homogenous data, and instead an expert assessment of the degree of uncertainty was performed.

Expert assessment on the removal of nitrogen from natural habitats with different management strategies.

	Unit	Average	Distribution
Denitrification	kg/ha/year	wet heath: 1,5 dry heath : 0,15	wet heath : uniform (min = 1; max = 3) dry heath : uniform (min = 0; max = 0,3)
Leaching	kg/ha/year	1,2	95% uniform (min = 0; max = 1) + 5% uniform (min = 1; max = 30)
Cutting	kg/ha	116,7	triangle: (min = 50; modus = 100; max = 200)
Burning	kg/ha	116,7	triangle: (min = 50; modus = 100; max = 200)
Removal of peat	kg/ha	1166,7	triangle: (min = 500; modus = 1000; max = 2000)
Grazing	kg/ha	10	uniform: (min = 5; max = 15)

1 Indledning

Den lysåbne natur har været et dominerende træk i de europæiske lande i en meget lang periode og i hvert fald siden menneskets indtrængen. De meget karakteristiske arter, der er knyttet til disse lysåbne naturtyper, har derfor haft mange årtusinder til at udvikle og tilpasse sig og i stor grad ligeledes påvirke naturtyperne. Af mange årsager er disse lysåbne naturtypers areal og bevaringsstatus i hastig tilbagegang. Kontinuiteten af såvel naturtyperne som de karakteristiske arter samt den alarmerende tilbagegang udgør kernen i bevaringsværdien, der er knyttet til den lysåbne natur. Samtidig indeholder den lysåbne natur ofte en meget værdsat scenisk (landskabelig) værdi, hvortil der knytter sig rekreativ udnyttelse.

Danmark har udpeget 246 Natura 2000 områder, som udgør en del af det europæiske Natura 2000 netværk. Disse omfatter beskyttede naturområder i hele EU. For hvert Natura 2000 område er der udarbejdet basisanalyser, som beskriver grundlaget for udpegningen og trusler for områdets naturtyper og arter. Bevaringsstatus for områderne skal som minimum være den samme som ved naturdirektivernes ikrafttræden. Der er derfor behov for en driftsindsats mod næringsstofbelastningen for at opretholde eller genoprette denne status.

Basisanalyserne, som er udarbejdet af de gamle amter, er udgangspunkt for Natura 2000 planlægningen. Natura 2000 planerne skal sikre, at de truede naturtyper og arter, som findes i de enkelte områder, opnår en gunstig bevaringstilstand. Miljøcentrene udarbejder indsatsplanerne og kommunerne opstiller herefter konkrete handlingsplaner for indsatsen i hvert enkelt område. Denne rapport skal derfor ses som en afdækning af betydende faktorer for valg af plejemetoder for lysåbne naturtyper.

De terrestriske økosystemer anses som værende kvælstofbegrænsede, endskønt der efterhånden er en del dokumentation for en udpræget kvælstofmætning i mange skove. I de værste tilfælde er der ofte et kontinuert højt niveau af nitrat i afstrømningsvand fra skove og en deraf følgende udvaskning af basekationer, hvilket igen medfører en forsuring af jordbunden. Dette har naturligvis betydning for den fremtidige skovudvikling. Nedsat produktivitet samt et højt niveau af kvælstof i nåle er andre indikationer på kvælstofmætning i skove.

Langt de fleste lysåbne habitatnaturtyper, hvortil der er knyttet væsentlige naturhistoriske, rekreative og æstetiske hensyn, er et produkt af tidligere tiders udnyttelse. For hovedparten af de lysåbne naturtyper vil en mangel på udnyttelse eller tilsvarende pleje medføre at successionen mod skov vil kunne forløbe, og naturtypen vil forsvinde.

Den hidtidige pleje har således primært sigtet mod at begrænse etableringen af træer og invasive buske. Træer og buske forårsager, foruden de helt åbenbare skyggeeffekter, en forøgelse af næringsstofniveauet. For det første fanges et større bidrag af atmosfærens indhold af eutrofierende og forsurende stoffer. Dernæst giver træer og buske en dybere rodudvikling, hvorved basekationer kan hentes op fra en væsentlig stør-

re dybde og dermed bidrager til en større næringsstofcirkulation. Endvidere forårsager en tilgroning forandringer i mikroklima og det hydrologiske kredsløb. I områder med nåletræer vil en stor andel af nedbøren i vækstsæsonen blive fanget af løvtaget og aldrig nå jordbunden. Det er ikke altid muligt at genskabe den lysåbne naturtype blot ved at fjerne træerne, idet de har ført til væsentlige ændringer i næringsstofforholdene på stedet.

I dag er der også fokus på plejen som et middel til at begrænse akkumuleringen af næringsstoffer og dermed kompensere for effekterne af den atmosfæriske deposition af kvælstof. En øget tilgang af næringsstoffer bevirker en ugunstig tilstand for såvel struktur som funktion blandt andet ved at begunstige hurtigtvoksende og høje arter på bekostning af arter, der vokser langsommere og trives bedre ved lavere næringsstofniveauer. En reduktion af tilgængelighed af næringsstoffer formodes derfor at begrænse etableringen af kraftige næringskrævende arter.

Følsomheden af de forskellige næringsstoffattige naturtyper for luftbåren eutrofiering varierer med en række biotiske og abiotiske faktorer. Med følsomhed menes her en naturtypes evne til at modstå forandringer forårsaget af en øget næringsstofbelastning. Undersøgelser i svenske bøgeskove viser at kvælstofelskende planter er længere tid om at etablere sig på næringsfattig jord (lavt pH og basemætning), hvorimod de etablerer sig hurtigere på mindre sure (og dermed mere næringsrige) jorde. Forklaringen kunne være, at de fleste arter, der vokser på næringsfattig jord, har et meget begrænset behov for kvælstof og andre næringsstoffer. Til gengæld er de ofte meget tolerante overfor brint- og aluminiumioner, der kan være toksiske for andre plantearter. En nærliggende hypotese for heder er derfor, at de mest næringsstoffattige, hvor jordbunden har den laveste basemætning, er mere robuste overfor forandringer forårsaget af kvælstof end heder, der ligger på en relativt bedre jordbund.

Stigning i kvælstofbelastning er blevet gjort ansvarlig for tab af plantearter fra terrestriske økosystemer. Gennem de sidste 100 år er tilførslen af kvælstof til det globale terrestriske miljø blevet fordoblet (van Breemen 2002), og store dele af den industrialiserede verden er blevet gødet med kvælstof. Kvælstofdepositionen har påvirket jordbund, søer, vandløb og kystnære farvande og medført hastige ændringer af en lang række naturtyper. Nye undersøgelser (Wassen *et al.*, 2005) tyder på, at fosforniveauet i visse habitattyper også kan have en tilsvarende og måske endda større effekt på antallet af arter end kvælstof. Denne vurdering bygger på analyse af et stort datamateriale (knap 300 forskellige lokaliteter af fortrinsvis mere næringsstoffrige habitattyper i en gradient fra Holland tværs over Europa til Sibirien indgår i analysen) og ved beregning af næringsstofforhold mellem kvælstof og fosfor i biomasse.

Plantesamfundene og dermed naturtyperne har ofte en modstandsevne over for de enkelte påvirkninger, og effekten af en given påvirkning på forekomsten af planter og dyr vil ofte være flere årtier forsinket. En række parametre ændrer sig formodentlig væsentligt, før der sker artsforandringer. Det gælder fx fysio-geo-kemiske forhold, arternes biomasse, dækning, og indhold af næringsstoffer. Forandringer i disse parametre kan derfor benyttes som indikatorer for, at der er forandringer på vej også i artssammensætningen. I vurderingen af tilstanden af naturtyperne indgår de såkaldte tålegrænser. Tålegrænsen for kvælstofeutrofiering er

den højeste deposition af kvælstof som NH_x og/eller NO_y , hvorunder skadelige effekter på økosystemets struktur og funktion ikke vil forekomme, ifølge den bedste nuværende viden.

Det vurderes, at mere end 50 % af de danske naturområder modtager mere kvælstof end de kan tåle (Bak 2003). I Holland og områder i Sydengland er der allerede konstateret væsentlige ændringer i en række plantesamfund (Bobbink m.fl. 1998). Den øgede tilførsel af næringsstoffer forårsager forsurening og eutrofiering af terrestriske og akvatiske økosystemer med betydelige effekter på såvel jordbund som flora og fauna, og der er en vekselvirkning mellem jordbund og planter mht. både optag og effekt. Overordnet iagttages en række ensartede effekter i forskellige terrestriske naturtyper. Således ændres konkurrenceforholdet mellem plantearterne til fordel for næringselskende planter som store græsarter og høje bestandsdannende urter (eksempelvis agertidse, stor nælde, lodden dueurt) og på bekostning af stress-tolerante, langsomt voksende arter som rosetplanter og dværgbuske. Forholdet mellem mosser og laver påvirkes generelt til fordel for førstnævnte gruppe.

En anden vigtig proces i jordbunden er den mikrobielle oxidation af ammonium til nitrat (nitrifikation), idet dannelsen af nitrat øger kvælstoffets mobilitet i jordbunden, hvorved det kan udvaskes. Omdannelsen af ammonium til nitrat medfører en forsurening af jordbunden på grund af frigivelsen af brint-ioner. Denne forsurende effekt er af størst betydning på jorde med relativt højt pH, fx kalkoverdrev og rigkær, hvorimod effekten er mindre på fx heder, hvor pH som regel er under 4.

Mængden af organisk stof og forholdet mellem kulstof og kvælstof (C/N) i jorden er af afgørende betydning for dens evne til at tilbageholde kvælstof og for jordbundens nedbrydningsprocesser. Der er en betydelig naturlig variation i C/N-forholdet på tværs af og indenfor de enkelte naturtyper, således at eksempelvis heder på næringsfattige, sure og stabile voksesteder generelt har et højt C/N-forhold som følge af de langsomme nedbrydningsprocesser, mens eksempelvis overdrev på kalkrige, tørre og eventuelt forstyrrede jorde har et lavt C/N-forhold på grund af den lave produktion og hurtige omsætning af førnen. Der er derfor ikke en klar og entydig sammenhæng mellem mængden af plante-tilgængelige næringsstoffer (kvælstof) og jordbundens C/N-forhold, men hvis C/N-forholdet falder på en konkret lokalitet kan det være et tegn på at eutrofieringen påvirker jordbundsprocesserne med øget næringsstofftilgængelighed til følge.

Der er tidligere blevet påvist en sammenhæng mellem kvælstofftilgængelighed og sammensætningen af plantesamfund (Grime 2001, Rickey & Anderson 2004, Rowe m.fl. 2005, Stevens m.fl. 2004, Søndergaard m.fl. 2005). Ændringer i plantesamfundene som følge af øget kvælstofftilførsel kan også påvirke forekomsten af andre organismetyper. For eksempel har en øget dominans af høje græsser i kystzoner i Holland, Tyskland og Danmark ført til at den rødryggede tornskade er i kraftig tilbagegang (Nijssen & Esselink 2005). På grund af de mange effekter af kvælstof på terrestriske økosystemer er der stort behov for at kunne forudsige den fremtidige udvikling hos de forskellige naturtyper, og det er derfor vigtigt at udvikle troværdige værktøjer, som kan forudsige effekterne af forskellige former for naturpleje på de forskellige økologiske processer.

1.1 Udvikling af prognostiske værktøjer for økologiske processer

En af mange komplicerende faktorer ved at lave prognoser for plante-økologiske processer er, at de typisk er reguleret af forskellige faktorer, som opererer på forskellig rumlig og tidslig skala. (Tabel 1.1). Nogle regulerende faktorer opererer lokalt, deterministisk, og relativt hurtigt, fx konkurrence mens andre, fx demografisk (eller stokastisk) uddøen, hovedsagligt opererer via regionale stokastiske processer på en variabel tidsskala (Rees *et al.*, 2001).

Tabel 1.1. Klassifikation af planteøkologiske regulerende faktorer efter forudsigelighed og rumlig skala.

	Lokal skala	Regional skala
Deterministisk (hurtig tidsskala)	abiotisk miljø ressurser konkurrence	klima "land use"
Stokastisk (variabel tidsskala)	herbivori frøspredning forstyrrelser kolonisering	demografisk uddøen migration

Generelt er den relative betydning af de forskellige regulerende processer ukendt (Claessen *et al.*, 2005), og udviklingen af troværdige prognostiske modeller bliver yderligere kompliceret af, at de forskellige regulerende processer kan interagere.

I opbygningen af prognostiske modelværktøjer er det afgørende, hvordan man vælger at behandle de mange regulerende økologiske faktorer, dvs. valget af hvilke faktorer som bør behandles deterministisk, stokastisk eller helt kan ignoreres, og disse valg er afgørende for modellens kompleksitet (Clark, 2005). Da meget komplicerede modeller vanskeligt kan valideres eller testes, vil man i de fleste tilfælde oftest være henvist til at bruge empiriske modeller (i modsætning til mekanistiske modeller). Brugen af empiriske modeller vil desuden tillade en kvantificering af graden af usikkerhed baseret på økologiske data.

I dag er de fleste prognostiske modelværktøjer af økologiske processer baseret på statiske modeller, hvor man typisk anvender abiotiske variable som prediktorer (Austin, 2002; Boyce & McDonald, 1999; Damgaard, 2006; Kirkpatrick & Barton, 1997; Pearce & Ferrier, 2000; Termansen *et al.*, 2006). En fordel ved at bruge abiotiske prediktorvariable i statiske modeller er, at disse ofte er nemt tilgængelige og simple at måle; men økosystemer er karakteriseret ved deres dynamiske egenskaber, hvor forskellige arter interagerer med hinanden og de abiotiske miljøforhold i komplicerede netværk. De dynamiske egenskaber menes at have en afgørende betydning for økosystemets tilstand (fx Gotelli & McCabe, 2002; Silvertown *et al.*, 1999; Weiher *et al.*, 1998). Statiske modeller kan derfor kun ses som et første skridt mod et prognostisk modelværktøj for en specifik økologisk proces. I de tilfælde, hvor usikkerheden i forudsigelserne er utilladelig høj ved brug af udelukkende statiske modeller, fx hvis modellen har begrænset troværdighed eller ikke kan skelne mellem forskellige udfald med en hvis sikkerhed (Pearce & Ferrier, 2000), så er det næste logiske skridt at inkludere de mest betydende dynamiske sammenhænge i modellen.

Hovedproblemet ved at inkludere de dynamiske økologiske processer i modellerne er ufuldstændig viden og et manglende datagrundlag, og kun få relativt simple terrestriske økosystemer er tilstrækkeligt undersøgt til, at man har kunnet beskrive den 1. generation af de betydeligste dynamiske processer (Heil & Bobbink, 1993; Terry *et al.*, 2004).

1.2 Kvantificering af usikkerheder

Økosystemer er komplekse; og økologiske forudsigelser vil altid være behæftet med en vis usikkerhed, og det er kritisk for troværdigheden af de økologiske forudsigelser, at man har forsøgt at kvantificere denne usikkerhed. En sådan kvantificering starter med at klassificere de forskellige typer af usikkerhed:

1. Statistisk usikkerhed; denne opstår når der indsamles stikprøver fra en population af enheder. Det er den form for usikkerhed som videnskaben har kvantificeret i flere århundreder. Statistisk usikkerhed kan reduceres ved at øge stikprøvestørrelsen.
2. Usikkerhed med baggrund i reelle forskelle mellem enhederne i en population (Clark & Gelfand, in press; Clark *et al.*, 2004). Den kausale baggrund for disse forskelle, fx små genotype forskelle mellem individer eller forskelle i mikroklima, er oftest ukendt og forskellene må derfor behandles som tilfældig stokastisk variation, som genererer en vis usikkerhed.
3. Strukturel usikkerhed; denne usikkerhed opstår pga. manglende viden om økosystemets funktion og dermed vanskeligheder ved at vælge den mest relevante model til at beskrive den økologiske proces (Walker *et al.*, 2003; Wikle, 2003).

Når man har valgt en model eller en klasse af modeller, er det muligt at kvantificere, hvor stor en del af usikkerheden som skyldes stikprøvestørrelse, og hvor meget der skyldes reelle forskelle (Clark, 2005; Clark & Gelfand, in press; Clark *et al.*, 2004; Wikle, 2003). Det er påvist at sådan en opdeling i forskellige typer af usikkerheder kan have stor betydning for de økologiske forudsigelser (Cam *et al.*, 2002; Clark, 2005).

2 Økologiske modeller

2.1 Model for udviklingen af miljøkemiske variable

Som beskrevet ovenfor har N og andre miljøkemiske variable direkte indflydelse på naturtypens vegetation, og det er derfor afgørende at kunne beregne effekten af eventuelle plejetiltag på udviklingen af disse miljøkemiske variable.

Både de statiske massebalancemodeller og de dynamiske jordbundske-miske modeller er i princippet baseret på masse- og ladningsbalancer suppleret med en række mere eller mindre godt underbyggede proces-beskrivelser. Der er sket en kraftig udvikling og gjort en stor indsats for validering af modellerne gennem de seneste årtier, og specielt forsuringdelen af modellerne må i dag siges at være godt funderet. For kvælstof er der problemer med nogle af de mest betydende processer. Det har fx været vanskeligt at validere modellernes beregning af tilgængeligt kvælstof mod feltmålinger af mineraliseringen. Det kan fx skyldes, at mange af processerne i jorden forløber meget hurtigt og derfor er vanskelige at måle, men også at nogen af antagelserne i modellerne ikke holder. Fx opererer mange modeller med fuld nitrificering, hvilket ikke forekommer ved lavt pH. Til gengæld er mange plantearter tilpasset sure naturtyper i stand til at optage kvælstof på andre former.

For at beskrive udviklingen i kvælstofpuljen over tid har vi valgt at anvende en simpel jordbundskemisk model (VSD-modellen, hvor VSD står for Very Simple Dynamic) udviklet til brug for dynamiske modelberegninger på regional og europæisk skala. Denne model er valgt, fordi der allerede er sket en parameterisering af modellen for alle punkter, hvor der tidligere er foretaget tålegrænseregninger med den statiske massebalancemodel til brug for de internationale aftaler om begrænsning af luftforureningen, dvs. knap 27.000 datapunkter for skov og græsland. Parameteriseringen bygger dog i stor udstrækning på anvendelse af overførselsfunktioner, idet der er en stor mangel på relevante data.

VSD modellen (Appendix 2) er udviklet af UN/ECE's koordinationscenter for effekter ved RIVM i Holland i 2002 for at understøtte anvendelse af dynamiske modeller til beregning af tålegrænser og belastningsmål-sætninger på national og europæisk skala (Posch & Reinds, 2003). Der er tale om en et-lags model med et årligt tidsskridt, der derfor ignorerer sæsonvariationer og vertikal heterogenitet i rodzonen. Modellen beregner en gennemsnitskemi for rodzonen, og udvaskningen beregnes som de beregnede koncentrationer ganget med nedbørsoverskuddet. Modellen er udviklet som den simplest mulige udvidelse af den simple massebalance-model (SMB), der anvendes ved kortlægning af tålegrænser for luftforurening. Modellen inkluderer ud over ligningerne i SMB, kat-ion-bytning og kvælstof-immobilisering og en massebalance for kvælstof og kationer. Processerne beskrives som ligevægts- eller rate-begrænsede. Udveksling af Al, H og Ca+Mg+K kan valgfrit beskrives med Gaines-Thomas eller Gapon ligninger. Modellen inkluderer ikke processer vedr. i) kroneudveksling, ii) det interne næringsstofkredsløb, iii) N-fiksering

og NH_4 -adsorbtion, iv) SO_4 -adsorbtion, -optag, -immobilisering og -reduktion, v) RCOO , vi) kompleksering af Al med OH, SO_4 og RCOO .

2.2 Modeller for vegetationsændringer som respons på ændringer i miljøet

Forekomsten af plantearter i et givet område afhænger primært af det lokale abiotiske miljø samt regionens floristiske historie (Walter 1985). Den specifikke artssammensætning i plantesamfundene i lokaliteter med sammenlignelige abiotiske miljøer kan variere på grund af regionale floristiske forskelle, som giver varierende muligheder for at kolonisere en lokalitet (Rees, Condit, Crawley, Pacala and Tilman 2001); men hvis det lokale abiotiske miljø har været stabilt i lang tid, kan man antage at de arter, som forekommer lokalt, alle er tilpasset det lokale miljø. Hvis det abiotiske miljø forandres, vil der derimod opstå en uligevægt mellem de arter, som forekommer lokalt og de regionale arter som nu kan invadere området og eventuelt udkonkurrere de lokale arter. Igennem tiden er der opsamlet mange erfaringer om, hvordan plantesamfund i forskellige naturtyper vil respondere på forskellige ændringer af de direkte eller indirekte faktorer, som påvirker en given naturtype. De fleste af disse erfaringer er dog af en kvalitativ natur, som ikke direkte kan bruges i en kvantitativ prognose af de forventede langtidseffekter af forskellige påvirkninger.

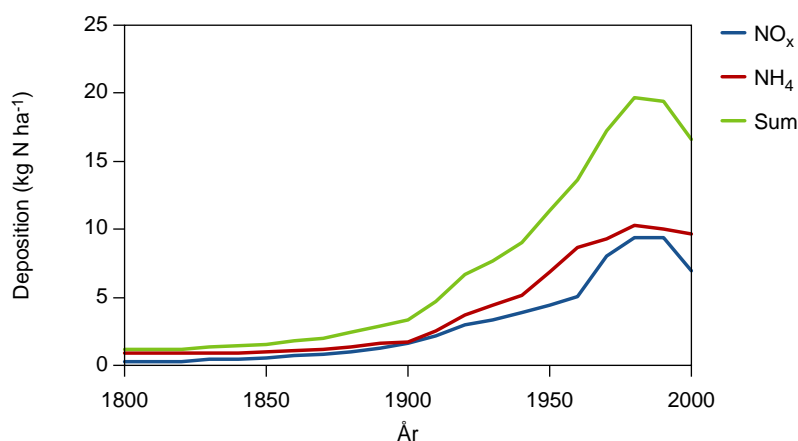
Der eksisterer dog også forskellige modelværktøjer til at forudsige langtidseffekter af forskellige påvirkninger på sammensætningen af naturlige plantesamfund. For enkelte terrestriske naturtyper, fx heder hvor antallet af arter er begrænsede, eksisterer der mekanistiske og dynamiske modeller, som beskriver den forventede ændring af plantesamfundet som et respons på en ændring i miljøet (e.g. Heil and Bobbink 1993, Terry, Ashmore, Power, Allchin and Heil 2004); men for de fleste naturtyper eksisterer der kun statistiske eller empiriske modelværktøjer.

I dette projekt har vi foreslået to mulige statistiske/empiriske modelværktøjer til at forudsige langtidseffekter af forskellige påvirkninger på det lokale plantesamfund. Den ene model (PINREG) benytter de stadigvæk relativt få indsamlede data fra NOVANA overvågningsprogrammet til at bestemme en relation mellem forskellige målte fysisk-kemiske variable (påvirkninger) og den tilhørende observerede dækningsgrad af de enkelte plantearter. Den anden model (MOVE) benytter omfattende hollandske forekomstdata af enkelte plantearter, som indirekte bliver kædet sammen med det abiotiske miljø via Ellenbergværdier (Ellenberg 1991). Modelfilosofien i MOVE er at beregne gennemsnitlige udvalgte Ellenbergværdier ud fra lokale planteartslistor og derefter at knytte en given Ellenbergværdi til sandsynligheden for at arten forekommer. Begge modeller er beskrevet i detaljer i Appendiks 1.

3 Atmosfærisk nedfald af kvælstof

Nedfald af kvælstof fra luften stammer langt overvejende fra menneskeskabte aktiviteter. Omkring halvdelen af nedfaldet i Danmark består af ammoniak og ammonium, som stammer fra udslip i forbindelse med landbrugsdrift (hovedsagelig husdyrproduktionen). Den anden halvdel af nedfaldet består af forskellige oxiderede kvælstofforbindelser (kvælstofdioxid, nitrat, salpetersyre m.m.), som stammer fra udslip i forbindelse med forskellige former for forbrænding (transport, opvarmning, industri, el-produktion m.m.). Specielt efter 2. verdenskrig er der sket en stor stigning som følge af emission af kvælstofoxider fra energiproduktion, transport, opvarmning og andre processer som anvender fossilt brændsel (se Fig. 3.1). Kvælstoffet ændrede dermed rolle fra at være en vigtig produktionsfaktor til ligeledes at blive et væsentligt miljøproblem.

Kvælstofnedfaldet er et internationalt problem, da emissioner i et land ofte medfører effekter i et andet land. Figur 3.1 viser et estimat over ændringen i det atmosfæriske nedfald af kvælstof i Danmark gennem de seneste 200 år. I Danmark stammer 88 % af NO_x -depositionen fra andre lande og for ammoniak er det 30 %.



Figur 3.1. Ændringen i den atmosfæriske deposition gennem de seneste 100 år. Der ses en nogenlunde ens udvikling i depositionen af NH_4 og NO_x . Figuren er baseret på Alveteg *et al.* (1998) samt Ellermann (personlig kommunikation).

3.1.1 Vurdering af usikkerhed

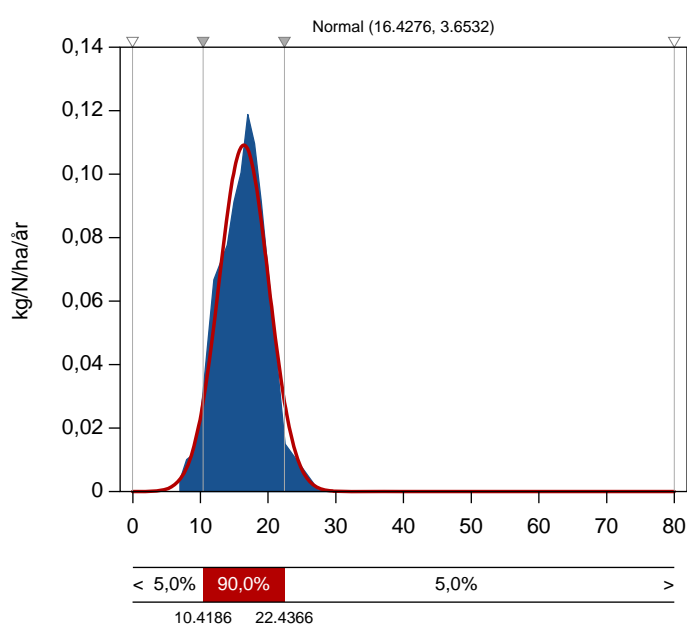
Den nuværende gennemsnitlige deposition i Danmark af summen af ammoniak og andre kvælstofforbindelser er ca. 16 kg N/ha (Ellermann *et al.* 2006), hvilket ligger på niveau med eller over tålegrænserne for mange af de følsomme danske naturtyper som for eksempel højmoser, hvor tålegrænsen er 5-10 kg N/ha/år og heder hvor tålegrænsen for kvælstof er på 10-20 kg N/ha/år (Bak 2003).

Depositionen af kvælstof har en betydelig geografiske variation. Årsagen til den store geografiske variation er navnlig, at depositionens størrelse bl.a. afhænger af den lokale landbrugsaktivitet, idet en del af ammoniakken deponeres tæt på kilderne. Nedfaldet på skrænt-lokaliteter varierer

rer endnu mere, og forekomst af træer kan forstærke depositionen yderligere.

Den forventede fordeling af N-depositionen i Danmark ud fra både lokale og regionale kilder er beregnet i Bak (2001), og disse data er anvendt til at beskrive usikkerheden i N-depositionen for et tilfældigt sted i Danmark.

Efter en sammenligning mellem den beregnede fordeling af N-deposition og adskillige fittede fordelingstyper valgte vi at beskrive usikkerheden af N-depositionen ved en normalfordeling (Fig. 3.2), og denne fordeling vil blive brugt til at kvantificere usikkerheden i N-depositionen. Denne usikkerhedsvurdering gælder en tilfældig dansk lokalitet, og hvis lokaliteten er kendt, kan denne usikkerhed naturligvis reduceres betydeligt ved konkrete modelberegninger (Geels et al. 2006, Ellermann et al. 2006 og 2007).



Figur 3.2. Sammenligning mellem den beregnede fordeling af N-depositionen og den fittede normalfordeling. Værdierne på x-aksen er angivet i kg/N/ha/år.

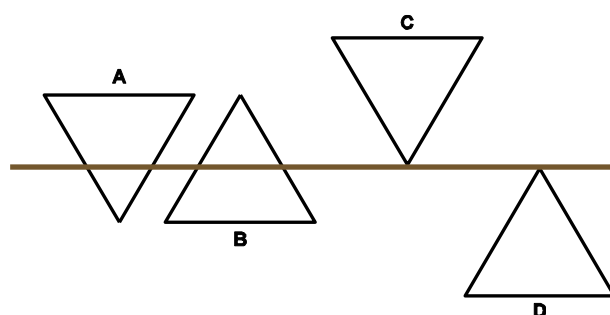
4 Plejemetoder og deres effekt på næringsstofbalancen

Mange lysåbne naturtyper er sub-klimaks samfund. Det gælder fx. hede (Riis-Nielsen m.fl. 2005, Strandberg 1998, Gimingham 1972), eng (Nepper Larsen 2005) og overdrev (Ejrnæs 2006). Efter ophør af de traditionelle driftsformer som hedebrug, hvor heden blev græsset, slået eller tørven skrælet af, eller driften af høenge, er det blevet nødvendigt at "pleje" områderne, hvis det karakteristiske landskab og den karakteristiske artsammensætning skal bevares. Hensigten med mange plejemetoder har derfor i første række været at hindre tilgroning med højt voksende urter og/eller vedplanter og at sikre foryngelsen og dermed bevarelsen af naturtypen. De fleste plejemetoder vil samtidig også påvirke næringsstofbalancen, idet en del af næringsstofpuljen typisk fjernes. Naturplejebogen (Miljøministeriet 1993) giver et godt overblik over plejemetoder for såvel skove som lysåbne naturtyper. I rapporten pointeres det, at alle naturplejeprojekter bør følges op af overvågning før og efter iværksættelsen af plejen, således at man opnår en samlet viden om effekten af plejen på dyre- og planteliv. Det er her væsentlig at pointere, at hvis hensigten med plejen også er at fjerne af en del af næringsstofpuljen, skal overvågningen inkludere målinger af relevante næringsstoffer. Selvom der ofte ikke gennemføres systematisk overvågning i forbindelse med naturplejeprojekter, findes der en betydelig viden og mange erfaringer med plejemetoderne.

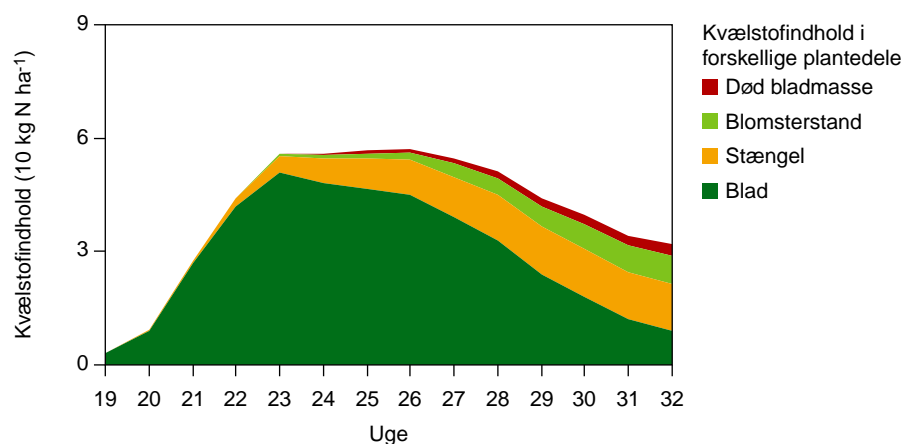
På workshoppen "Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper", der blev afholdt i Gjern Søhøjland 19.-20. april 2006, var der fokus på viden om og erfaringer med effekten af plejemetoder på næringsstofbalancen i kvælstofbelastede naturtyper og nærværende præsentation inddrager i videst muligt omfang denne viden.

Hvis en del af målet med iværksættelsen af et plejetiltag er kvælstoffjernelse, er det væsentligt at kende kvælstofindholdet i såvel vegetation som jordprofil. Overordnet kan man forestille sig kvælstofpuljens fordeling på 4 former (se Fig. 4.1). I overdrev og eng-naturtyper findes en væsentlig del af N-puljen i den overjordiske plantebiomasse (Fig. 4.1, A). I disse naturtyper kan plejemetoder, som græsning og slåning (se Tabel 4.1), der fjerner dele af den overjordiske biomasse således bidrage til væsentlig reduktion af N-puljen. Kvælstofindholdet varierer dog betydeligt med tidspunktet på året (Fig. 4.2), og der er derfor betydelig forskel i den kvælstofmængde, der kan fjernes ved henholdsvis tidlig og sent slæt (Tabel 4.1.). En række tyske undersøgelser af fordelingen af kvælstof i hede-naturtyper (se præsentationen Vestergård 2006) har vist, at den største del af N-puljen i disse naturtyper findes i jordprofilen. Samstemmende har engelske undersøgelser vist, at kun en mindre del (14-18 %) af den atmosfæriske kvælstofdeposition akkumuleres i plantebiomassen, og en tilsvarende andel (10-15%) akkumuleres i førnen, selv om kvælstofindholdet i løvet hos blandt andet hedelyng og hedelyngbiomassen umiddelbart øges og C:N forholdet i førnen sænkes. Hovedparten af det tilførte kvælstof findes i jordmiljøet (Power m.fl. 1998). For at fjerne større mængder kvælstof i hede-naturtyper vil det derfor ofte være nødvendigt at anvende plejemetoder, der påvirker eller fjerner en del af jordpro-

filen (Figur 4.1, B eller D). Derfor vil navnlig tørveskrælning og afbrænding (se Tabel 4.1) bidrage til kvælstoffjernelse.



Figur 4.1. Skematisk fremstilling af mulige lokaliseringer af N-puljen i forhold til jordoverfladen. A: Hovedparten af N-puljen er lokaliseret i overjordiske plantebiomasse, B: Hovedparten af N-puljen er placeret under jordoverfladen enten i rodbiomassen eller i jordmiljøet, C: N-puljen er lokaliseret over jordoverfladen, og D: Hele N-puljen findes i rodbiomassen eller jordmiljøet.



Figur 4.2. Kvælstofindholdet i kg N/ha i den overjordiske plantebiomasse fordelt på levende blade, stængler, blomsterstande og dødt plantemateriale angivet for perioden maj til juli (uge 19-32). Fra præsentationen "Fjernelse af kvælstof ved græsning" Buttenschøn (2006).

Tabel 4.1 giver et overblik over potentialet for fjernelse af kvælstof og fosfor ved en række plejetiltag. Härdtle m. fl. (2006) har sammenlignet tre metoder til hedepleje og deres effekt på næringsstofbalancen: slåning ned til 10 cm (tidspunkt på året ikke angivet), kontrolleret vinterafbrænding, og tørveskrælning, hvor den øverste del af A-horisonten fjernes. De to førstnævnte metoder berører kun den overjordiske del af vegetationen, hvorimod tørveskrælning fjerner vegetation, tørvelag og de øverste dele af mineraljorden. Næringsstoffjernelsen ved de tre metoder fremgår af Tabel 4.1. Mængden af kvælstof, der fjernes ved slåning og vinterafbrænding, svarer i begge tilfælde til ca. 5 års atmosfærisk deposition, hvorimod tørveskrælning fjerner kvælstof svarende til minimum 20 års deposition og op til mere end 100 års deposition. Mitchell m.fl. (2000) angiver niveauer for kvælstoffjernelse ved tørveskrælning inklusive fjernelse af opvækst for hede tilgroet med forskellige træer og buske (se Tabel 4.1), der er af samme størrelsesorden som i de tyske undersøgelser (Härdtle m.fl. (2006)).

Hvis målet ikke bare er kvælstoffjernelse men også reetablering af vegetationsdækket er det vigtigt, at der efterlades spiringsdygtige frø og/eller roddele i jorden (Bossuyt & Hermy 2003). Generelt falder tætheden af spiringsdygtige frø med alderen. Dette går dog væsentlig hurtigere for arter knyttet til overdrev, navnlig de kalkrige og sandede overdrev. Typiske hedearter bevarer spiringsdygtigheden længere end overdrevsarterne (Bossuyt & Hermy 2003). Thompson m.fl. (1997) indeholder database med eksisterende viden om frøbanken af mange europæiske arter.

Ved valg af plejemetode kan der imidlertid også være andre hensyn til habitatet, som skal tages med i betragtning, både miljømæssige, fx. bevarelsen af habitater for enkelt arter eventuelt med specifikke bevaringshensyn (flora og fauna) eller fjernelse af invasive arter (rynknet rose, bjergfyr, gyvel m.fl.), og landskabelige.

Tabel 4.1. Eksempler på kvælstof og fosforfjernelse ved forskellige plejetiltag

Pleje	Naturtype	Kvælstof, kg/ha		Fosfor, kg/ha		Reference
		Middelværdi,	SD (4)	Middelværdi	SD (4)	
Slåning tidligt slået ¹ sent slået ²	hede	99,9	20,8	<8,6	5,8	Härdtle <i>et al.</i> 2006
	overdrev og eng	103		13		Buttenschön 2006
	overdrev og eng	90		11		Buttenschön 2006
Tørveskrælning	hede	1716	93,3	<80,1	8	Härdtle <i>et al.</i> 2006
	hede tilgroet m. birk	1346,7		34,3		Mitchell <i>et al.</i> 2000
	hede tilgroet m. fyr	2118,5		45,2		Mitchell <i>et al.</i> 2000
	hede tilgroet m. ørnebregne	561,8		12,1		Mitchell <i>et al.</i> 2000
Vinterafbrænding	hedeoverdrev og eng	105,6	139	<3,1	12	Härdtle <i>et al.</i> 2006
Græsning	overdrev og hede	9		2		Buttenschön 2006

Noter

¹Slået ca. 10. juni

² Slået omkring 15. juli

³ Standardafvigelsen er angivet som den største målte SD-værdi for hhv. før og efter pleje

4.1 Tørveskrælning

Tørveskrælning er, som omtalt ovenfor og som det fremgår af Tabel 4.1, det mest effektive plejetiltag til N-fjernelse i heder, men tørveskrælning er en dramatisk plejemetode, der primært er egnet til førstegangspeleje, og bør måske snarere betegnes som restaurering. Ved tørveskrælning fjernes hele den overjordiske biomasse samt en del af humuslaget. Der findes forskellige maskiner til tørveskrælning, men som oftest vil det være nødvendigt at fjerne træer og større buske inden selve skrælningen. Gregersen præsenterede på workshoppen en række maskiner og metoder til tørveskrælning (Gregersen 2006).

Ved hedebrug skrællede man tørven af for at anvende den, men når tørveskrælning benyttes som restaurerings-/plejemetode, vil man stå med et affaldsproblem. Typisk vil man fjerne omkring 150 m³ pr. hektar med en tørvægt på 250 kg/m³. Gregersen præsenterede flere ideer til genanvendelse af det afskrællede materiale dels til dækmateriale på fx ridebaner dels til brændsel (Gregersen 2006).

Hvor metoden har været anvendt, kan det ses mere end 100 år efter behandlingen (Riis-Nielsen m.fl. 2005). Tørveskrælning fjerner frøbanken af langt de fleste arter. Hedelyng har dog meget langlivede frø (>20 år og op til >68 år) (Thompson & Band 1997, Granström 1988, Willems 1988), og dybtliggende frø kan derfor stadig være spiringsdygtige og spire efter afskrælningen (Bossuyt & Hermy 2003, Thompson & Rand 1997). Jo dybere der skrælles desto vigtigere bliver tilførslen af frø fra omgivelserne (frøregnen) for sammensætningen af den vegetation, der spirer efter afskrælningen. Undersøgelser af en gammel tørveskrælning, gennemført omkring år 1900 på Nørholm Hede, har vist at vegetationen i de efterfølgende hundrede år er artsfattig (Riis-Nielsen m.fl. 2005, pp 61-64 + tabel p. 86 for yderligere detaljer).

4.2 Afbrænding

Afbrænding er ligesom tørveskrælning primært egnet til hedepleje. Brand giver et varieret respons alt efter intensitet og årstid. Hvis morlaget er fugtigt, hvilket typisk er tilfældet i vinterhalvåret, vil heden kun brænde overfladisk, og afbrændingen vil kun føre til mindre kvælstoffjernelse (se Tabel 4.1) og begrænsede vegetationsforandringer (Gimingham 1972, Hobbs & Gimingham 1984, Härdtle m fl 2006). Ved hedebrand i tørre somre vil morlaget ofte også brænde og næringsstofforhold, vandkapacitet og vegetation vil forandres markant. Sommerafbrænding er ikke blevet anvendt som plejemetode i Danmark.

Brand anses for vigtig for lyngens regeneration og for hedens opretholdelse. Det kendes ikke blot fra danske heder (Odgaard 1994, Riis-Nielsen m.fl. 1991) men også fra heder andre steder i verden (Gimingham 1972, Nilsson 1970, Gill & Groves 1981). Undersøgelser fra Nørholm Hede konkluderer, at brand forlænger den fase i hedesuccessionen, hvor hedelyngen er dominerende (Riis-Nielsen m.fl. 2005). Gentagne afbrændinger synes at fastholde hedelyngens dominans og derved skabe en kraftig forsurening og podsoldannelse (Grubb m.fl. 1969). I urterige heder har gentagne afbrænding i kraft af hedelyngdominansen ført til tilbagegang i artsdiversiteten (Böcher & Jørgensen 1972, Christensen 1981). Modsatningsvis har gentagne brande på Jægerspris skydeterræn medført udvikling af en lyngdomineret hede på morænebund, med en lang række sjældne arter i store bestande (Buchwald, pers. kom.) På heder med begyndende tilgroning med træer vil brand ofte øge fremspiringen af træer og dermed accelerere successionen fra hede mod skov (Riis-Nielsen m.fl. 2005, Hobbs & Gimingham 1984, Clément & Touffet 1990, 1981).

Ved brand er genvæksten af revling meget langsom i modsætning til hedelyng, og revling kommer først rigtig i gang, når hedens første fase, der varer omkring 30 år, er slut (Riis-Nielsen m.fl. 2005, Böcher & Jørgensen 1972, Hansen 1964). Revlings følsomhed overfor brand skyldes, at den har et overfladisk rodnet og ringe fremspiring fra frøbanken.

Vestergaard og Alstrup (2001) har fulgt retablering af vegetationen i permanente plot efter klithedebrand som følge af lynnedslag i august 1992 i Hansted Reservatet i Thy. Der er stor variation i effekten af branden primært pga. topografiske forskelle, men de fleste steder er O-horisonten væk, og kun få planter har levende roddele tilbage, hvorfra plan-

ten kan skyde. O-horisonten indeholder den største del af kvælstofpuljen og branden antages at have fjernet fra 5 og op til 30 års N-input.

4.3 Græsning

Græsning kan anvendes som pleje i en række naturtyper fx eng, overdrev, klitter og hede. Naturplejebogen (Miljøministeriet 1993) giver anbefalinger vedr. valg af dyreart, afgræsningstidspunkt og intensitet. I 2007 er der ukommet en græsningshåndbog, som opsummerer den tilgængelige viden om pleje ved hjælp af græsning (Buttenschøn 2007). Græsning som plejetiltag har først og fremmest været anvendt for at hindre tilgroning, men græsningen har også indflydelse på vegetations-sammensætningen i øvrigt. Græsning påvirker vegetationens struktur ved at holde den lav og optrædning kan skabe vegetationsløse pletter eller spor. Det græssende dyrs fødevalg har betydning for, hvordan græsningen påvirker de enkelte arter og dermed også artssammensætningen. Græsningsintensiteten er desuden af afgørende betydning og bevirker, at græsning kan benyttes både som vedligeholdelse (pleje) og restaurering, men ved ekstremt høje dyretætheder kan det også være ødelæggende for vegetationsdækket. Med mindre græsningstrykket er meget højt, vil der være heterogenitet i habitatudnyttelsen og dermed i effekten af græsningen, desuden fører præferencer i forhold til valg af hvileområder også til en heterogen påvirkning.

Tidspunktet for græsningen er af betydning for kvælstoffjernelsen, idet indholdet af kvælstof i planten varierer over sæsonen (se Fig. 4.2). Således vil sommergræsning føre til den største kvælstoffjernelse. Buttenschøn (2006) angiver, at 160-180 dages sommergræsning fjerner ca. 2,5 kg N per dyreenhed (en dyreenhed er her defineret som 450 kg dyr), og der er i størrelsesordenen 1-2 køer pr. ha.

Dyrene vil imidlertid sjældent fordele sig jævnt på et givet areal. På en klithede på Rønmø angiver Dall (2006), at 20% af arealet havde et væsentligt højere græsningstryk end de resterende 80%. De næringsrige klitlavninger med en stor andel af eng-rørhvene og tagrør blev foretrukket af køerne. Ved vedvarende græsning vil disse områder ændres mod eng eller surt overdrev. Områder med revling blev sjældent græsset, og køer angives derfor ikke som velegnede til pleje af revlingdomineret klithede. De foretrukne hvileområder var kuperede og med skyggegivende træer og buske. Totredjedel af kokasserne blev afsat i hvileområderne, og den heterogene udnyttelse af klitheden fører således til en N-flux fra de foretrukne græsningsområder til hvileområderne (se i øvrigt præsentationen "Effekter af græsning på klithede" (Dall 2006)). Igangværende undersøgelser (Nielsen pers. kom.) tyder på, at ekstensiv hestegræsning er velegnet som plejetiltag i revlingdomineret klithede.

Ophør af græsning på heder har medført tilbagegang i lavdækningen. På Kongenshus Hede er der genskabt lavflader ved ekstensiv græsning. Et højt græsningstryk kan føre til, at laver forsvinder, og at heden ændrer sig til overdrev med en blandet vegetation af græsser, navnlig blåtop og bølget bunke samt urter. Ekstensiv græsning på overdrev har i Buelund på Mols ført til en tredobling af antallet af planter efter 25 års græsning (Buttenschøn & Buttenschøn 2001).

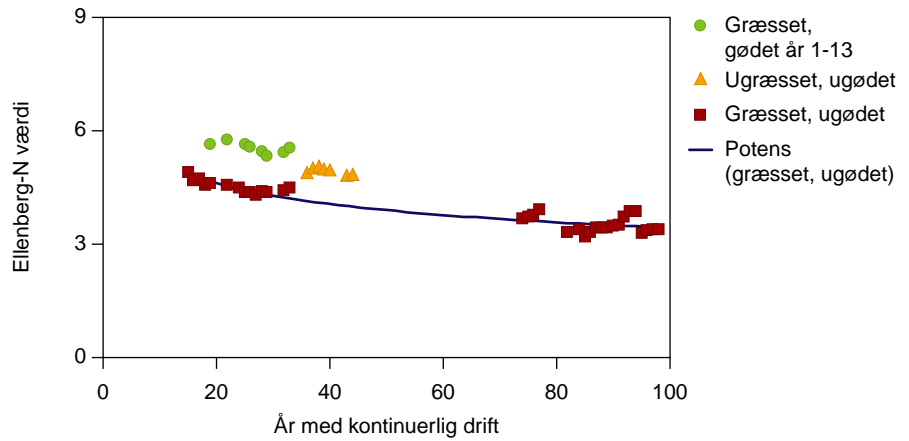
Får er langt mere selektive i deres fødevalg end kvæg, navnlig hvis græsningstrykket er lavt. Blandt de foretrukne arter er blåtop og vellugtende gulaks, men også fåresvingel, hunde-hvene, bølget bunke og kattesæg. Får græsser intensivt på hedelyng, dog i mindre grad hvor der er græsser til stede. Her græsses lyngen primært i vinterperioden. I juli og august græsses lyngen også forholdsvist intensivt, mens de nye skud er store og endnu ikke forvedede (Gimingham 1972).

Ekstensiv græsning kan fremme etableringen af hedelyng efter afbrænding, men græsningstrykket skal være lavt, ellers har det en skadelig effekt. Navnlig får, som trækker de unge planter op, har en skadelig virkning (Gimingham 1972). Konkurrencen mellem hedelyng og Erica-arten grålyng (*E. cinera*), som er beslægtet med klokkel yng, påvirkes af græsning. Efter en brand var antallet af grålyng spirer langt højere end antallet af hedelyng, men bare en sæson med ekstensiv græsning ændrede konkurrencen til fordel for hedelyng (Gimingham 1972). Det tyder således på, at et moderat græsningstryk fremmer etableringen af hedelyng. Forskellen på de to arters skudmorfologi forklarer den forskellige respons, se Gimingham (1972, p.177-178).

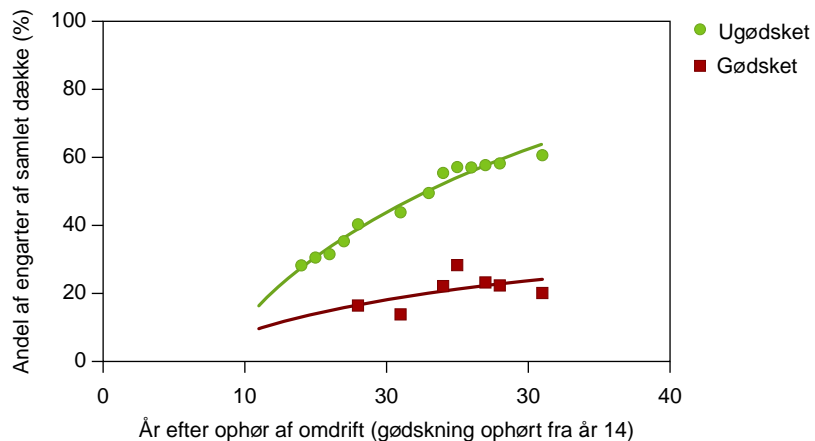
Helårsgræsning er bedst egnet til meget store indhegninger, der rummer forskellige naturtyper inkl. skov eller krat (Buttenschøn 2007). I en hollandsk undersøgelse med ekstensiv helårsgræsning med kvæg med et græsningstryk på 0,2 dyreenhed skete der en markant omfordeling af næringsstoffer mellem de forskellige naturtyper, der indgik i hegningen. Kvæget græssede fortrinsvis på hedearealer domineret af bølget bunke og hedelyng, men afsatte en stor del af ekskrementerne i en skovbevoksning. Der skete således en fjernelse af næringsstoffer fra de åbne hedearealer og en tilførsel til skovarealet. Netto blev der fjernet 7,0 kg N/ha fra græsheden, 4,4 kg N/ha fra lyngheden og tilført 13,1 kg N/ha til skoven (Buttenschøn 2007).

Efterårs- og vintergræsning er mest skånsom for insektfaunaen og giver desuden mulighed for blomstring og frøsætning hos flere arter (Buttenschøn 2006). Græsning i denne del af sæsonen kan desuden føre til en højere dækning af høje urter (Buttenschøn 2006, Ejrnæs 2006). Ved græsning udenfor sommersæsonen skal man være opmærksom på at evt. tilskudsfodring vil modvirke effekterne af kvælstoffjernelse.

Buttenschøn (2006) har sammenlignet floraen på engarealer og fundet at langvarig græsning (35 år) efter ophør af omlægning og/eller gødskning har ført til færre nitrofile arter (lavere Ellenberg-N) (Fig. 4.3), højere dækning af typiske engarter, som fx. trævlekrone, maj gøgeurt, og karakteristiske star- og sivarter (Fig. 4.4).



Figur 4.3. Andelen af nitrofile arter angivet som lokalitetens Ellenberg-N værdi for 4 engområder som hhv. har været: Ugødet, og græsset i 100 år (A); Græsset i 35 år efter ophørt gødskning/ omlægning (B); Græsset i 35 år efter ophørt omlægning men fortsat gødsket i 13 år (C); og Uden drift i 40 år efter ophørt gødskning/omlægning (D). Sammenhængen gælder kun den periode som er repræsenteret ved data dvs. perioden 20-100 år. Der er således ikke belæg for den angivne høje andel af nitrofile arter i perioden 0-20år. Fra præsentationen "Fjernelse af kvælstof ved græsning" (Buttenschøn 2006).



Figur 4.4. Udviklingen i andelen af typiske engarter angivet som % af den totale dækning for to græssede engområder, hvor omlægningen ophørte i år 14 og som efterfølgende har været hhv. gødgede og ugødgede. Fra præsentationen "Fjernelse af kvælstof ved græsning" Buttenschøn (2006).

4.4 Slåning/høslæt

Slåning og/eller høslæt kan anvendes som plejemetode i mange lysåbne naturtyper og gennemføres enten med slåmaskine eller med le. I præsentationen "Høslæt - fortid og fremtid" (Jørgensen 2006) blev der givet et overblik over de redskaber, som kan anvendes til høslæt og slåning. Høenge er potentielt en af de mest artsrige naturtyper i Norden og er blevet betegnet som "Nordens regnskov" (Nepper Larsen 2005). Ved traditionel høslæt fjernes al biomasse over slåhøjden som i følge anbefalingerne bør være ca. 5-10 cm (Jørgensen 2005). Dermed fjernes store mængder næringsstoffer (Tabel 4.1). Som det fremgår af tabellen er kvælstoffjernelsen størst ved tidlig slæt dvs. i begyndelsen af juni, hvilket stemmer fint overens med, at kvælstofindholdet i vegetationen er størst på dette tidspunkt og derefter aftager hen gennem sommeren (Fig.

4.2). Der er eksempler på, at slåning af engarealer i nogle tilfælde kan have en effekt på næringsstofferne, der svarer til 20 års græsning. Ved høslæt kan en række fx. tornede arter, der undgås af græssende dyr, fjernes, og man kan også undlade at slå specielle partier af hensyn til plante- eller dyreliv.

Ved førstegangspleje eller restaurering kan flere slæt være nødvendig for at fjerne tilstrækkelig med næringsstoffer. Desuden er det vigtigt at se på de hydrologiske forhold for at opnå en ønsket effekt af et eventuelt plej tiltag. En række eksempler tyder på, at det med et årligt høslæt er muligt at retablere en artsrig urteflora (Jørgensen 2005), men at en væsentlig forudsætning er, at arterne endnu er til stede på lokaliteten, eller at der findes egnede spredningskilder i nærheden. Mange eng- og overdrevsplanter har kort levetid i frøbanken (Bossuyt & Hermy 2003).

4.5 Rydning

Rydning anvendes i en række lysåbne naturtyper som fx klitter, heder, overdrev, enge og kær, hvor der er sket tilgroning og derfor er behov for at fjerne opvækst af træer og buske for at bevare naturtypen. Rydningen har stor landskabelig effekt, som det ses af billedserierne fx. i præsentationen "Restoration of Dune habitats along the Danish West Coast" (Jensen 2006).

Rydning af store områder er tids- og ressourcekrævende, og ofte har man også store mængder af kvas, som skal fjernes for at man opnår den ønskede effekt. Således angiver Ejrnæs (2006), at al vedbiomasse skal fjernes fra et ryddet overdrev for at opnå en gavnlig effekt på floraen. Hvis tilgroningen er omfattende, vil det ofte ikke være muligt at genskabe naturtypens karakteristiske vegetation blot ved at fjerne træerne, idet træerne ikke blot har haft skyggevirkning, men også har medført væsentlige ændringer i mikroklima, vand- og næringsstofforhold (Nielsen *et al.*, 1999).

Forekomsten af træer og buske øger deponeringen af atmosfærens indhold af eutrofierende og forsurende stoffer, og rydning kan således begrænse kvælstofnedfald. Ved rydning vil man desuden opnå en væsentlig kvælstoffjernelse. Mitchell m.fl. (2000) angiver kvælstoffjernelsen i tilgroet hede ved en kombination af tørveskrælning og rydning af opvæksten i størrelsesordenen 561-2118 kg/ha (Tabel 4.1).

4.6 Igangværende undersøgelse

DMU vil i de kommende år indsamle data fra en række plejeforsøg udført af Thy Skovdistrikt. Der er udvalgt 6 lokaliteter med forskellig pleje:

1. Rydning af skov,
2. Afbrænding,
3. Fåreafgæsning vinter,
4. Fåreafgæsning, sommer,
5. Hesteaftgæsning.

Så vidt det har været muligt, er der undersøgt mellem 10 – 20 prøvefelter pr. lokalitet samt et tilsvarende antal kontrolprøvefelter.

For de afgræssede lokaliteter er der generelt en alt for kort tidshorisont til at det er muligt at se effekterne af græsningen. Ligeledes giver det ikke mening at rapportere data fra det brændte område, da området var meget sparsomt bevokset. De indsamlede data vil derfor først blive analyseret i forbindelse med kommende registreringer.

4.7 Udvasning

Der er kun få oplysninger om sammenhængen mellem plejetoilet og udvasning. Buttenschøn (2006) angiver såvel øget som reduceret udvasning. Således angives udvasningen på en lokalitet med lerjord (Drastrup) at falde kraftigt (10 kg N/ha/år) fra den dag græsningen er startet (Gundersen & Buttenschøn 2005), mens den på sandjord (Buelund, Mols) angives at stige med 1-2,5 kg/ha i forhold til ugræssede forhold. På denne sidste lokalitet reducerede forekomsten af træer inden for plottet udvasningen. Vestergård (2006) henviser til tyske undersøgelser i Lüneburger Heide (Keienburg & Prüter, citeret i Vestergård 2006), hvor man fandt, at sommerafbrænding gav en forøget udvasning på 5 kg N/ha.

4.8 Vurdering af usikkerhed

Generelt er der betydelig usikkerhed omkring effekten af pleje på fjernelse af kvælstof, og det var ikke muligt at lave en egentlig fitning af empiriske data, da disse typisk er for spredte og uhomogene. I stedet er der på baggrund af de ovennævnte studier (Tabel 4.1) sammenholdt med de omfattende litteraturstudier, som ligger til grund for en sammenfattende UNCE rapport (2004) og VVM manualen (Bak 2003) lavet en ekspertvurdering af den anslåede fordeling af kvælstoffjernelse ved de forskellige plejemetoder (Tabel 4.2).

I vurderingen af usikkerhederne for kvælstoffjernelse (Tabel 4.2) har erfaringer fra heder fået en forholdsvis stor vægt, idet hovedparten af den eksisterende viden er genereret fra heder, og der vil givet være en betydelig strukturel usikkerhed (se 1.4) i de vurderede usikkerheder for andre naturtyper.

Tabel 4.2. Vurdering af gennemsnit og usikkerheder i forbindelse med kvælstoffjernelse. De angivne fordelinger af usikkerheden samt fordelingerne parametre er vurderet ud fra den eksisterende viden fra primært hedeundersøgelser. De anvendte fordelinger af usikkerheden er enten uniformfordelingen (alle hændelser mellem minimum og maksimum værdien er lige sandsynlige) eller trekantfordelingen (sandsynlighedsfordelingen har form som en trekant med ingen sandsynlighed i minimum værdien og derefter en stigende sandsynlighed indtil modus værdien (spidsen i trekanten), hvorefter sandsynligheden falder indtil maksimum værdien hvor sandsynligheden igen er nul).

	Enhed	Gennemsnit	Fordeling
Denitrifikation	kg/ha/år	våd hede: 1,5 tør hede: 0,15	våd hede: uniform (min = 1; max = 3) tør hede: uniform (min = 0; max = 0,3)
Udvasning	kg/ha/år	1,2	95% uniform (min = 0; max = 1) + 5% uniform (min = 1; max = 30)
Slåning	kg/ha	116,7	trekant: (min = 50; modus = 100; max = 200)
Afbrænding	kg/ha	116,7	trekant: (min = 50; modus = 100; max = 200)
Tørveskrælning	kg/ha	1166,7	trekant: (min = 500; modus = 1000; max = 2000)
Græsning	kg/ha	10	uniform: (min = 5; max = 15)

5 Strategi for pleje af N-belastede naturtyper

I den konkrete overvejelse af hvilke plejetiltag, som er relevante for at opnå de opsatte mål for et givet område, er det nødvendigt at bestemme den nuværende tilstand. Plejetiltag med henblik på at fjerne kvælstof vil ikke altid være den mest effektive plejeforanstaltning. Dette gælder specielt hvis der er relativt meget eller relativt lidt kvælstof i det givne område.

Ved at bestemme nogle få miljökemiske variable (jordbundskemiske: pH, C, N, morlagstykkelse, morlagsdensitet, jordbundstype, samt den gennemsnitlige nedbør og habitatnaturtype) samt lave en vurdering af den aktuelle N-deposition samt den forventede fjernelse af N over tid som en følge af pleje, vil det være muligt ved hjælp af dynamiske modeller (Kapitel 2.1) at give en prognose for effekten af forskellige plejetiltag på udviklingen af de miljökemiske variable over tid.

Det er billigt at bestemme disse miljökemiske variable set i forhold til enhver tænkelig plejeplan og for en del områder eksisterer nogle af disse målinger allerede, fx hvis området er en del af NOVANA-programmet. Det må derfor være en generel anbefaling *altid* at bestemme de miljökemiske variable og beregne den forventede udvikling af disse variable ved forskellige plejetiltag ved planlægning af pleje af potentielt N-belastede naturtyper.

5.1 Udvikling i jordbundskemi ved forskellige plejetiltag

Som tidligere beskrevet vil effekter af luftforureningspåvirkninger og manglende pleje indtræde over tid, hvor der først vil ske en gradvis forandring af jordbundskemi og stofkredsløb, medens effekter på vegetationssammensætningen først vil indtræde senere. Kvælstof akkumuleres typisk i økosystemerne og vil, selv efter en evt. reduktion af belastningen, udgøre en intern kilde, der kan medføre en forøget kvælstoftilgængelighed og dermed en påvirkning af plantesamfundet årtier til århundreder frem. Naturpleje som græsning, slåning, afbrænding eller tørveskrælning kan reducere den tilgængelige mængde af kvælstof og dermed modvirke denne påvirkning.

Der er siden starten af firserne udviklet jordbundskemiske modeller, der muliggør kvantitative beregninger af den fremtidige jordbundskemi under forskellige plejescenarier. Der findes et spektrum af modeller fra meget komplekse og datakrævende – til mere simple. Modellernes forudsigelseskraft på det enkelte område afhænger naturligvis i nogen grad af kompleksiteten, dvs. antallet af inkluderede processer, detaljeringsgraden af beskrivelsen af jordbunden og plantesamfundet etc., men i høj grad også af kvaliteten og tilgængeligheden af de nødvendige inputdata.

Som et eksempel på en beregning for forskellige plejescenarier er der foretaget et antal beregninger med den mest simple tilgængelige jordbundskemiske model, VSD, for klitheden ved Lodbjerg. Modellen kræ-

ver et meget begrænset antal inputdata, der imidlertid ikke fuldt ud har været tilgængeligt for lokaliteten. Modellen er derfor i nogen udstrækning sat op med generiske data, der beskriver et typisk hedeareal, hvilket er acceptabelt som eksempel. Ved en egentlig anvendelse af beregningsværktøjet til beslutningsstøtte, er det væsentligt, at de nødvendige inputdata måles, estimeres, eller at der i det mindste foretages en systematisk håndtering af usikkerhederne i beregningen.

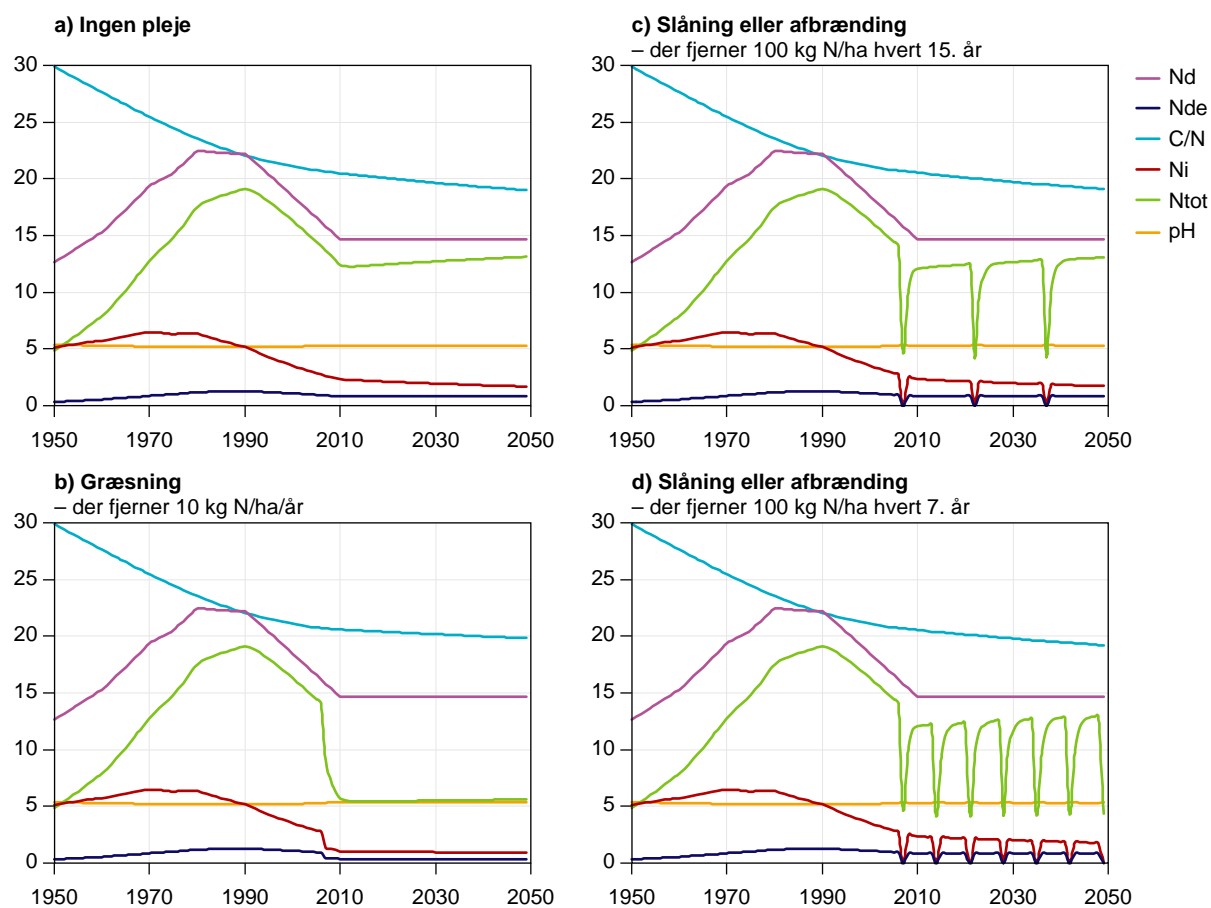
De anvendte parametre er, for jordbunden, en tykkelse af det aktive jordlag på 50 cm, massefylde på 1300 kg m⁻², et volumetrisk vandindhold på 30 %, 300 mm overskudsnedbør, CEC (kationbytningskapacitet) på 50 meq kg⁻¹, BC (base kationer, primært K, Ca, Mg) forvittringsrate på 0,04 eq m⁻², nettooptag af N og BC på 0,03 og 0,05 eq m⁻², denitrifikationsrate på 0,1, og en initial C/N ratio på 30. De anvendte størrelser vil ikke repræsentere alle dele af klitheden lige godt, fx kan der forventes en højere denitrificering på våde partier af heden.

Der er opstillet 5 forskellige plejescenarier: Ingen pleje, græsning, der medfører en kvælstoffjernelse på hhv. 10 og 15 kg N ha⁻¹ år⁻¹, samt slåning eller afbrænding, der fjerner 100 kg N ha⁻¹ hhv. hvert 15. eller 7. år. Der er dermed tale om en forholdsvis intensiv pleje af området. Der er regnet med en konstant kvælstofdeposition på knap 15 kg N ha⁻¹ år⁻¹ efter 2010, hvor de nuværende internationale aftaler udløber. For lettere at kunne sammenligne effekterne af de forskellige plejetiltag, er variationen i stofkredsløb som følge af vegetationens naturlige dynamik udeladt i beregningen, dvs. der er regnet med et gennemsnitligt nettooptag hvert år. Dette har ikke betydning for den langsigtede trend, men er naturligvis misvisende for de enkelte år, specielt for slåningsscenerierne.

Figur 5.1 og Tabel 5.1 illustrerer de beregnede resultater. For det simulerede område er det kun det mest intensive plejescenario, fjernelse af 15 kg N ha⁻¹ år⁻¹ ved græsning, der formår at vende den negative udvikling for C/N. Den beregnede stigning frem til 2045 er dog meget beskeden i forhold til områdets udgangspunkt på 30. Den beregnede kvælstoftilgængelighed for dette scenario er på et naturligt niveau for et hedeareal, men plejeintensiteten er så høj, at dette i sig selv kan have negative effekter på følsomme elementer af plantesamfundet.

Tabel 5.1. Beregnet jordbundskemi i 2010 og 2045 for 5 forskellige plejescenarier.

	C/N 2010	C/N 2045	N _{tot} 2010	N _{tot} 2045	pH 2010	pH 2045
Ingen pleje	20,48	19,12	12,40	13,04	5,29	5,29
Græsning, 10 kg N ha ⁻¹ år ⁻¹	20,59	19,89	5,70	5,59	5,37	5,39
Græsning, 15 kg N ha ⁻¹ år ⁻¹	20,68	20,68	0,24	0,00	5,45	5,49
Slåning hver 15. år	20,53	19,09	12,03	13,06	5,30	5,30
Slåning hver 7. år	20,53	19,32	12,03	12,60	5,30	5,30



Figur 5.1 Beregnet udvikling i jordbundskemi fra 1950 til 2050 for 4 forskellige plejescenarier. N_d : total deposition af kvælstof ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$), N_i : kvælstofimmobilisering ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$), N_{de} : denitrificering ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$), N_{tot} : total tilgængelig kvælstof i jordvæsken ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$).

5.2 Prognose for vegetationssammensætning

Målsætningen for et givet område er dog typisk ikke at opnå bestemte værdier af udvalgte miljøkemiske variable; men derimod en bestemt naturtype som primært er defineret ved den tilstedeværende vegetation. Det er derfor vigtigt at kunne bestemme sandsynligheden for, at denne vegetation vil indfinde sig givet den beregnede udvikling i de miljøkemiske variable ved en bestemt plejeplan.

Disse prognoser kan baseres på:

- i. Relativt simple ekspertvurderinger, fx. at en typisk hedevegetation vil indfinde sig hvis C/N forholdet er større end 30 (KGB-rapport).
- ii. Vurdering i forhold til naturtypespecifikke tålegrænser.
- iii. Prognostiske værktøjer baseret på empiriske vegetationsdata (Kapitel 1 samt Appendiks 1). Anvendelse af disse mere sofistikerede prognostiske værktøjer vil dog højst sandsynligt kun kunne foretages i samarbejde med en ekspert.

6 Overvejelser ved valg af plejemetode

Ved at måle den aktuelle N-pulje i det konkrete forvaltningsområde og anvende matematiske modeller til at forudsige effekten af forskellige plejetiltag på N-puljen over tid (se 5.1) kan det godtgøres, om N-fjernelse er muligt og påkrævet for at opretholde eller på sigt opnå den målsatte naturtype, og i givet fald hvilke plejetiltag som vil have en tilstrækkelig effekt på N-puljen. I valget mellem enkelte eller en kombination af disse forskellige plejemetoder er der dog forskellige hensyn, som skal afvejes.

Antal kg kvælstoffjernelse, som har været omdrejningspunktet i denne rapport, er kun en af mange interagerende faktorer, som er med til at skabe et succesfuldt plejeindgreb. Der kan være uønskede effekter (bivirkninger) forbundet ved plejetiltaget, fx lokal udryddelse af arter evt. i forbindelse med fjernelse af de nederste lag af fødekæden, begunstiggelse af visse successionstrin, "homogenisering" af naturtypen, favorisering af pionerarter i forhold til "slow invaders" etc. , Derudover skal den æstetiske fremtoning af landskabet efter plejeindgrebet overvejes, fx. genetablering af synlige konturer i landskabet, samt om der er mulighed for reetablering af ønsket vegetation fra en frøbank eller kolonisation fra nære arealer.

Det første skridt i en hvilken som helst pleje kræver dog en plan som det første skridt. Uanset hvilke faktorer, som har betydning for den langsigtede effekt af plejetiltaget, vil det ikke være muligt at udarbejde en velovervejet plejestrategi uden en klar formulering af målsætninger og dyb forståelse af de lysåbne naturtyper specielle karakteristika. Det helt centrale er, at få udpeget de særlige værdier/problemer samt at få etableret en side- og efterfølgende overvågning, der skal dokumentere effekterne af de foretagne indgreb eller igangsatte pleje. Det vil sige, at de foretagne observationer og dataindsamling skal foregå efter vedtagne tekniske anvisninger som i overvågningsprogrammet NOVANA. Data skal derfor registreres i naturdatabasen for blandt andet at sikre dokumentation og et bredt kendskab til de opnåede effekter.

En undersøgelse af arealet er en væsentlig forudsætning for en plejeplan. Typisk vil dette resultere i et kort, som viser alle naturtyperne inden for arealet (Skov *et al. in prep.*). Med en viden om fordelingen af naturtyper inden for området vil der herefter kunne udarbejdes en plan. I forberedelse af en sådan plan er det væsentligt at sikre en beskrivelse af målsætninger samt en beslutning om hvilke valg af metoder, der bedst sikrer opfyldelsen af disse målsætninger. Såfremt området rummer flere habitatnaturtyper, skal der udarbejdes målsætninger for delarealer. Da der ofte er sjældne eller interessante arter, skal de specielle krav, som disse måtte kræve, forsøges at tilgodeses i de overordnede planer. Som oftest vil det være umuligt at få et fuldstændigt overblik over specielle delkrav, som måtte være mest rigtigt, så derfor er det i praksis mest hensigtsmæssigt at skabe en mosaik indeholdende en diversitet af vegetationsstrukturer ved at graduere intensitet af pleje og anvende forskellige metoder i kombination.

Gennem en meget lang periode har en stor andel af vore naturarealer ligget mere eller mindre passivt hen uden den historiske anvendelse,

som har betinget deres karakteristika. Den manglende brug har medført en manglende dynamik og typisk påvirket naturtyperne og dermed også kontingenten af arter. På en stor del af vore heder og klitheder er vegetationen domineret af en tæt måtte af revling og med en tørveopbygning, som vanskeliggør etablering og spiring af frøplanter. Ofte vil arealer være vokset til med træer og buske, som tilmed kan have opnået en høj alder. Mange enebærheder er domineret af en stagnerende population af gamle ener, som mere eller mindre lukker for adgangsforhold samt forhindrer spiring af nye ener.

For en lang række lysåbne naturtyper vil det i langt de fleste tilfælde være ganske relevant og fornuftigt at starte med fjernelse af vedplanter. Ud over genetablering af lysåbne forhold vil en fjernelse af vedmassen, og i særdeleshed grene og blade, direkte fjerne en stor mængde næringsstoffer. Indirekte vil en fjernelse af opvæksten generelt medvirke til en svagt lavere atmosfærisk deposition på det ryddede område, idet afsætning af næringsstoffer er lavere til et område uden den turbulens, som opvæksten bevirker. Hvor de ryddede træer har stået, vil man kunne opnå op mod en halvering af den atmosfæriske påvirkning. Hos naturtyper med en akkumulation af organisk materiale – hede- og mosetyper – vil en fjernelse af vedplanter ikke pr. automatik resultere i en genetablering af typen. Tilgroningen vil ofte lokalt have forårsaget store radikale forandringer hos de organismegrupper, der deltager i næringsstofkredsløbet. For eksempel vil pH typisk være steget mindst en enhed og dermed være over 5. Uanset om tilgroningen er med nåle eller løvtræer vil det ofte resultere i et græsdomineret økosystem, som ikke umiddelbart kan tvinges tilbage til den ønskede original igen. Fjernelse af vedplanter på lysåbne naturtyper er uanset dette problem et absolut "must", og ofte ligeledes det logiske første skridt i en igangsat pleje. Vedplanterydning er som oftest det mest spektakulære indgreb og på den måde i den mere taknemmelige ende af plejekategorierne. Noget andet er at få etableret en vedholdende pleje, der kan tage hånd om de knap så spektakulære områder som hydrologi og næringsstoffer. I forbindelse med fjernelse af materialet opnår man som sidegevinst en tiltrængt forstyrrelse af vegetationen, som kun kan gavne dynamikken for den lysåbne natur. Det, der savnes allermest i den danske natur, er de helt primære successionsstadier, der levner plads til de helt specielle insekter – klassiske successionstrin fra opgiven ager til hede, tilgroning af vindbrud, sølehuller fra kreaturer m.m.

På mange naturarealer har der gennem de seneste årtier været en stor tilgang af næringsstoffer fra luften. Vurderingen er, at de fleste arealer totalt har modtaget mellem 500 og 1500 kg N/ha gennem de seneste 50 år. Skovnaturen ligger typisk i den høje ende med en samlet akkumulation på over 1000 kg N. Jordbunden på indlandsheder indeholder som oftest mere end 5000 kg N ha⁻¹ (Nielsen *et al.* 1999 og 2000), hvoraf knap halvdelen vil være i den øverste organiske del af jordbunden. For revlingeklitheder vil der typisk være mere end 2000 kg N ha⁻¹ i jordbunden, hvoraf ca. 50 % befinder sig i den øverste del af jorden. I naturtyper med en akkumulering af kulstof i den øverste del af jordbunden vil man derfor kunne opnå en markant effekt på kvælstofmængden ved skrælning eller afbrænding.

For at sænke næringsstofniveauet i en N-forvaltning af lysåben natur er slåning som omtalt også en effektiv metode til at fjerne kvælstof. Slåning

af engarealer til hø bevirker en nedgang i næringsstofpuljerne, der er større end mange års græsning, forudsat at det afslåede materiale fjernes. Den største effekt af slåningen opnås ved at slå vegetationen inden næringsstofferne returneres til diverse oplagsorganer. Dværgbuske og græs indeholder flest næringsstoffer i den overjordiske biomasse i forsommeren. For naturtyper som klit- og hedetyperne kan der, som tidligere omtalt, være behov for indgreb der synes temmelig store og derved får mere karakter af naturgenopretning end egentlig vedligeholdelsespleje. Nogle af vore yppigste hedeområder findes som bekendt på de militære øvelsesejendomme. Næsten uanset habitattype og optimale græsningsforhold vil der som omtalt være behov for lejlighedsvis slåning og bortskaffelse af biomasse for simpelthen at nedjustere næringsniveauet for de pågældende typer.

Uanset græsningen er der mange arealer, specielt på engarealer, der stille og roligt vokser mere og mere til i blandt andet horsetidse, skræppe, lysesiv, stor nælde, rejnfan m.m. Lysesiv kan i løbet af ganske få år etablere sig som næsten enerådende. I særlige tørre år kan det lade sig gøre at foretage drastiske indhug i lysesiv og dermed forbedre vilkårene for andre arter. Hvis det overhovedet skal være interessant at etablere græsning, kræves der et fødegrundlag, der som minimum står mål med den arbejdsindsats, der er forbundet med græsningen. Det er væsentligt at igangsætte græsning tidligt om foråret evt. ved anvendelse af helårsgræsning, da de fleste arter så som vedplanter, siv, tagrør mm, har en "spiselig" periode i starten af vækstsæsonen, inden græsset for alvor begynder at vokse. Når først det sker, vil de fleste dyr være tilbøjelige til at undgå det hårde arbejde de egentlig var sat til og koncentrere sig om delikatesserne og det uden fibre.

I forbindelse med etablering af en pleje er det derfor vigtigt at indsamle data og kortlægge det pågældende område. Med denne ballast og en viden om naturtyperne udarbejdes en plan, der så vidt muligt tilgodeser de specielle krav, de enkelte naturtyper og arter kræver. Datagrundlaget, som omfatter viden om eventuel tidligere pleje, næringsstofniveau, vegetations sammensætning m.m. danner herefter sammen med målsætninger og økonomi grundlag for den videre proces.

7 Referencer

Austin, M.P. (2002): Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*, 157, 101-118.

Bak, J. (2001): Kortlægnings- og analyseprojekt vedrørende væsentlige ammoniakpunktkilder og sårbare naturtyper i det åbne land. Skov- og Naturstyrelsen, Wilhjelmudvalget. 31 s.

Bak, J. (2003): Manual vedr. vurdering af de lokale miljøeffekter som følge af luftbårent kvælstof ved udvidelse og etablering af større husdyrbrug. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
<http://www2.skovognatur.dk/udgivelser/2003/87-7279-537-9/pdf/helepubl.pdf>

Bak, J. & Ejrnæs, R. (2004): EUDANA - EUtrofiering af Dansk Natur - videnbehov, modeller og perspektiver, Faglig rapport fra DMU, nr. 50, 52 s.

Bossuyt, B., Hermy, M. (2003): The potential of soil seedbanks in the ecological restoration of grassland and heathland communities. *Belgian Journal of Botany* 136:23-34.

Boyce, M.S. & McDonald, L.L. (1999): Relating populations to habitats using resource selection functions. *Trends in Ecology and Evolution*, 14, 268-272.

Britton, A. J., Marrs, R.H., Carey, P.D., Pakeman, R.J. (2000): Comparison of techniques to increase *Calluna vulgaris* cover on heathland invaded by grasses in Breckland, south east England. *Biological Conservation* 95:227-232.

Buttenschøn, R. (2006): Fjernelse af kvælstof ved græsning. *in* Præsentation ved Workshop om Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper, Gjern Søhøjland 19.-20. april 2006

Buttenschøn, R.M. (2007): Græsning og høslæt i naturplejen. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen og Center for Skov, Landskab og Planlægning, Københavns Universitet, Hørsholm, 2007. 250 s. ill.

Buttenschøn, R., Buttenschøn, J. (2001): Effekten af husdyrgræsning på vegetation. Pages 184 *in* L. Pedersen, Buttenschøn, R.M., Secher Jensen, T (eds.), editor. Græsning på ekstensivt drevne naturarealer - Effekter på stofkredsløb og naturindhold. Skov og Landskab, Hørsholm.

Böcher, T., Jørgensen, C.A. (1972): Jyske dværgbuskheder. Eksperimentelle undersøgelser af forskellige kulturindgrebs indflydelse på vegetationen. *Det Kgl. Danske Videnskabers Selskab, Biologiske Skrifter* 19:1-51.

Cam, E., Link, W.A., Cooch, E.G., Monnat, J.-Y., & Danchin, E. (2002): Individual covariation in life-history traits: seeing the trees despite the forest. *American Naturalist*, 159, 96-105.

Christensen, P. (1981): Status over hedeplejemetoder. Fredningsstyrelsen, København.

Claessen, D., Gilligan, C.A., & van den Bosch, F. (2005): Which traits promote persistence of feral GM crops? Part 2: implications of meta-population structure. *Oikos*, 110, 20-29.

Clark, J.S. (2005): Why environmental scientists are becoming Bayesians. *Ecology Letters*, 8, 2-14.

Clark, J.S. & Gelfand, A.E. (in press): A future for models and data in environmental science. *Trends in Ecology and Evolution*.

Clark, J.S., LaDeau, S., & Ibanez, I. (2004): Fecundity of trees and the colonization-competition hypothesis. *Ecological Monographs*, 74, 415-442.

Clement, B., Touffet, J. (1981): Vegetation dynamics in Brittany heathlands after fire. *Vegetatio* 46:157-166.

Clement, B., Touffet, J. (1990): Plant strategies and secondary succession on Brittany heathlands after severe fire. *Journal of Vegetation Science* 1:195-202.

Damgaard, C. (2006): Modelling ecological absence-presence data along an environmental gradient: threshold levels of the environment. - *Environmental and Ecological Statistics* 13: 229-236.

Damgaard, C. (submitted): Modelling pin-point plant cover data: a spatial hierarchical stochastic model of plant population processes along an environmental gradient. -

Dall, A. (2006): Effekter af græsning på klitheder *in* Præsentation ved Workshop om Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper, Gjern Søhøjland 19.-20. april 2006

Ejrnæs, R. (2006): Naturpleje af N-belastet urtevegetation *in* Præsentation ved Workshop om Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper, Gjern Søhøjland 19.-20. april 2006.

Ellenberg, H. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - *Scripta geobotanica* 18.

Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Brandt, J., Christensen, J., Frohn, L.M., Geels, C., Kemp, K., Løfstrøm, P., Mogensen, B.B. & Monies, C. (2006): Atmosfærisk deposition. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 595: 66 s.

Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Frohn, L.M., Geels, C., Kemp, K., Løfstrøm, P., Mogensen, B.B. & Monies, C. 2007:

Atmosfærisk deposition 2006. NOVANA. Aarhus Universitet. Danmarks Miljøundersøgelser. 62 s.- Faglig rapport fra DMU, nr. 645.

Evans, C, Smart, S., Whitaker, J., Scott, A., Emmett, B. & Terry, A.C. (2002): Evaluation and development of dynamic models for soils and soil-plant systems, UKREATE annual report, 2002, www.bangor.ceh.ac.uk/terrestrial-umbrella/reports/annual_report_02.htm

Geels, C., Hertel, O., Madsen, P. V., Frohn, L. M., Gyldenkerne, S., Frydendall, J., Christensen, J. H., Hvidberg, M., Ambelas Skjøth, C., & Ellermann, T. (2006): Atmosfærisk kvælstofbelastning af udvalgte naturområder i Frederiksborg Amt. Danmarks Miljøundersøgelser. 69s. -Faglig rapport fra DMU nr. 601. <http://www.dmu.dk/Pub/FR601.pdf>

Gill, A., Groves, R.H. (1981): Fire regimes in heathlands and their plant-ecological effects. Pages 61-84 in R. e. Spect, editor. Heathlands and related shrublands, analytical studies. .

Gimingham, C. H. (1972): Ecology of Heathlands. Chapman and Hall, London.

Gotelli, N. & McCabe, D.J. (2002): Species co-occurrence: a meta-analysis of J. M. Diamond's assembly rules model. Ecology, 83, 2091-2096.

Granström, A. (1988): Seed banks at Six Open and Afforested heathland Sites in Southern Sweden. Journal of Applied Ecology 25:297-306.

Gregersen, P. (2006): Hedepleje med tørveskrælning, slåning samt traditionel anvendelse af lyng som brændselspiller. *in* Præsentation ved Workshop om Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper, Gjærn Søhøjland 19.-20. april 2006.

Grubb, P., Green, H.E, Merrifield, R.C.J. (1969): The ecology of chalk heath: its relevance to the calcicole-calcifuge and soil acidification problems. Journal of Ecology 57:175-212.

Gundersen, P., Buttenschøn, R.M. (2005): Vegetationsudvikling og nitratudvaskning ved ændret arealanvendelse, Eng, overdrev og skovrensning i Drastrupprojektet 1998-2005. Arbejdsrapporter Skov & Landskab, Nr. 24, Skov og Landskab, Hørsholm.

Hall, D. B. (2000): Zero-inflated Poisson and binomial regression with random effects: A case study. - Biometrics 56: 1030-1039.

Hansen, K. (1964): Studies on the Regeneration of Heath vegetation after Burning off. Botanisk Tidsskrift 60:1-41.

Heil, G. W. and Bobbink, R. (1993): "Calluna", a simulation model for evaluation of impacts of atmospheric nitrogen deposition on dry heathlands. - Ecological Modelling 68: 161-182.

Herben, T., During, H. J. and Law, R. (2000): Statio-temporal patterns in grassland communities. - In: Dieckmann, U., Law, R. and Metz, J. A. J. (eds.), The geometry of ecological interactions: Simplifying spatial complexity. Cambridge University Press, pp. 48-64.

Hobbs, R., Gimingham, CH. (1984): Studies on fire in Scottish heathland communities II. Post-fire vegetatiopn development. *Journal of Ecology* 72:585-610.

Härdtle, W., Niemeyer, M., Niemeyer, T., Assmann, T., Fottner, S. (2006): Can management compensate for atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems? *Journal of Applied Ecology* 43:759-769.

Jensen, H. 2006. Restoration of Dune habitats along the Danish West Coast. *in* Præsentation ved Workshop om Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper, Gjern Søhøjland 19.-20. april 2006.

Johnsen, I. (2006): Sne-kruslav alias *Flavocetreria nivalis* i klemme! . *in* Præsentation ved Workshop om Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper, Gjern Søhøjland 19.-20. april 2006.

Jørgensen, H. (2005): Høenge i Danmark. URT Temanummer URT Vol. 29 juni 2005:1-64.

Jørgensen, H. (2006): Høslæt - fortid og fremtid *in* Præsentation ved Workshop om Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper, Gjern Søhøjland 19.-20. april 2006.

Kent, A. and Coker, P. (1992): *Vegetation description and analysis - A practical approach.* - John Wiley & Sons.

Kirkpatrick, M. & Barton, N.H. (1997): Evolution of species range. *American Naturalist*, 150, 1-23.

Miljøministeriet, S.-o. N. (1993): *Naturplejebogen.* København.

Mitchell, R. J., Auld, M.H.D., Huges, J.M., Marrs, R.H. (2000): Estimates of nutrient removal during heathland restoration on successional sites in Dorset, southern England. *Biological Conservation* 95:233-246.

Nepper Larsen, S. (2005): Engens Planter. Temanummer URT - Høenge i Danmark 29:8-11.

Nielsen, K E , Ladekarl U.L., Nörnberg, P., (1999): Dynamic soil processes on heathland due to changes in vegetation to oak and Sitka. *Forest Ecology and Management* 114, 107-116.

Nielsen, K.E., Hansen, B., Ladekarl, U.L. & Nörnberg, P. (2000): Effects of N-Deposition on Ion Trapping by B-Horizons of Danish Heathlands. *Plant and Soil* 223: 265-276.

Nilsson, J. (1970): Ljunghedar och deras skötsel. *Meddelanden från forskargruppen för skötsel av naturreservat.* Nr 3.

Odgaard, B. (1994): The Holocene vegetation history of northern West Jutland, Denmark. *Opera Botanica* 123:1-171.

Pearce, J. & Ferrier, S. (2000): Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling*, 133, 225-245.

- Power, S. A., Ashmore, M.R., Cousins, D.A. (1998): Impacts and fate of experimentally enhanced nitrogen deposition on a British lowland heath. *Environmental Pollution* 102:27-34.
- Power, S. A., Ashmore, M.R., Terry, A.C., Caporn, S.J.M., Pilkington, M.G., Wilson, D.B., Barker, C.G., Carroll, J.A., Cresswell, N., Green, E.R., Heil, G.W. (2004): Linking field experiments to long-term simulations of impacts of nitrogen deposition on heathlands and moorlands. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 4:259-267.
- Qu, Y., Greene, T. and Piedmonte, M. R. (1993): Symmetric Bernoulli distributions and generalised binomial distributions. - *Biometrical Journal* 35: 523-533.
- Rees, M., Condit, R., Crawley, M., Pacala, S. and Tilman, D. (2001): Long-term studies of vegetation dynamics. - *Science* 293: 650-655.
- Riis-Nielsen, T., Schmidt, I.K., Frandsen, B., Binding, T. (2005): Nørholm Hede: En langtidsundersøgelse af hedens vegetationsudvikling og tilgroning. *Forest & Landscape Research* No 35-2005:202 pp.
- Riis-Nielsen, T., Søchting, U, Johannsson, M, Nielsen, P. (1991): Hedeplejebogen - de danske heders historie, pleje og udforskning. Miljøministeriet, Sov- og Naturstyrelsen, København.
- Risager, M. 2006. Forvaltning af højmoser *in* Præsentation ved Workshop om Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper, Gjern Søhøjland 19.-20. april 2006.
- Silvertown, J., Dodd, M.E., Gowing, D.J.G., & Mountford, J.O. (1999): Hydrologically defined niches reveal a basis for species richness in plant communities. *Nature*, 400, 61-63.
- Skov *et al.* (in prep.): Prioriteringsrapport, Skov- og Naturstyrelsen.
- Strandberg, M. (1998): Hedens kultur og natur. RHODOS.
- Termansen, M., McClean, C.J., & Preston, C.D. (2006): The use of genetic algorithms and Bayesian classification to model species distribution *Ecological Modelling*, 192, 410-424.
- Terry, A. C., Ashmore, M. R., Power, S. A., Allchin, E. A. and Heil, G. W. (2004): Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on *Calluna*-dominated ecosystems in the UK. - *Journal of Applied Ecology* 41: 897-909.
- Thompson, K., Bakker, J., Bekker, R. (1997a): The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Thompson, K., Band, S.R. (1997b): Survival of a lowland heathland seed bank after a 33-year burial. *Seed Science Research* 7:409-411.
- Vestergaard, P. (2006): Tab af kvælstof ved afbrænding af hede og klithede - erfaringer fra Hansted Reservatet og Lüneburger Heide *in*

Præsentation ved Workshop om Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper, Gjern Søhøjland 19.-20. april 2006.

Vestergaard, P., Alstrup, V. (2001) Recovery of Danish coastal dune vegetation after a wildfire. *Journal of Coastal Conservation* 7:117-128.

Walker, W.E., Harremoës, P., Rotmans, J., van der Sluijs, J.P., van Asselt, M.B.A., Janssen, P., & Krayen von Kraus, M.P. (2003): Defining uncertainty, a conceptual basis for uncertainty management in model-based decision support. *Integrated Assessment*, 4, 5-17.

Walter, H. (1985): *Vegetation of the earth*. - Springer.

Wassen M.J., Venterink H.O., Lapshina E.D. & Tanneberger F.. (2005): Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature*, 437,547-550.

Weihner, E., Clarke, G.D.P., & Keddy, P.A. (1998): Community assembly rules, morphological dispersion, and the coexistence of plant species. *Oikos*, 81, 309-322.

Wikle, C.K. (2003): Hierarchical Bayesian models for predicting the spread of ecological processes. *Ecology*, 84, 1382-1394.

A.1. Appendiks: Vegetationsmodeller

A.1.1. PINREG-modellen

Ved hjælp af PINREG bestemmes en empirisk relation mellem forskellige målte fysisk-kemiske variable (påvirkninger) og den tilhørende observerede dækningsgrad af de enkelte plantearter.

A.1.1.1. Data

I det terrestriske delprogram i NOVAVA er der udlagt overvågningsstationer for de enkelte naturtyper. Overvågningsstationerne er afgrænset således, at naturtypen, som stationen er udpeget for, udgør mindst 50% af overvågningsarealet. Naturtypen defineres bredt for at sikre en overvågning af såvel potentielt gunstige som ugunstige prøvefelter på overvågningsstationen. Hver overvågningsstation består typisk af 40 tilfældigt udlagte prøvefelter afhængig af stationens areal og kompleksitet, idet der også er små stationer med kun 20 felter og større stationer med 60 prøvefelter. Et prøvefelt består af et 0,5 m x 0,5 m kvadrat. I prøvefeltet måles bl.a. vegetationens dækningsgrad samt forskellige fysisk-kemiske variable, fx forholdet mellem kulstof og kvælstof i jorden (C/N-forholdet), nitrat i vand og kvælstof i lav og mos, fosfor i jord, pH samt i de vådere naturtyper også ledningsevne og vandstand. Se også <http://www.dmu.dk/Overvågning/Fagdatacentre/Biodiversitet+og+terrestrisk+natur/Tekniske+anvisninger/>

For en objektiv bestemmelse af dækningsgraden af de enkelte planter benyttes pin-point metoden (Kent and Coker 1992). Pin-point analysen foretages med en ramme (indvendige mål 50x50 cm) med 16 krydspunkter dannet af snore udspændt vinkelret på hinanden, således at afstanden mellem snorene er 15 cm. Selve pin-point analysen gennemføres ved at føre en tynd pind ned i de 16 krydspunkter inden for rammen, hvor det for hvert punkt registreres, hvilke plantearter pinden rører. Planten behøver ikke at være rodfæstet inden for rammen. Der tælles kun berøringer med årsskud fra indeværende vækstsæson dvs. ikke døde skud fra sidste års standere eller bladløse forvedede stængler.

Resultaterne af pin-point analyser er typisk blevet rapporteret ved angivelsen af den observerede middelværdi og varians i antallet af berøringer; men denne fremgangsmåde udnytter ikke informationsmængden i de indsamlede data optimalt. Man vil kunne opnå større statistisk styrke i hypotesetestningen af de samme data ved at formulere en relevant sandsynlighedsmodel for hvordan pin-point data er fordelt.

En stokastisk model af antallet af pin-point berøringer må indeholde to vigtige karakteristika ved fordelingen af plantearter: i) plantearter forekommer ikke i alle de områder som den er tilpasset til (se ovenfor) og der vil derfor være for mange nul-observationer i forhold til fx en binomialfordeling ii) variansen vil typisk være større end i en binomialfordeling pga. to hyppige fænomener. Mange plantearter har potentialet for at vokse sig større end de 15 cm, der er mellem krydspunkterne og den samme plante vil derfor nogen gange blive rørt flere gange, og desuden

har planter en tendens til at være klumpet rumligt fordelt (Herben, During and Law 2000).

A.1.1.2. Stokastisk model af pin-point data

Antallet af berøringer i en pin-point ramme antages at være en stokastiske variabel, Y . Den stokastiske variabel antages at være genereret ud fra to stokastiske processer: i) en nul proces hvor der genereres nul-værdier med sandsynligheden p , ii) og en binomial proces, hvor alle ikke-nul værdierne samt nogle af nul-værdierne genereres i henhold til en generaliseret binomial fordeling (eller Polya-Eggenberger fordeling) med sandsynligheds parameter q og en korrelationsparameter δ (Qu, Greene and Piedmonte 1993). Hvis korrelationsparameteren, som er begrænset mellem $-\min(q/(n-1-q), (1-q)/(n-1))$ og 1, er forskellig fra nul, dvs. hvis sandsynligheden for at røre en bestemt planteart i et krydspunkt afhænger af om den samme planteart er blevet rørt i andre krydspunkter i den samme ramme, da er tætheden af Y lig med,

$$f_Y(y; n, p, q, \delta) = \begin{cases} p + (1-p) \frac{\varphi\left(\frac{(1-q)(1-\delta)}{\delta}, n\right)}{\varphi\left(\frac{1}{\delta}-1, n\right)} & y=0 \\ (1-p) \binom{n}{y} \frac{\varphi\left(q\left(\frac{1}{\delta}-1\right), y\right) \varphi\left(\frac{(1-q)(1-\delta)}{\delta}, n-y\right)}{\varphi\left(\frac{1}{\delta}-1, n\right)} & 0 < y \leq n \end{cases}$$

hvor φ symboliserer Pochhammer funktionen,

$$\varphi(x, n) = \Gamma(x+n)/\Gamma(x) = x(x+1)\dots(x+n-1)$$

(Damgaard submitted).

Hvis $\delta = 0$, dvs. hvis antallet af berøringer er ukorrelerede da er tætheden af Y lig med,

$$f_Y(y; n, p, q) = \begin{cases} p + (1-p)(1-q)^n & y=0 \\ (1-p) \binom{n}{y} q^y (1-q)^{n-y} & 0 < y \leq n \end{cases}$$

hvilket er en binomial fordeling med "for mange" nul-observationer (Hall 2000).

Middelværdien af ZIGBD fordelingen (eng: zero-inflated generalised binomial distribution) er uafhængig af δ ; $E(Y) = (1-p)nq$. Hvorimod variansen som forventet stiger med δ ;

$$\text{Var}(Y) = (1-p) n q (1-q(1-p n + \delta(n-1))) + \delta(n-1).$$

A.1.1.3. Sigmoid regressions model

Ved brug af ZIGBD fordelingen er det nu muligt at modellere effekten af den målte fysisk-kemiske variabel, kaldet x , på dækningsgraden, dvs. effekten af påvirkningen på sandsynlighedsparametrene p og q . For nuværende antager vi at den fysisk-kemiske variabel ikke har nogen effekt på korrelationsparameteren (although see Herben, During and Law 2000).

Som udgangspunkt har vi valgt at modellere effekten af påvirkningen på dækningsgraden med en sigmoid funktion, som returnerer værdier i intervallet mellem nul og en og hvor evt. tærskelværdier af påvirkningen er parameteriseret (Damgaard 2006, Damgaard submitted)

$$h(x; a, d, b, x_0) = \frac{(a-d)(1 + \exp(-b(x-x_0)))}{1 + \exp(b(x-x_0))} + d$$

$$x \geq 0, a \in [0,1], d \in [0,1], b \in [0, \infty]$$

hvor x_0 er infleksionspunktet, $h''(x_0) = 0$, og b er proportional med hældningen i vendetangenten i x_0 . Således er x_0 et mål for hvornår den største ændring i responsen på påvirkningen forekommer og kan tolkes som tærskelværdien af påvirkningen. Funktionen, $h(x)$, har den egenskab at $h(0) = a$ og $h(\infty) = d$. Hvis $a > d$, så vil $h(x)$ være en aftagende funktion og hvis $a < d$, så vil $h(x)$ være en voksende funktion. Hvis $b = 0$ eller $a = d$, så er $h(x) = a$, hvilket kan tolkes som at der ikke er nogen effekt af den målte fysisk-kemiske variabel på dækningsgraden.

A.1.1.4. Estimerings- og testprocedurer

Overvågningsdataene i NOVANA er indsamlet hierarkisk: inden for et antal stationer blev et antal prøvefelter udvalgt tilfældigt. Som udgangspunkt antages det at nul-processen, dvs. sandsynligheden for at planten ikke findes i området, opererer på stationsniveau, og binomialprocessen opererer på prøvefeltetsniveau. På grund af den hierarkiske indsamling er det naturligt at estimere parametrene i regressionsmodellen i to skridt.

Først estimeres sandsynligheden for at arten ikke findes på en station som en funktion af den målte fysisk-kemiske variabel ved en indikator variabel for om arten findes i området:

$y_i \sim f_Y(y_i; h(x_i; a_p, d_p, b_p, x_{0p}))$, hvor i symboliser stationer, f_Y symboliserer Bernoulli fordelingen af Y , således at:

$$f_Y(y_i; p_i) = \begin{cases} p_i & y_i = 0 \\ (1-p_i) & y_i > 0 \end{cases}$$

Effekten af den målte fysisk-kemiske variabel på sandsynligheden for at arten er i området testes ved at sammenligne $l_Y(\hat{a}_p, \hat{d}_p, \hat{b}_p, \hat{x}_{0p})$ med $l_Y(\tilde{a}_p, \tilde{a}_p, 1, 0)$ i en likelihood ratio test med to frihedsgrader. Hvis effekten af den fysisk-kemiske variabel er signifikant på et 5% niveau, så

sættes $\hat{p}_i = h(x_i; \hat{a}_p, \hat{d}_p, \hat{b}_p, \hat{x}_{0p})$ i modsat fald sættes $\hat{p}_i = h(x_i; h(\tilde{a}_p, \tilde{a}_p, 1, 0) = \tilde{a}_p$.

I næste skridt estimeres parametrene i binomialprocessen ved brug af ZIGBD fordelingen og regressionsmodellen, således at $y_{ij} \sim f_Y(y_{ij}; n_{ij}, \hat{p}_i, h(x_{ij}; a_q, d_q, b_q, x_{0q}), \delta)$, hvor i symboliser stationer og j symboliser prøvefelter. Effekten af den målte fysisk-kemiske variabel på dækningsgraden testes analogt med den tidligere beskrevne test ved at sammenligne $l_Y(\hat{a}_q, \hat{d}_q, \hat{b}_q, \hat{x}_{0q}, \hat{\delta})$ med $l_Y(\tilde{a}_p, \tilde{a}_p, 1, 0, \tilde{\delta})$ i en likelihood ratio test med to frihedsgrader.

Udover at teste om den målte fysisk-kemiske variabel har en statistisk effekt på forekomsten af arten, kan det være relevant at undersøge ved hvilke værdier (tærskelværdier) sandsynligheden for at en art er i området, og med hvilken dækning den i givet fald har, ændres hurtigst som en respons på en ændring af den fysisk-kemiske variabel. Disse tærskelværdier er i regressionsmodellen estimeret ved henholdsvis x_{0p} og x_{0q} og det kan være relevant at sammenligne disse estimater med de opstillede kriterier for gunstig bevaringstilstand (KGB) for de enkelte naturhabitater.

A.1.2. MOVE-modellen

MOVE modellen beregner sandsynligheden for forekomsten af udvalgte plantearter i vegetation som funktion af gradienter i næringsstoffer, grundvandsstand og pH (Latour *et al.*, 1994). Grundlaget for MOVE er multiple logistiske regressionsmodeller for forekomsten af plantearter i prøvefelter som funktion af disse prøvefelters kalibrerede Ellenbergværdier for fugtighed, pH og næringsstofniveau. De kalibrerede Ellenbergværdier er gennemsnittet af de i prøvefeltet forekommende arters indikatorværdier.

For at kunne relatere Ellenbergværdierne til målte, abiotiske variable, er der opstillet signifikante regressionsfunktioner for forholdet mellem Ellenberg-N og kvælstoftilgængelighed, Ellenberg-F og gennemsnitlig grundvandsstand om foråret og Ellenberg-R og pH i jordbunden (fx Ertsen *et al.*, 1998). Ved at fastlægge niveauer for acceptable sandsynligheder for planters forekomst kan grænseværdien for de aktuelle miljøvariable fastlægges.

Responsfunktionerne i MOVE er udviklet med udgangspunkt i mere end 100.000 hollandske vegetationsplots med presence-absence data over de forekommende arter. Sandsynligheden for at en planteart forekommer på en lokalitet kan beregnes på baggrund heraf. En beregning for et plantesamfund baseres på en liste over karakteristiske arter for naturtypen, Ellenberg-R, -N og -F-værdierne for en referencesituation samt Ellenberg-R, -N og -F-værdierne beregnet for en givet mål-situation (Bak, J. & Ejrnæs, R., 2004).

Sandsynligheden for forekomsten af udvalgte plantearter udregnes ved brug af logit funktionen,

$$P = \frac{\exp(f(F, R, N))}{1 + \exp(f(F, R, N))}$$

Hvor P er sandsynligheden for, at plantearten forekommer og $f(F, R, N)$ er en planteart specifik lineær funktion af Ellenberg-F, R, og -N-værdierne baseret på de hollandske prøvefelter (Latour *et al.* 1994).

Effekten på hele plantesamfundet kan bestemmes ved at beregne antallet af karakteristiske arter, der forventes at ville forekomme, dvs. hvor sandsynligheden for forekomst overskrider en given tærskelværdi, eller ved at beregne den gennemsnitlige sandsynlighed for forekomst af alle de karakteristiske arter. I begge tilfælde sammenlignes der mellem mål- og referencesituationen. Det er dog vigtigt at mærke sig at modellen indeholder en komponent, der oversætter miljøvariable til Ellenbergværdier. Denne kobling vil for Ellenberg-N være problematisk for naturområder, der ikke er kvælstofbegrænsede.

A.1.2.1. Valgte koblinger mellem Ellenbergværdier og fysisk kemiske variable

Koblingen mellem Ellenberg-R og pH foretages ved hjælp af sammenhængen beskrevet i (Ertsen *et al.* 1998), dvs

$$\text{pH} = 0,5980 + 36,7215 / (12,6137 \cdot R) .$$

Koblingen mellem Ellenberg-N og C/N forholdet i jorden blev foretaget ved hjælp af sammenhængen beskrevet i Evans *et al.* (2002), dvs. $\text{Ln}(C/N) = 3.61 - 0.63 \text{Ln}(N)$

Koblingen mellem Ellenberg-F og vandstanden under jordoverfladen om foråret i cm blev foretaget ved hjælp af sammenhængen beskrevet i (Ertsen *et al.* 1998), dvs. vandstanden under jordoverfladen om foråret i cm $= 239,963 - 28,515 \cdot F$.

Hvor pH og C/N forholdet i projektet bliver beregnet for de enkelte naturtyper på et rimeligt stort indsamlet datagrundlag, var der ingen tilgængelige data for vandstanden under jordoverfladen om foråret i cm, og vi valgte derfor at foretage en ekspertvurdering af denne parameter. Udvalgte eksperter blev spurgt, hvor det øvre vandspejl befandt sig om foråret i de forskellige naturtyper i Danmark. Ekspertterne blev bedt om at give både et minimum, et maksimum og den hyppigste værdi for hver naturtype.

De fleste af de adspurgte eksperter var kun i stand til at vurdere minimum- og maksimumværdier. Et ekspertpanel (en lille gruppe af eksperter), som snakkede sammen, udfyldte hele skemaet, og da de andre ekspertvurderinger ikke var væsentlig forskellige fra denne vurdering blev denne vurdering benyttet (Tabel A.1).

Tabel A.1. Ekspertvurdering af vandstanden i forskellige habitattyper opgivet som vandstanden i cm om foråret (- betyder under jordoverfladen).

Habitattype	Navn	Maksimum	Minimum	Hyppest
1330	Strandeng	50	-10	10
1340	Indlandssalteng	0	-20	0
2130	Grå/grøn klit	-50	-100	-75
2140	Klithede	-100	-300	-200
2190	Klitlavning	0	-30	-10
2250	Enebærklit	-20	-150	-70
4010	Våd hede	0	-30	-10
4030	Tør hede	-50	-400	-150
6120	Tørt kalksands- overdrev	-100	-300	-200
6210	Kalkoverdrev	-100	-500	-250
6230	Surt overdrev	-50	-200	-100
6410	Tidvis våd eng	30	0	0
7110	Højmose	0	-20	0
7140	Hængesæk	0	0	0
7150	Tørvelavning	0	-20	-10
7210	Avneknippemose	0	-20	0
7220	Kildevæld	0	0	0
7230	Rigkær	0	-20	0

Hvor koblingen mellem Ellenbergs 'reaktionstal' og pH forekommer forholdsvis uproblematisk (Ertsen *et al.* 1998), kan koblingen mellem kvælstofkoncentrationer i miljøet og Ellenbergs kvælstoftal til gengæld være problematisk. Ellenbergs tal repræsenterer vigtige plantefordelende gradienter, og i tilfældet med kvælstoftallet er der i virkeligheden tale om en produktivitetsgradient, og arternes respons skyldes i høj grad den interspecifikke konkurrence, som stiger i betydning fra lav til høj produktivitet. Kvælstofkoncentrationen korrelerer naturligvis generelt positivt med produktiviteten, men denne korrelation er ikke altid høj. Målene for kvælstofdeposition, Ellenberg-N og artssammensætning kan kun forventes at være velkorrelerede i systemer, hvor mængden af kvælstof er den begrænsende faktor for primærproduktiviteten og graden af interspecifik konkurrence. Dette problem afspejles i Ertsen *et al.* (1998), som undersøger korrelationer i et datasæt med 5400 sammenhørende værdier for miljøvariable og Ellenberg-tal. I dette studium er Ellenberg-N ikke velkorreleret med målte jordbunds-parametre. For eksempel findes der ingen signifikant korrelation med kvælstofkoncentrationen i topjorden, men derimod med kalium-koncentrationen ($r^2 = 0.34$). De målte variable, der i dette studium var bedst korrelerede til Ellenberg-N var 'den stående biomasse' ($r^2 = 0.54$) og 'den totale N-pulje i vegetationen' ($r^2 = 0.6$).

Hill & Carey (1997) finder i en analyse af data fra Rothamsted Park Grass Experiment tilsvarende lave korrelationer mellem kvælstofkoncentrationen i jorden og Ellenberg-N. Kvælstofkoncentrationen i topjorden er dog næppe den bedste målbare indikator for kvælstoftilgængeligheden. Hill & Carey (1997) finder, at Ellenberg-N korrelerer langt bedre med produktiviteten (målt som udbytte ved to årlige høslæt) ($r^2 = 0.83$) end med mængden af tilført N i gødning ($r^2 = 0.62$). Til den signifikante korrelation mellem Ellenberg-N og tilført N i gødning skal tilføjes, at der ved de høje N-tilførsler også altid tilførtes P.

Søndergård *et al.* (2005) viste endvidere, at den forventede konkurrencefordel ved høj kvælstofpåvirkning af *Geranium pusillum*, som har en høj Ellenberg-N (Ellenberg-N = 7), overfor *Erodium cicutarium*, som ifølge Ellenberg-N er indifferent med hensyn til N (Ellenberg-N = X), ikke kunne eftervises i et konkurrenceforsøg i væksthuset. Tværtimod viste modelberegninger, at sandsynligheden for at *E. cicutarium* udkonkurrerede *G. pusillum* ville stige med kvælstofpåvirkningen.

Det skal derfor slås fast, at når modelleringen af naturens respons på kvælstofdeposition baserer sig på Ellenberg-N, så afhænger kvaliteten af forudsigelserne af, at der er samtidige informationer om andre produktivitsbegrænsende faktorer (tilgængelighed af P, K og vand), eller at der er vished for, at den naturtype der studeres, er helt eller delvist N-begrænset.

De ovennævnte statistiske/empiriske modeller (PINREG og MOVE) bygger på en antagelse om, at ændringer i miljøet kan omsættes til ændringer i sandsynligheden for at møde en art på et sted. Som udgangspunkt er det rimeligt at antage, at der vil være en sammenhæng mellem miljø og plantesamfund, specielt i naturtyper, hvor arterne har haft hundreder af år til at tilpasse sig de gældende levevilkår og indvandre til lokaliteter som er egnede.

Når miljøet så ændrer sig, vil plantesamfundet også ændres, men med en forsinkelse. Det tager tid for allerede etablerede arter at uddø, men først og fremmest kan det tage meget lang tid for de bedre tilpassede arter at indvandre. Størrelsen af denne forsinkelse vil afhænge af, om der er arter i området med præference for højproduktive levesteder og af om vegetationen forstyrres, så disse arter kan etablere sig eller ekspandere. Selvom eksempelvis grøftekanter i agerlandet opfylder disse betingelser, så viser analyser, at udviklingen i grøftekantsvegetationen over de sidste 30 år har været langsom på trods af intensiv gødskning og endnu ikke har indstillet sig på den nye ligevægt mellem miljø og vegetation [speciale-rapport]. Hvis der er tale om en situation hvor næringsindholdet er dalende, så kan forsinkelsen imidlertid være langt større, fordi arter med præference for oligotrofe levesteder er blevet sjældne i landskabet. En statistisk model beskriver ikke de mulige tidsforsinkelser, men derimod blot miljøets egnethed for arterne. Modellerne indeholder heller ikke nogen beskrivelse af processerne, der tillader en art at sprede sig og etablere sig på en ny lokalitet. Modellerne kan dermed primært bruges til at beregne risikoen for, at en ændring i miljøet fører til tab af allerede etablerede, hjemmehørende arter. Modellerne kan også bruges til at beregne et interval af miljø, hvor et givent plantesamfund vil kunne eksistere med en given sandsynlighed. Modellerne kan derimod ikke beregne sandsynligheden for, at de betragtede arter rent faktisk etablerer sig på en lokalitet, selvom det nødvendige miljø skulle være til stede.

Det er af afgørende betydning, at de data som ligger til grund for responsfunktionerne afspejler den virkelighed, som skal forudsiges. Eftersom modellerne er statistiske, vil der være en risiko for at modellerne fejlvurderer en helt ny økologisk situation, som ikke forekommer i modeldata. Man kunne eksempelvis forestille sig at modeldata ikke indeholdt visse 'unaturlige' kombinationer af de anvendte miljø-gradienter – fx lav pH og højt kvælstofniveau eller meget tør jord og højt kvælstofniveau. Tilsvarende vil der i nogle tilfælde være andre miljøgradienter, som er

lige så vigtige eller vigtigere end de modellerede, og hvor man ikke har viden om disse i modeldata. Graden af forstyrrelse (græsning, erosion, opdyrkning m.v.) er måske den mest oplagte. Effekten af en kvælstofpåvirkning vil således kunne være meget forskellig afhængig af om vegetationen afgræsses eller slås.

A.2. Appendiks: VSD modellen

Den grundlæggende massebalanceligning for kvælstof er:

$$N_{dep} + N_{fi} = N_u + N_i + N_{de} + N_{le,crit}$$

hvor N_{dep} er den (kritiske) deposition, medens u , i , fi og de angiver henholdsvis nettooptag, permanent immobilisering, fiksering og denitrificering. Ud over disse poster medtages i nogen tilfælde fraførsler ved brand og erosion. De mest komplicerede at bestemme er nettooptaget, dvs. den årlige fraførsel som følge af drift / pleje og immobiliseringen.

Immobiliseringen kan variere meget. Områder, der både er meget kvælstoffattige og har en stor kulstofpulje kan akkumulere store mængder kvælstof. Man kan på denne type jorder opleve, at jorden ikke udvasker kvælstof selv ved meget store tilførsler; systemet er tæt, og alt immobiliseres. Omvendt kan der ved vedvarende belastning over tålegrænsen ske en mætning af systemet, så nettotilførslen af kvælstof udvaskes. Sammenhængen er formentlig temmelig kompleks, men en mulig tilnærmelse, der bruges i VSD-modellen, er at immobiliseringen primært styres af C:N i morlaget efter nedenstående ligning:

$$N_i = \begin{cases} N_{dep} & \text{for } C:N_t \geq C:N_{crit} \\ N_{i,acc} + \frac{C:N_t - C:N_{min}}{C:N_{crit} - C:N_{min}} (N_{dep} - N_{i,acc}) & \text{for } C:N_{min} < C:N_t < C:N_{crit} \\ N_{i,acc} & \text{for } C:N_t \leq C:N_{min} \end{cases}$$

hvor $C:N_t$ er det aktuelle C:N, $C:N_{crit}$ kan være 30-40 for næringsfattige naturtyper, medens $C:N_{min}$ kan være omkring 15.

Ligningen implicerer, at det beskrevne skift fra total immobilisering til total udvaskning af kvælstofoverskuddet sker gradvist, idet immobilisering af N løbende mindsker C:N. Dette er næppe en akkurat beskrivelse af virkeligheden, men en brugbar tilnærmelse.

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet. På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.

DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø. Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, konferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 4630 1200
Fax: 4630 1114

Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afdeling for Systemanalyse
Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afdeling for Arktisk Miljø

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsovej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 8920 1400
Fax: 8920 1414

Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Terrestrisk Økologi
Afdeling for Ferskvandsøkologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
8410 Rønne
Tlf.: 8920 1700
Fax: 8920 1514

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

- Nr./No. 2007**
- 635 Håndbog om dyrearter på habitatdirektivets bilag IV – til brug i administration og planlægning. Af Søgaard, B. et al. 226 s.
 - 634 Skovenes naturtilstand. Beregningsmetoder for Habitatdirektivets skovtyper. Af Fredshavn, J.R. et al. 52 s.
 - 633 OML Highway. Phase 1: Specifications for a Danish Highway Air Pollution Model. By Berkowicz, R. et al. 58 pp.
 - 632 Denmark's National Inventory Report 2007. Emission Inventories – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change, 1990-2005. By Illerup, J.B. et al. 638 pp.
 - 631 Biologisk vurdering og effektundersøgelser af faunapassager langs motorvejsstrækninger i Vendsyssel. Af Christensen, E. et al. 169 s.
 - 630 Control of Pesticides 2005. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krøngård, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 24 pp.
 - 629 A chemical and biological study of the impact of a suspected oil seep at the coast of Marraat, Nuussuaq, Greenland. With a summary of other environmental studies of hydrocarbons in Greenland. By Mosbech, A. et al. 55 pp.
 - 628 Danish Emission Inventories for Stationary Combustion Plants. Inventories until year 2004. By Nielsen, O.-K., Nielsen, M. & Illerup, J.B. 176 pp.
 - 627 Verification of the Danish emission inventory data by national and international data comparisons. By Fauser, P. et al. 51 pp.
 - 626 Trafikdræbte større dyr i Danmark – kortlægning og analyse af påkørselsforhold. Af Andersen, P.N. & Madsen, A.B. 58 s.
 - 625 Virkemidler til realisering af målene i EU's Vandrammedirektiv. Udredning for udvalg nedsat af Finansministeriet og Miljøministeriet: Langsigtet indsats for bedre vandmiljø. Af Schou, J.S. et al. 128 s.
 - 624 Økologisk Risikovurdering af Genmodificerede Planter i 2006. Rapport over behandlede forsøgsudsætninger og markedsføringsager. Af Kjellsson, G. et al. 24 s.
 - 623 The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2006. By Kemp, K. et al. 41 pp.
 - 622 Interkalibrering af marine målemetoder 2006. Hjorth, M. et al. 65 s.
 - 621 Evaluering af langtransportmodeller i NOVANA. Af Frohn, L.M. et al. 30 s.
 - 620 Vurdering af anvendelse af SCR-katalysatorer på tunge køretøjer som virkemiddel til nedbringelse af NO₂ forureningen i de største danske byer. Af Palmgren, F., Berkowicz, R., Ketzel, M. & Winther, M. 39 s.
 - 619 DEVANO. Decentral Vand- og Naturovervågning. Af Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Jensen, P.N. 35 s.
 - 618 Strategic Environmental Impact Assessment of hydrocarbon activities in the Disko West area. By Mosbech, A., Boertmann, D. & Jespersen, M. 187 pp.
 - 617 Elg i Danmark. Af Sunde, P. & Olesen, C.R. 49 s.
 - 616 Kvælstofreduktionen fra rodzonen til kyst for Danmark. Fagligt grundlag for et nationalt kort. Af Blicher-Mathiesen, G. et al. 66 s.
 - 615 NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse 2007-09. Del 2. Af Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Jensen, P.N. 119 s.
 - 614 Environmental monitoring at the Nalunaq Gold Mine, South Greenland 2006. By Glahder, C.M. & Asmund, G. 26 pp.
 - 613 PAH i muslinger fra indre danske farvande, 1998-2005. Niveauer, udvikling over tid og vurdering af mulige kilder. Af Hansen, A.B. 70 s.
 - 612 Recipientundersøgelse ved grønlandske lossepladser. Af Asmun, G. 110 s.
 - 611 Projection of Greenhouse Gas Emissions – 2005-2030. By Illerup, J.B. et al. 187 pp.
 - 610 Modellering af fordampning af pesticider fra jord og planter efter sprøjtning. Af Sørensen, P.B. et al. 41 s.
 - 609 OML : Review of a model formulation. By Rørdam, H., Berkowicz, R. & Løfstrøm, P. 128 pp.

[Tom side]

Kort beskrivelse af forskellige forvaltningsmetoder i kvælstofbelastede lysåbne naturtyper. I rapporten er der en vurdering af, hvor meget kvælstof, der fjernes ved de forskellige forvaltningsmetoder samt en beskrivelse af modeller til at forudsige udviklingen i kvælstof over tid ved forskellige plejeindgreb og den forventede udvikling af plantesamfundene.