



# TÅLEGRÆNSER FOR DANSK NATUR

Opdateret landsdækkende kortlægning af tålegrænser  
for dansk natur og overskridelser heraf

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 69

2013



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

*[Tom side]*

# TÅLEGRÆNSER FOR DANSK NATUR

Opdateret landsdækkende kortlægning af tålegrænser  
for dansk natur og overskridelser heraf

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 69

2013

Jesper L. Bak

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

# Datablad

- Serietitel og nummer: Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 69
- Titel: Tålegrænser for dansk natur  
Undertitel: Opdateret landsdækkende kortlægning af tålegrænser for dansk natur og overskridelser heraf
- Forfatter: Jesper L. Bak  
Institution: Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
- Udgiver: Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©  
URL: <http://dce.au.dk>
- Udgivelsesår: August 2013  
Redaktion afsluttet: Juni 2013  
Faglig kommentering: Morten Strandberg, Knud Erik Nielsen, Christian Damgaard og Rasmus Ejrnæs  
Kvalitetssikring, DCE: Jesper Fredshavn og Poul Nordemann
- Finansiel støtte: Ingen ekstern finansiering
- Bedes citeret: Bak, J.L. 2013. Tålegrænser for dansk natur. Opdateret landsdækkende kortlægning af tålegrænser for dansk natur og overskridelser heraf. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 94 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 69  
<http://dce2.au.dk/pub/SR69.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Der er foretaget et udviklingsarbejde mhp. at beregne tålegrænser for dansk natur baseret på kriterier relateret til tab af biodiversitet. De udviklede metoder er brugt til at foretage en opdateret landsdækkende kortlægning af tålegrænser for dansk natur og overskridelser heraf, specielt for Natura 2000 områderne. Beregningerne viser, at luftforurening specielt med kvælstof har været en væsentlig påvirkningsfaktor for tab af biodiversitet og fortsat udgør en væsentlig trussel på en stor del af naturarealet. De beregnede tålegrænser er på niveau med eller lavere end den lave ende af tidligere anvendte tålegrænseintervaller
- Emneord: Biodiversitet, tålegrænser, Natura 2000, hede, klit, mose, eng, overdrev, skov
- Layout: Grafisk Værksted, AU-Silkeborg  
Foto forside: Knud Erik Nielsen
- ISBN: 978-87-7156-023-7  
ISSN (elektronisk): 2244-9981
- Sideantal: 94
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som <http://dce2.au.dk/pub/SR69.pdf>

# Indhold

<b>Forord</b>	<b>5</b>
<b>Sammenfatning</b>	<b>6</b>
<b>Summary</b>	<b>11</b>
<b>1 Introduktion</b>	<b>16</b>
1.1 Tålegrænser	17
1.2 Biodiversitet	23
<b>2 Empirisk baserede tålegrænser</b>	<b>27</b>
<b>3 Modeller</b>	<b>29</b>
3.1 Massebalancemodeller	29
3.2 VSD-MOVE (EUDANA)	31
<b>4 Indikator og kriterium for biodiversitets-effekter</b>	<b>35</b>
4.1 NOVANA data	37
4.2 Arter og naturtyper	38
4.3 Biodiversitetsindikatorer	44
4.4 Indikatorarter	46
4.5 Valg af indikator og kriterier	46
<b>5 Tålegrænser og overskridelser</b>	<b>49</b>
5.1 Metode	49
5.2 Datagrundlag	50
5.3 Scenarieberegninger	53
5.4 Tålegrænseberegninger	57
5.5 Overskridelser af tålegrænserne	63
5.6 Diskussion	66
<b>6 Overvågning</b>	<b>68</b>
<b>7 Forvaltning og pleje</b>	<b>70</b>
<b>8 Konklusion, anbefalinger</b>	<b>72</b>
<b>9 Referencer</b>	<b>74</b>
<b>Appendiks 1. Simulering af prøvetagningen</b>	<b>78</b>
<b>Bilag 1. Arter og slægter med beregnet tilbagegang siden 1950 som følge af kvælstofdeposition</b>	<b>83</b>
<b>Bilag 2. Ordliste</b>	<b>87</b>
<b>Bilag 3. Supplerende litteratur</b>	<b>90</b>

*[Tom side]*

## Forord

Rapporten indeholder fem hovedelementer: i) en introduktion til begrebet tålegrænser og dets anvendelse i specielt international miljøregulering, ii) en opdatering af anbefalingerne vedr. brugen af empirisk baserede tålegrænser baseret på de seneste internationale anbefalinger, iii) et bidrag til udvikling- og valg af metoder, indikatorer og kriterier for beregning af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet, iv) scenarioberegninger, der beskriver effekten af eutrofierende og forsurende luftforurening på de danske Natura 2000 områder fra 1950'erne, og v) beregnede tålegrænser for de danske habitatnaturtyper baseret på de valgte metoder, indikatorer og kriterier.

De udførte analyser er baseret på den seneste videnskabelige udvikling ift. beregning af tålegrænser baseret på biodiversitet, og på et opdateret datagrundlag, bl.a. data fra NOVANA overvågningsprogrammet (det danske nationale overvågningsprogram for vandmiljøet og den terrestriske natur) og de seneste nationale beregninger af atmosfæriske depositioner på national og lokal skala foretaget af Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab.

Arbejdet er udført af Aarhus Universitet, Institut for Bioscience som et bidrag til arbejdet med udvikling af en model (EVA) til integrering af miljøøkonomiske eksternaliteter i den makroøkonomiske model ADAM udviklet af Danmarks Statistik.



# Sammenfatning

## Baggrund

Den seneste nationale beregning af tålegrænser og overskridelser heraf blev foretaget i 2006 som en del af forarbejderne til den ny husdyrgodkendelseslov (Nielsen mfl., 2006). Siden dengang er der sket væsentlige fremskridt i metodeudviklingen. Specielt har der de seneste år været fokus på at udvikle tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet, fordi tab af biodiversitet har haft stor politisk fokus bl.a. som en følge af EU's naturdirektiver og Biodiversitetskonventionen. Siden 2006 er der desuden sket væsentlige forbedringer i det tilgængelige datagrundlag. Bl.a. er data fra det nationale overvågningsprogram for vandmiljøet og den terrestriske natur (NOVANA), hvis terrestriske del startede i 2004, blevet tilgængelige, og der er sket en udvikling af de nationale depositions-beregninger, bl.a. i form af lokal-skala beregninger med en opløsning på 400x400 m (Ellermann mfl., 2011). Den beskrevne udvikling har gjort det relevant at foretage en fornyet beregning og kortlægning af tålegrænser og overskridelser heraf baseret på indikatorer og kriterier vedr. biodiversitet.

På trods af, at der som nævnt på europæisk plan er sket væsentlige fremskridt ift. udvikling af metoder for beregning af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet, eksisterer der endnu ikke videnskabelig konsensus eller solide, internationale anbefalinger vedr. valg af metoder, indikatorer og kriterier på forskellig skala. Der er foretaget beregninger på europæisk skala, men disse beregninger omfatter kun et begrænset antal naturtyper, og er indtil videre baseret på relativt arbitrære kriterier. Der er derfor som en del af arbejdet foretaget et udviklingsarbejde mhp. at afklare, hvilke metoder, indikatorer og kriterier, der i en dansk sammenhæng, baseret på de tilgængelige data, kan anvendes ved en beregning og kortlægning af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet.

Beregningerne bygger på de på nuværende tidspunkt bedst mulige metoder og de bedste tilgængelige data. De valgte beregningsmetoder er en kobling af dynamiske jordbundskemiske modeller med empirisk / statistisk baserede planteforekomstmodeller. Det har dermed været muligt både at beregne tålegrænser for de væsentligste danske habitatnaturtyper, og at foretage en række scenarieberegninger mhp. at belyse, hvilke plantearter, der forventes at være gået tilbage som følge af den atmosfæriske belastning med luftforurening, og som kan forvente yderligere tilbagegang, hvis det nuværende depositionsniveau fortsætter. Ud over disse analyser omfatter rapporten en opdatering af anbefalingerne vedr. anvendelse af empirisk baserede tålegrænser og en analyse af, hvilke niveauer af depositionsændringer, der vil kunne påvises med statistisk sikkerhed på enkeltlokaliteter ved anvendelse af overvågningsmetoderne fra NOVANA programmet.

## Metoder

### Metodeudvikling

Biodiversitet kan defineres og måles på mange måder på forskellige skalaer, og der findes tilsvarende en række forskellige måder at opstille målsætninger for biodiversitet. Der findes imidlertid ikke i øjeblikket hverken nationalt eller internationalt en autoritativ anbefaling af indikatorer og kriterier for en acceptabel påvirkning af biodiversitet, der kan anvendes ved fastsættelse af



tålegrænser for biodiversitet. Der er derfor foretaget et analysearbejde mhp. at finde en operativ kombination af indikatorer og kriterier, der har kunnet anvendes i beregningerne. Udgangspunktet har været, at beregningerne har skullet kunne gennemføres med tilgængelige og accepterede redskaber og med inddragelse af tilgængelige data fra NOVANA programmet, samt at indikator og kriterium skulle kunne relateres til relevante politiske målsætninger.

Resultatet af denne analyse er anvendelsen af et sæt af indikatorer og kriterier, der relaterer til målsætninger om et stop for tilbagegang af biodiversitet, jævnfør, Biodiversitetskonventionen og Habitatdirektivet. Der har været et kriterium ved valg af indikator, at indikatoren skal være baseret på et stort antal arter for at mindske usikkerhederne i modelberegningerne. I praksis er den anvendte indikator derfor blevet den samlede forekomstsandsynlighed for de kvælstoffølsomme arter. De kvælstoffølsomme arter er fundet som de arter, hvis beregnede forekomstsandsynlighed som følge af luftforurening er reduceret med mere end 5 % fra 1950 til 2010. I praksis er disse arter fundet i en scenarioberegning, hvor udviklingen i luftforurening er baseret på den historiske udvikling, medens alle andre påvirkninger er holdt konstant.

Der er desuden udviklet en metode til simulering af den botaniske prøvetagning i NOVANA programmet bl.a. med henblik på at kunne kvantificere usikkerhederne i prøvetagningen og dermed hvilke ændringer, der med sikkerhed vil kunne måles på et område (Appendix 1).

### **Metode til beregning af effektscenarier, tålegrænser og overskridelser af tålegrænserne**

Det er valgt at foretage scenario- og tålegrænseberegninger med et modelsystem, der er en videreudvikling af det tidligere udviklede EUDANA modelsystem (Bak og Ejrnæs, 2004). Modelsystemet udgøres af en kobling mellem den dynamiske jordbundskemiske model VSD og en empirisk / statistisk baseret planteforekomst model, MOVE. MOVE-modellen beskriver forekomstsandsynligheden for en række plantearter som funktion af miljøparametre beskrevet ved Ellenberg-indikatorværdier (de Wries mfl., 2010). Brugen af Ellenberg-indikatorværdier har været nødvendigt for at få et tilstrækkeligt datagrundlag for også mere sjældne arter, fordi der ikke findes et tilstrækkeligt antal sammenhørende observationer af planteforekomst og jordkemi. Til kobling mellem modelkomponenterne anvendes empirisk / statistisk baserede overføringsfunktioner mellem kemiske jordbundsparametre og Ellenberg-indikatorværdier baseret på et mindre antal observationer. Etableringen af de empirisk / statistisk baserede relationer mellem Ellenberg indikatorværdier og sandsynlighedsforekomst og mellem kemiske parametre og Ellenberg indikatorværdier bygger på en antagelse om ligevægt, der ikke kan forventes at være opfyldt for fx de danske overvågningsdata fra NOVANA programmet. Den anvendte model bygger derfor på hollandsk og britisk arbejde, hvor det har været muligt at inddrage ældre data og data fra baggrundsområder. De britiske og hollandske data dækker et klimaområde, der er relevant i forhold til at ekstrapolere resultaterne til Danmark. Modelsystemet tillader at beskrive den tidslige udvikling af jordbundskemien, men ikke de mulige tidsforskydninger mellem ændringer i jordbundskemi og planteforekomst. Pga. begrænsninger i data og den tekniske implementering af den anvendte udgave af VSD-modellen har det været nødvendigt at begrænse det samlede antal beregninger. Data er derfor aggregeret naturtypevis, og der er foretaget en kalibrering af VSD-modellen, så modellen for

hver naturtype reproducerer de i NOVANA programmet målte værdier for jordbunds pH og C/N.

Der er gennemført en række scenarieberegninger for de enkelte naturtyper rækkende tilbage fra år 1900 og frem. Beregningerne er gennemført mhp. at isolere effekten af den ændrede påvirkning fra luftforurening, og alle andre påvirkninger er derfor holdt konstant i beregningerne. Dette betyder også, at der for de plejekrævende naturtyper er anvendt et plejescenario med en konstant, lav kvælstoffjernelse, der udgør et realistisk gennemsnit for perioden indtil nu.

Beregningerne af tålegrænser og overskridelser er foretaget naturtypevis baseret på et kriterium om stop for tab af biodiversitet som følge af luftforurening ift. et referenceår. De valgte referenceår er 1950, 1992 og 2010. Der er ikke anvendt referenceår før 1950, idet usikkerhederne i beregningerne stiger væsentligt jo længere, der 'tilbageskrives' i tid. 1992 svarer til Habitatdirektivets ikrafttræden, og 2010 er det oprindelige mål-år for biodiversitetskonventionen, idet der ved COP-10 mødet blev vedtaget opdaterede målsætninger for 2020.

## Resultater

### Tålegrænser og overskridelser

De beregnede tålegrænser ligger mellem 7 – 12, 7 – 11 og 3 – 10 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> med hhv. 2010, 1992 og 1950 som referenceår, hvor intervallerne angiver spandet mellem naturtypen med lavest, hhv. højest tålegrænse. Variationen i tålegrænser indenfor naturtyperne har ikke kunnet kvantificeres, men forventes at være mindst på niveau med den angivne variation mellem naturtyperne. Det forventes, at en beregning med en mere detaljeret anvendelse af lokale data vil give en højere medianværdi for hver naturtype end de her beregnede værdier. De beregnede overskridelser af tålegrænserne for de enkelte naturtyper ligger mellem 0 og 5,6 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> med 1992 som referenceår.

Der er foretaget en opdatering af anbefalede værdier for empirisk baserede tålegrænser baseret på de nyeste internationale anbefalinger. Denne opdatering medfører en reduktion af tålegrænsen for syv habitatnaturtyper.

De beregnede tålegrænser for biodiversitet ligger på niveau med- eller, under det lave interval for empirisk baserede tålegrænser. Dette gælder specielt for nogle af græslandstyperne. Klittyperne har i denne analyse væsentlige overskridelser af tålegrænsen. Tidligere analyser baseret på empirisk baserede tålegrænser har vist forholdsvis få overskridelser for klittyperne. Den seneste opdatering af empirisk baserede tålegrænser har reduceret niveauet for to af klittyperne. De beregnede tålegrænser for strandeng er væsentligt lavere end de empirisk baserede tålegrænser, men denne beregning er meget usikker, dels fordi der ikke eksisterer et anvendeligt datagrundlag for kvælstoftilførsel fra andre kilder som overfladenær afstrømning, dels fordi salinitet ikke indgår som plantefordelende faktor i det anvendte model system.

Der er foretaget en analyse af, hvilke arter, der forventes at være gået tilbage som følge af den atmosfæriske kvælstofbelastning. Det drejer sig om i alt 179 arter, eller ca. 11 % af de arter, der er observeret i NOVANA programmet (Bilag 1). 101 af disse arter er også danske indikatorarter for naturtyperne, habitattypiske arter iflg. Habitatdirektivets annex 1 og / eller rødlistede.

## Scenarier, udviklingstendenser

Scenarieberegninger indikerer, at atmosfærisk deposition af kvælstof og svovl har medført en væsentlig påvirkning af jordbundskemien og plantesamfundene på Natura 2000 arealerne og dermed har medført en væsentlig tilbagegang for en række kvælstoffølsomme arter. En fortsættelse af depositioner på det nuværende niveau vil ifølge scenarieberegningerne medføre en forsat tilbagegang for disse arter og muligvis tab af en del heraf, dels som følge af en forsat påvirkning af en del af naturarealet over områdernes tålegrænse, dels som følge af den akkumulerede effekt af den hidtidige påvirkning.

For påvirkninger af luftforurening vil effekten på et naturområdes tilstand og fremtidige udvikling afhænge af den fremtidige belastning ift. tålegrænsen og af den integrerede effekt af den hidtidige påvirkning på jordbundskemi og plantesamfund. Der eksisterer ikke nogen direkte sammenhæng mellem ændring i påvirkning eller ændringshastigheden af påvirkningen og tilstanden på længere sigt. Det er det absolutte belastningsniveau og den integrerede effekt af belastningen ift. tålegrænsen, der vil have betydning. Der er i de her gennemførte analyser heller ikke fundet nogen sammenhæng mellem et områdes tålegrænse eller overskridelserne heraf og det niveau af depositionsændringer, der vil medføre målbare ændringer på området. Analyserne viser imidlertid, at der skal meget kraftige depositionsændringer til, før der med sikkerhed vil kunne måles en ændring af plantesamfundet på en lokalitet ved anvendelse af de gængse overvågningsmetoder.

Der kan forventes væsentlige tidsforsinkelser (årtier) mellem ændringer i deposition, jordkemi, plantesamfund og jordbundsstruktur. Der kan generelt ikke forventes at være ligevægt mellem det plantesamfund, der aktuelt observeres, og de nuværende påvirkninger på naturområderne.

## Betydning for regulering og forvaltning

I forhold til national og international regulering understøtter analysen et forsat behov for reduktion af kvælstofnedfaldet, hvis en målsætning om stop for tab af biodiversitet eller en konstant eller stigende andel af Natura 2000 arealer med gunstig bevaringsstatus skal kunne opfyldes. De beregnede niveauer af overskridelser af tålegrænserne for kvælstof gør det dog muligt at se dette i sammenhæng med plejestrategier, der målrettet fjerner kvælstof fra de naturtyper, hvor dette er muligt.

I forhold til lokal regulering, fx ved husdyrgodkendelser, er det værd at bemærke, at det selv med de her præsenterede forholdsvis lave tålegrænser ikke vil være 100 % af naturarealet, hvor tålegrænserne overskrides. Der er altså et potentiale for en differentieret regulering, der ikke lægger restriktioner på landbrugsdriften på enkeltejendomme, hvor dette ikke kan begrundes i et miljøhensyn baseret på overskridelse af tålegrænser, og som ville kunne medvirke til en mere omkostningseffektiv opnåelse af overordnede miljømål.

De metoder og redskaber, der er anvendt i den her præsenterede landsdækkende beregning, vil også kunne anvendes til beregning af lokalitetsspecifikke tålegrænser. Inddragelse af lokale jordbunds- og vegetationsdata vil give en mere præcis bestemmelse af kvælstofprocesser som fiksering, denitrificering og immobilisering, der har væsentlig betydning for tålegrænsen, og dermed reducere usikkerheden i de foretagne vurderinger. Lokalt

specifikke tålegrænser kan være højere, hvis der eksisterer langsigtede plejeplaner, der fjerner mere kvælstof end de landsdækkende scenarier uden at medføre andre uønskede effekter, og / eller det kan sandsynliggøres, at der ikke forekommer meget kvælstoffølsomme arter, og dette er i overensstemmelse med målsætningerne for området.

De præsenterede metoder, der kobler dynamiske jordbundskemiske modeller med modeller for planteforekomst, følger de seneste internationale anbefalinger og den metodeudvikling, der er foregået mhp. beregning af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet. Det anvendte sæt af indikatorer og kriterier kan kobles til relevante målsætninger, og beregningerne kan i stor udstrækning baseres på data. Metoderne er imidlertid stadig under udvikling og behæftet med forskellige kilder til usikkerhed, og der eksisterer ikke nogen videnskabelig konsensus eller autoritative anbefalinger vedr. valg af indikator og kriterium. Beregningerne må derfor foreløbigt ses som et supplement til de hidtidigt anvendte beregningsmetoder, hvor de understøtter tidligere anbefalinger (Miljøministeriet Skov- og Naturstyrelsen, 2003) af, at effektvurderinger ved anvendelse af de empirisk baserede tålegrænser må baseres på den lave ende af intervallet, medmindre en konkret vurdering understøttet af lokale data muliggør anvendelse af en højere værdi.

### **Forsknings-, udviklings-, og databehov**

På grund af de store tidsforsinkelser mellem påvirkninger og ændringer i jordbundskemi, planteforekomst og jordbundsstruktur vil det i praksis være nødvendigt at anvende modeller ved vurderinger, der har en længere tids-horisont end nogen få år.

Det er imidlertid et problem ift. anvendelse af modelberegninger, at der kun i meget beskedent omfang findes eller indsamles fysisk / kemiske data for terrestrisk natur, fx i overvågningsprogrammerne. De anvendte modelsystemer vil givetvis kunne forbedres ved at inddrage det omfattende datamateriale fra NOVANA programmet og ældre data fx fra DANVEG. Dette vil dog kræve en analyse og udviklingsarbejde.

Troværdigheden af modelberegnete scenarier vil i mangel af historiske data bedst kunne underbygges ved sammenligning med observerede udviklingstendenser. Der er derfor behov for at inddrage en forholdsvis hurtigt reagerende indikator på kvælstofstatus i overvågningen. Det vil generelt være sådan, at målingerne bliver sværere / dyrere / mere usikre jo længere man kommer fra påvirkning mod effekter. Depositionsindikatorer som N koncentrationer i mosser og laver kan være forholdsvis billige og robuste, medens indikatorer på fx ændringer i stofkredsløbet kan være dyrere og mere usikre at bestemme. Det skal endvidere erindres, at de anvendte modeller ikke beskriver tidsforsinkelserne ift. biologiske effekter. En mulighed kunne være en kemisk indikator, der reagerer hurtigere end C/N, og ikke først reagerer efter systemet er mættet med kvælstof. En mulighed kunne være mineraliserbart kvælstof, der er afprøvet i det britiske overvågningsprogram.

# Summary

## Background

The latest national calculations of critical loads and exceedances were made in 2006 as part of the preparatory work for the new approval act for livestock farms (Nielsen et al., 2006). Since then, significant progress in method development has been made. In recent years, the development has particularly focused on critical loads based on biodiversity endpoints, as biodiversity loss has had a major policy focus, in particular as a result of the EU Nature Directives and the CBD. Since 2006, there has been a significant improvement in the data available. Among other things, data from the national monitoring program for the aquatic and terrestrial environment (NOVANA), where the terrestrial part started in 2004, have become available, and national deposition monitoring and modeling has been developed, including local-scale calculations with a resolution of 400x400 m (Ellermann et al, 2011). This development has made it relevant to update the national mapping of critical loads and exceedances and to include indicators and criteria concerning biodiversity.

Despite the fact that there at European level has been substantial progress in the development of methods for the calculation of critical loads based on biodiversity endpoints, there is not yet scientific consensus or solid, international recommendations for the choice of methods, indicators and criteria at different scales. Calculations have been made on a European scale, but these calculations include only a limited number of habitats and have, so far, been based on relatively arbitrary criteria. The work presented here, therefore, attempts to clarify which methods, indicators and criteria there in a Danish context can be used for calculation and mapping of critical loads based on objectives for biodiversity and available data.

The calculations presented are based on current best practices and best available data. The selected methods are a coupling of dynamic soil chemical models with empirical / statistical-based plant occurrence models. It has, thus, been possible both to calculate critical loads for the main Danish Natura 2000 habitats and to make scenario analyses to identify plant species that have declined as a consequence of air pollution and can expect further decline if the current deposition continues. In addition to these analyses, the report includes an update of the recommendations concerning the use of empirically based critical loads and an analysis of the level of deposition changes that can be detected with statistical certainty on a single site with the use of data as collected in the NOVANA monitoring program.

## Methods

### Method Development

Biodiversity can be defined and measured in many ways at different scales and, similarly, a number of different ways exist to set targets for biodiversity. However, presently no authoritative national or international recommendation of indicators and criteria for an acceptable impact on biodiversity exists that can be used in calculating critical loads for biodiversity. A part of this study has therefore been an analysis aiming at finding an operative combination of indicators and criteria. The premise has been that the calculation has to be implemented with available and accepted tools and should be

based on available data from the NOVANA program. Furthermore, Indicators and criteria should be related to relevant policy objectives.

This analysis resulted in the use of a set of indicators and criteria related to the objective of halting the decline of biodiversity and, thereby, related to the targets of the CBD and the Habitats Directive. It has been a criterion for the choice of indicator, that the indicator must be based on a large number of species in order to reduce uncertainties in model calculations. In practice, the indicator used was, therefore, based on the occurrence probability of all nitrogen-sensitive (higher plant) species. Nitrogen-sensitive species are found as species where the calculated occurrence probability has been reduced by more than 5% from 1950 to 2010 due to air pollution. In practice, these species are found in a scenario calculation, where the trend in air pollution is based on time series data, while all other influences are held constant.

Development of a method for simulating the botanical sampling in the NOVANA program has also been included in the project in order to quantify the uncertainties in sampling and, hence, the thresholds of (botanical) change that can be measured in an area (Appendix 1).

#### **Method of calculating the effect scenarios, critical loads and exceedances of critical limits**

It was decided to conduct scenario and critical load calculations with a model system that is a further development of the previously developed EUDANA model system (Bak and Ejrnæs, 2004). The model system consists of the dynamic soil chemical model VSD and an empirical / statistical based plant occurrence model, MOVE. The MOVE model describes the occurrence probability of a number of plant species as a function of environmental parameters described by Ellenberg indicator values (de Wries et al., 2010). The use of Ellenberg indicator values was necessary in order to also have adequate data for more rare species, as the number of plots where only plant occurrence has been monitored far exceeded the number of plots with paired observations of plant abundance and soil chemistry. The link between the model components is based on empirical / statistical-based transfer functions between chemical soil parameters and Ellenberg indicator values. The establishment of the empirical / statistical-based relationships between Ellenberg indicator values and probability occurrence and the chemical parameters and Ellenberg indicator values are based on an assumption of equilibrium, which is not likely to be met in, for example, the Danish monitoring data from the NOVANA program. Therefore, the model used is based on Dutch and British work, where it has been possible to integrate older data from less polluted times and data from background areas. The British and Dutch data cover a climate area where it is justified to extrapolate the results to Denmark. The model system describes the temporal development of soil chemistry, but not the possible time lags between changes in soil chemistry and plant occurrence. Due to limitations in data and the technical implementation of the of the VSD model version used, it has been necessary to limit the total number of calculations. Data has, therefore, been aggregated by nature type and a calibration of the VSD model made, so that the model for each habitat type reproduces the values of soil pH and C / measured in the NOVANA program.

A number of scenario analyses have been made for individual habitats ranging back from 1900 onwards. The purpose of the calculations was to isolate the effect of changes in air pollution impacts, and all other influences have

therefore been kept constant in the calculations. This also means that for the semi-natural habitats, where management is necessary, a management regime with constant, low nitrogen removal giving a realistic average for the period was used.

The calculations of critical loads and exceedances have been made for individual nature types based on a criterion of halting the loss of biodiversity caused by air pollution in relation to different reference years. The selected reference years are 1950, 1992 and 2010. Reference years prior to 1950 have not been used, since the uncertainties in the calculations increase significantly when going further back in time. 1992 corresponds to the year the Habitats Directive entered into force and 2010 to the original target year for the CBD.

## **Results**

### **Critical loads and exceedances**

The calculated critical load ranges between 7-12, 7-11 and 3-10 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>, respectively, for 2010, 1992 and 1950 as reference year. The intervals indicate the spread between the habitat with the lowest, respectively highest tolerable limit. The variation of critical loads within a certain habitat type has not been quantified, but is expected to be at least equal to the variation between habitats. It is expected that a calculation with a more detailed use of local data will give a higher median value for each habitat than the calculated values. The calculated exceedances of critical loads for each habitat type lie between 0 and 5.6 kg N ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> with 1992 as reference year.

An update of recommended values for empirically based critical loads has been made based on the latest international recommendations. This update resulted in a reduction of critical load for seven Habitat Directive habitat types.

The calculated critical loads for biodiversity are in line with, or below the low range of, empirically based critical loads. This is especially true for some types of grassland. In this analysis, dune types have noticeably exceedances of the critical load. Previous analyses based on empirically based critical loads have shown relatively small exceedances for dune habitats. The latest update of empirically based critical loads has reduced the level for two of the dune habitats. The calculated critical loads for salt marsh is significantly lower than the empirically based critical loads, but this calculation is very uncertain, partly due to a lack of good data sources for nitrogen input from other sources, such as surface near runoff, partly because salinity is not included as a plant distributing factor in the model system used.

An analysis has been made of the species that are expected to have declined as a result of atmospheric nitrogen deposition. There is a total of 179 species, or approx. 11 % of the species observed in the NOVANA program (Appendix 1). 101 of these species are also Danish indicator species, Habitat Directive typical species, Annex 1 species and / or red-listed.

### **Scenarios, trends**

Scenario calculations indicate that atmospheric deposition of nitrogen and sulfur has had a significant effect on soil chemistry and plant communities on Natura 2000 habitats and thereby resulted in a dramatic decline for a number of nitrogen-sensitive species. A continuation of depositions at the



current level will, according to scenario calculations, result in a continued decline of these species and possibly the loss of some species, partly as a result of continued exposure of part of the natural area to deposition exceeding critical loads, partly as a result of the cumulative effect of previous impact.

The status and future development of a nature area affected by air pollution depend on the future load in relation to critical loads and the integrated effects of past impacts on soil chemistry and plant communities. There is no direct correlation between change in load and change in the rate of change of load and ecosystem status in the long term, although these parameters sometimes are used as a basis for regulation. Furthermore, no correlation was found between an area's critical load or exceedance of critical load and the level of deposition changes that will lead to measurable changes in the field. The analyses show that relatively large deposition changes are needed before a change in plant community at a single site can be measured with certainty using conventional monitoring methods.

There are likely significant time delays (decades) between changes in deposition, soil chemistry, plant communities and soil structure. Therefore, the currently observed plant communities cannot, in general, be expected to be in balance with the current impacts.

### **Implications for regulation and management**

The results of the analysis underpins the fact that there is a continuing need for reduction of nitrogen deposition through both national and international regulations, if the objective of halting the loss of biodiversity or a the objective of a constant or increasing share of Natura 2000 areas with favorable conservation status are to be met. The calculated levels of exceedances of critical loads for nitrogen make it possible to have an integrated approach to emission abatement and removal of nitrogen from natural habitats by nature management, at least for some habitat types.

It is worth noting that even with the relatively low critical loads presented here, 100 % of natural areas will not have exceedances, and this might be important to local regulation, e.g. livestock farm approvals. A potential for a differentiated regulation that does not place restrictions on agricultural operations on single properties where this cannot be justified, based on the exceedance of critical loads, therefore exists. This could contribute to a more cost-effective achievement of overall environmental goals.

The methods and tools used in the nationwide study presented here could also be used in the calculation of site-specific critical loads. Use of local soil and vegetation data will give a more precise determination of nitrogen processes such as fixation, denitrifikation and immobilization, which have a significant impact on the critical load, thus reducing the uncertainty in the assessments. Local-specific critical loads may be higher if long-term management plans are in place that remove more nitrogen than assumed in the national scenarios without causing other adverse effects, and / or if less nitrogen sensitive species occur on the site.

The presented methods with coupled soil geochemical models and plant occurrence models follow the latest international recommendations and developments of methods for calculating critical loads based on biodiversity endpoints. The set of indicators and criteria used can be linked to relevant objec-

tives, and the calculations are largely based on data. The methods are, however, still under development and subject to different sources of uncertainty, and there is no scientific consensus or authoritative recommendations concerning the choice of indicators and criteria. The calculations must, therefore, provisionally be seen as a supplement to previously used methods (Ministry of Environment Forest and Nature Agency, 2003). The findings support earlier recommendations that the use of empirically based critical loads should be based on the low end of the range, unless specific assessment supported by local data allows the use of a higher value.

### **Research, development, and data needs**

Because of the large time delay between exposures and changes in soil chemistry, plant abundance and soil structure, it will in practice be necessary to use models to make predictions or assessments that have a time horizon beyond a few years.

However, the problem in relation to the use of these modeling techniques is that only a very limited set of physical / chemical parameters has been included in monitoring programs for terrestrial nature. The model system used can undoubtedly be improved by involving more of the body of data from the NOVANA program and older data, e.g. from the DANVEG database. This will, however, require further analysis and development.

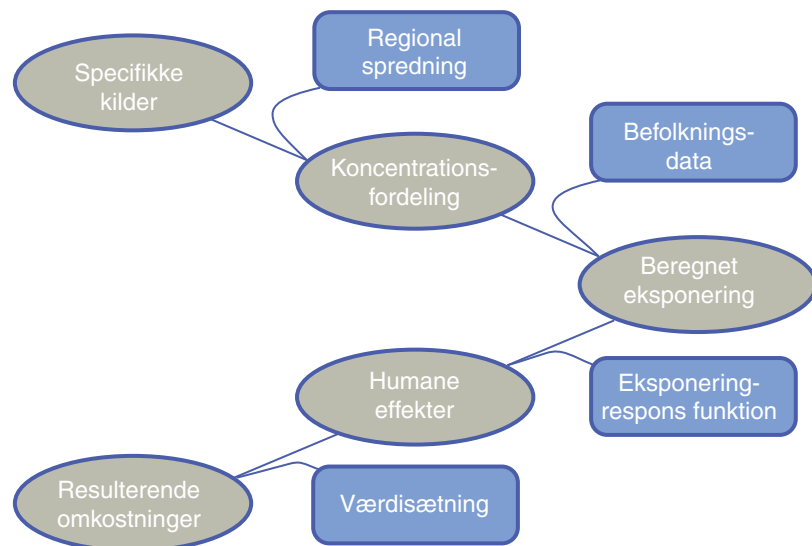
In the absence of historical data, the credibility of modeled scenarios could best be supported by comparison with observed trends. It is, therefore, necessary to involve a relatively responsive indicator of nitrogen status in the monitoring. Generally measurements are more difficult / expensive / more uncertain the farther one get from exposure to effects. Deposition indicators, such as N concentrations in mosses and lichens, can be relatively cheap and robust, while indicators, such as changes in fluxes, can be expensive and difficult to determine. It should also be kept in mind that the models do not describe the delay in biological effects. One possibility is a chemical indicator that reacts faster than C/N and not only responds after the system is saturated with nitrogen. One option could be mineralizable nitrogen, which has been tested in the UK monitoring program.

# 1 Introduktion

Baggrunden for denne opdatering af danske, beregnede tålegrænser er et udviklingsarbejde, hvor EVA modellen ønskedes udvidet til at omfatte miljømæssige eksternaliteter. EVA modellen er udviklet som en udvidelse af den makroøkonomiske model ADAM, oprindeligt mhp. at kunne opgøre de helbredsrelaterede omkostninger fra luftforureningen fordelt på forskellige kilder og emissionssektorer. Den økonomiske værdisætning af effekter kaldes også for indirekte omkostninger eller eksternaliteter. Fx er der direkte omkostninger forbundet med produktionen af elektricitet i form af opførelse af kraftværker og forbrug af kul. Omkostninger forbundet med luftforureningen fra et kraftværk på fx befolkningens helbred betegnes derimod som indirekte omkostninger eller eksternaliteter.

Luftforurening har signifikante negative effekter på menneskers helbred og velbefindende, på tilstand og udvikling for natur og miljø, samt betydning for klimaet. Dette har væsentlige samfundsøkonomiske konsekvenser. EVA (Economic Valuation of Air pollution) modellen er baseret på den såkaldte 'impact-pathway' metode, med det formål at kunne opgøre eksterne omkostninger fra luftforureningen fordelt på de forskellige kilder og emissionssektorer. Den essentielle ide bag EVA-systemet er at bruge 'state-of-the-art' videnskabelige metoder i alle leddene af 'impact-pathway' kæden for at kunne understøtte politiske beslutninger med henblik på regulering af emissioner, baseret på den bedst tilgængelige viden. 'Impact-pathway' kæden dækker alle leddene fra udslip af kemiske stoffer fra specifikke kilder, over spredning og kemisk omdannelse i atmosfæren, eksponering, beregning af effekter, til den økonomiske værdisætning af disse effekter.

**Figur 1.1.** Princippet i opbygningen af EVA (Economic Valuation of Air pollution) modellen med prissætning af effekter på human sundhed som eksempel (Brandt m.fl., 2011).



Det er valgt i første omgang at basere vurderingen af effekter af luftforurening på arealer med overskridelser af tålegrænser for luftforurening. 'Impact-pathway' kæden bliver dermed tilsvarende den illustrerede kæde for humane effekter, idet koncentrationsfordelinger erstattes af depositionsfordelinger, eksponeringen baseres på kort over naturarealerne, og naturområdernes tålegrænser anvendes som baggrund for effektvurderingen (se også figur 1.4). Anvendelsen af tålegrænser ved vurdering af luftforureningseff-

fekter på natur og miljø følger gældende internationale anbefalinger og de metoder og beregninger, der er anvendt som grundlag for international regulering, som FN's Økonomiske Kommission for Europa (UNECE)'s Konvention om Langtrækkende, Grænseoverskridende Luftforurening (LRTAP) og EU's Emissionsloft Direktiv (NEC). Metoden følger også tidligere arbejder med prissætning af natur- og miljømæssige eksternaliteter, som ExternE projektet (ExternE, 2005), der også har dannet grundlag for arbejdet med EVA modellen ift. effekter på human sundhed (Brandt mfl., 2011).

Den seneste nationale beregning af tålegrænser og overskridelser heraf blev foretaget i 2006 som en del af forarbejderne til den ny husdyrgodkendelseslov (Nielsen mfl., 2006). Siden dengang er der sket væsentlige fremskridt i metodeudviklingen. Specielt har der de seneste år været fokus på at udvikle tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet, fordi tab af biodiversitet har haft stor politisk fokus. Tab af biodiversitet vil dermed også være centralt i vurdering af eksternaliteter. Der findes imidlertid endnu ikke faste anbefalinger eller konsensus om indikatorer og kriterier for biodiversitet, der kan anvendes ved beregning af tålegrænser. Rapporten indeholder derfor en analyse af mulige kombinationer af indikatorer og kriterier for tab af biodiversitet. UNECE's anbefalinger vedr. empirisk baserede tålegrænser er opdateret i 2011, og rapporten indeholder derfor også en gennemgang af de opdaterede anbefalinger.

Rapporten indeholder dermed fire hovedelementer:

1. En introduktion til tålegrænsers videnskabelige grundlag og anvendelse i international miljøregulering, samt en introduktion til biodiversitet i relation til tålegrænser.
2. En beskrivelse af grundlaget for empirisk baserede tålegrænser og en opdatering af de anbefalede værdier baseret på de seneste internationale anbefalinger.
3. En analyse og vurdering af forskellige mulige indikatorer og kriterier for tab af biodiversitet mhp. anvendelse ved beregning af tålegrænser baseret på biodiversitetsmålsætninger.
4. Scenarieregninger og en kortlægning af tålegrænser og overskridelser af tålegrænser for de danske Natura 2000 arealer baseret på en udvalgt målsætning for biodiversitet.

Derudover indeholder rapporten en beskrivelse af de anvendte beregningsmetoder og modeller, en diskussion af databehovet for de foretagne beregninger i relation til det eksisterende overvågningsprogram for terrestrisk natur, samt en diskussion af sammenhængen mellem naturpleje og -forvaltning og de beregnede tålegrænser og overskridelser.

## 1.1 Tålegrænser

Tålegrænser har siden starten af firserne været et vigtigt redskab i international miljøregulering og i miljøreguleringen i mange europæiske lande, specielt mhp. at begrænse effekterne af luftforurening på (primært) terrestriske økosystemer. Tålegrænser (engelsk: critical load) defineres som "Den belastning med et eller flere forurenende stoffer under hvilken væsentlige skadelige effekter på udvalgte følsomme elementer af natur og miljø ikke vil forekomme, vurderet med den nuværende viden" (Nilsson & Grennfelt, 1988). Specifikt for kvælstof anvendes definitionen: "Den højeste deposition af kvælstof som  $NH_x$  og/eller  $NO_y$  hvorunder skadelige effekter på økosystemets struktur og funktion ikke forekommer vurderet med den nuværende

viden" (Werner og Spranger (red), 2006). I mange sammenhænge nævnes økosystemets karakteristiske arter desuden eksplicit. Arterne udgør både en væsentlig del af økosystemets struktur og har væsentlig betydning for økosystemets funktion. Tålegrænser forholder sig til den langsigtede bæredygtighed og de forventede langsigtede effekter af en given påvirkning. I praksis anvendes oftest et tidsperspektiv på 100 år for beregnede tålegrænser. Hvor der er behov for et kortere tidsperspektiv anvendes 'target loads', se nedenstående. Tålegrænser indeholder et politisk element, idet det skal afgøres, hvad der er en *væsentlig* effekt, og hvilke (udvalgte, følsomme) elementer af natur og miljø, der ønskes beskyttet. Fastsættelsen af grænserne er imidlertid baseret på naturvidenskabelige metoder. Tålegrænsen er en egenskab, der knytter sig til det enkelte naturområde. Den væsentligste anvendelse af tålegrænser har imidlertid været som grundlag for udarbejdelsen af effektbaserede kontrolstrategier for luftforurening på europæisk plan. Her anvendes arealet med overskridelser af tålegrænserne som effektindikator ved sammenligning mellem forskellige scenarier eller geografiske områder, typisk lande. I nogle sammenhænge suppleres arealet med overskridelser med den akkumulerede belastning over tålegrænsen ved sammenligning mellem forskellige scenarier. Den akkumulerede belastning over tålegrænsen har imidlertid ikke nogen klart defineret sammenhæng med effekter.

Tålegrænser har været centrale i udarbejdelsen af effektbaserede politikker på luftforureningsområdet i Europa, og anvendelsen af tålegrænser baseres derfor ofte på anbefalinger fra det videnskabelige arbejde med effekter af luftforurening i regi af FN's Økonomiske Kommission for Europa (UNECE). Dette gælder fx EU's emissionsloftdirektiv (NEC Direktivet) og anvendelsen af tålegrænser ved vurdering af kvælstofeffekter indenfor Habitatdirektivet og Biodiversitetskonventionen. I dansk national sammenhæng har anvendelsen af tålegrænser tidligere været central i arbejdet med ammoniakbehandlingsplaner, bufferzoneregulering, Vilhelm udvalgets arbejde og ved husdyrgodkendelser, specielt ift. VVM-screeninger og -godkendelser (Miljøministeriet Skov- og Naturstyrelsen, 2003). I den seneste nationale lovgivning, som fx den gældende lov om husdyrgodkendelse (BEK nr. 291 af 06/04/2011), er anvendelsen af tålegrænser dog erstattet af faste grænser for den acceptable merbelastning af berørte naturområder.

Ud over 'critical loads' opererer man med 'critical levels' og 'target loads'. Begrebet 'critical levels' refererer til det niveau, hvor koncentrationen af et stof i luften bliver så høj, at stoffet har en direkte skadelig virkning på vegetationen (Bull, 1991). 'Target loads' er belastningsmålsætninger, der anvender et andet – oftest kortere – tidsperspektiv end tålegrænser. 'Target load' vil iht. UNECE's anbefalinger altid være lavere end – eller lig med tålegrænsen, idet effekten af tidligere overskridelser af tålegrænsen indregnes, og der defineres en acceptabel tidshorisont for genopretning af en ønsket naturtilstand ('recovery'). I modsætning til den akkumulerede belastning over tålegrænsen har 'target loads' en klart defineret sammenhæng med effekter, men beregningen vil typisk kræve anvendelse af dynamiske modeller.

Den grundlæggende ide bag tålegrænser er at balancere effekten af deponitioner på et område mod områdets evne til at buffre inputtet (fx syreneutralisering som følge af mineralforvitring) eller fjerne det fra systemet uden negative effekter indenfor eller udenfor systemet. Kvælstoffjernelse sker fx ved denitrificering, brand, udvaskning, permanent immobilisering og nettoeffekten af eventuel drift og naturpleje. Selv følsomme naturtyper kan tåle en vis kvælstofbelastning svarende til det naturlige niveau for tab af kvælstof.

Tabprocesserne afhænger i nogen udstrækning af kvælstofniveauet, men fx forøget udvaskning eller kvælstoffjernelse ved pleje kan have negative effekter, fx en forøget forsuring. Tålegrænsen er altså en specifik egenskab ved selve økosystemet (i upåvirket tilstand) og afhænger derfor, i modsætning til 'target loads', ikke af det hidtidige depositionsniveau.

Tålegrænsen for kvælstof for et naturområde angiver et depositionsniveau, hvor områdets kvælstofstatus på lang sigt vil indstille sig på et ligevægtsniveau, der netop tillader opretholdelse af områdets struktur og funktion samt beskyttelse af de karakteristiske arter. Denne grænse afhænger af de lokale forhold og til en vis grad af målsætningen for området. Følsomheden af enkeltarter overfor ændringer i kvælstofstatus og jordbundens surhed vil være meget forskellig, og nogle arter som fx følsomme mosser og laver kan både reagere på for høje luftkoncentrationer og på depositionsniveauet uden at effekten er koblet til ændringer i jordkemi. Tilstedeværelsen af følsomme arter og en evt. målsætning om bevarelse heraf kan derfor være væsentlig for fastsættelsen af tålegrænser.

Når den samlede belastning ligger under tålegrænsen for et naturområde, forventes der ingen væsentlig negativ effekt. Hvis den samlede belastning ligger over tålegrænsen, forventes der en effekt, hvis relative betydning vil afhænge af belastningens størrelse, områdets tilstand, øvrige påvirkninger på området og den forløbne tid. Der kan være væsentlige tidsforsinkelser både mellem depositionsændringer og ændret kvælstofstatus og mellem kvælstofstatus og ligevægtsplantensamfundet.

Ved depositioner under tålegrænsen vil områdets kvælstofstatus, afhængigt af udgangspunktet, på lang sigt bevæge - eller holde sig under det acceptable niveau. Ved depositioner over tålegrænsen vil kvælstofstatus på lang sigt indstille sig på et niveau, der ikke sikrer opretholdelse af områdets struktur og funktion samt beskyttelse af de karakteristiske arter. En merbelastning, der ændrer totaldepositionen fra et niveau under - til et niveau over tålegrænsen vil, alt andet lige, ændre den forventede udvikling fra positiv til negativ og på længere sigt medføre negative ændringer af områdets tilstand. De forventede tidsforsinkelser kan som nævnt være meget lange, og på områder, hvor der er sket en væsentlig kvælstofakkumulering som følge af tidligere tiders depositioner, kan det være nødvendigt at reducere depositionen til et niveau under tålegrænsen for at fastholde eller opnå en ønsket tilstand indenfor en given tidshorisont.

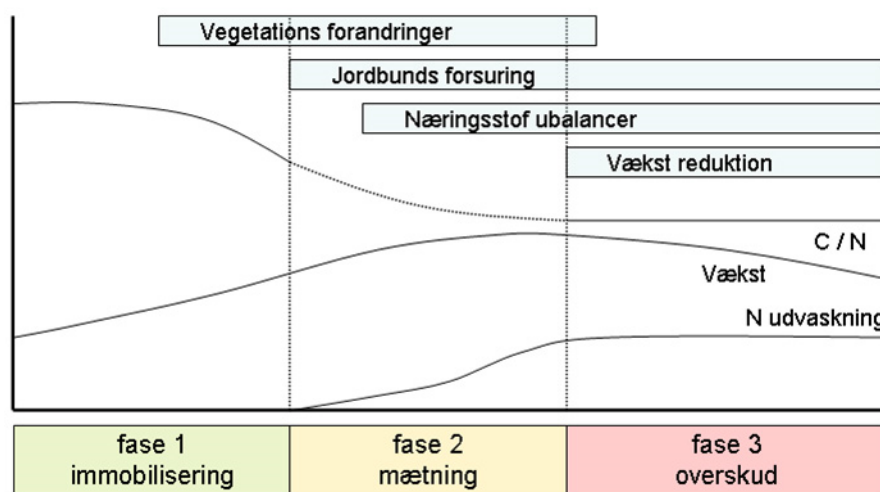
Man skal være opmærksom på, at anvendelse af en for høj tålegrænse baseret på en politisk valgt lav målsætning kan medføre irreversible ændringer, der umuliggør en senere opnåelse af en væsentligt bedre tilstand.

Figur 1.2 illustrerer et muligt tidsforløb af effekter, hvor et naturområde udsættes for en forøget kvælstofbelastning, der overskrider de naturlige tabprocesser. Belastningen antages her ved figurens nulpunkt at være forøget fra et niveau under til et (konstant) niveau over de naturlige tabprocesser. I den første fase vil der ske en vækstforøgelse, der medfører en forøget førneproduktion og på længere sigt en opbygning af jordens organiske puljer og et fald i C/N forholdet. Der kan optræde vegetationsforandringer, dels fordi nogle arter er følsomme for direkte effekter af kvælstof, dels som følge af påvirkning af plantekonkurrencen, og dels fordi en forøget kvælstoftilgængelighed påvirker rod-skudforhold og følsomheden for plantesygdomme forskelligt for forskellige arter. Ved tilstrækkeligt høje belastninger kan fase

2 af eutrofieringen indtræde, hvor systemet er kvælstofmættet og taber kvælstof ved udvaskning, enten permanent eller periodisk. Kvælstofudvaskning medfører jordforsuring og næringsstofubalancer, der kan medføre yderligere vegetationsforandringer og på længere sigt begrænse produktionen (fase 3). De forskellige faser af eutrofiering kaldes også systemets kvælstofstatus.

Tidsforløbet i eutrofieringsprocessen kan være meget langvarigt (årtier) afhængigt af, hvor meget den aktuelle deposition overskrider de naturlige tabsprocesser, størrelsen af denne overskridelse ift. systemets naturlige fluxe og puljer og tidsskalaen for naturlige, biologiske processer som vegetationsforyngelse. En tilsvarende figur kunne opstilles for det modsatte forløb, hvor depositionen reduceres til et niveau under de naturlige tabsprocesser. Kvælstofstatus vil da gradvist vende tilbage til et lavere niveau. I mange tilfælde vil der imidlertid være en væsentlig hysteres, således at genopretningsprocessen kan tage væsentligt længere tid, og systemet vil ikke i alle tilfælde af sig selv kunne vende tilbage til en før-forurenede tilstand. Dette kan fx skyldes, at nogle af de opbyggede puljer af organisk stof er meget langsomt omsættelige, jordens bufferevne kan være meget beskedne eller opbrugt, og biologisk genopretning i form af (gen) indvandring af tabte arter kan være meget langsom eller umulig.

**Figur 1.2.** Muligt tidsforløb af effekter, hvor et naturområde udsættes for en forøget kvælstofbelastning, der overskrider de naturlige tabsprocesser. (modificeret efter Gundersen, 1999).



**Tabel 1.1.** Typiske størrelser og omsætningshastigheder for kvælstofpuljer i (semi-) naturlige økosystemer. Variationen i puljestørrelser forventes at være omkring en størrelsesorden

	Pulje Størrelse (kg N ha <sup>-1</sup> )	Omsætningshastighed
N i biomasse og frisk førne	50	år til årtier
Uorganisk N i jordvand	0,5	dage
Frie aminosyrer	2	dage til uger
Mikrobiel N	50	uger til måneder
Hurtigt omsætteligt humus	5000	måneder til år
Langsamt omsætteligt humus		århundreder

Som det fremgår, vil der være forskellige effekter at måle på forskellige stadier af eutrofieringsprocessen. På grund af den store biologiske variation i



terrestriske økosystemer og de meget væsentlige tidsforsinkelser mellem påvirkning og effekt er det kompliceret og kræver typisk store overvågningsprogrammer og lange tidsserier at overvåge effekter af eutrofiering som følge af luftforurening. På lokal skala vil en dokumentation af effekten af små overskridelser af tålegrænsen på kort sigt være endnu vanskeligere. Appendix 1 indeholder et bidrag til en diskussion af målbarheden af biologiske effekter på forskellige skalaer.

Anvendelse af tålegrænser er som nævnt i den seneste nationale regulering som fx Husdyrgodkendelsesloven erstattet af faste grænser for acceptabel belastning ovenpå baggrundsdepositionen. En del af baggrunden herfor er, at det har været vurderet, at der på et enkelt naturområde/en specifik lokalitet findes en påvisningsgrænse på ca.  $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  eller 10 % af belastningen, hvorunder det vil være vanskeligt over en overskuelig årrække og med et rimeligt ressourceforbrug at dokumentere effekten af en merbelastning med kvælstof (Miljøministeriet Skov- og Naturstyrelsen, 2003).

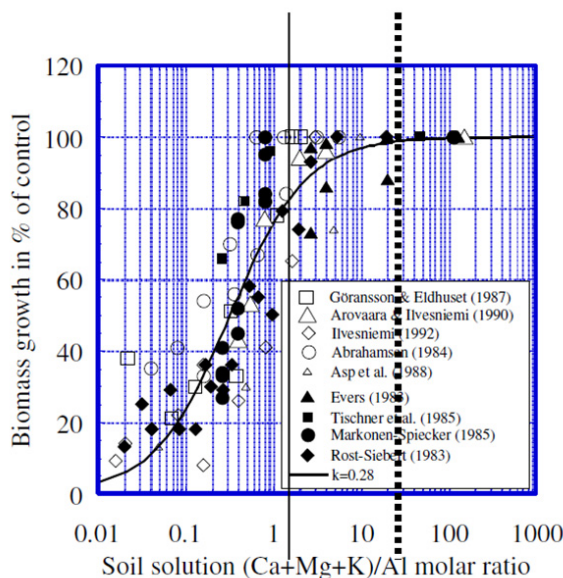
Det er imidlertid meget væsentligt at skelne mellem, hvad der kan forventes at være målbart på forskellige geografiske – og tidsmæssige skalaer og de forventede effekter. Grænsen for målbarhed afhænger ud over de naturgivne forhold og overskridelsen af tålegrænsen af den anvendte skala (tid og rum) og de anvendte ressourcer, hvorimod de forventede effekter indlysende kun afhænger af de naturgivne forhold (inkl. drift / pleje) og den akkumulerede effekt af overskridelser af tålegrænsen. Der er desuden stor forskel mellem de forventede (og målbare) effekter indenfor en kort tidsskala og de effekter, der typisk er anset for væsentlige ved fastsættelsen af tålegrænser. På kort sigt vil de målbare effekter af en depositionsændring primært være ændringer i kemiske koncentrationer i små og hurtigt reagerende puljer i økosystemet og ændringer i udbredelsen af meget følsomme arter som fx visse mosser og laver. Målsætningerne for fastsættelse af tålegrænser for kvælstof har derimod fx været træ sundhed og -produktion eller målsætninger for hele plantesamfundet og ikke for enkeltarter, fx baseret på biodiversitetsmål. Ændringer ift. sådanne målsætninger vil have en meget længere tidshorisont. Disse effekter optræder efter en lang proces, hvor jordens basemætning reduceres, og / eller der sker en opbygning af kvælstof og organisk stof i systemet. En forøget belastning vil, alt andet lige, fremskynde denne proces.

Der er forskellige metoder til at beregne eller bestemme tålegrænser. Den traditionelt hyppigst anvendte metode har været modeller, der søger at beregne mere langsigtede, jordmedierede effekter af eutrofiering og forurening. Disse metoder er de senere år suppleret med såkaldte empirisk baserede tålegrænser, hvor effekter på økosystemerne iagttages i form af overvågning, eller (korttids) eksperimenter. De senere år er der desuden sket en væsentlig udvikling i anvendelsen af modelsystemer, der kobler påvirkning af jordkemi med effekter på plantekonkurrence og – forekomst. De tilgængelige metoder er nærmere beskrevet i kapitel 2 og 3.

Traditionelt har metoderne til beregning af tålegrænser taget udgangspunkt i en kausalitetskæde, hvor deposition  $\rightarrow$  (fører til) abiotiske effekter  $\rightarrow$  effekter på biologiske komponenter af økosystemet  $\rightarrow$  økosystem effekter. Ved beregningen af tålegrænser vendes denne kæde, så der tages udgangspunkt i en målsætning for en maksimal acceptabel effekt på et (udvalgt, følsomt) element af økosystemet. Effekten relateres til (overskridelsen af) en kritisk grænseværdi for en udvalgt (kemisk) indikator, og tålegrænsen beregnes

som det depositionsniveau, der på lang sigt vil sikre, at denne grænseværdi ikke overskrides. For forurening har den mest anvendte indikator været det molære forhold mellem basekationer ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  og  $\text{Na}^+$ ) og aluminium ( $\text{Al}^{3+}$ ) (BC/Al) i jordvæsken, fordi denne indikator både baseret på laboratorie- og feltdata har vist at sig at være godt korreleret med trætilvækst. Figur 1.3 viser et eksempel på de bagvedliggende data og anvendelsen heraf til fastsættelse af kritiske grænseværdier. Punkterne på figuren angiver sammenhænge mellem biomassetilvækst for træer og BC/Al i jordvæsken fundet i forskellige studier. Oftest er grænseværdierne som nævnt fastsat på baggrund af en *maksimal acceptabel skade*. Et acceptabelt niveau på 20 % reduktion i tilvækst leder til et kriterium på 1,2. Anvendelse af *forsigtighedsprincippet*, hvilket fx er et krav ifm. EU's naturdirektiver, dog ikke for trætilvækst, vil med de afbillede data lede til et kriterium omkring 4, givet variationen i observerede punkter, eller 22, hvis kriteriet fastlægges mhp. at undgå enhver observeret skade. Dette kan i praksis betyde en størrelsesorden lavere tålegrænser ift. et kriterium på 1,2 (Sverdrup (red), 2005). Hvis der i modsætning til tålegrænsen ønskes en kriterieværdi baseret på et *minimum* niveau af skade, der skal kunne observeres på alle lokaliteter, vil de afbillede data lede til et kriterium på 0,4, hvorunder alle observationer viser minimum 20 % vækstreduktion. Selvom data giver belæg for at forvente en sådan effekt, vil effekten dog ikke nødvendigvis være let at måle på en enkelt lokalitet på kort sigt.

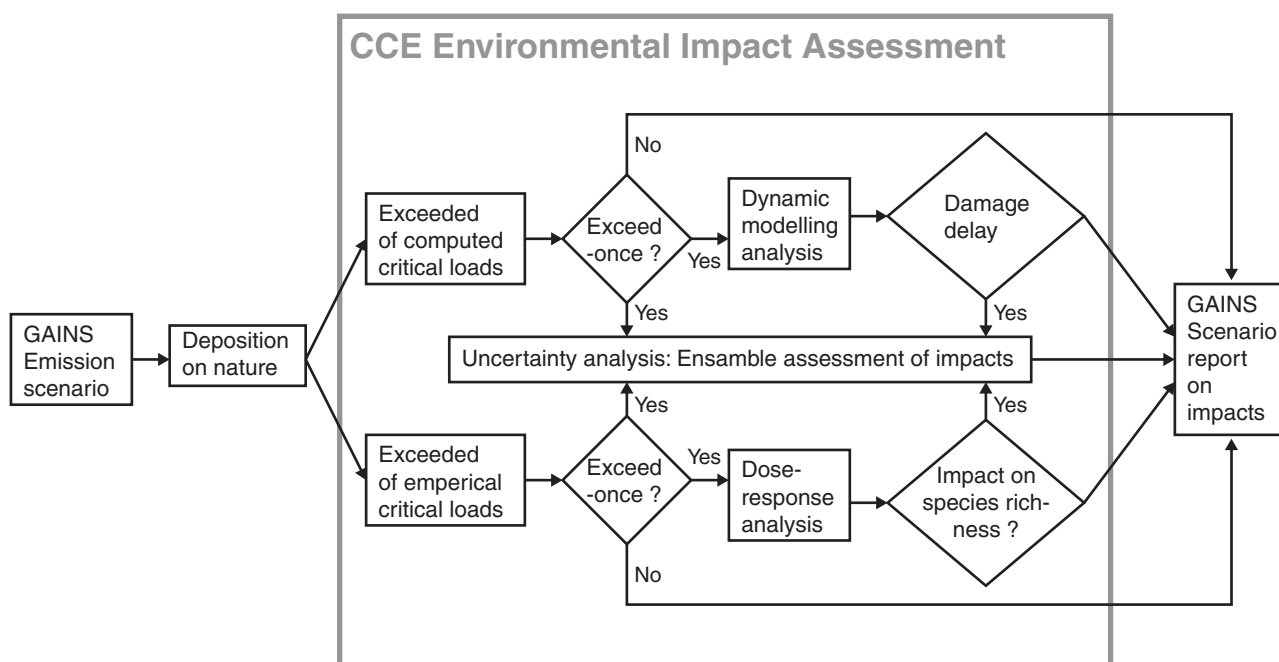
**Figur 1.3.** Empirisk baseret sammenhæng mellem træproduktion og jordens BC/AL forhold anvendt i tålegrænberegning for produktionsskov (Sverdrup (red), 2005). Den fuldt optrukne linje angiver grænseværdien ved en maksimal acceptabel skade på 20 %, medens den stiplede linje angiver en grænseværdi baseret på forsigtighedsprincippet.



Troværdigheden af beregnede tålegrænser for eutrofiering har i en årrække været begrænset af, at der har manglet kemiske indikatorer, der har kunnet relateres til relevante biologisk effekter fx på biodiversitet, dels af problemer med at definere acceptable niveauer for disse effekter – og måder at måle dem. Denne situation er forbedret i de seneste år, idet det dels er lykkedes at opstille kemiske indikatorer og grænseværdier herfor for et større antal relevante effekter (<http://www.icpmapping.org>), dels fordi udviklingen af koblede modelsystemer (de Wries mfl., 2010) mellem jordkemi og planteforekomst eller – plantekonkurrence har muliggjort en direkte beregning af tålegrænser for nogen af de relevante effekter uden anvendelse af et mellemtrin baseret på kemiske indikatorer og grænseværdier.

Tålegrænser er pga. det lange tidsperspektiv vanskelige at validere, jf. også diskussionen om målbarhed, så den videnskabelige underbygning vil oftest bestå i kvalitetssikring af de enkelte dele af beregningskæden og validering af de modeller og beregningsmetoder, der indgår heri. Troværdigheden af de beregnede værdier kan derudover underbygges ved at sammenligne beregninger foretaget med uafhængige beregningsmetoder og – datasæt.

Dette er også den aktuelle anbefaling fra UNECE vedr. anvendelsen af tålegrænser. Modelberegnete- og empirisk baserede tålegrænser anbefales kombineret i en samlet risikovurdering, der både omfatter kvantitative vurderinger af usikkerheder og tidsforsinkelser og en kombination af resultaterne fra forskellige metoder i en såkaldt 'ensemble' analyse. Princippet i en sådan vurdering er skitseret i Figur 1.4.



**Figur 1.4.** Det aktuelt anbefalede system til effektvurderinger på europæisk skala kombinerer modelberegnete tålegrænser med empirisk baserede tålegrænser og dosis respons funktioner, der knytter beregnede overskridelser af tålegrænserne til effekter på biodiversitet.

## 1.2 Biodiversitet

Biodiversitet ('biologisk diversitet'), betegner mangfoldigheden af biologisk liv og processer. Definitionen af biodiversitet er jfv. FN's biodiversitetskonvention: "mangfoldigheden af levende organismer fra alle kilder, herunder bl.a. terrestriske, marine og andre akvatiske økosystemer og de økologiske strukturer, de indgår i; begrebet omfatter mangfoldigheden inden for de enkelte arter og mellem arterne samt økosystemernes mangfoldighed". For nemheds skyld beskrives biodiversitet i konventionen på tre niveauer:

- økosystemdiversitet
- artsdiversitet
- genetisk diversitet

I gennemførelsen af biodiversitetskonventionen fokuseres der af praktiske grunde især på de to første niveauer, fordi vores viden om genetisk diversi-

tet stadigvæk er meget ringe. Groft sagt kan 'økosystemdiversitet' i dansk sammenhæng i praksis oversættes til 'mangfoldigheden af landskabs- og naturtyper', og 'artsdiversitet' til 'mangfoldigheden af arter'.

Biodiversitet skal forstås på tilstrækkelig stor skala for at give mening. På lille skala kan man let manipulere med antallet af arter – hvis man øger variationen i levevilkår, vil man typisk få flere arter. På lidt større skala kan det derimod vise sig, at visse arter eller levesteder/økosystemer er i tilbagegang over store regioner, typisk på grund af antropogene ændringer i arealanvendelsen, resurseudnyttelsen eller stofkredsløbene. De i et internationalt perspektiv sårbare eller truede arter eller økosystemer er omdrejningspunktet for biodiversitetsbeskyttelsen. Det er derfor ikke diversiteten af arter på det enkelte areal, som har betydning, men derimod det enkelte areals bidrag til overlevelsen af den biodiversitet, som er truet på en større geografisk skala.

En væsentlig del af både national dansk naturbeskyttelse og internationale aftaler og regulering er målrettet mod at beskytte den biologiske mangfoldighed – biodiversiteten. Et omdrejningspunkt herfor er Biodiversitetskonventionen, der er vedtaget af næsten alle verdens lande og har til formål at bevare den biologiske mangfoldighed både på økosystem-, arts- og genetisk niveau. Konventionen suppleres af Bern konventionen om beskyttelse af de vilde dyr og planter i Europa, og på EU niveau af Fuglebeskyttelsesdirektivet, Habitatdirektivet og Vandrammedirektivet, der sætter rammer for beskyttelse af arter og naturtyper.

Både den nationale danske naturbeskyttelse og EU's Habitatdirektiv har som udgangspunkt en beskyttelse af naturområderne, der ses som grundlaget for beskyttelse af dyre- og plantearterne, landskabet og mulighederne for at nyde og udnytte naturen. De internationale konventioner og direktiver har et større perspektiv end den nationale regulering, idet en art eller en naturtype kan være almindelig i et land, men truet globalt. Danmark har således i kraft af Habitatdirektivet et særligt ansvar for en række naturtyper, der er karakteristiske for – eller findes i Danmark, men på europæisk plan er i fare for at forsvinde i deres naturlige udbredelsesområde og / eller har et begrænset udbredelsesområde.

Der er gennem de seneste år kommet en øget fokus på koblingerne mellem natur- og luftforureningspolitikker. Beskyttelse af biodiversitet er en væsentlig målsætning i den igangværende revision af de europæiske luftforureningspolitikker, både i UNECE og EU regi (<http://gains.iiasa.ac.at/index.php/policyapplications/tsap>). Samtidig har der været en stigende erkendelse af, at luftforurening, specielt kvælstof eutrofiering, udgør en væsentlig trussel mod biodiversiteten. Overskridelse af tålegrænserne for luftforurening indgår således som indikator for trusler mod biodiversiteten i SEBI2010 og anbefales som indikator for trusler mod opretholdelse af gunstig bevaringsstatus i Habitatdirektivet (European Environment Agency. 2007, Hicks (red), 2011).

For at understøtte arbejdet med revision af de internationale aftaler om begrænsning af den grænseoverskridende luftforurening i UNECE regi (LRTAP Konventionens Göteborg protokol) er der de seneste år sket en væsentlig udvikling ift. at bestemme tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet, både metodemæssigt og ift. de anvendte kriterier. De anvendte metoder er dels empirisk baserede sammenhænge mellem påvirkningen fra luftforurening og artsrigdom, dels integrerede jordkemi og plantefore-



komst / plantekonurrencemodeller (Hettelingh mfl., 2009, Sloomweg mfl., 2010). De mest udbredte modelsystemer er koblinger mellem jordkemimodellerne SMART, eller den simple VSD model, og forskellige udgaver af planteforekomstmodellen MOVE. En sådan modelkobling har også tidligere været præsenteret i dansk sammenhæng i EUDANA projektet og anvendt til enkelte case studier (Nielsen og Bak, 2003, Bak og Ejrnæs, 2004). I tilfælde, hvor der er behov for en bedre modellering af dækningen af de dominerende arter, kan dette modelsystem suppleres med plantekonurrencemodeller som SUMO, der er en videreudvikling af CALLUNA modellen, der også tidligere har været anvendt i dansk sammenhæng (Heil og Bobbink, 1991, Wamelink mfl, 2001). Et tilsvarende modelsystem er SAFE-VEG, der er en udbygning af jordkemimodellen SAFE med et plantekonurrencemodul (VEG). MOVE dækker et stort antal arter baseret på empiriske responsfunktioner for de enkelte arter, medens CALLUNA og SUMO dækker et begrænset antal funktionelle grupper af arter. VEG opererer ligeledes med funktionelle grupper af arter, men for et langt større antal grupper. Ud over disse modelsystemer findes BERN modellen, der modellerer sammenhængen mellem påvirkninger, jordkemi og sandsynligheden for forekomst af forskellige plantesamfund (associationer) (de Vries mfl., 2010).

En væsentlig udfordring ved anvendelse af de nævnte modelsystemer til modellering af effekter på biodiversitet er valget af biodiversitetsindikator og kriterium for væsentligheden af en given ændring. Problemstillingen diskuteres ofte ud fra eksempler som illustreret på figur 1.5, hvor en ændring i artssammensætning – og et fald i diversitet kan observeres på en lokalitet som følge af kvælstoftilførsel. For enkelte naturtyper som græslandstyper og underskov kan der etableres empirisk baserede sammenhænge mellem kvælstoftilførsel og diversitet (Stevens mfl., 2010, Bobbink, 2010). En sådan sammenhæng kan imidlertid ikke forventes at være en generel regel, idet et forøget kvælstofniveau kan medføre tilbagegang eller tab for nogle arter og fremgang eller indvandring for andre, herunder invasive arter og arter fra agerlandet.

**Figur 1.5.** Eksempler på forandringer af naturområder som følge af kvælstofdeposition. Kvælstofpåvirkede områder til højre.



For naturtyper som heder kan en effekt af forøget kvælstoftilførsel være en tilbagegang af de dominerende arter (dværgbuske) og en fremgang for kvælstofelskende arter, der fx kan medføre et observeret artsantal i 5 – m cirkler (se appendix 1). Som nævnt ovenfor er det imidlertid ikke diversiteten af arter på det enkelte areal, som har betydning, men det enkelte areals bidrag til overlevelsen af den biodiversitet, som er truet på en større geografisk skala. Dette kan gælde habitatkarakteristiske arter, men også et bredere spektrum af arter, fx i jordfaunaen, svampe mm., hvis levested er knyttet til de enkelte naturtyper. Der er desuden knyttet bevaringshensyn til naturtyperne selv af mange forskellige årsager, fx af kulturhistoriske-, rekreative-, landskabelige. Det er derfor vanskeligt at finde en enkelt indikator, der kan sammenfatte udviklingen i biodiversitet på landsplan. Denne problemstilling diskuteres yderligere i kapitel 4 på baggrund af analyser af NOVANA data.

## 2 Empirisk baserede tålegrænser

Tålegrænsen er en egenskab, der afhænger af de konkrete forhold på en lokalitet og kan således i princippet kun bestemmes ved inddragelse af lokale data. Hvor dette datagrundlag ikke eksisterer, kan der anvendes et sæt af såkaldt empirisk baserede tålegrænser. Der er i UNECE udarbejdet et sæt af internationalt anerkendte empirisk baserede tålegrænser for eutrofiering af de terrestriske naturtyper inklusiv skov samt af søer (Bobbink mfl. 2010). Resultaterne stammer fra gødsknings-eksperimenter, observation af vegetationsforskelle over en kvælstofdepositionsgradient og fra anvendelse af plantekonkurrencemodeller. Empirisk baserede tålegrænser vil pga. en kortere tidshorizont og mangler i datagrundlaget tendere til at være højere end konkret beregnede tålegrænser. Dette modvirkes i nogen udstrækning af, at grænserne er sat på baggrund af observationer af et forholdsvis bredt spektrum af indikatorer. De empirisk baserede tålegrænser har forholdsvis brede og overlappende intervaller for de enkelte naturtyper. Intervallerne er ikke usikkerhedsintervaller, men primært et udtryk for variationen i følsomhed indenfor naturtypen, idet tålegrænsen ikke primært afhænger af naturtypen, men af andre lokale forhold, og af naturgivne forhold, der kan variere væsentligt over en naturtypes udbredelsesområde. Det skal derfor understreges, at det ved anvendelse af empirisk baserede tålegrænser anbefales, at det er den lave ende af intervallet, der anvendes, med mindre der foreligger kendskab til lokale forhold, der gør en anvendelse af en højere værdi i intervallet relevant.

Danmarks Miljøundersøgelser udarbejdede i 2005 i samarbejde med Skov og Naturstyrelsen en oversættelse af de af UNECE anbefalede empirisk baserede tålegrænser til anbefalede intervaller for de danske habitat-naturtyper. Anbefalingerne fra UNECE opdateres løbende i takt med at ny videnskabelig viden bliver tilgængelig. Den seneste store revision blev foretaget i 2011 (baggrundsrapport: Bobbink mfl., 2010). Tabel 2.1 viser de anbefalede værdier fra 2005 samt de nye anbefalede værdier og den EUNIS klasse, anbefalingen er baseret på.

**Tabel 2.1.** Empirisk baserede tålegrænser. Tabellen viser tidligere nationale anbefalinger baseret på de dagældende anbefalinger fra UNECE (2005) og foreslåede ændringer baseret på de seneste opdaterede anbefalinger (2011). (baggrund: Bobbink mfl., 2010). \* angiver prioriterede typer for Danmark iht. Habitatdirektivet.

		2005	2011
11	<b>Havvand og tidevandsafhængige naturtyper</b>		
12	<b>Havklinter og stenede strande</b>		
1210	Enårig vegetation på stenede strandvolde		
1220	Flerårig vegetation på stenede strande		
1230	Klinter eller klipper ved kysten	15-25	
13	<b>Atlantiske og kontinentale strandenge og marskområder</b>		
1310	Vegetation af kveller eller andre enårige strandplanter, der koloniserer mudder og sand	30-40	
1330	Strandenge	30-40	
1340	* Indlands saltenge	30-40	



21	<b>Kystklitter langs Atlanterhavs-, Nordsø- og Østersøkysterne</b>			
2110	Forstrand og begyndende klitdannelser	10-20		
2120	Hvide klitter og vandremiler	10-20		
2130	* Stabile kystklitter med urteagtig vegetation (grå klit og grønsværklit )	10-20	8-15	B1.4
2140	* Kystklitter med dværgbuskvegetation (klithede)	10-20		
2180	Kystklitter med selvsåede bestande af hjemmehørende træarter	10-20		
2190	Fugtige klitlavninger	10-25	10-20	B1.8
2250	* Kystklitter med enebær	10-20		
23	<b>Indlandsklitter, som er gamle og kalkfattige</b>			
2310	Indlandsklitter med lyng og visse	10-20		
2320	Indlandsklitter med lyng og revling	10-20		
2330	Indlandsklitter med åbne græsarealer med sandskæg og hvene	10-20		
31	<b>Søer og vandhuller</b>	10-25		
3130	Ret næringsfattige søer og vandhuller med små amfibiske planter ved bredden	5-10		
3160	Brunvandede søer og vandhuller	5-10		
40	<b>Tempererede heder og krat</b>			
4010	Våde dværgbusksamfund med klokkelyng	10-25	10-20	F4.1
4030	Tørre dværgbusksamfund (heder)	10-20		
6	<b>Naturlig og delvis naturlig græsvegetation</b>			
6120	* Meget tør overdrevs- eller skræntvegetation på kalkholdigt sand	15-25		
6200	Delvis naturlig tør græs- og krat- vegetation			
6210	Overdrev og krat på mere eller mindre kalkholdig bund (* vigtige orkidélokalteter)	15-25		
6230	* Artsrige overdrev eller græsheder på mere eller mindre sur bund	15-25	10-15	E1.7
6400	Delvis naturlige fugtige enge med høj urtevegetation			
6410	Tidvis våde enge på mager eller kalkrig bund, ofte med blåtop	15-25	10-15	E3.5
6430	Bræmmer med høje urter langs vandløb eller skyggende skovbryn			
7	<b>Høj- og lavmoser</b>			
71	<b>Sure moser med tørvemosser</b>			
7110	* Aktive højmoser	5-10		
7120	Nedbrudte højmoser med mulighed for naturlig gendannelse	5-10		
7140	Hængesæk og andre kærersamfund dannet flydende i vand	10-15		
7150	Plantesamfund med næbfrø, soldug eller ulvefod på vådt sand eller blottet tørv	10-15		
72	<b>Kalkrige lavmoser</b>			
7210	* Kalkrige moser og sumpe med hvas avneknippe	15-25		
7220	* Kilder og væld med kalkholdigt (hårdt) vand	15-25		
7230	Rigkær	15-25	15-30	D4.1
91	<b>Skove i det tempererede Europa</b>			
9110	Bøgeskove på morbund uden kristtorn	10-20		
9120	Bøgeskove på morbund med kristtorn	10-20		
9130	Bøgeskove på muldbund	10-20		
9150	Bøgeskove på kalkbund	10-20		
9160	Egeskove og blandskove på mere eller mindre rig jordbund	10-20		
9190	Stilkegeskove og -krat på mager sur bund	10-20		
91D0	* Skovbevoksede tørvemoser	10-20	10-15	G1.8
91E0	* Elle- og askeskove ved vandløb, søer og væld	10-20		

### 3 Modeller

Der er i afsnit 1.1 givet en introduktion til begrebet tålegrænser og en kort introduktion til de anvendelige metoder, medens kapitel 2 indeholder en beskrivelse af- og opdaterede anbefalinger vedr. empirisk baserede tålegrænser. Det er valgt i arbejdet med denne rapport at anvende et modelsystem, der kobler påvirkning af jordkemi med effekter på plantekonkurrence og – forekomst, VSD \_ MOVE eller EUDANA modelsystemet. Det er imidlertid valgt her også at give en kort gennemgang af de massebalancebaserede metoder, der i princippet er en (simplere) ligevægtsudgave af dynamiske modeller som VSD og dermed er et godt udgangspunkt for en introduktion af vigtige begreber og størrelser.

#### 3.1 Massebalancemodeller

Den simple massebalancemetode (SMB) har tidligere på europæisk plan og i nogle nationale danske beregninger været anvendt for skove, enge og overdrev. Metoden er baseret på simple massebalancer for forsurende og eutrofiende forbindelser, hvor de forventede effekter er knyttet til overskridelsen af en kritisk værdi for en kemisk indikator. Metoden afhænger således af, at en sådan sammenhæng til relevante effekter kan etableres på et forsvarligt videnskabeligt grundlag. Tidshorizonten er ikke defineret, idet metoden bygger på en ligevægtssituation, men sættes oftest til omkring 100 år.

Tålegrænsen for forsurening er den samlede belastning med forsurende stoffer, et område kan tåle. Den samlede forsurende belastning fra luften er summen af svovl og kvælstof fratrukket tilførslen af basekationer (på ækvivalentbasis). Ammoniak tæller som syre i denne forbindelse, idet det antages, at udvaskningen af ammonium er forsvindende (komplet nitrificering). Ud fra ladnings- og massebalancebetragtninger kan balancen mellem til- og fraførsler fra jorden opstilles som:

$$SO_{4\text{ dep}} + NO_{3\text{ dep}} + NH_{4\text{ dep}} - BC_{\text{dep}}^* = BC_w - BC_u + N_u + N_{\text{de}} + N_{i,\text{crit}} - ANC_{i,\text{crit}}$$

hvor  $SO_{4\text{ dep}}$ ,  $NO_{3\text{ dep}}$  og  $NH_{4\text{ dep}}$  er den atmosfæriske belastning med S og N;  $BC_{\text{dep}}^*$  er tilførslen af syreneutraliserende kapacitet ved deposition af basekationer ( $BC_{\text{dep}}^* = K_{\text{dep}} + Ca_{\text{dep}} + Mg_{\text{dep}} + Na_{\text{dep}} - Cl_{\text{dep}}$ );  $BC_w$  er produktionen af syreneutraliserende kapacitet i jorden ved mineralforvitring;  $BC_u$  og  $N_u$  er nettooptaget af basekationer og kvælstof fra området målt som indholdet i materiale, der fjernes over en periode;  $N_{\text{de}}$  er denitrificering og  $N_{i,\text{crit}}$  permanent immobilisering af kvælstof og  $ANC_{i,\text{crit}}$  er tabet af syreneutraliserende kapacitet ved udvaskning. Alle størrelser indsættes som  $\text{keq ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  ( $\text{eq} \square \text{ mol}_e$ ).

Den acceptable størrelse af  $ANC_{i,\text{crit}}$  er fastsat ved anvendelse af et kemisk kriterium baseret på forholdet mellem basekationer og aluminiumioner i jordvæsken. Der er i tidligere danske kortlægninger af tålegrænser anvendt et forhold mellem  $Al^{3+}$  og basekationer i jordvæsken på 1. Aluminiumkoncentrationerne kan relateres til brintionkoncentrationerne ved anvendelse af en udbytningskonstant,  $KA_{\text{lox}}$ :

$$[Al] = KA_{\text{lox}} [H]^a$$

Hvor typiske værdier af  $KA_{\text{lox}}$  og  $a$  er gengivet i tabel 3.1.

**Tabel 3.1.** Typiske værdier for  $\log_{10}KA_{\text{lox}}$  og  $a$ , hvor  $[Al] = KA_{\text{lox}} [H]^a$ .

Jordtype	Dybde (cm)	$\log_{10}KA_{\text{lox}}$	$a$
Alle	humuslag	-1,03	1,17
Sand	0-10	3,54	2,26
	10-30	5,59	2,68
	30-100	7,88	3,13
Silt	0-10	-0,38	1,04
	10-30	3,14	1,83
	30-100	4,97	2,21
Ler	alle	4,68	2,15
Humus	alle	1,41	1,85

Tabellen er medtaget her for at illustrere, at jordens surhed ikke kun vil være en følge af kombinationen af sur nedbør og mineraljordens bufferegenskaber i form af tekstur og mineralsammensætning, men specielt for topjorden i højere grad vil være en funktion af jordens strukturudvikling med forskellige jordbundshorisonter. Samspejlet mellem de dominerende plantearter og jordens strukturudvikling vil derfor have afgørende betydning for udviklingen i jordbundssurhed. Dette er yderligere diskuteret i afsnit 5.4.

Indføres en definition tålegrænsen for 'faktisk' forsurende:  $CL(Ac_{\text{act}}) = BC_w - ANC_{l,\text{crit}}$ , kan den acceptable deposition af S og N ( $CL(S+N)$ ) skrives som:

$$CL(S+N) = BC_{\text{dep}}^* - BC_u + N_u + N_{\text{de}} + N_{i,\text{crit}} + CL(Ac_{\text{act}})$$

Fraførsel eller immobilisering af N kan ikke kompensere depositioner af S, men effekten af S kan betragtes separat, hvis alt deponeret N fjernes. Der kan derfor defineres maksimale og minimale grænser for S og N, der tilsammen afgrænser de kombinationer af depositioner af S og N, der ikke virker forsurende (jvf. figur 3.1):

$$CL_{\text{max}}(S) = BC_{\text{dep}}^* - BC_u + CL(Ac_{\text{act}})$$

$$CL_{\text{min}}(N) = N_u + N_{\text{de}} + N_{i,\text{crit}}$$

$$CL_{\text{max}}(N) = CL(S+N) = CL_{\text{min}}(N) + CL_{\text{max}}(S)$$

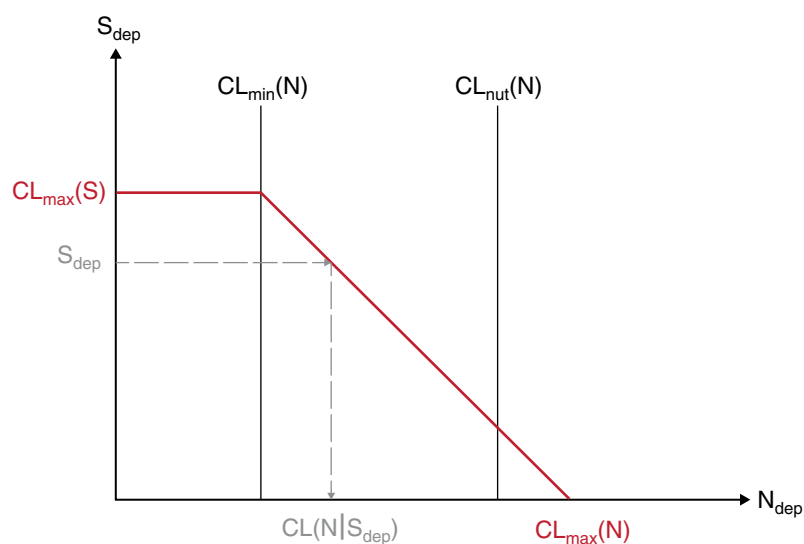
Relationerne er dog udtryk for en tilnærmelse, idet nogen af de indgående størrelser, specielt  $N_{\text{de}}$ , vil være depositionsafhængige.

På samme måde som for de forsurende stoffer kan tålegrænser for kvælstof baseres på en massebalancebetragtning:

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

hvor  $N_{\text{dep}}$  er (den kritiske) deposition af N;  $N_u$ ,  $N_i$ ,  $N_{\text{de}}$  og  $N_{\text{fi}}$  er nettooptag, permanent immobilisering, denitrificering og kvælstoffiksering. På områder, hvor der ikke er udbredt forekomst af kvælstoffikserende arter, forventes fikseringen at ligge under  $3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ .  $N_{\text{le,crit}}$  er den kritiske udvaskning af N.

**Figur 3.1.** Kombinationer af depositioner for svovl og kvælstof, der ikke overskrider grænserne for forsurening og eutrofiering.



Der mangler i nogen udstrækning datagrundlag for fastsættelse af  $N_{le,crit}$  mhp. beskyttelse af artsdiversiteten eller enkeltarter. Anbefalede værdier fra UNECE's kortlægningsmanual er gengivet i tabel 3.2. (UNECE 2004) Udvaskningen udgør imidlertid kun en begrænset del af den samlede kvælstofbalance, og metoden er velegnet til at differentiere indenfor de angivne intervaller for de empirisk baserede tålegrænser.

**Tabel 3.2.** Anbefalede værdier for kritiske koncentrationer af N i jordvæsken.

<i>Vegetations forandringer (svenske data)</i>	$[N]_{acc} (mgN L^{-1})$
Lav til tranebær	0,2 – 0,4
Tranebær til blåbær	0,4 – 0,6
Blåbær til græs	1 - 2
Græs til urter	3 - 5
<i>Vegetations forandringer (hollandske data)</i>	
nåleskov	2,5 - 4
løvskov	3,5 – 6,5
græsland	3
Hede	3 - 6
<i>Andre effekter i skove</i>	
Næringsstof ubalancer	0,2 – 0,4
Forøget udvaskning / kvælstof mætning	1
Ændret biomasse af fine rødder / rodlængde	1 - 3
Følsomhed for frost og sygdomme	3 - 5

### 3.2 VSD-MOVE (EUDANA)

EUDANA modelværktøjet er et modelsystem, der kobler en dynamisk jordbundskemisk model med en empirisk baseret planteforekomst model. EUDANA modelværktøjet blev udviklet i 2003-2004 på basis af det hollandske SMART-MOVE modelsystem, hvor den jordbundskemiske model SMART blev erstattet af den simplere og mindre datakrævende model VSD for at muliggøre regionale anvendelser i Danmark (Bak og Ejrnæs, 2004). Modelværktøjet har dog i Danmark primært været anvendt til studier på enkeltlokaliteter som Idom hede (Nielsen og Bak, 2003). I Holland har der i en årække været fokus på biodiversitet i forvaltningen af natur og miljø. SMART-MOVE systemet indgår i Natuurplanner systemet (Latour mfl.,

1997), der anvendes både på national og regional skala, og der er siden sket en videreudvikling af MOVE (Bakkenes mfl., 2002). Udviklingen har, sammen med en forøget fokus på biodiversitet, inspireret et udviklingsarbejde i UNECE regi, hvor VSD-VEG modelsystemet forsøges anvendt på europæisk skala, jf. afsnit 1.2. I Tyskland er VSD-BERN modelsystemet udviklet til nationale anvendelser, i Sverige anvendes forSAFE-VEG, og i Storbritannien er der udviklet en national udgave af MOVE, GBMOVE, der kobles med forskellige jordbundskemiske modeller, fx MAGIC og VSD (de Wries mfl., 2009, Hettelingh mfl., 2009)

VSD modellen er en simpel, dynamisk, jordbundskemisk model udviklet af UNECE's koordinationscenter for effekter, CCE (Bonten mfl., 2011). Modellen er i princippet en dynamisk udgave af den simple massebalancemodel (SMB), hvis væsentligste elementer er skitseret i afsnit 3.1. Der er dog inkluderet en simpel beskrivelse af omsætningen mellem de væsentligste organiske puljer, hvor der skelnes mellem

- Hurtigt omsætteligt, frisk førne (Cfe);
- Langsomt nedbrydeligt ('recalcitrant') frisk førne (Cfs);
- mikrobiel biomasse (Cmb);
- Langsomt nedbrydeligt humus (Chm).

MOVE er en responsmodel for arters realiserede niche som funktion af de vigtigste plantefordelende gradienter, hvor menneskelig påvirkning kan forandre tilstanden. Der er her tale om gradienter i næringsstofftilgængelighed, vandtilgængelighed og pH. De tilhørende menneskelige påvirkninger er eutrofiering, vandstandsregulering (typisk sænkning) og forsurening. MOVE og GBMOVE modellerne beregner sandsynligheden for forekomsten af udvalgte plantearter i (den hollandske / britiske) flora som funktion af gradienter i næringsstoffer, grundvandsstand og pH (Latour mfl. 1997). Grundlaget for MOVE / GBMOVE er multiple logistiske regressionsmodeller for forekomsten af plantearter i prøvefelter som funktion af disse prøvefelters kalibrerede Ellenberg-værdier for fugtighed, pH og næringsstofniveau. De kalibrerede Ellenberg-værdier er gennemsnittet af de i prøvefeltet forekommende arters indikatorværdier, idet størstedelen af det tilgængelige datamateriale er presens / absens data.

Responsfunktionerne i MOVE/ GBMOVE er udviklet med udgangspunkt i et meget stort antal vegetationsplot med presens / absens data over de forekommende arter. Sandsynligheden for at en planteart forekommer på en lokalitet, kan beregnes på baggrund heraf, jvf. figur 4.5 og 5.6. Modellen vil normalt kunne bruges til beregning af effekten af en påvirkning på et plantesamfund, medens resultaterne for enkelte plantearter er for usikre. De enkelte regressionsfunktioner har formen:

$$P = \frac{e^{f(x)}}{1 + e^{f(x)}}$$

Hvor  $f(x)$  beregnes som:

$$f(x) = y + b1 * F + b2 * F^2 + b3 * R + b4 * R^2 + b5 * N + b6 * N^2 + b7 * F * R + b8 * F * N + b9 * R * N$$

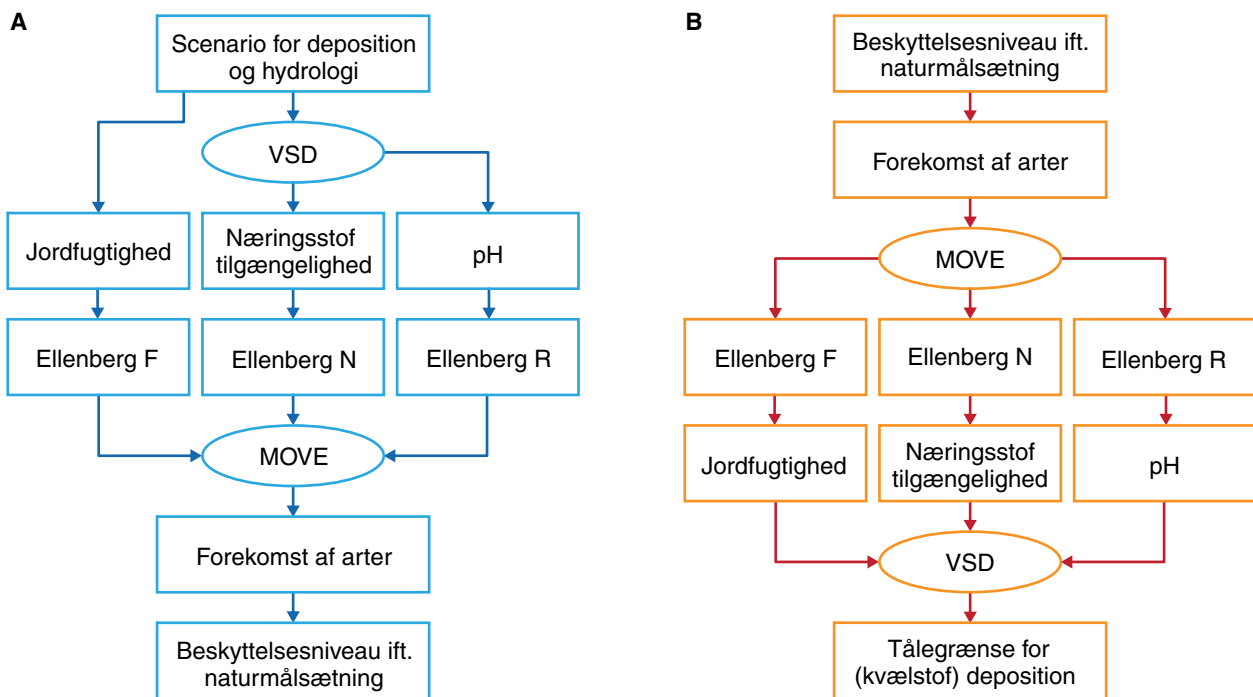
$P$  er forekomst sandsynligheden for en art,  $f(x)$  en lineær prædiktor,  $y$  og  $b_1$ - $b_9$  er skæring og prædiktionskoefficienter for arten og F, R, og N er Ellenberg-indikatorværdier.

For at kunne relatere Ellenberg-værdierne til målte, abiotiske variable, er der opstillet statistisk baserede regressionsfunktioner for forholdet mellem Ellenberg-N og kvælstoftilgængelighed, målt som C/N ratioer i jorden og / eller  $\text{NO}_3$  koncentrationen i jordvand, Ellenberg-F og jordfugtighed og Ellenberg-R og pH i jordbunden (Ertsen mfl., 1997, Smart mfl., 2005, Schaffers og Sýkora, 2000).

Grunden til, at der anvendes en tottrinsproces, hvor forekomstsandsynligheden for de enkelte arter beskrives ud fra Ellenberg indikatorværdier, og disse relateres til kemiske variable gennem overførselsfunktioner, ligger i det tilgængelige datagrundlag. Ved udviklingen af modellen har der kun været data til rådighed for få tusinde punkter med samhørende observationer af jordkemi og planteforekomst. En statistisk model baseret på disse observationer ville kun kunne anvendes for et begrænset antal (< 100) af de hyppigst forekommende arter. For at udvide modellens dækning til et større antal arter, herunder mere sjældne, har det været nødvendigt at inddrage data fra flere hundredetusinde punkter, hvor der kun er observeret planteforekomst, og forekomstsandsynligheden er derfor beskrevet ud fra Ellenberg indikatorværdier. Der ligger imidlertid en væsentlig usikkerhed heri, og såvel kvalitet som kvantitet af datagrundlaget for de enkelte arter varierer. Modellen kan dermed ikke forventes at kunne bruges med pålidelighed for enkeltarter, men nok for større grupper af arter. Tilsvarende vil forudsigelseskraften for enkeltlokaliteter forventes at være begrænset, og beregninger herfor vil kun kunne bruges i en risikovurderings sammenhæng.

Effekten af en ændring af fx surhed eller næringsstoftilgængelighed for forekomstsandsynligheden af de enkelte arter afhænger af de øvrige plante fordelende faktorer, hvor kun fugtighed er omfattet i MOVE. Det kan dermed være problematisk at anvende modellen for områder, hvor fx temperatur og kontinentalitet afviger væsentligt fra det område, hvor datagrundlaget stammer fra. Det er i denne sammenhæng anset for relevant at anvende en kombination af hollandske og britiske data for Danmark.

MOVE kan kobles til VSD, der kan bruges til at beregne udviklingen i de aktuelle miljøvariable som funktion af menneskelige påvirkninger (fx eutrofiering som følge af kvælstofdeposition). Metoden kan opsummeres i følgende: VSD kan bruges til at beregne miljøkonsekvenserne af ændrede scenarier for hydrologi og deposition (fig. 3.2 A). Disse konsekvenser er input til beregning i MOVE af konsekvenserne for plantearter. Resultaterne for enkeltarter kan siden aggregeres til naturtypeniveau. Tålegrænser for eksempelvis N-deposition, der er baseret på målsætninger for biodiversitet, kan beregnes ved at regne den modsatte vej. Først opstilles en målsætning for en naturtypes tilstand mht. artssammensætning eller diversitet. Dernæst beregnes de maksimale værdier for Ellenberg-N og -R og derfra N-tilgængelighed i jorden og pH. Derfra beregnes de maksimale depositioner med VSD.



**Figur 3.2.** VSD-MOVE modelsystemet. Modelsystemet kan anvendes både til beregning af effekter for forskellige depositions-scenarier (venstre side) og til beregning af tålegrænser (højre side).

VSD – MOVE konceptet er simpelt og giver mulighed for at håndtere biodiversiteten direkte ved at inddrage et repræsentativt udsnit af en vigtig taksonomisk gruppe (planterne) i en samlet analyse af effekter af N-deposition. Det er derfor valgt at basere analyserne i dette studie på anvendelse af modellen. I forhold til EUDANA modellen, der blev udviklet i 2004, er der som beskrevet sket en videreudvikling på en række områder, i Holland ifm. udviklingen af MOVE II, og i Storbritannien ifm. udviklingen af GBMOVE. Resultater herfra har indgået i en opdatering af EUDANA modelsystemet, der bl.a. har medført, at antallet af arter, der indgår i modelleringen, har kunnet udvides fra 667 til 948, og at det ved scenarieberegninger har været muligt at anvende et bredere spektrum af overføringsfunktioner mellem Ellenberg indikatorværdierne og relevante miljøvariable som C/N og  $\text{NO}_3$  koncentrationer i jorden. Det har her været væsentligt at kunne kombinere de hollandske og britiske modelversioner, fordi kvælstofstatus målt på plantesamfundet ved lav kvælstofpåvirkning og langsom udvikling i kvælstofstatus normalt er bedst relateret til C/N, medens der ved højere påvirkninger og hurtigere ændringer formentlig vil være en bedre relation til fx  $\text{NO}_3$  koncentrationer.

På længere sigt vil det være ønskværdigt i højere grad at inddrage danske data i en videreudvikling af EUDANA systemet. Dette har ikke kunnet gøres alene på basis af data fra NOVANA programmet, idet specielt etablering af overførselsfunktioner forudsætter data fra en situation tæt på ligevægt og fra et bredt spektrum af eutrofierings- og forsureningstilstande. En sådan udvikling vil derfor kræve inddragelse af ældre data, fx fra DANVEG, og et større analysearbejde, der har ligget udenfor det mulige i dette projekt.



## 4 Indikator og kriterium for biodiversitets-effekter

Som beskrevet i kapitel 1 er tålegrænser en egenskab, der knytter sig til – og kan beregnes for enkelte naturarealer, medens anvendelsen oftest er som effektindikator for større geografiske områder, hvor arealet med overskridelser anvendes som indikator ved sammenligning mellem forskellige scenarier.

Ved beregning af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet er der dermed tre centrale problemstillinger, der må adresseres:

1. Hvilken del af biodiversiteten skal anvendes som målsætning ved lokale beregninger
2. Hvad er en relevant indikator og et kriterium for fastsættelse af en lokal tålegrænse til beskyttelse af denne biodiversitet
3. Hvordan opskaleres fra de lokale beregninger til en meningsfyldt indikator på landsplan eller til et meningsfyldt sæt af indikatorer.

Alternativt kan punkt 2 erstattes med en dosis-effekt relation, der kobler luftforureningspåvirkning med en biodiversitetsindikator, hvorved det ikke vil være nødvendigt at fastsætte en kritisk værdi for den anvendte indikator. Beregningerne vil også ved anvendelse af dosis-effekt relationer skulle udføres lokalitetsspecifikt, idet både naturens følsomhed for luftforurening og den atmosfæriske deposition varierer fra sted til sted, men opskaleringen vil være mere kompliceret. Anvendelse af en kritisk værdi (tålegrænser) har den fordel, at de således beregnede værdier på lokalitetsniveau kan kombineres med beregninger og kriterier baseret på en beskyttelse af andre elementer af økosystemets struktur og funktion. Tålegrænsen for lokaliteten vil være den laveste af de beregnede værdier, idet dette depositionsniveau vil beskytte alle de ønskede elementer af økosystemets struktur, funktion og arter (jf. også figur 1.4)

Ved de analyser, der hidtil er brugt som grundlag for internationale aftaler om begrænsning af den grænseoverskridende luftforurening i UNECE og EU regi, er det samlede areal med overskridelser af tålegrænsen eller den akkumulerede belastning over tålegrænsen brugt som effektindikator. Denne tilgang er problematisk ifm. målsætninger for biodiversitet, idet naturtyperne har meget forskellig udbredelse. Betydningen af at tabe fx 5 % af en udbredt naturtype er indlysende ikke det samme som helt at miste nogen af de arealmæssigt små naturtyper. I hidtidige danske kortlægninger af tålegrænser til nationale formål er der derfor ikke foretaget en sådan aggregering, men andelen af arealer med overskridelse af tålegrænsen er opgjort for hver (§3-) naturtype baseret på beregninger for de enkelte naturområder. I princippet kan en sådan opgørelse være en udmærket indikator på biodiversitetseffekter, hvis de plantesamfund, der beskyttes af lokale tålegrænser, til sammen sikrer biodiversiteten på biogeografisk- og landsskala. En rapportering på hovednaturtyper falder også i tråd med nyligt arbejde vedr. biodiversitetstrends på Europæisk skala, hvor det har været foreslået at rapportere på 'økoregioner', der er de biogeografiske regioner opdelt på de 10 øverste EUNIS klasser. I dette forslag skulle data aggregeres fra 'byggeblokke' udgjort af nationalstaterne opdelt på de 10 øverste EUNIS klasser (de Heer mfl, 2005).

Biodiversitet er ikke et begreb med en entydig videnskabelig definition, og der findes en række definitioner og indikatorer med forskellig anvendelse. Miljøagenturet har opstillet en lang liste over 655 mulige biodiversitetsindikatorer, der kan sammenfattes i 26 hovedgrupper baseret på forskellige biotiske, abiotiske, administrative og samfundsmæssige indikatorer (European Environment Agency, 2003, 2007). Biodiversitetsindikatorer baseret på artsobservationer kan generelt udtrykkes på formen  $H = \sum_{i=1,n} wt_i$ , hvor H er biodiversitetsindikatoren, n det totale antal arter, og  $wt_i$  en vægtfaktor for de enkelte arter. Vægtfaktoren kan baseres på forskellige kriterier:

1. Ingen vægtning – svarende til artsrigdom
2. Vægtning baseret på frekvens af forekomst, fx Simpson-, Shannon indeks.
3. Vægtning baseret på betydningen af de enkelte arter i en bevaringsmæssig sammenhæng, fx baseret på rødlisten, fx vægtet efter udryddelsesrisiko
4. Vægtning baseret på ønskværdigheden af forskellige arter i en bestemt sammenhæng, fx habitattypiske arter iflg. Habitatdirektivets annex 1, eller forekomst / frekvens for arterne baseret på naturtypen i en reference-situation
5. Vægtning efter funktionelle grupper.

Ideelt set bør en indikator være intuitivt forståelig og økologisk meningsfuld, kunne kvantificeres på baggrund af (let) tilgængelige data, være skala-uafhængig og sammenlignelig mellem forskellige regioner, og være politik-relevant (van Dobben mfl., 2009). Indikatoren skal til brug ved beregning af tålegrænser for luftforurening være følsom overfor effekter heraf. Hvis der anvendes beregningsmetoder baseret på empirisk baserede planteforekomst modeller (som MOVE), vil det endvidere være nødvendigt at anvende en indikator baseret på et forholdsvist stort antal arter, idet usikkerheden i scenarioberegninger for enkeltarter vil være meget stor. Politik-relevansen kan fx ses i forhold til EU's Habitatdirektiv

(<http://www.euo.dk/dokumenter/retsakter/pop/392L0043/>), Biodiversitetskonventionen (CBD 1992) og den nationale rødliste (IUCN 2003).

De hidtil præsenterede europæiske tålegrænseberegninger baseret på målsætninger for biodiversitet har været baseret på beregning af tålegrænser og overskridelser af tålegrænserne for enkelte naturområder baseret på forholdsvis arbitrære kombinationer af indikatorer og kriterier. UNECE's koordinationscenter for effekter, CCE, har i de seneste statusrapporter præsenteret beregninger på europæisk skala baseret på et acceptabelt niveau af ændring i et beregnet biodiversitetsmål, fx artsrigdom for græsland og Sørensen indeks for skov (Hettelingh mfl., 2009, Posch mfl., 2011). Beregningerne er baseret på empiriske sammenhænge mellem kvælstofdeposition og indikator. Der er i beregningerne anvendt en kritisk værdi på 5 % acceptabelt tab / ændring for de enkelte naturområder begrundet i beregningsusikkerheder og ikke relateret til nogen politisk målsætning (Slootweg mfl., 2011). Beregningerne omfatter kun græsland og underskovsvegetation og vægter arealer af disse naturtyper lige ved aggregering på større skala. De beregnede tålegrænser giver mindre areal med overskridelse af tålegrænserne end fx anvendelse af empirisk baserede tålegrænser. Sverdrup (red), 2005 har præsenteret beregninger baseret på et kriterium for acceptabel ændring, der accepterer 30-50 % ændring i dækning for dominerende arter, fordobling eller halvering i dækningen af subdominerende arter, og tab eller tilgang af én marginal art pr. lokalitet. Disse foreslåede kriterier er heller ikke relateret til

nogen politisk målsætning. Rowe mfl., 2009 har foreslået en indikator baseret på nationalt definerede sæt af plus og minusarter for hver naturtype relateret til nationale kriterier for gunstig bevaringsstatus ift. Habitatdirektivet, og van Dobben & Wamelink, 2009 har foreslået en rød-liste baseret indikator, hvor arterne vægtes efter deres relative forekomst hyppighed og frem eller tilbagegang. Disse indikatorer kan anvendes til opstilling af dosis-effekt relationer, men der er ikke konkret foreslået, hvordan der opskales og evt. aggregeres på tværs af naturtyperne. I Holland er der foretaget nationale beregninger af tålegrænser baseret på biodiversitetsmålsætninger. Her anvendes en 'referencetilstand' for et stort antal (139) vegetationstyper som målsætning, hvor referencetilstanden er fastsat fra historiske data primært fra '50'erne og '60'erne. Denne beregning giver forholdsvis høje tålegrænser med et gennemsnit på 23 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> (van Dobben mfl., 2006)

Der findes med andre ord ikke nogen solid, international anbefaling af en kombination af indikator og kriterium, der kan anvendes i en national kortlægning af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet. Både til europæiske og nationale formål ville det imidlertid være en fordel, hvis der kunne opstilles en indikator, der sammenfattede biodiversitetseffekter i et enkelt tal, bl.a. for at lette sammenligningen mellem scenarier og beskrivelsen af udviklingstendenser. Det er derfor valgt at foretage en belysning af fordele og ulemper ved anvendelse af forskellige kombinationer af mulige indikatorer og kriterier ved analyse af datamaterialet fra NOVANA overvågningsprogrammet. Der er i første omgang fokuseret på diversiteten af habitater og (højere) plantearter, dels af praktiske grunde, dels pga. begrænsningerne i datamaterialet, dels fordi det kan antages, at en påvirkning af den samlede biodiversitet vil ske gennem påvirkninger af plantesamfundet. (Scherber mfl., 2010) Analysen er afgrænset til national skala, selvom de i Habitatdirektivet definerede biogeografiske regioner også ville være en relevant skala. Den nationale skala er valgt pga. relevansen for nationale politikker, der ikke kun understøtter internationale aftaler.

Analysen omfatter:

1. En analyse af arternes fordeling på naturtyper og af hvilke arter, der kan forventes at være følsomme for effekter af eutrofiering og forsurening.
2. En analyse af forskellige grupper af biodiversitetsindikatorers anvendelighed for beregning af tålegrænser eller opstilling af dosis-effekt relationer for atmosfærisk deposition af S og N. Analysen er foretaget for forskellige diversitetsindeks, sæt af indikatorarter, og for artsindekset, der indgår i det danske indeks for naturtilstand. Der er ikke set på indeks baseret funktionelle grupper af arter.
3. Diskussion og valg af indikator og kriterier for tålegrænseregninger.

Der er både set på muligheden for at opstille en samlet effektindikator, der kan anvendes på landsplan, og for indikatorer, der kan anvendes naturtypevis, eller evt. for hovednaturtyper.

#### **4.1 NOVANA data**

NOVANA overvågningsprogrammet er det danske nationale overvågningsprogram for vandmiljøet og den terrestriske natur, bl.a. etableret mhp. at følge resultaterne af de nationale Vandmiljøplaner og opfyldte rapporteringsforpligtigelserne i EU's Habitatdirektiv. Den terrestriske del af programmet omfattede i den første programperiode fra 2004-2010 18 lysåbne og 10 skovdækkede naturtyper ud af de 45 primært terrestriske naturtyper defineret i

Habitatdirektivets Annex 1, der forekommer i Danmark. Da naturtyperne ofte forekommer i mosaik på de enkelte stationer, giver programmet dog også en vis dækning for en del af de ikke omfattede naturtyper. Overvågningsprogrammet for den lysåbne natur består af 202 intensive stationer, fortrinsvist beliggende i de udpegede habitatområder, og 763 ekstensive stationer, placeret både inden for og uden for habitatområderne. De intensive stationer overvåges årligt, medens de ekstensive stationer kun overvåges én gang i perioden. Skovprogrammet, der først startede i 2007, består af 122 intensive stationer.

Overvågningen af stationerne omfatter typisk 20, 40 eller 60 tilfældigt udlagte prøvelfelter. Et prøvelfelt består inderst af et 0,5 m x 0,5 m kvadrat (prøvelfeltsrammen) som centrum i en cirkel med radius på 5 meter. I prøvelfeltsrammen bestemmes arter, dækning, vegetationshøjde etc. ved pinpoint analyse, medens der i 5 m cirklen bl.a. etableres en artsliste. Ud over vegetationsanalyserne udtages der, afhængigt af naturtypen, jord-, vand- og planteprøver til kemiske analyser. Der er sammenlagt registreret vegetationsstruktur og artssammensætning på 70.743 prøvelfelter, hvoraf tre ud af fire ligger inden for habitatområderne. Af disse tilhører 1.100 felter en af de habitatnaturtyper, der ikke er omfattet af overvågningen i den første programperiode.

**Figur 4.1.** Placering og hovednaturtype for de NOVANA stationer, der er anvendt som datagrundlag

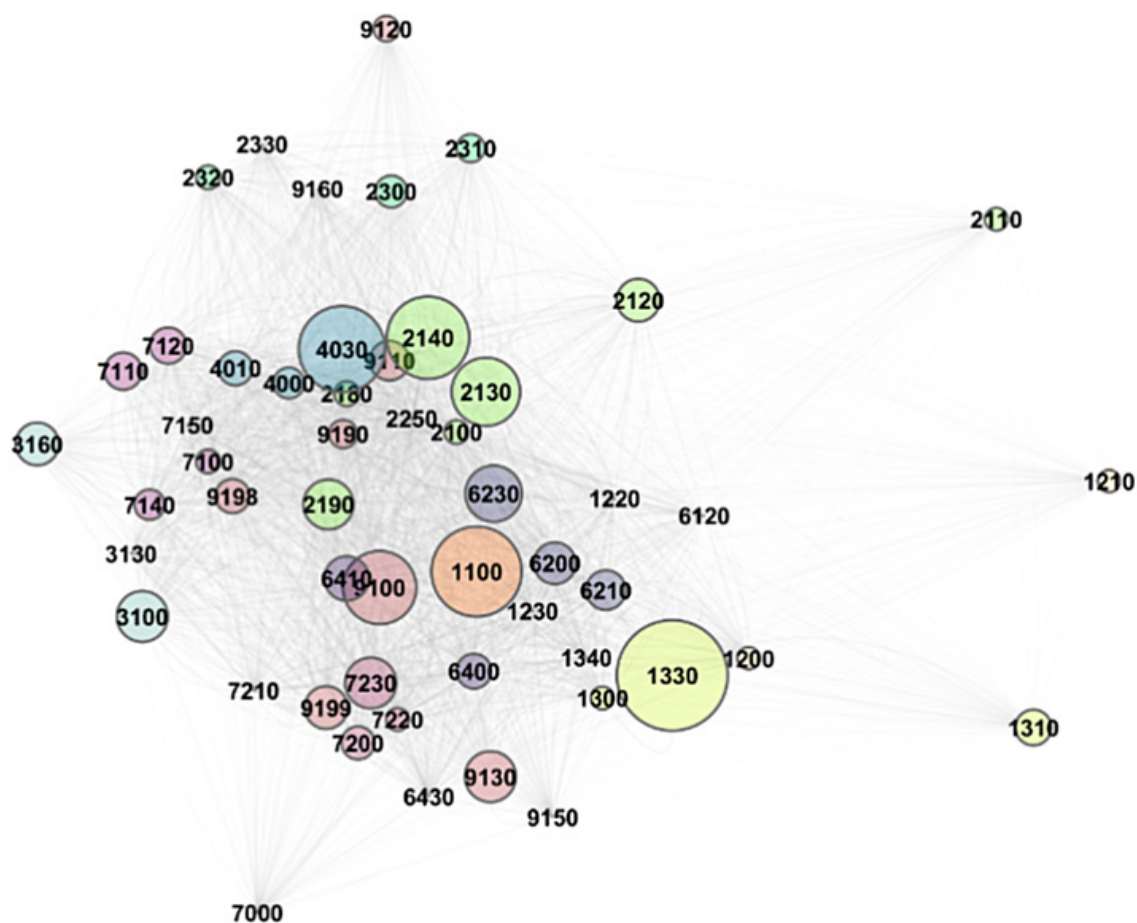


## 4.2 Arter og naturtyper

NOVANA databasen for programperioden 2004-2010 indeholder data for i alt 58 habitatnaturtyper med observationer fra mere end 1 prøvelfelt. Af disse er de 13 hovedtyper (1100, 1200, 1300, 2100,..), der er angivet, hvor det ikke har været muligt at bestemme undertypen (1130, 1140, .. se tabel 2.1). Habitatdirektivets naturtyper er defineret i 1989 baseret på CORINE habitat klassificeringssystemet, der siden er udviklet til 'the Palaearctic Habitat Classi-

fication' og til EUNIS systemet, der er et hierarkisk klassificeringssystem baseret på plantesamfundene og abiotiske parametre.

Der er i sagens natur et vist overlap mellem plantesamfundene for forskellige naturtyper, idet mange arter vil kunne findes i mere end en naturtype. Figur 4.2 viser den relative forskel mellem plantesamfundene for de habitatnaturtyper, hvor der er observationer fra mere end et prøvefelt i NOVANA databasen. Forskellen er målt som Marisita-Horn overlap baseret på frekvens af forekomster i 5-m cirkler (Jost, 2006). Cirklernes størrelse er proportional med naturtypernes areal på landsplan og afstanden mellem cirklerne udtryk for den relative forskel mellem plantesamfundene. Figuren viser, at plantesamfundene kan være ret forskellige indenfor hovedtyperne, men samler sig i grupper efter andre kriterier, hvor fx hedetyperne 4010, 4030, 2140 ligger relativt tæt, og klitheden, 2140, ligger tæt på den grå klit, 2130. De kalkrige moser, 72xx, ligger samlet, men forholdsvist langt fra de sure moser, 71xx, der er nærmeste naboer til de naturligt dystrofe søer og vandhuller, 3160, og skovbevoksede tørvemoser, 91D0 (9198 på diagrammet). Forstrand, 2110, enårig vegetation på strandvolde, 1210, og kveller, 1310, ligger adskilt, men samtidig med samlet afstand til de øvrige typer. Indlandsklitterne, 23xx, ligger sammen med ege-avnbøg skovene, 9160, mellem hederne og bøg på morbund med kristtorn, 9120, der udgør en anden ydergrænse af diagrammet.

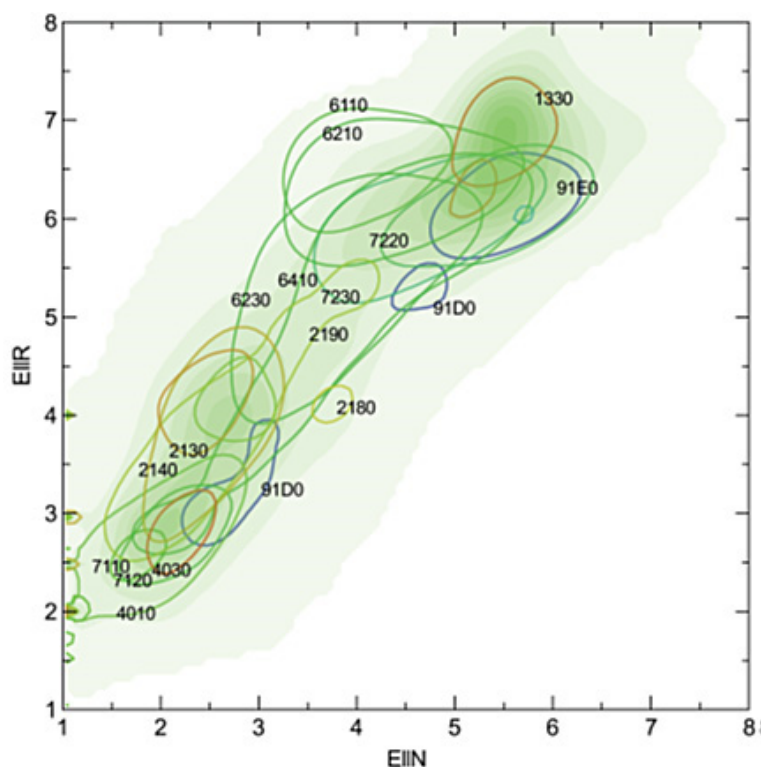


**Figur 4.2.** Den relative størrelse af, og forskel mellem naturtyperne i NOVANA databasen. Cirklernes størrelse er proportional med naturtypernes areal på landsplan og afstanden mellem cirklerne udtryk for den relative forskel mellem plantesamfundene målt som Marisita-Horn overlap baseret på frekvens af forekomster i 5-m cirkler. 91D0 er på diagrammet angivet som 9198 og 91E0 som 9199.

Plantesamfundene på de enkelte lokaliteter forventes at afhænge af en række faktorer. Artsantallet har en sammenhæng med områdernes størrelse og diversitet (jf. appendiks 1). Artssammensætningen vil afhænge af en række faktorer, hvoraf de væsentligste forventes at være næringsstofftilgængelighed, surhed, fugtighed, lysåbenhed og salinitet. Effekter af atmosfærisk belastning med kvælstof og svovl forventes primært at kunne afspejles i ændringer i næringsstofftilgængelighed og surhed. Figur 4.3 viser prøvefelterne i NOVANA programmet indplaceret i et diagram efter Ellenberg N (kvælstof / næringsstofftilgængelighed) og Ellenberg R (alkalinitet). Prøvefelterne er vægtet for at kompensere for forskelle i areal og overvågningstæthed mellem naturtyperne, og fordelingen afspejler dermed fordelingen for Habitatdirektivets naturtyper (herefter kaldet habitat-natur) i Danmark. Vægtning er nødvendig, fordi både andelen af overvåget areal og tætheden af prøvefelter er meget forskellig mellem naturtyperne.

Figuren viser, at disse naturtyper ligger på en akse fra sure, næringsfattige områder til basiske, næringsrige områder med et tyngdepunkt i hver ende af akserne. Der kan ikke skelnes skarpt mellem kvælstofrige og næringsrige områder på basis af Ellenberg indikatorer, idet kvælstofeffekten afhænger af, at andre næringsstoffer ikke er begrænsende. De enkelte naturtyper forekomst er indtegnet som konturlinjer, afgrænset ved 10 % af den maksimale tæthed for prøvefelter tilhørende naturtypen. Der er store overlap mellem naturtyperne og stor forskel på, hvor meget forekomsten er spredt i det rum, der udspændes af Ellenberg R og N akserne. Nogle naturtyper som 1330, strandeng og 4030, tør hede har en forholdsvis snæver udbredelse i dette rum, medens andre som 6230, artsrige overdrev og 2190, fugtige klitlavninger har en større udbredelse. Naturtyperne samler sig imidlertid også i to hovedgrupper, hvor heder, klit og sure moser og kær samles i nederste venstre hjørne (surt, næringsfattigt), og græstyperne og alkaliske moser samles i modsatte hjørne (basisk, relativt kvælstofrigt/næringsrigt).

**Figur 4.3.** Konturplot (grøn farve) for fordelingen af habitat naturarealerne på Ellenberg N (næringsstofftilgængelighed) og Ellenberg R (alkalinitet). Tætheden er beregnet ud fra prøvefelterne i NOVANA databasen. Felterne er vægtet så den viste fordeling svarer til, hvad der ville være fundet, hvis overvågningen for alle naturtyper omfattede den samme arealandel og overvågningen var foretaget med samme tæthed af prøvefelter. Placeringen af de enkelte naturtyper er indtegnet som en enkelt konturlinje svarende til 10 % af den maksimale tæthed (prøvefelter med kombinationer af EII N og R udenfor dette område forekommer under 10 % så hyppigt som den hyppigst forekommende kombination).



Det danske landskab er forholdsvis hårdt udnyttet, specielt til landbrugsformål, og naturområderne findes primært, hvor jorden ikke har kunnet dyrkes intensivt, fordi jorderne har været for dårlige (næringsfattige), fugtige, salte, eller ufarbare (stejle skrænter). Mange af de danske, lysåbne habitat-naturtyper er opstået som følge af- eller er betingede af en (ekstensiv) drift eller fortsat pleje, der fastholder områderne som lysåbne.

Hjørnet med de fattige, sure naturtyper består dels af dværgbusksamfund, der fremmer en podsolisering af jorden med lav pH og langsom omsætning af det organiske stof, dels af naturtyper uden egentlig jordbundsudvikling som højmoser (pga. hydrologien) eller klitter (pga. vindbrud og flyvesand). I det modsatte hjørne findes naturtyper med udviklede brunjorder og et kvælstofkredsløb karakteriseret af en hurtigere omsætning af det organiske stof, specielt førne, eller med kalk i jorden eller tilførsler af kalk med overfladenært grundvand. Der er et samspil mellem plantesamfund og jordbund, idet de dominerende plantearter, fx dværgbuske, i nogen udstrækning formår at omforme jorderne og dermed bevare en konkurrencefordel. Hvis de dominerende arter skifter, fx som følge af eutrofiering, kan dette medføre væsentlige ændringer både i jordbundsudvikling, pH og kvælstof-tilgængelighed, bl.a. som følge af ændringer i førnekvalitet og dermed kvælstofomsætning, og som følge af ændringer i udbytningsforholdet mellem brintioner, aluminium og basekationer på jordens ionbytter kompleks. Samspillet mellem planter og jord kan medføre, at ikke alle sammenhænge er stabile, og reaktionen på en given påvirkning kan være meget ulineær og i praksis irreversibel.

De danske habitat- naturtyper ligger som beskrevet på en akse fra surt og næringsfattigt, til basisk og mere næringsrigt (Fig. 4.3), hvor den forventede effekt af atmosfærisk belastning med kvælstof og svovl vil være en påvirkning mod en mere næringsrig og surere tilstand. For at undersøge hvilke arter, der kan blive berørt, er der foretaget en beregning af optimum for surhed og næringsstofftilgængelighed (Ellenberg N og R) for de arter, der er observeret i NOVANA programmet (med observation i mere end én 5-m cirkel). Beregningen er foretaget med MOVE modellen (jf. afsnit 3.2) for en jordfugtighed svarende til gennemsnittet for den naturtype, hvor arten har den største forekomst.

Der er i alt observeret 1660 arter med forekomst i mere end en 5-m cirkel i NOVANA programmet. De fundne arter er primært højere planter, idet laver og mosser kun er bestemt til slægtsniveau. Antallet af observerede arter med forekomst i mere end en 5-m cirkel for de lysåbne naturtyper, der indgår i overvågningen, varierer fra hhv. 1003, 956 og 916 for kalkgræsland, 6210, alkaliske kær, 7230, og molinia-enge, 6410, til 98 på indlandssaltenge, 1340, hvor der dog kun er udlagt 34 prøvefelter. Antallet af observerede arter for de naturtyper, der ikke indgår i overvågningen, men hvor naturtypen forekommer i mere end ét prøvefelt, er i stor grad begrænset af antallet af prøvefelter, men går dog op til 179 arter for stenede strande med flerårig vegetation, 1220, baseret på 42 prøvefelter. For skovtyperne er det største fundne artsantal 616 for 9100, der som nævnt anvendes, hvor det ikke har været muligt at bestemme undertypen.

Figur 4.4 viser resultatet af denne beregning af arternes optimum for Ellenberg N og R beregnet med MOVE modellen. Arterne er på figuren indtegnet (med lys grøn) efter deres optimum for Ellenberg N og R. Pletternes størrelse afspejler den beregnede maksimale hyppighed for forekomst af arten. De



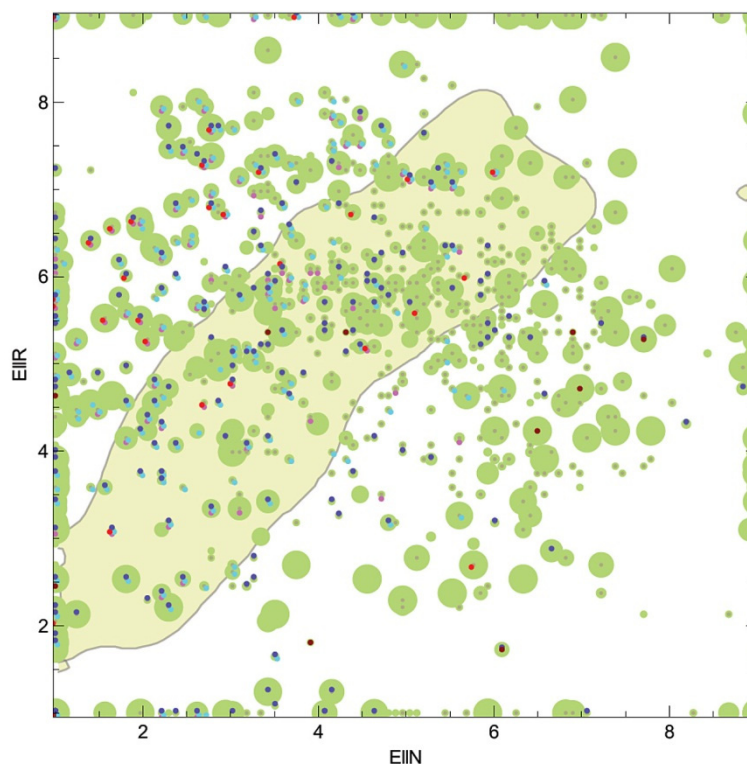
største prikker angiver således arter, der kan blive dominerende. Fordelingen af habitat natur- arealerne er indtegnet som en enkelt kontur (gul) svarende til 10 % af den maksimale tæthed. Prøvefelter med kombinationer af Ellenberg N og R udenfor dette område forekommer under 10 % så hyppigt som den hyppigst forekommende kombination. Dette areal kan betragtes som det økologiske rum, der aktuelt er til rådighed for arterne indenfor Natura 2000 området.

Den forventede effekt af en vedvarende belastning med kvælstof, der overskrider områdernes tålegrænse, vil være eutrofiering og forsuring, svarende til at området med naturarealernes forekomst rykker nedad mod højre; det økologiske rum flytter sig. De arter, der har deres optimum i figurens øverste venstre hjørne over det gule areal, vil dermed gå tilbage, medens arterne, der har deres optimum på den anden side af det gule areal, vil gå frem. Som beskrevet i ovenstående ligger græslands-typernes udbredelse i den øverste del af det gule areal. Lige under det gule areal har en række konkurrencestærke arter deres optimum. Den i afsnit 1.2 beskrevne tendens til et tab i diversitet ved eutrofiering af græslands-typerne kan bl.a. hænge sammen med en fremgang for disse arter. Det skal bemærkes, at dette område i Ellenberg N og R planet svarer til kulturgræsland (Ejrnæs mfl., 2009 b), og de arter, der kan forventes at gå frem, har derfor rigelige udbredelsesmuligheder udenfor habitat-naturen.

Hvad der er mere interessant er derfor, hvad der potentielt tabes af arter, ved at det økologiske rum har flyttet sig. Hvor der i området under habitat-naturens nuværende område findes rigeligt økologisk rum udenfor habitat-naturen, findes der ikke tilsvarende økologisk rum udenfor habitat-naturen i diagrammets øverste venstre hjørne. Den mulige betydning heraf kan anskueliggøres ud fra arternes indikator status, der er illustreret på figuren med farvede prikker. Prikkerne er rykket en smule indbyrdes, fordi én art kan forekomme på flere indikatorlister.

Arter på den danske rødliste er angivet med en rød prik. Der kan være mange grunde til, at en art er rødlistet, men det kan bemærkes, at en stor del af de rødlistede arter har deres optimum over og til venstre for det areal, der angiver habitat naturens nuværende placering i Ellenberg N, R rummet, dvs. i det område, hvor arterne må forventes at være gået tilbage som følge af eutrofiering og forsuring. Habitattypiske arter iflg. Habitatdirektivets Annex 1. er angivet med mørkeblå prikker. Disse arters optimum findes væsentligst indenfor, over og til venstre for habitat naturens nuværende område. Der er dog også en del arter, der har optimum under (nedenfor til højre i diagrammet) habitat naturens område i Danmark. Dette kunne tyde på, at nogle af habitat-naturtyperne har en større variation på europæisk niveau end i Danmark. Dette er for så vidt ikke overraskende. Det danske landskab er som nævnt forholdsvis hårdt udnyttet, og de resterende naturområder findes primært på meget marginale jorder som gammel moræne, flyvesand, hævet havbund og smeltevandsaflejringer, jf. figur 4.4.





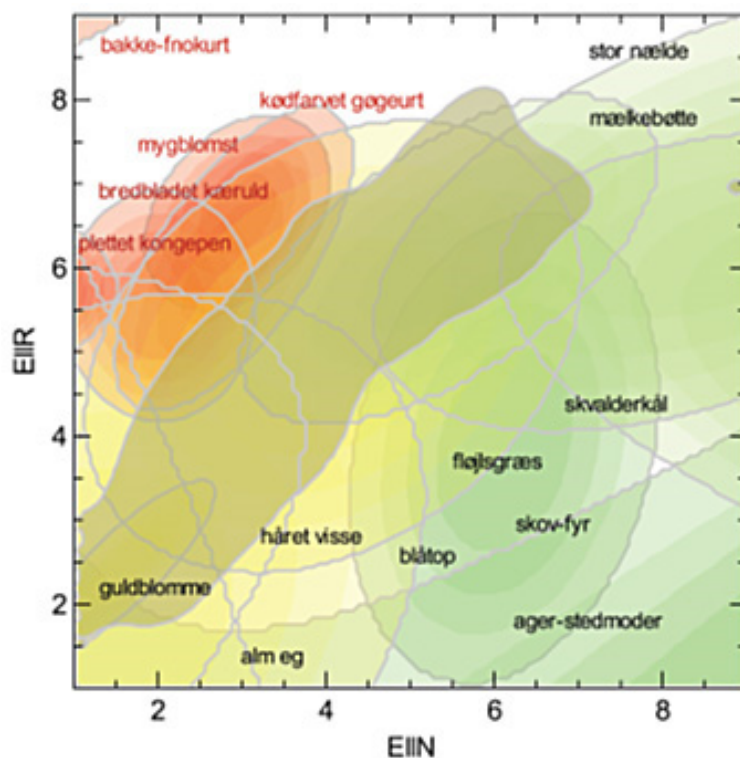
**Figur 4.4.** Arterne observeret i NOVANA overvågningen indtegnet (med lys grøn) efter deres optimum for Ellenberg N (kvælstof næringsstoffilgængelighed) og Ellenberg R (alkalinitet) beregnet med MOVE for en jordfugtighed svarende til gennemsnittet for naturtypen, hvor den enkelte art har størst forekomst. Pletternes størrelse afspejler den maksimale hyppighed for forekomst af arten. De største pletstørrelser angiver arter, der kan blive dominerende. Eksempler på de faktiske fordelingsfunktioner er vist på figur 4.5. Arternes indikatorstatus er angivet med farvede prikker. Rød angiver rødlistearter, mørk blå habitattypiske arter iflg. Habitatdirektivets Annex 1, cyan danske indikatorarter, grå bidrag-arter ved beregning af artsindex, violet bidrag-arter med værdi  $\geq 6$ , og brun invasive arter. Fordelingen af habitat natur-arealerne er indtegnet som en enkelt kontur (gul) svarende til 10 % af den maksimale tæthed, jf. figur 4.3.

Arter, der er angivet som indikatorarter for naturtyperne i Danmark, er indtegnet med cyan (lys blå) (Bruus mfl., 2010). Fordelingen af disse arter er ikke væsentligt forskellig fra de habitattypiske arter iflg. Habitatdirektivets Annex 1 (European Commission, DG Environment, 2007), bortset fra et lavere antal i nederste højre hjørne. Der er et vist, men ikke stort, sammenfald mellem de danske indikatorarter og annex 1 arterne. Bilag 1 viser sammenhængen for de kvælstoffølsomme arter. Arter, der er bidragarter ved beregning af artsindeks, er indtegnet med grå. Disse arter er jævnt spredt i Ellenberg N, R planet, og derfor er det for så vidt ikke underligt, at de beregnede artsindeks ikke er følsomme for ændringer som følge af eutrofiering. Endelig er invasive arter indtegnet med brunt. Disse findes i stor udstrækning i nederste højre del af rummet.

Hvilke arter, der kan forventes at være gået / gå frem hhv. tilbage, og mekanismen bag er forsøgt eksemplificeret på figur 4.5. Figuren viser konturplot over forekomst-sandsynlighed for udvalgte arter beregnet med MOVE (jf. afsnit 3.2). Der er anvendt en grøn farve for arter, der forventes at gå frem, gul for arter, hvor udviklingen har været neutral, og rød for arter, der forventes at være gået / gå tilbage. De arter, der kan forventes i fremgang, er arter som fx stor nælde og skvalderkål, der også har en væsentlig forekomst

udenfor habitat-naturen, medens de arter, der kan forventes i tilbagegang fx er rødlistede arter som mygblomst og plettet kongepen, der har en niche, der i stigende grad falder udenfor det tilgængelige økologiske rum. Nogle arter, som fx skovfyr, der er indtegnet på figuren, har ikke et enkelt optimum, men viser en bimodal fordeling.

**Figur 4.5.** Relativ sandsynlighed for forekomst for udvalgte arter i NOVANA overvågningen indtegnet som konturplot efter deres optimum for Ellenberg N (næringsstofftilgængelighed) og Ellenberg R (alkalinitet) beregnet med MOVE for en jordfugtighed svarende til gennemsnittet for naturtypen, hvor den enkelte art har størst forekomst. Navnene på rødlistearter er skrevet med rød. Fordelingen af habitat naturarealerne er indtegnet som en enkelt kontur (grå), den samme kontur er afbildet i figur 4.4 (gul), og som konturplot i figur 4.3



### 4.3 Biodiversitetsindikatorer

Diversitetsindeks er hyppigt anvendt som biodiversitetsindikatorer og kunne dermed danne grundlag for tålegrænseberegninger eller for en indikatorbaseret dosis-effekt relation mellem kvælstof- og svovldepositioner og effekter på biodiversitet. Som nævnt i ovenstående har dette også været foreslået på europæisk plan. Diversitetsindeks er en matematisk beskrivelse af (arts-)diversiteten af et naturområde, normalt baseret på en vægtning af artsantallet og arternes relative frekvens, der kan skrives på den generelle form:  $qD = \sum_{i=1}^s (p_i^q)^{1/(1-q)}$ , hvor  $s$  er artsantallet,  $p_i$  er frekvensen af art  $i$ , og  $q$  er ordenen af diversitetsindekset (Jost mfl., 2006, Baczkowski mfl., 1997). Ofte anvendes betegnelserne artsrigdom for 0. ordens diversitet, og henholdsvis Shannon- og Simpson diversitet for 1., og 2. ordens diversitet.

Anvendelse af diversitetsindeks kan baseres på beregninger med VSD-MOVE, idet artsantal, forekomst og frekvens af arterne kan relateres til beregnede forekomst-sandsynligheder for arterne, hvis skalaen af beregningerne inddrages, jf. også diskussionen i appendiks 1. Diversitetsindeks vil være baseret på et stort antal arter, hvilket begrænser usikkerhederne i denne type beregninger. Det er imidlertid et problem, at invasive arter og arter, der har en væsentlig udbredelse udenfor naturområderne, fx i agerlandet, tæller med i den beregnede diversitet. For græsland og skov er der fundet empirisk baserede sammenhænge mellem diversitetsindeks og kvælstofdeposition. (Bobbink 2010) Dette resultat kan imidlertid ikke uden videre forventes at gælde alle naturtyper idet et forøget kvælstofniveau kan medføre

tilbagegang eller tab for nogle arter og fremgang eller indvandring for andre, herunder invasive arter og arter fra agerlandet. For naturtyper, hvor effekten af kvælstofdeposition kan være en tilbagegang af dominerende arter, fx dværgbuske på heder, kan diversitetsindeks stige med kvælstofdepositionen. Et andet problem er, at de fleste arter forekommer på mange naturtyper, og effekten af kvælstof- og svovldepositioner kan være en forskydning i arternes levesteder mellem naturtyperne, uden at de enkelte arter nødvendigvis går tilbage. Det er derfor ikke klart, hvordan beregnede diversitetsindeks for de enkelte naturtyper kan sammenfattes i en indikator for den samlede udvikling i biodiversitet.

En måde at konstruere en samlet indikator på ville være at anvende et diversitetsindeks for hele naturarealet baseret på alle undersøgte 5-m cirkler uafhængigt af naturtyperne. Der er foretaget en sådan beregning for 0. ordens diversitet (artsrigdom), 1. ordens diversitet (Shannon) og 2. ordens diversitet (Simpson). Antallet af observationer pr. naturtype er vægtet for at kompensere for forskelle i overvåget areal og tætheden af udlagte prøvefelter på de overvågede lokaliteter. Ordenen af diversitet hænger sammen med indeksets følsomhed for sjældne og almindelige arter, hvor 0. ordens diversitet er helt uafhængig af de fundne frekvenser, medens de højere ordener gradvist giver større vægt til almindelige arter. Det samlede antal fundne arter svarende til 0. ordens diversiteten er som tidligere nævnt 1660 (med mere end 1 fund). De tilsvarende 1. og 2. ordens diversiteter for Natura 2000 naturen er hhv. 406 og 238. Den beregnede 1. ordens diversitet kaldes også det karakteristiske artsantal, dvs. det beregnede indeks ville være det samme for et system, hvor dette antal arter optrådte med samme frekvens. For 1. og 2. ordens indeks kan den beregnede værdi være konstant eller stigende, selvom artsantallet går tilbage, hvis de resterende arter opnår en mere ligelig dækning.

For at undersøge følsomheden af et sådant landsdækkende diversitetsmål for effekter på de enkelte naturtyper er der foretaget en analyse, hvor 5-m cirkler tilhørende naturtyperne successivt er udtaget af analysen og diversitetsindeksene genberegnet. For 0. ordens diversitet svarer det beregnede fald i diversitet til det antal arter, der ville tabes på landsplan, hvis den pågældende naturtype forsvandt. Dette tal varierer mellem 5 (for 2/3 af naturtyperne) og 32 (for kalkgræsland, 6210) og skal ses i sammenhæng med det samlede antal fundne arter på 1660 (< 2 %). Det beregnede artstab er større end 10 for naturtyperne 1330, 2130, 6210, 6230, 6410, 7220 og 7230. Det fundne antal arter, og dermed det mulige artstab, er begrænset af det undersøgte antal 5-m cirkler pr. naturtype, specielt for de naturtyper, der ikke har indgået i udpegningen af overvågningsområder. De beregnede ændringer i 1. ordens diversitet er < 0,5 % for ¾ af naturtyperne. For de øvrige ligger ændringerne mellem et fald på 15 (4 %) for strandeng, 1330, og en stigning på 17 hhv. 16 for klithede, 2140, og tør hede, 4030. Ændringerne for 2. ordens diversitet er af samme størrelse og dermed ca. det dobbelte procentuelt.

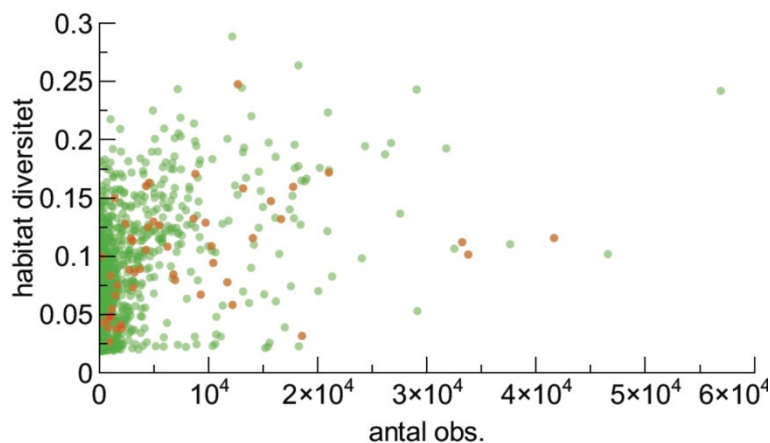
Analysen viser, at en vurdering baseret på et diversitetsindeks på tværs af naturtyperne ikke vil beskytte økosystem-diversiteten. Et fuldstændigt tab af selv de mest artsrige naturtyper giver kun en begrænset reduktion i 0. ordens diversitet, og hvis 1. eller 2. ordens diversitet anvendes som mål, vil den overordnede diversitet stige, hvis enkelte naturtyper som klithede og tør hede tabes.

#### 4.4 Indikatorarter

En indikator kan som nævnt også baseres på arterne vægtet efter betydning eller ønskværdighed i en given sammenhæng. Eksempler kunne være arter, der er angivet som danske indikatorarter for naturtyperne, er opgivet som habitattypiske arter iflg. Habitatdirektivets Annex 1, eller er danske rødlistearter. De forskellige sæt af arters placering i Ellenberg N, R planet er illustreret i figur 4.4. Som det fremgår, er der en overvægt af de forskellige typer af indikatorarter i hjørnet med høj Ellenberg R og lav Ellenberg N, og en indikator baseret på disse sæt af arter kan dermed forventes at være følsom for eutrofierings- og forsuringseffekter af luftforurening. Der er et vist, men ikke stort, sammenfald mellem de enkelte sæt af indikatorarter. Antallet af arter i disse sæt af arter er begrænset. For de danske ekspertudpegede indikatorarter for habitatnaturtyperne varierer antallet fra 8 (for 7210) til 33 (for 1330). Det gennemsnitlige antal fundne karakteristiske arter pr 5-m cirkel varierer fra 1 (for 7210) til 4 (for 2140 og 4010). Et tilsvarende billede ses for arterne listet i Habitatdirektivets fortolkningsvejledning, medens de rødlistede arter i sagens natur er mere sjældne.

Figur 4.6 viser alle de fundne arter i NOVANA overvågningen afbilledet med arternes habitatdiversitet (Shannon) som funktion af antallet af observationer i NOVANA. De observerede arter fordeler sig på et begrænset antal meget hyppigt forekommende arter og et stort antal mindre almindelige til sjældne arter. Middelværdien af habitatdiversitet for de observerede arter er 0,06. Danske indikatorarter for habitatnaturtyperne er indtegnet med rødt. Hvis indikatorarter udvælges udelukkende mhp. at adskille naturtyperne, skulle arterne have en kombination af højt antal observationer og lav habitatdiversitet. Udvælgelsen af arter er imidlertid foretaget ved en ekspertvurdering, hvor der formentlig ikke udelukkende er set på, hvad der er typisk for naturtyperne, men også på, hvad der er ønskværdigt ift. en (implicit) reference.

**Figur 4.6.** Observerede arter i NOVANA afbilledet med habitatdiversitet som funktion af antal af totalt antal observationer i NOVANA overvågningen. De røde punkter er danske udpegede indikatorarter for habitatnaturen (Bruus mfl., 2010).



#### 4.5 Valg af indikator og kriterier

Som det fremgår, er det ikke simpelt at opstille en enkelt indikator på effekten af atmosfærisk deposition på biodiversitet, der kan anvendes til beregninger på lokal skala og opskaleres på en større geografisk skala på en måde, der sammenfatter effekterne på både naturtyper og arter.

Et indeks baseret på et sæt af indikatorarter vægtet efter forekomst forekommer umiddelbart bedst at opfylde de forskellige krav til en indikator for

tab af biodiversitet som effekt af kvælstof- og svovldepositioner. Anvendelse af den samlede artsrigdom som indikator vil have forskellige ulemper, hvoraf den væsentligste er, at indikatoren formentlig ikke for alle naturtyper vil være særligt specifik ift. luftforureningseffekter. Højere ordens diversiteter (Shannon, Simpson) har den ulempe, at de vægter en ligelig fordeling af arterne positivt, hvilket er u hensigtsmæssigt for naturtyper, hvor en forventet væsentlig effekt af luftforurening er en tilbagegang for de dominerende økosystemdannende arter (fx dværgbuske på heder). Anvendes højere ordens indeks på tværs af naturtyperne, vil det ikke sikre en beskyttelse af naturtyperne, idet en tilbagegang for visse naturtyper vil medføre en stigning i diversitetsindeks.

Anvendelse af et sæt af indikatorarter kræver, at der kan foretages en meningsfyldt – og ikke for subjektiv – udvælgelse heraf. De rødlistede arter kunne forekomme at være et sådant sæt af arter, og en indikator baseret herpå har som nævnt også været foreslået på europæisk plan (van Dobben mfl., 2009). Der vil dog være flere ulemper ved udelukkende at basere en indikator på rødlistede arter. Dels er antallet af rødlistede arter forholdsvis begrænset, og robustheden af scenarieanalyser med VSD-MOVE modelsystemet afhænger væsentligt af det antal arter, analysen baseres på. Dels vil det være vanskeligt at anvende indikatoren på lokal skala og at sammenholde med målte data, idet de rødlistede arter i sagens natur er sjældne, og deres forekomst på eller forsvinden fra enkeltlokaliteter kan afhænge af mange andre faktorer end den atmosfæriske deposition. Endelig udtrykker rødlisten et øjebliksbillede, hvor en del af de nuværende rødlistede arter kan være truede som følge af effekter af atmosfærisk deposition, og andre arter kan blive det i scenarier, der rækker ud i fremtiden.

De undersøgte sæt af 'ønskværdige' indikatorarter udgør hver især også et forholdsvis begrænset antal arter, hvilket er problematisk ift. scenarieberegninger med VSD-MOVE. Der er som nævnt et vist, men ikke stort, overlap mellem de ekspertudpegede danske indikatorarter for habitatnaturtyperne og de habitattypiske arter iflg. Habitatdirektivets Annex 1. Der er ikke noget klart billede af, at forskelle i optimum Ellenberg N og R kan forklare, hvilke arter, der er med på den ene, hhv. den anden liste. 'Bidragarterne' i det danske naturkvalitetsvurderingssystem artsindeks udgør i princippet også et sæt af 'ønskværdige' indikatorarter, hvor de enkelte arter dog er givet forskellig vægt, men de 'ønskværdige' arter til gengæld er de samme på tværs af naturtyperne. Antallet af 'bidragarter' er langt større end for de øvrige sæt af indikatorarter og dækker en større del af mulige kombinationer i optimum for Ellenberg N og R.

Det har ikke været muligt indenfor projektets rammer at foretage en analyse af historiske data mhp. at bestemme en referencetilstand for de enkelte naturtyper. En sådan analyse vil være vanskelig pga. den store variation i de væsentligste påvirkninger, specielt variationen i den atmosfæriske deposition over tid, de store tidsforsinkelser mellem ændringer i påvirkninger og ændringer i plantesamfund, og pga. begrænsninger i kvalitet og tilgængelighed af historiske data. På grund af de beskrevne mangler i alternative sæt af indikatorarter er det valgt at basere en indikator på en modelberegnet referencetilstand for naturtyperne.

Referencetilstanden, forstået som de enkelte arters forekomst sandsynlighed for et givent år, beregnes baseret på en scenarioberegning, hvor udviklingen i atmosfærisk deposition følger den historiske udvikling, og alle andre på-

virksomheder holdes konstant. Beregningen tager udgangspunkt i de fundne arter i NOVANA, idet det antages, at der ift. en referencetilstand, der ikke ligger for langt tilbage i tid, kun vil være et forholdsvis beskedent antal arter, der er tabt på landsplan som følge af effekter af kvælstof- og svovldepositioner. Referencetilstanden for de lokaliteter, der indgår i beregningen, må beregnes ved anvendelse af en statistisk model, der både tager højde for det forventede antal arter på lokaliteten som funktion af vegetationsstruktur og lokalitetens størrelse, og de tilgængelige artsobservationer og usikkerheden heri (se også appendix 1).

Der vil være flere måder at konstruere en indikator baseret på forholdet til en referencetilstand på. En mulighed kunne være anvendelsen af et lighedsindeks. Det vil imidlertid være vanskeligt at fastsætte et kriterium for acceptabel ændring i et sådant indeks. Der er derfor valgt at basere en indikator på tilbagegangen af kvælstoffølsomme arter, idet en sådan indikator kan relateres til målsætninger om et stop for tab af biodiversitet ift. et givent år. Rationalet herfor er, at eutrofiering og forsuring af habitat naturen kan have medført et tab af økologisk rum, der, alt andet lige, vil medføre tilbagegang for – og muligt tab af de berørte arter og dermed tab af diversitet målt som artsrigdom (se også appendix 1). Det forventes, at det tabte økologiske rum dækker over forhold, der er unik for disse naturtyper, og at der med stor sandsynlighed ikke vil opstå nyt økologisk rum på andre dele af landets areal, der kan kompensere herfor ved at tilbyde nyt rum for de berørte arter. I modsætning hertil dækker det nye økologiske rum, der opstår på habitat naturen, over kombinationer af vilkår, der findes på store dele af landets øvrige areal.

Der er som nævnt foreslået – og vil kunne anvendes – en række forskellige kombinationer af indikatorer og kriterier, og de her præsenterede analyser må ses som en del af en udviklingsproces. Beregningerne kan på europæisk plan ses som det første forsøg på at beregne tålegrænser baseret på et kriterium om 'stop for tilbagegangen i biodiversitet', der svarer til de seneste anbefalinger fra UNECE og EU's politikker på området (European Environment Agency, 2007).

## 5 Tålegrænser og overskridelser

### 5.1 Metode

Det opdaterede EUDANA modelsystem er dels brugt til at foretage scenarieberegninger for de danske habitat-naturtyper, dels til at foretage tålegrænberegninger baseret på indikatorer og kriterier for biodiversitet, jf. kapitel 1 og 4.

Den anvendte udgave af VSD (VSD+ studio, 3.3.1) understøtter ikke automatisering af et stort antal modelkørsler, og det har derfor været nødvendigt at foretage scenarieberegninger på basis af aggregerede data. Da naturtyperne er væsentlige i en forvaltningsmæssig sammenhæng og for at lette sammenligningen med fx de empirisk baserede tålegrænser, er det valgt at foretage scenarieberegninger baseret på data, der er aggregeret for de enkelte habitat-naturtyper. VSD modellen er, for disse beregninger, opsat og parameteriseret pba. data aggregeret naturtypevis, dels fra NOVANA programmet, dels fra andre landsdækkende datakilder, jf. afsnit 5.2. Modellen omfatter et forholdsvis stort antal parametre, hvor en del værdier har måttet fastsættes som en ekspertvurdering. Parameteriseringen har fulgt retningslinjer og anbefalinger i den tidligere publicerede 'VVM manual' (Miljøministeriet Skov- og Naturstyrelsen, 2003) og UNECE's kortlægningsmanual (Werner og Spranger (red.), 2006), idet der dog er foretaget en (mindre) kalibrering af enkelte parametre (udbytningskonstanter for kationer, omsætningsparametre for de organiske puljer, initiale værdier for basemætning) for at simulere de målte værdier af pH og C/N i NOVANA programmet i 2010. Kalibrering er en naturlig og nødvendig del af opsætningen af dynamiske jordbundskemiske værdier, fordi historiske værdier for væsentlige jordbundsparametre oftest ikke er kendt. Der er anvendt scenarier for drift / pleje på et konstant, forholdsvis lavt niveau. Dette skyldes dels, at den faktiske plejintensitet mht. kvælstoffjernelse ikke er kendt, hverken for nuværende eller over tid, men at det er vurderet, at fx intensiteten af græsning formentlig ikke er vokset fra 1950 til 2010. Idet plejintensiteten er holdt konstant over tid, er kvælstoffjernelsen begrænset af den tilgængelige kvælstofmængde tilbage i tid. Udviklingen i kvælstofstatus og surhed over tid vil derfor i de beregnede scenarier være forårsaget af de historiske ændringer i påvirkningen fra den atmosfæriske deposition af svovl og kvælstof.

Tålegrænberegningerne er baseret på indikatorer og kriterier for biodiversitet som diskuteret i kapitel 4, målrettet mod målsætninger om 'et stop for tilbagegangen i biodiversitet' målt i forhold til et givent referenceår. Beregningen er foretaget med hhv. 1950, 1992 og 2010 som referenceår. Begrænsningerne i beregningsmetode og datagrundlag har medført, at det ikke har været praktisk muligt at foretage en kvantitativ vurdering af variation og usikkerheder i de beregnede tålegrænser. Det forventes imidlertid, at variationen i tålegrænser indenfor naturtyperne vil være af samme størrelsesorden som variationen mellem naturtyperne, svarene til intervallerne for de empirisk baserede tålegrænser.

I praksis er beregningen foretaget ved først at beregne, hvilke arter der er kvælstoffølsomme / følsomme for depositioner af svovl og kvælstof. De følsomme arter er i denne beregning defineret som arter, der har haft en tilbagegang i forekomst-sandsynlighed på mere end 5 % fra 1950 til 2010 beregnet med VSD – MOVE i et scenario, hvor alle andre faktorer end udviklin-



gen i atmosfærisk deposition er holdt konstant. Dette sæt af arter er derefter brugt som grundlag for en tålegrænseregning, idet der er anvendt et kriterium om, at de følsomme arter ved en vedvarende belastning svarende til tålegrænsen skal kunne have en forekomst-sandsynlighed, der ikke må være mere end 5 % mindre end situationen i et givent referenceår på naturtyper, hvor arten har den største forekomst-sandsynlighed eller er blandt de 5 dominerende arter.

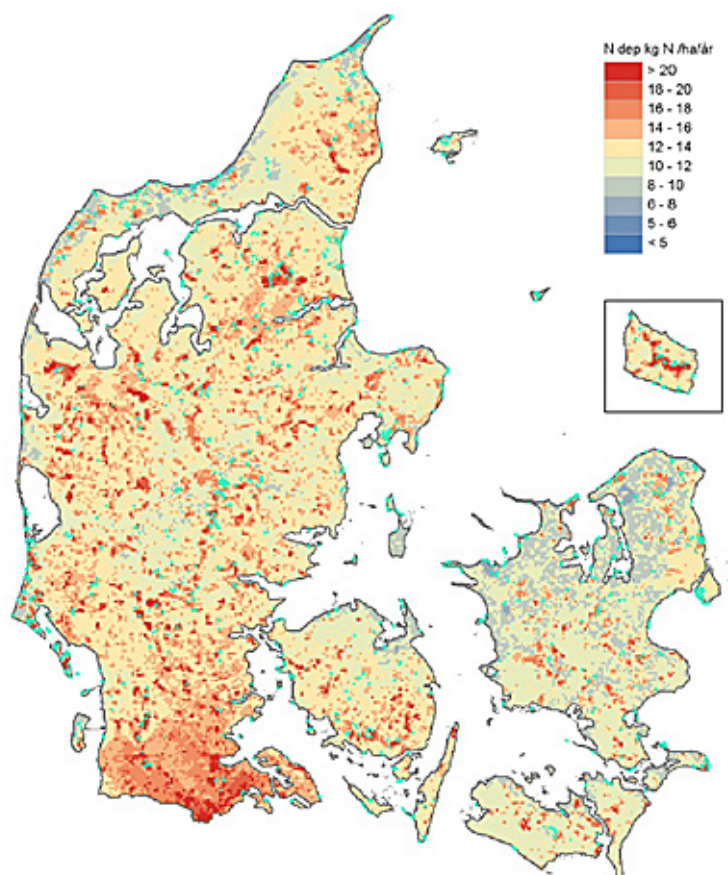
## 5.2 Datagrundlag

Ud over de tilgængelige data fra NOVANA programmet er der brug for en del data vedr. jordbund, nedbør og atmosfærisk deposition, hvor der må anvendes andre datakilder, eller hvor fastsættelsen må baseres på skøn / ekspertvurderinger. Nedbørsdata er tilgængelige som landsdækkende kort. Det samme gælder atmosfærisk deposition, hvor der foretages nationale, landsdækkende beregninger for kvælstof og svovl, samt lokal – skala beregninger for et stort antal lokaliteter. På større skala foretager EMEP beregninger af spredning og afsætning af en lang række stoffer bl.a. baseret på emissioner rapporteret fra alle europæiske lande og data fra et omfattende måle-netværk. Disse beregninger dækker hele Europa og dermed også Danmark. Opløsningen er aktuelt begrænset til 50 x 50 km, men forventes forbedret/forfinet til 0,1° (længde-, breddegrad ~ 6x11 km). Til de her præsenterede beregninger er kvælstofdepositionen baseret på nationale beregninger, medens depositioner af svovl og basekationer, og tidsserier for N og S er baseret på data fra EMEP.

Depositioner for svovl og basekationer er baseret på beregninger for 2010 med EMEP modellen, der har en opløsning på 50x50 km (<http://www.emep.int/>). Kvælstofnedfaldet er baseret på nationale beregninger (Ellermann mfl., 2011). Der er dels anvendt en landsdækkende beregning for 2010, der har en grundlæggende opløsning på 5x5 km for emissioner og atmosfærisk transport, men på 1x1 km for depositionsprocessen for at afspejle forskelle i deposition mellem områder med forskellig overfladeruhed. For at belyse betydningen af lokale ammoniakkilder er denne beregning suppleret med data fra 130 individuelle lokal-skala modelberegninger foretaget på 16x16 km områder med en opløsning på 400x400 m. Den beregnede deposition af total kvælstof for den landsdækkende beregning er illustreret på figur 5.1. Der er væsentlige forskelle i deposition, både som følge af arealanvendelsen, hvor skov har væsentligt højere afsætningshastigheder og dermed tørdeposition end åbent land, og som følge af variation i nedbør og regionale forskelle i specielt ammoniakemissioner.

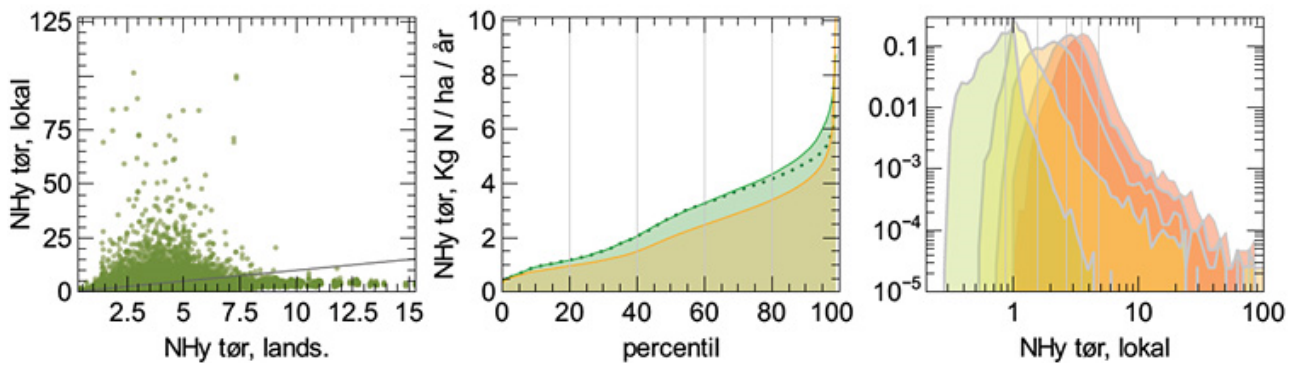


**Figur 5.1.** Beregnet total deposition af kvælstof ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ) for 2010 (Ellermann mfl., 2011). NOVANA stationerne er indtegnet som lys blå prikker.



Sammenlignes beregnede tørdepositioner af ammoniak fra den landsdækkende beregning med depositioner beregnet med lokal-skala modellen for de samme punkter, ses at sammenhængen ikke er specielt god, især for de højere beregnede værdier. Dette er illustreret på figur 5.2, til venstre. Intervallet af depositioner beregnet med lokal-skala modellen er væsentligt større end for den landsdækkende beregning, og der er meget ringe sammenhæng mellem punkter med høje depositioner beregnet med de to metoder. Det skyldes primært, at lokal-skala modellen inkluderer effekten af lokale ammoniak punktkilder, der ikke har en væsentlig indflydelse i den landsdækkende beregning pga. den grundlæggende opløsning på  $5 \times 5$  km. Lokal-skala beregningen inkluderer derimod ikke effekten af forskelle i afsætningshastighed mellem forskellige arealanvendelser.

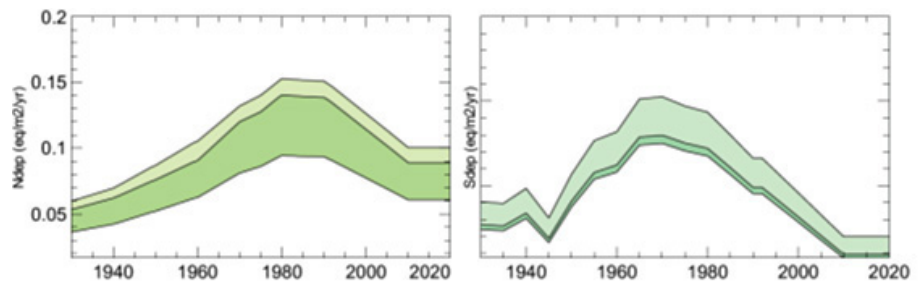
Sammenlignes fordelingsfunktionerne for de to beregninger (figur 5.2, mellemste figur) ses det, at de beregnede tørdepositioner af ammoniak generelt er højest i den landsdækkende beregning, undtagen for de højeste percentiler, hvor effekten af lokale kilder dominerer i lokal-skala beregningen. Betydningen af variationen i afsætningshastighed kan illustreres ved at sammenligne med fordelingsfunktionen for en beregning, hvor depositionen er beregnet pba. den landsdækkende beregning, men som gennemsnit for regioner med en radius på 5 km. Denne fordeling er indtegnet som en stiplede grøn linje på figur 5.2, mellemste figur. Forskellen ses primært i de knap 20 % af landets areal (afhængig af skala), hvor skov udgør en væsentlig del af arealanvendelsen. De to beregninger for kvælstofdeposition har forskellige problemer og kan ikke umiddelbart forenes, bl.a. fordi lokal-skala beregningerne på trods af det efterhånden store antal arealer, de er udført for, stadig er langt fra at være landsdækkende.



**Figur 5.2.** Tøraftsætning af  $\text{NH}_3$ . Figuren til venstre viser sammenhørende værdier af deposition beregnet i den landsdækkende beregning med værdier fundet ved lokal-skala beregninger (Ellermann mfl., 2011). Figuren i midten viser percentilværdier for den landsdækkende beregning (grøn) og lokal skala beregningen (brun) samt for en beregning, hvor de landsdækkende beregninger er midlet for regioner med 5 km radius. Figuren til højre viser sandsynlighedsfordelinger for den lokale afsætning af  $\text{NH}_3$  for forskellige klasser af baggrundsbelastning.

Der er valgt en statistisk tilgang til variationen i tørdeposition af ammoniak ved beregning af overskridelser af tålegrænserne. Den gennemsnitlige tørdeposition af ammoniak er i denne beregning baseret på værdien fra den landsdækkende beregning, medens depositionen beregningsmæssigt er håndteret som en fordelingsfunktion, hvor fordelingen følger fordelingen fra lokal-skala beregningerne. Fordelingen vil afhænge af tætheden af lokale kilder, der vil udvise regionale forskelle. Der er derfor bestemt fem forskellige fordelingsfunktioner svarende til forskellige klasser af tørdeposition bestemt ud fra den landsdækkende beregning midlet over regioner med 5 km radius. Tørdepositionen i den landsdækkende beregning forventes at afhænge af regionale forskelle, der afspejler tætheden af lokale kilder, undtagen for de høje værdier, der hænger mere sammen med skovandelen, hvorfor de midlede værdier er anvendt som grundlag. De anvendte fordelingsfunktioner er vist på figur 5.2, til højre. For den laveste klasse er sandsynligheden for høje afsætninger meget lille, svarende til at sandsynligheden for en indflydelse fra lokale punktkilder forventes at være lille.

Det tidsmæssige forløb af depositionerne er illustreret på figur 5.3 baseret på data fra EMEP (<http://www.emep.int/>). Niveaue af depositioner er skaleret, så de beregnede gennemsnit for 2010 svarer til gennemsnittet for de enkelte naturtyper, medens niveaue efter 2010 er holdt konstant på 2010 niveau. Udviklingen efter 2010 er ikke kendt, idet de væsentligste internationale aftaler, der regulerer luftforureningen, aktuelt er under genforhandling, og der ikke i nationale politikker er en fast målsætning for emissioner eller depositioner, der rækker ud over de internationale aftaler.

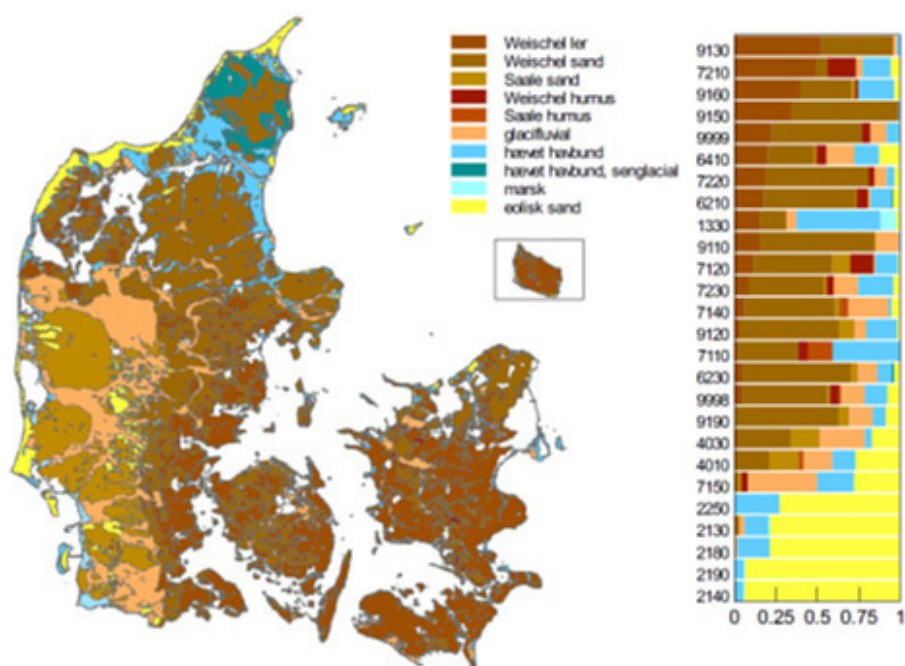


**Figur 5.3.** Udviklingen i depositionen af kvælstof og svovl fra 1930 til 2010. Niveaue af depositioner er skaleret så de beregnede gennemsnit for 2010 svarer til gennemsnittet for de enkelte naturtyper. Kvælstofniveauerne er baseret på danske, landsdækkende beregninger (Ellermann mfl., 2011), medens svovlniveaue er baseret på beregninger fra EMEP

(<http://www.emep.int/>). Figuren viser min maks. og medianværdier baseret på beregninger for de enkelte naturtyper.

Jordbundens tekstur og geologiske oprindelse er væsentlig for beregning af frigørelsen af basekationer ved mineralforvitring, der udgør en væsentlig del af jordens buffersystem mod forsurening på de ikke kalkholdige jorder. Figur 5.4 viser et kort over jordbundstyper i Danmark og fordelingen af habitat-naturtyperne på de forskellige jordbundstyper. Nogle naturtyper forekommer primært på bestemte jordbundstyper, medens andre, som klithede, 4010, har en bredere fordeling. For alle habitatnaturtyperne gælder imidlertid, at de primært forekommer på sandede, næringsfattige jorder. Repræsentativiteten af dele af det landsdækkende datagrundlag, fx jordbundsteksturekortene, er af begrænset værdi for naturarealet, idet de er baseret på en kortlægning, hvor prøvetagningstætheden har været væsentligt større på dyrkningsjorderne end naturjorderne.

**Figur 5.4.** Kort over jordbundstyper i Danmark. Fordelingen af de forskellige habitat-naturtyper er angivet på diagrammet til højre.

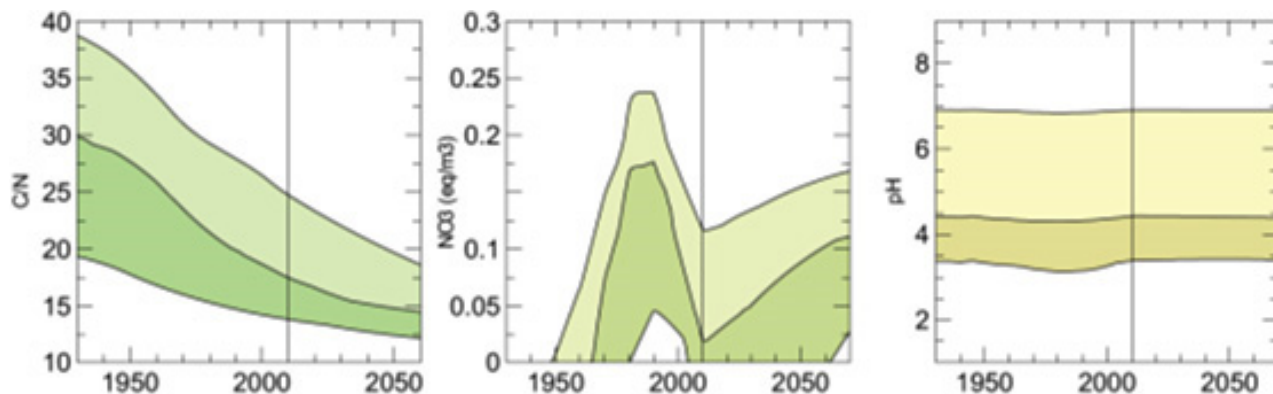


### 5.3 Scenarieberegninger

Der er udført et antal scenarieberegninger baseret på data aggregeret for habitatnaturtyperne, hvor alle andre påvirkninger end den atmosfæriske deposition er holdt konstant over tid. Udviklingen i kvælstofstatus og surhed over tid vil derfor i de beregnede scenarier være forårsaget af de historiske ændringer i påvirkningen fra den atmosfæriske deposition af svovl og kvælstof.

Figur 5.5 viser den beregnede udvikling i C/N, NO<sub>3</sub> koncentrationer i jordvand og pH som resultat af disse scenarier. Resultaterne er illustreret som median, min og maks-værdier baseret på beregningerne for de enkelte naturtyper. Beregningerne viser dels, at der ved en forsættelse af det nuværende depositionsniveau forventes et fortsat fald i C/N efter 2010 og en indsnævring af variationen svarende til, at det økologiske rum, der er til stede på habitat-naturarealerne, både flyttes og indsnævres. Udviklingen i NO<sub>3</sub> koncentrationer er i beregningerne langt tættere relateret til udviklingen i

den atmosfæriske kvælstofdeposition. Beregningen illustrerer den i afsnit 1.1. beskrevne mekanisme, at kvælstofudvaskning kun kan / vil forekomme i større udstrækning efter, at der er sket en kvælstofmætning af økosystemerne.  $\text{NO}_3$  koncentrationerne i jordvandet reagerer på faldet i depositioner fra starten af '90erne, men forventes at stige efter 2010 ved et fortsat konstant depositionsniveau. Dette er en følge af det fortsatte fald i C/N.



**Figur 5.5.** Beregnet udvikling i C/N,  $\text{NO}_3$  koncentrationer i jordvand og pH for habitatnaturtyperne fra 1940 til 2060. Udviklingen efter 2010 er baseret på et scenario, hvor depositionen efter 2010 er holdt konstant på 2010 niveau. Figuren viser min maks. og medianværdier baseret på beregninger for de enkelte naturtyper.

Den beregnede udvikling fra '90erne til 2010 viser et samtidigt fald i C/N og  $\text{NO}_3$  koncentrationer. Anvendes der en overføringsfunktion til Ellenberg N baseret på C/N, skulle der dermed ske en stigning i Ellenberg N, medens en overføringsfunktion baseret på  $\text{NO}_3$  vil forudsætte et fald i Ellenberg N. Det er imidlertid væsentligt at erindre, at de empirisk baserede overføringsfunktioner ikke beskriver de tidsmæssige forsinkelser i plantesamfundets reaktion på de ændrede vilkår. For presens / absens data må denne tidsforsinkelse forventes at være betydelig, dog formentlig afhængig af konkurrenceforholdene og fx levetiden af arterne i de enkelte plantesamfund. Det må imidlertid forventes, at det i den nuværende situation vil være meget vanskeligt at finde sammenhænge mellem ændringer i depositioner og Ellenberg N baseret på de tilgængelige overvågningsdata.

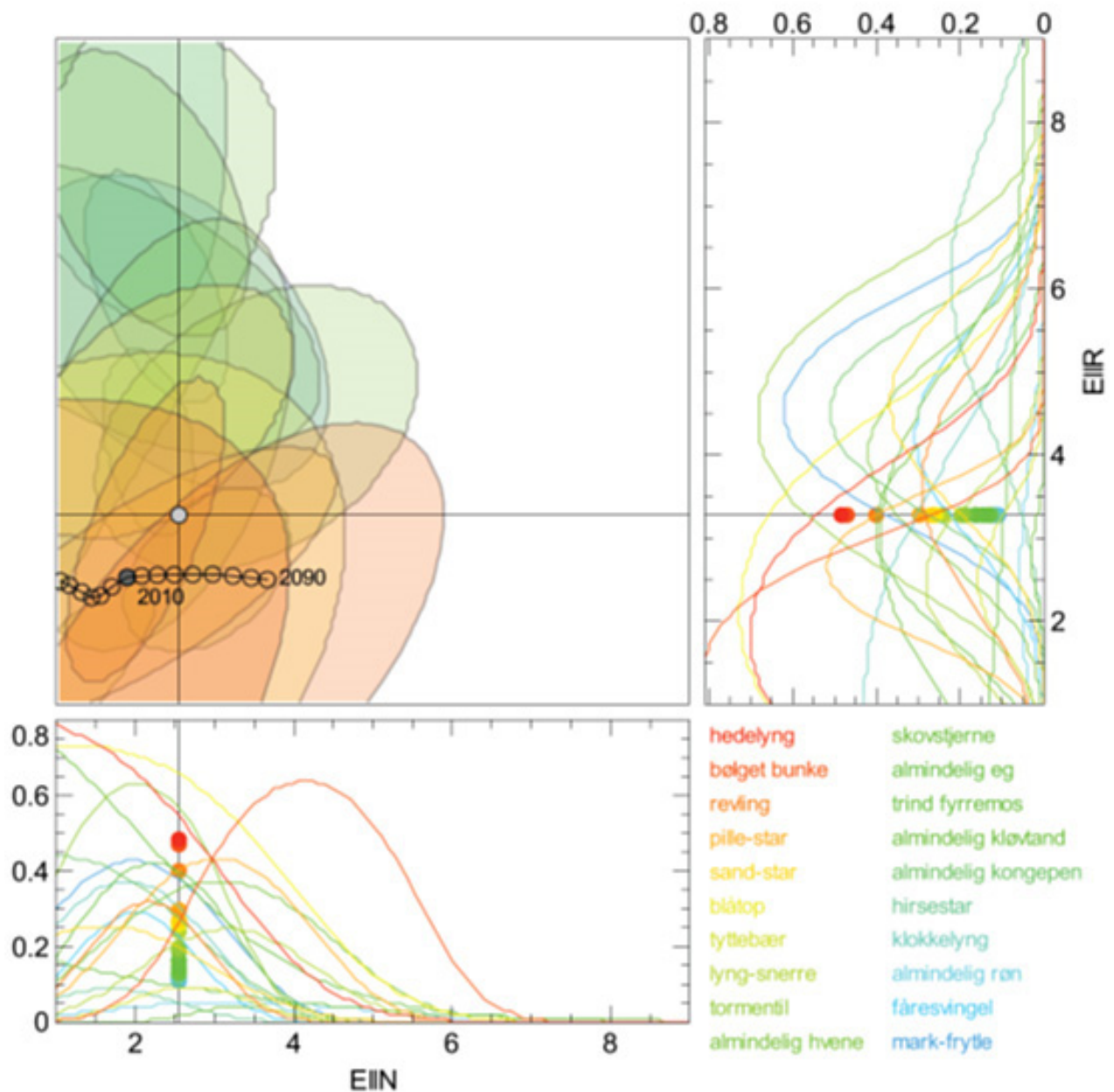
Udviklingen i pH er forholdsvis beskeden med et dyk ifm. de høje depositions niveauer for svovl fra '70erne til '90erne og et beregnet forholdsvis konstant niveau efter 2010. Dette hænger sammen med, at den høje del af de beregnede pH intervaller dækker over kalkrige jorder, medens den lave del hovedsagelig dækker sure organiske jorder og podsoljorder. Beregningerne er for de fleste naturtyper foretaget for en forholdsvis tynd jordhorisont, dels af hensyn til modelleringen af samspillet mellem pH og kvælstofomsætning, dels af hensyn til sammenligning med de målte data fra overvågningsprogrammet. Dette vil give en stor indflydelse af en organisk horisont. Både for kalkjorderne og for de organiske horisonter vil følsomheden af pH for ændringer i den atmosfæriske deposition være forholdsvis beskeden. Beregningerne kan således ikke bruges til at sige, at der ikke kan eller vil være forureningsproblemer på dele af naturarealerne, se fx Strandberg mfl. (2012), men giver nok en indikation af, at det væsentligste problem for habitatnaturen er eutrofiering.

Resultaterne fra VSD beregningerne kan, som illustreret på figur 3.2, oversættes til ændringer i plantesamfundene ved anvendelse af MOVE model-

len. Beregningsmetoden er forsøgt illustreret for en enkelt naturtype, tør heide (4030) på figur 5.6. Figuren viser, hvordan de hyppigst forekommende arters forekomst-sandsynlighed varierer ift. ændringer i næringsstofftilgængelighed og surhed (som Ellenberg N og R), hvis fugtigheden sættes til gennemsnittet for naturtypen. De krydsende linjer og det grå punkt angiver den nuværende kvælstof- og surheds-status målt på plantesamfundet, medens sporet af punkter i Ellenberg N-R planet angiver status baseret på VSD beregningen. Afstanden mellem den mørkegrå prik, der angiver 2010 status beregnet med VSD, og den lysegrå prik, der angiver status baseret på plantesamfundet, indikerer, at det nuværende plantesamfund ikke er i ligevægt med de kemiske forhold for naturtypen. Som beskrevet i ovenstående er den beregnede jordbundskemi for 2010 heller ikke i balance med den atmosfæriske deposition, og der vil dermed kunne forventes væsentlige ændringer i plantesamfundet fremover, hvis det nuværende depositionsniveau fortsætter.

Den beregnede fremtidige forekomst-sandsynlighed for de dominerende arter kan findes ved at følge sporet af beregnede punkter fra 2010 til 2090. For hvert punkt kan der aflæses en forekomstsandsynlighed for arterne, der vil kunne relateres til en forventet frekvens for deres forekomst i overvågningen; dog med betydelige usikkerheder, se også diskussionen i appendix 1. I princippet vil det kunne lade sig gøre at estimere tidsforsinkelserne mellem ændringer i påvirkninger og ændringer i plantesamfundet pba. de observerede forskelle mellem beregnet og observeret plantesamfund. En sådan beregning er dog fundet for usikker, dels pga. forskellene mellem de anvendelige overførselsfunktioner, dels pga. usikkerhederne forbundet med at bestemme Ellenberg N og R ud fra plantesamfundene.





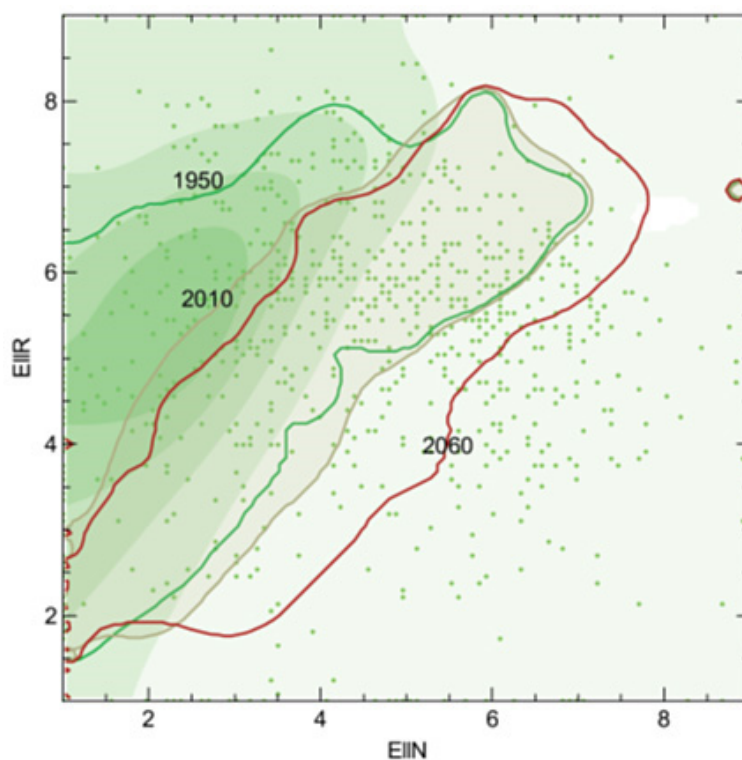
**Figur 5.6.** Illustration af MOVE systemet. Figuren viser for en enkelt naturtype (4030), hvordan de hyppigst forekommende arters forekomst-sandsynlighed varierer ift. ændringer i næringsstoftilgængelighed og surhed (som Ellenberg N og R), hvis fugtigheden sættes til gennemsnittet for naturtypen (konturplot). Som kurver er vist sandsynlighedsfordelingen som funktion af hhv. EIR med fast EIR N og EIR N med fast EIR R. De farvede prikker angiver observerede hyppigheder af forekomst. Sporet af punkter i EIR N-R planet angiver den beregnede status hvis de med VSD beregnede kemiske indikatorer oversættes til Ellenberg-værdier, medens de krydsende linjer og det grå punkt angiver den nuværende status målt på plantesamfundet. Afvigelsen mellem kemisk status og plantesamfundet kan i nogen udstrækning tilskrives tidsforsinkelser i biologisk respons.

Figur 5.7 sammenfatter den beregnede udvikling fra 1950 til 2060 for habitat-naturtyperne baseret på det beskrevne scenario, hvor den atmosfæriske deposition holdes konstant efter 2010. Fordelingen af habitat-naturarealer i Ellenberg N og R planet er indtegnet som konturlinjer (grøn, grå og rød), hvor linjerne er indtegnet ved en skæring svarende til 10 % af den maksimale tæthed. Der er taget udgangspunkt i prøvefeltets placering som observeret ud fra vegetationsdata indsamlet i NOVANA programmet, hvor prøvefelterne er vægtet for at afspejle forskelle i areal og prøvetagningstæthed mellem naturtyperne. Udviklingen mellem 1950 og 2010 og 2010 og 2060 er for hvert prøvefelt estimeret pba. de beskrevne scenarieregninger, hvor de

beregnete ændringer i jordbundskemi er oversat til Ellenberg enheder ved anvendelse af de tidligere beskrevne empirisk baserede overførselsfunktioner. De enkelte arters optimum i Ellenberg N og R er indtegnet som grønne pletter og den kombinerede forekomstsandsynlighed for arter, der beregningsmæssigt har haft en tilbagegang på mere end 5 % fra 1950 til 2010 er indtegnet som et konturplot i grønt.

Figuren viser, at det økologiske rum, der repræsenteres af habitat-naturen, er flyttet og indsnævret væsentligt fra 1950 til 2010. Ved en fortsættelse af en situation med den atmosfæriske deposition på 2010 niveau er der forudset et yderligere tab af økologisk rum for de arter, hvor der er beregnet en tilbagegang fra 1950. Der er til gengæld forudset en udvidelse af det økologiske rum i retning af mere næringsrige og sure forhold, og en fremgang af arter, der har deres optimum i denne retning. Disse vilkår forventes at findes i stor udstrækning udenfor habitat-naturen, og netto-effekten forventes derfor at være et fortsat tab af biodiversitet, hvis det nuværende depositionsniveau fortsætter. Det skal bemærkes at den illustrerede tidslige udvikling er baseret på den modelberegnete udvikling i jordbundskemi, der i de beregnede scenarier udelukkende er drevet af udviklingen i kvælstofdeposition over tid og ikke indeholder effekter af ændringer i andre påvirkninger. Tidsforsinkelserne i de biologiske respons er ikke modelleret.

**Figur 5.7.** Habitat natur-arealernes fordeling på Ellenberg N (næringsstoffilgængelighed) og Ellenberg R (alkalinitet) beregnet med VSD-MOVE for hhv. 1950, 2010 og 2060 vist som konturlinjer ved 10 % af maksimal tæthed (jf. figur 4.3). Kvælstofdepositionen fra 2010 til 2060 er holdt konstant på det nuværende niveau. Arternes beregnede optima er indtegnet med grønne prikker, medens den beregnede kombinerede økologiske niche (samlet forekomstsandsynlighed) for de arter, der er gået tilbage fra 1950 til 2010 som følge af kvælstofbelastning, er indtegnet som et konturplot (i grønt).



## 5.4 Tålegrænseberegninger

Der er foretaget en beregning af tålegrænser for de habitatnaturtyper, hvor der har kunnet findes et tilstrækkeligt datagrundlag. De beregnede tålegrænser er for kvælstofdeposition, idet svovldepositionen i beregningerne er fastholdt på 2010 niveau. Beregningerne er foretaget naturtypevis, fordi den anvendte beregningsmetode sætter væsentlige begrænsninger for det mulige antal beregninger, og en naturtypevis aggregering letter sammenligningen med tidligere beregninger og med de empirisk baserede tålegrænser. Det

skal imidlertid understreges, at tålegrænser er en egenskab, der knytter sig til naturområder og en målsætning for områdernes tilstand. Variationen i tålegrænser kan forventes at være lige så stor indenfor som mellem naturtyperne, jf. også kapitel 1. Det har pga. de nævnte begrænsninger i beregningsmetoden ikke været muligt at foretage en kvantitativ analyse af variation og usikkerheder i de beregnede tålegrænser, men afsnittet indeholder en kvalitativ diskussion pba. observerede sammenhænge mellem kvælstofdeposition og Ellenberg N. Der er desuden foretaget en beregning af, hvilken størrelse af forskel i kvælstofdeposition der vil være nødvendig, hvis en resulterende effekt med sikkerhed skal kunne måles som en forskel i plantesamfundet ved anvendelse af overvågningsmetoderne fra NOVANA programmet.

### Indikator og kriterier

Som beskrevet i kapitel 4 kan der findes indikatorer og kriterier baseret på sammensætningen af plantesamfundet, der kan anvendes til beregning af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet. Alternativt er der i de seneste udgaver af UNECE's kortlægningsmanual foreslået en række kemiske kriterier, der relaterer til ændringer i biodiversitet (Werner og Spranger (red), 2006), tabel 3.2. Selvom disse kriterier repræsenterer et fremskridt ift. tidligere anbefalede kriterier, der primært var baserede på hensyn til træproduktion i skovene, er de stadig ikke uproblematisk.

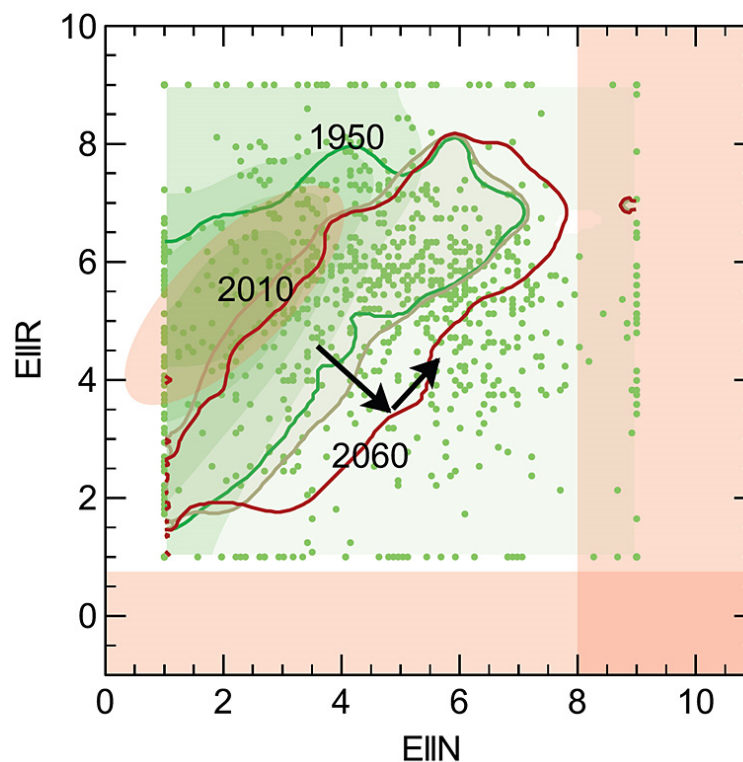
Figur 5.8. illustrerer dette. Den beregnede udbredelse af habitatnaturen i Ellenberg N - R planet er indtegnet for årene 1950, 2010 og 2060 sammen med det beregnede optimum for arterne fundet i NOVANA overvågningen, baseret på scenarieberegningerne beskrevet i afsnit 5.3. Den beregnede kombinerede økologiske niche for de arter, der er gået tilbage fra 1950 til 2010 som følge af kvælstofbelastning, er indtegnet som et konturplot (i grønt). Hvis en lokalitet som følge af eutrofiering og forsuring flytter position i Ellenberg N - R planet (angivet med pile), kan lokaliteten rykke ud i de røde felter, hvor den beregnede tålegrænse (baseret på et kemisk kriterium) overskrides. Det vil imidlertid ikke nødvendigvis være på disse lokaliteter, der vil være den største risiko for tab af følsomme arter, idet risikoen formentlig er størst i området angivet med den røde oval.

Det kan desuden bemærkes, at det baseret på scenarieberegningerne præsenteret i afsnit 5.3 primært vil være kemiske kriterier relateret til et skift fra laver til blåbær, og blåbær til tranebær, der vil være i spil i en tålegrænseberegning. Det er usikkert, hvordan disse kriterier vil beskytte den samlede biodiversitet, og det er derfor valgt udelukkende at basere tålegrænseberegningerne på indikatorer og kriterier baseret på sammensætningen af plantesamfundet.

Figur 5.8 illustrerer desuden en begrænsning i de foretagne beregninger, der bør inddrages i vurderingen af de fundne resultater. Den nedadgående sorte pil angiver som nævnt en forventet udvikling i Ellenberg N og R for en enkelt lokalitet, der udsættes for en (for stor) påvirkning af depositioner af kvælstof og svovl, dvs. en eutrofiering og forsuring af lokaliteten. I de foretagne scenarie- og tålegrænseberegninger er jordbundsparametrene holdt konstant over tid. Der er imidlertid et samspil mellem plantesamfundet og mellem jordbunden og de jordbundsprocesser, der bestemmer pH og kvælstofomsætning. Et skift i plantesamfund, der fx medfører en jordbundsændring fra podsol- til brunjord, eller som øger den effektive roddeybde og dermed adgangen til basekationer fra mineralforvitring væsentligt, kan



medføre en stigning i stedet for et fald i pH og også en ændring i kvælstof-tilgængelighed. Dette er illustreret som en hypotetisk udviklingsvej af den opadgående sorte pil på figuren.



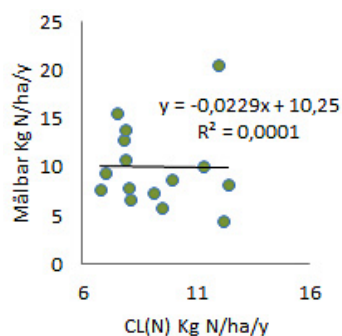
**Figur 5.8.** Konturplot for fordelingen af habitat natur-arealerne på Ellenberg N (næringsstofftilgængelighed) og Ellenberg R (alkalinitet) beregnet med MOVE for hhv. 1950, 2010 og 2060, hvor kvælstofdepositionen fra 2010 til 2060 er antaget konstant på det nuværende niveau. Arternes beregnede optimum er indtegnet med grønne prikker, medens den beregnede kombinerede økologiske niche (forekomstsandsynlighed) for de arter, der er gået tilbage fra 1950 til 2010 som følge af kvælstofbelastning er indtegnet som et konturplot (i grønt). De rødt skraverede områder angiver områder, hvor kemiske kriterier for forurening / eutrofiering overskrides, og området, hvor arter er gået tilbage. Den nedadgående pil angiver (et eksempel på) en beregnet udvikling i Ellenberg-værdier for et enkelt naturområde, medens den opadgående pil angiver en mulig udviklingsvej som følge af jordbundsforandringer forårsaget af ændret artssammensætning.

### Beregnete tålegrænser

De beregnede tålegrænser for de naturtyper, hvor det har været muligt at foretage en parameterisering af modelsystemet, er vist i tabel 5.1. Beregningerne er udført med hhv. 1950, 1992, og 2010 som referenceår. Der er ikke anvendt referenceår før 1950, idet usikkerhederne i beregningerne stiger væsentligt jo længere, der 'tilbageskrives' i tid. De beregnede tålegrænser ligger mellem 7 – 12 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> med 2010 som referenceår og 3 – 10 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> med 1950 som referenceår.

**Tabel 5.1.** Beregnede tålegrænser for kvælstofdeposition (kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>) med hhv. 1950, 1992 og 2010 som referenceår.

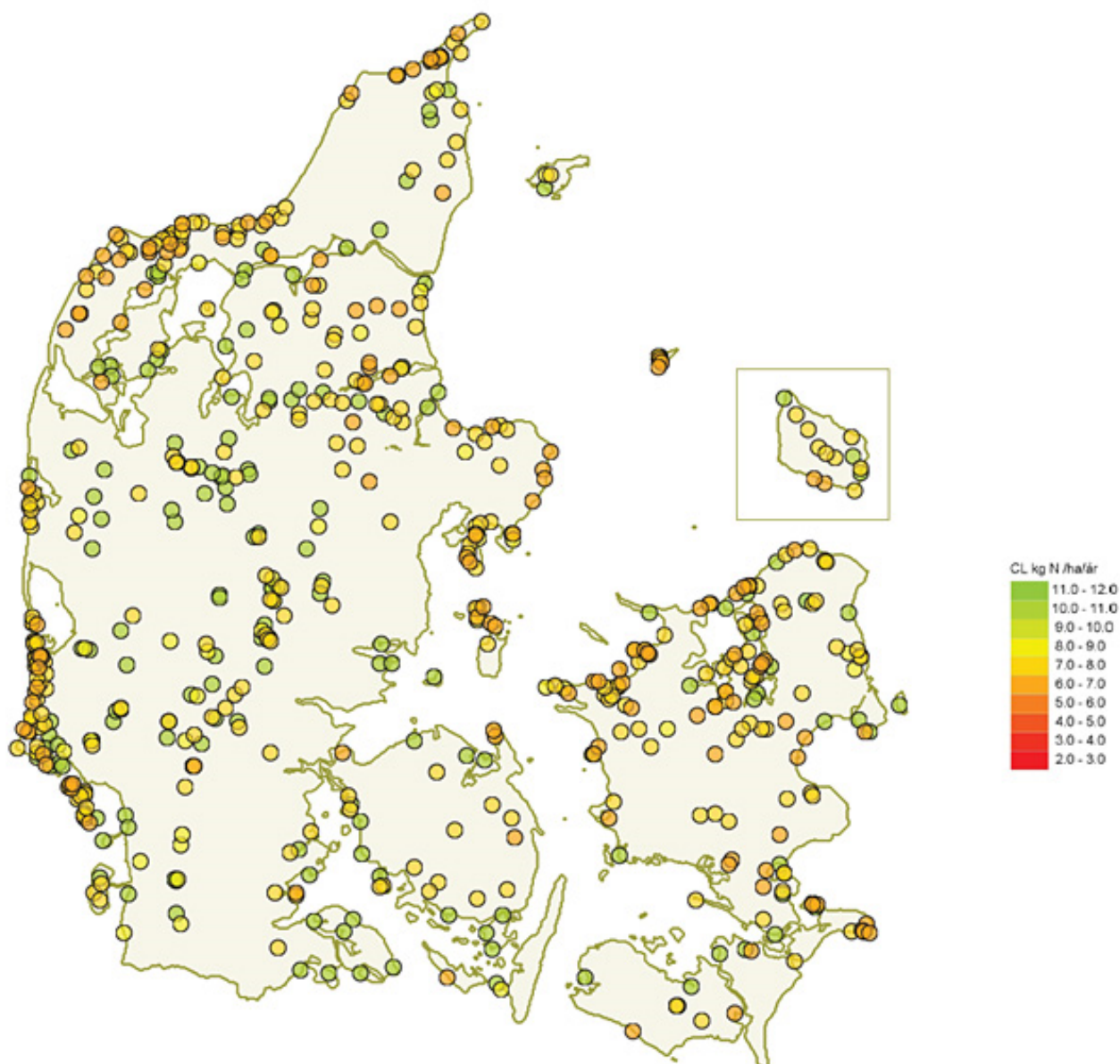
Naturtype	kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>		
	1950	1992	2010
1330 Strandenge	>8,1	>10,5	>12,0
2130 Stabile kystklitter med urteagtig vegetation (grå klit og grønsværklit)	2,6	6,7	8,1
2140 Kystklitter med dværgbuskvegetation (klithede)	6,2	7,5	8,0
2180 Kystklitter med selvsåede bestande af hjemmehørende træarter	9,0	10,4	12,2
2190 Fugtige klitlavninger	5,5	7,2	7,8
2250 Kystklitter med enebær	5,2	6,2	6,8
4010 Våde dværgbusksamfund med klokkelyng	7,3	9,0	9,9
4030 Tørre dværgbusksamfund (heder)	8,8	10,5	11,3
6120 Meget tør overdrevs- eller skræntvegetation på kalkholdigt sand	7,0	8,2	9,1
6210 Overdrev og krat på mere eller mindre kalkholdig bund	4,6	6,6	7,0
6230 Artsrige overdrev eller græsheder på mere eller mindre sur bund	4,5	7,3	7,9
6410 Tidvis våde enge på mager eller kalkrig bund, ofte med blåtop	6,3	7,4	7,9
7230 Riggær	7,1	7,1	7,5
9110 Bøgeskove på morbund uden kristorn	8,5	10,5	11,3
9190 Stilkegeskove og -krat på mager sur bund	7,7	9,8	10,6
9198 Skovbevoksede tørvemoser	9,7	11,2	12,4
9199 Elle- og askeskove ved vandløb, søer og væld	7,7	8,3	9,5



**Figur 5.9.** Størrelse af den ekstra deposition ift. baggrundsdepositionen, der er beregnet at være nødvendig, hvis effekten på sammensætningen af plantesamfundet skal kunne bestemmes med statistisk sikkerhed pba. et datasæt fra hundrede 5-m cirkler, vist som funktion af de beregnede tålegrænser med 2010 som referenceår.

Der er foretaget en beregning af, hvilken størrelse af forskel i kvælstofdeposition, der vil være nødvendigt, hvis en resulterende effekt med sikkerhed skal kunne måles som en forskel i plantesamfundet ved anvendelse af overvågningsmetoderne fra NOVANA programmet og en realistisk overvågningsintensitet (100 5-m cirkler). Beregningen er nærmere beskrevet i Appendix 1. De nødvendige depositionsændringer for en målbar effekt er store, 5 - 20 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> set over 40 år. Der er ingen sammenhæng mellem de beregnede tålegrænser og den beregnede depositionsændring for en målbar effekt. Sammenhængen er illustreret på figur 5.9. At de nødvendige depositionsændringer for en målbar effekt er så forholdsvis store skyldes primært, at planteforekomst i 5-m cirkler er en forholdsvis ufølsom målemetode til at følge ændringer i plantesamfundet på den enkelte lokalitet. Den manglende sammenhæng mellem tålegrænserne og hvad, der er målbart med en given målemetode, er imidlertid formentlig generel, idet størrelserne vil afhænge af forskellige egenskaber ved økosystemet. Grænsen for, hvad der er målbart vil kunne reduceres ved forøgelse af måleintensiteten eller anvendelse af en mere følsom indikator og målemetode, men grænsen kan ikke generelt forventes at være korreleret med tålegrænserne.

Figur 5.10 viser den geografiske fordeling af de beregnede tålegrænser for de NOVANA stationer, der har dannet datagrundlag for beregningen. De viste værdier er det beregnede gennemsnit for den dominerende naturtype på stationerne, beregnet med 1992 som referenceår. Der vil være væsentlige usikkerheder ift. at anvende de beregnede størrelser som tålegrænse for de enkelte stationer pga. den forventede store variation indenfor naturtyperne. Det er dog muligt at udlede enkelte mønstre af den viste geografiske fordeling. Der er forholdsvis stor forskel i tålegrænse mellem kyst-naturtyperne, hvor klittyperne har forholdsvis lave tålegrænser, og strandengene højere tålegrænser, hvilket afspejler sig i de lave værdier fx langs Jyllands vestkyst, medens strandengene fx langs Limfjorden og i det Sydfynske øhav har højere tålegrænser.

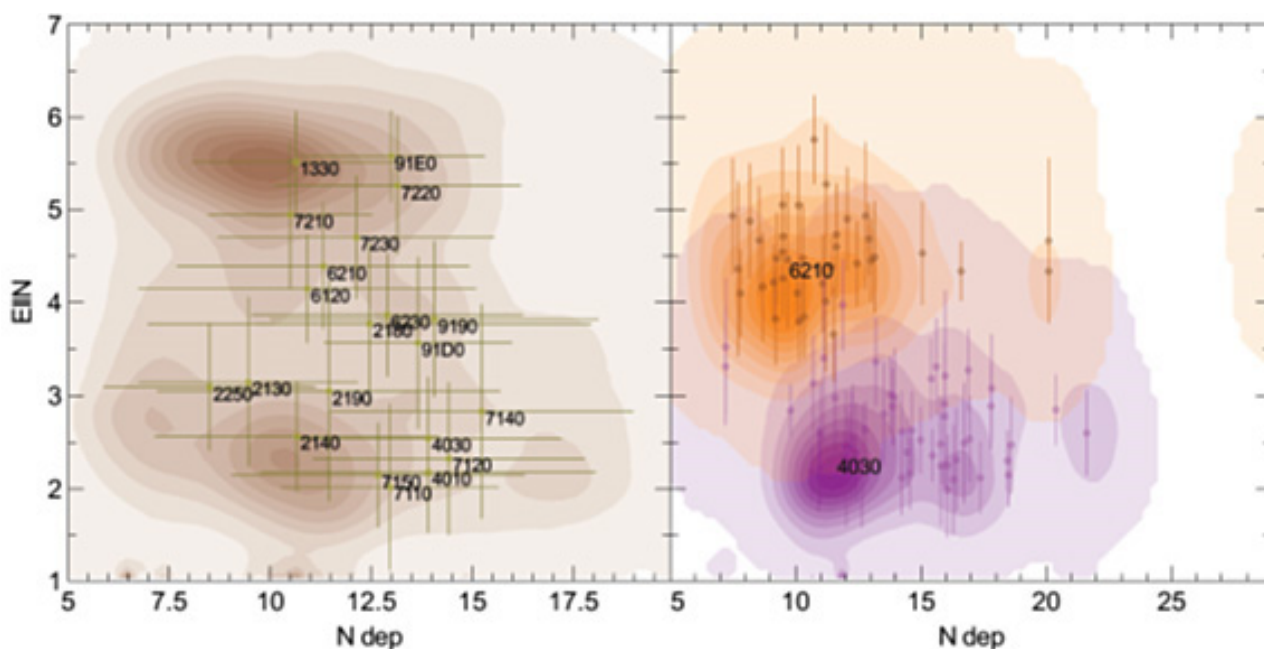


**Figur 5.10.** Beregnede tålegrænser for de enkelte NOVANA stationer. Tålegrænsen er beregnet som én værdi pr naturtype, og der vil således kunne være væsentlige afvigelser for de enkelte stationer.

### Variation i tålegrænser

Tålegrænserne er beregnet som én værdi pr. naturtype for de forskellige referencer. I virkeligheden vil der, jf. diskussionen i afsnit 1.1 og 4.3 være en ganske væsentlig variation i tålegrænser indenfor naturtyperne, idet tålegrænsen afhænger af andre faktorer end hvad, der bestemmer naturtypen. Det har som nævnt ikke i denne analyse været muligt at kvantificere variationen i tålegrænser indenfor de enkelte naturtyper. Dette skyldes til dels mangler i datagrundlaget, men også praktiske hensyn, idet den anvendte udgave af VSD ikke understøtter automatiserede analyser.

Den forventede variation i tålegrænser kan illustreres af en sammenstilling mellem beregnede kvælstofdepositioner og observerede Ellenberg N værdier baseret på data fra NOVANA programmet. En sådan sammenstilling er vist i figur 5.11.



**Figur 5.11.** Sammenhængen mellem beregnet N deposition og observeret Ellenberg N for naturområderne i NOVANA. Figuren til venstre viser samtlige prøvefelter med variationen indenfor naturtyperne indtegnet. Figuren til højre viser fordelingen for to udvalgte naturtyper, hvor variationen i Ellenberg N for de enkelte overvågningsstationer er indtegnet.

Det kan måske synes overraskende, at der ikke er en mere direkte sammenhæng mellem kvælstofdeposition og kvælstofstatus målt som Ellenberg N, hverken for naturen som helhed, eller for de enkelte naturtyper. Den aktuelle kvælstofstatus er imidlertid primært bestemt af den måde, kvælstofkredsløbet fungerer på, på det enkelte naturområde, dvs. samspillet mellem planter og jord, hvor der er stor variation, også indenfor naturtyperne. Hvis man betragter naturen som helhed, er problemstillingen analog med, at der ikke er en direkte sammenhæng mellem nedbørsmængde og jordfugtighed. Dette er for så vidt velkendt fra landbruget, hvor fx vandings / dræningsbehov ikke kan bestemmes udelukkende pba. nedbørsmængden, og der tilsvarende er forskel på N-normen for forskellige jorder. Den samme forskel, blot mere udtalt, findes for naturområderne. Der er imidlertid en væsentlig forskel mellem næringsstofftilgængelighed og fugtighed. Hvor de hydrologiske forhold indgår i definitionen af naturtyperne, og fx kan adskille eng ved bunden af en bakkeskråning ned mod et vandløb fra overdrev ved bakketoppen, gælder det samme ikke for næringsstofftilgængelighed. Engarealet kan være mere næringsrigt end overdrevet, men behøver ikke være det.

Hvis tålegrænsen var den samme for alle lokaliteter med den samme naturtype, skulle man imidlertid forvente en positiv sammenhæng mellem N deposition og Ellenberg N indenfor naturtypen, dog med betydelig variation, idet det tidsmæssige respons på en given deposition kan være væsentligt forskelligt, selvom tålegrænsen er den samme, fx pga. forskelle i puljestørrelser. Som illustreret af figur 5.11, er dette ikke tilfældet. En del variation skyldes beregnings- og måleusikkerheder. De høje beregnede depositioner (> 20 kg) til naturtyperne 4030 og 6210 skyldes formentligt, at stationerne er placeret i et 1x1 km kvadrat, hvor den dominerende arealanvendelse er skov. Sammenstillingen illustrerer en væsentlig variation i tålegrænser indenfor naturtyperne.

## Skalering

De præsenterede beregninger er foretaget på landsskala, idet det anvendte datagrundlag og parameteriseringer er aggregeret som landsdækkende gennemsnit for de enkelte habitat-naturtyper. De anvendte metoder og til dels datagrundlag vil tillade beregninger, hvor data aggregeres på andre kategorier, fx jordbundstyper, eller andre geografiske skalaer, herunder beregninger for enkelte lokaliteter.

Beregninger på en finere geografisk skala eller for enkelt lokaliteter vil primært give mening, hvis der er et datagrundlag til rådighed, der muliggør en højere kvalitet i de beregnede størrelser, end hvad der kan opnås ved vurderinger baseret på landsdækkende beregninger. Et sådant datagrundlag findes i nogen udstrækning allerede for NOVANA stationerne, og det skyldes hovedsageligt de metodemæssige begrænsninger, at de her præsenterede beregninger er foretaget naturtypevis og ikke for de enkelte stationer. Beregningerne vil imidlertid ikke kunne baseres alene på data for en enkelt station, idet der ligger væsentlige usikkerheder i de indsamlede data. Usikkerhederne forbundet med anvendelse af data for forekomst i 5-m cirkler er diskuteret i appendiks 1. Datagrundlaget på stationsniveau stammer i de fleste tilfælde fra mellem 20 – 60 prøvetagningssteder, og er dermed ret usikkert. For de kemiske målinger har det ikke været muligt at foretage en analyse af usikkerhederne på forskellige skalaer, men antallet af målinger på stationsniveau er meget lille ift. den forventelige variation.

Der vil være en stor variation mellem naturområder indenfor de enkelte naturtyper og dermed også en stor forskel i de arter, der er til stede eller har været det på de enkelte områder, og i vilkårene for et givent referenceår. Hvis den anvendte målsætning konverteres til lokalitetsspecifikke målsætninger, vil dette kunne medføre højere tålegrænser for en del lokaliteter, fordi det forventede antal arter, og dermed antallet af følsomme arter, vil være mindre, og de mest følsomme arter ikke vil indgå i referencetilstanden for alle lokaliteter. En anden faktor, der kan medføre højere tålegrænser for en del lokaliteter, er lokale plejeplaner, der sikrer en kvælstoffjernelse på lang sigt, der ligger ud over de her anvendte plejescenarier. Dette er nærmere diskuteret i kapitel 8.

På grund af usikkerhederne i det til rådighed værende datagrundlag må det anbefales, at der ved beregninger for enkelt lokaliteter anvendes en statistisk baseret metode til opsætning og parameterisering af modelsystemet, så det landsdækkende datasæt anvendes som a priori værdier, og parameteriseringen opdateres ved anvendelse af de lokale data på en måde, der tager højde for måleusikkerhederne. For plantesamfundet må proceduren omfatte både de tilgængelige observationer, fx data fra 5-m – cirkler, og størrelsen af det areal, beregningen foretages for, fordi sandsynligheden af, at en følsom art er tilstede både afhænger af de tilgængelige observationer og af områdets størrelse.

## 5.5 Overskridelser af tålegrænserne

Overskridelser af tålegrænserne findes i princippet som differencen mellem tålegrænsen og depositionen på de enkelte lokaliteter, hvis der kan bestemmes en tålegrænse for et enkelt forurenende stof. Som illustreret på figur 3.1 er det en smule mere kompliceret for kombinerede tålegrænser for eutrofiering og forsuring, idet der er forskellige kombinationer af kvælstof- og svovldepositioner, der forårsager overskridelser af tålegrænsen. Depositio-



ner af basekationer indgår i beregningen af tålegrænser for både forsuring og eutrofiering, men normalt ikke eksplicit i beregningen af overskridelser, selvom det antropogene bidrag i princippet bør indgå i beregningen af overskridelser, og ikke i de beregnede tålegrænser (se også afsnit 3.1). For de her præsenterede beregninger er såvel depositionen af S og basekationer holdt konstant på 2010 niveau, og de beregnede overskridelser af tålegrænserne er baseret på de i afsnit 5.4 beskrevne beregnede tålegrænser for kvælstof baseret på målsætninger for biodiversitet. De beregnede tålegrænser er, som beskrevet, baseret på data aggregeret for de enkelte naturtyper fra et landsdækkende datagrundlag.

Overskridelser af tålegrænsen er i princippet lokalitetsspecifikke, og beregningen kræver såvel lokalitetsspecifikke tålegrænser som - depositioner. Det er tidligere vist, at måden variation og usikkerheder håndteres i beregningerne har stor betydning for de beregnede overskridelser af tålegrænsen, specielt for beregninger af arealet med overskridelser (Bak, 2001). Det er valgt at foretage en beregning af overskridelsen af tålegrænserne for hver NOVANA overvågningsstation baseret på den beregnede tålegrænse for stationens hovednaturtype og de landsdækkende depositionskort og derefter aggregere de beregnede overskridelser til landsplan for hver naturtype, idet dette giver mulighed for at betragte sammenhænge mellem regionale mønstre i beregnede tålegrænser, depositioner, og overskridelser af tålegrænserne. Beregningsmetoden giver desuden en fordeling af depositioner, der afspejler forholdene på det overvågede naturareal, og derfor er konsistent med datagrundlaget for de beregnede tålegrænser. Ved opskaleringen er variation og usikkerhed i den lokale tørafsætning af ammoniak medtaget i beregningen af arealet med overskridelser af tålegrænserne for hver naturtype. Pga. mangler i datagrundlag og de tidligere nævnte metodemæssige begrænsninger er der ikke foretaget en kvantitativ analyse af variation og usikkerheder for de beregnede tålegrænser, og variation og usikkerheder heri har derfor ikke kunnet indgå i beregningen af det samlede areal med overskridelser af tålegrænserne.

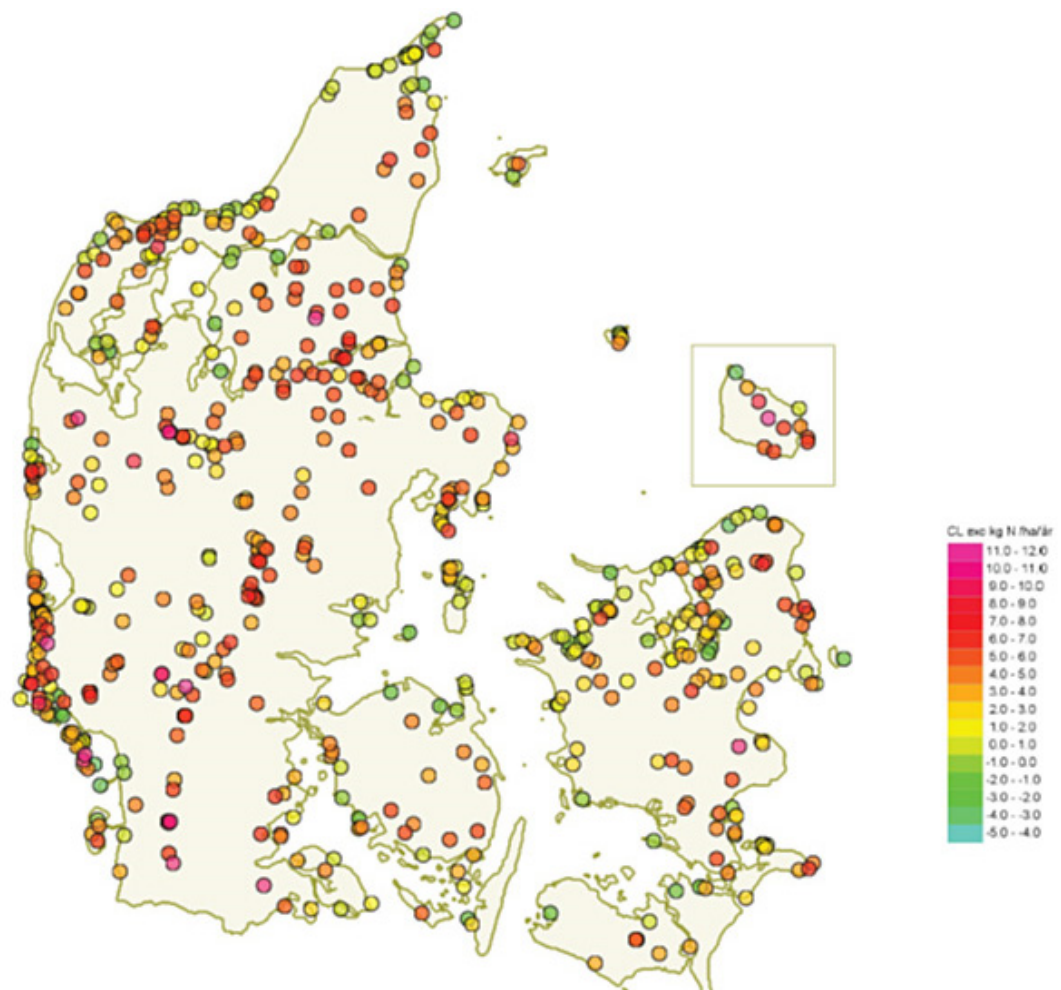
De beregnede overskridelser af tålegrænserne for hver naturtype er vist i tabel 5.2. Der er både beregnet andelen af naturtypens areal med overskridelse af tålegrænsen og en gennemsnitlig belastning over tålegrænsen for hver naturtype. Der er desuden angivet en variation i overskridelse, der afspejler den beregnede variation i deposition, hvor tørdeposition af ammoniak beregningsmæssigt er håndteret som en sandsynlighedsfordeling for hver station.

Den geografiske fordeling af de beregnede overskridelser af tålegrænsen er vist på figur 5.12. Beregningen er foretaget for den dominerende naturtype for NOVANA stationer med data fra mere end 10 prøvsteder. Den gennemsnitlige tålegrænse for naturtypen er for hver station sammenholdt med beregnede depositioner for 2010 baseret på den landsdækkende beregning af kvælstofdeposition (Ellermann mfl., 2011), og depositioner af svovl og basekationer beregnet af EMEP (<http://www.emep.int/>). Der er således en meget væsentlig usikkerhed på de beregnede overskridelser for de enkelte stationer. Der kan ikke identificeres regioner, hvor der ikke kan forekomme problemer som følge af luftforurening, men de beregnede overskridelser viser dog et mønster, der i nogen grad afspejler mønsteret for den beregnede kvælstofdeposition, hvor problemerne er størst i de husdyrtætte egne af Jylland og mindre på dele af Sjælland og øerne og for regioner som Nordjyllands gren.

**Tabel 5.2.** Beregnede overskridelser af tålegrænsen for 2010 baseret på et kriterium om ingen tilbagegang i biodiversitet ift. referenceåret 1992. Den angivne variation er variationen som følge af forskelle i deposition, inkluderet betydningen af lokale ammoniak kilder.

Naturtype	CL exc kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>		Arealandel med overskridelse
1330	0.07	+4.50	0.50
2130	2.73	+3.62	0.77
2140	2.91	+4.19	0.75
2180	1.66	+6.33	0.56
2190	3.91	+4.65	0.79
2250	2.25	+3.50	0.73
4010	4.49	+4.60	0.84
4030	3.02	+4.73	0.74
6120	2.45	+5.07	0.69
6210	4.51	+4.17	0.89
6230	5.30	+4.01	0.90
6410	5.65	+4.53	0.90
7230	4.79	+3.95	0.89
9110	3.84	+4.68	0.80
9190	3.63	+4.72	0.78
91D0	2.25	+4.60	0.69
91E0	4.70	+3.78	0.89

**Figur 5.12.** Beregnede overskridelser af tålegrænsen for 2010 baseret på et kriterium om ingen tilbagegang i biodiversitet ift. referenceåret 1992.



## 5.6 Diskussion

De beregnede tålegrænser ligger, afhængigt af referenceår, på niveau med – eller under det lave niveau for intervallerne af de empirisk baserede tålegrænser (jf. tabel 2.1). Dette er ikke overraskende i betragtning af karakteren af datagrundlaget for de empirisk baserede tålegrænser og det beregnede niveau for ændring i belastning, der er nødvendig for at give en statistisk signifikant ændring i plantesamfundet målt på lokal skala. At forskellen ikke er større skyldes i nogen udstrækning, at der ved fastsættelse af de empirisk baserede tålegrænser er anvendt mere følsomme indikatorer og målemetoder end grundlaget for den her præsenterede beregning. De præsenterede, beregnede tålegrænser er ikke minimumværdier, idet der som nævnt ikke er foretaget en systematisk bestemmelse af variation og usikkerheder. Der er dog en række faktorer der gør, at en mere detaljeret analyse, der inkluderer et mere komplet datagrundlag for de enkelte lokaliteter, vil kunne give væsentligt højere værdier for en række lokaliteter og dermed også et højere gennemsnit for naturtyperne og intervaller, der falder mere overens med intervallerne for de empirisk baserede tålegrænser.

Størrelsen af de beregnede overskridelser siger primært noget om, hvilke tiltag, der vil være nødvendige for at imødegå problemet. Tiltagene kan være en reduktion i deposition gennem emissionskontrol på lokal-, regional-, lands-, og / eller europæisk skala, eller, for nogle naturtyper, en forøgelse af tålegrænserne ved drift / plejeformer målrettet mod at fjerne kvælstof. Arealdelen med overskridelser siger noget om, hvor stor en del af naturtypens areal, der kan forventes på lang sigt at ville have en negativ udvikling som følge af den atmosfæriske deposition, hvis denne fortsætter på det nuværende niveau. Andelen siger desuden noget om, for hvor stor en del af naturarealet lokale virkemidler som fx bufferzoner vil kunne forventes at have en positiv effekt. Som udgangspunkt kan der ikke på lang sigt forventes en positiv effekt af lokal emissionskontrol ift. den målsætning, tålegrænsen er baseret på, hvis depositionen allerede er under tålegrænsen. På kort sigt kan situationen naturligvis være anderledes pga. de forventelige store tidsforsinkelser mellem påvirkninger og effekter.

Der kan udledes flere ting af de beregnede overskridelser af tålegrænsen. Størrelsen af de beregnede overskridelser ligger i et interval, hvor det faktisk vil være (teknisk) muligt at beskytte en stor del af naturarealet ved en kombination af emissionskontrol med kendte virkemidler og en intensiveret drift / plejeindsats målrettet mod en fjernelse af kvælstof. Successen af en sådan indsats vil dog afhænge af, at der foretages en vidensbaseret og målrettet prioritering af indsatsen. Hvis fx de beregnede overskridelser for strandeng (1330) betragtes, fremgår det, at en gennemsnitlig overskridelse omkring 0 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> svarer til overskridelser på omkring halvdelen af naturarealet. Dette er ikke overraskende, men betyder, at en regulering, der udelukkende fokuserer på at reducere det gennemsnitlige depositionsniveau, skal stille efter en meget væsentlig depositionsreduktion, hvis en høj procentdel af naturarealet ønskes beskyttet med sikkerhed.

Sammenlignes resultaterne for de enkelte naturtyper med tidligere resultater og anbefalinger, er det interessant, at klittyperne i denne analyse har væsentlige overskridelser af tålegrænsen. Tidligere analyser baseret på de empirisk baserede tålegrænser har vist forholdsvis få overskridelser for klittyperne, fordi den gennemsnitlige deposition er lav ved kysterne. De nye resultater er i bedre overensstemmelse med den observerede tilstand for disse naturtyper (Damgård mfl., 2008).



De beregnede tålegrænser for strandeng er væsentligt lavere end de empiriske tålegrænser. Beregningen for strandeng er meget usikker, dels fordi der ikke eksisterer et anvendeligt datagrundlag for kvælstoftilførsel fra andre kilder, dels fordi salinitet ikke indgår som plantefordelende faktor i MOVE, og konkurrenceforholdene på strandengen dermed muligvis ikke beskrives retvisende.

De beregnede arealandele med overskridelse af tålegrænserne kan af flere forskellige grunde forventes at være for store. Som beskrevet kan det forventes, at lokalitetsbestemte tålegrænser for en del af naturarealet vil være højere end de beregnede generelle tålegrænser for naturtyperne. Effekten af ikke at inkludere den forventede variation og usikkerhed i tålegrænser og depositioner i beregningen kan forventes at være en overvurdering af arealet med overskridelser på op mod 10 % point for naturtyperne med de største beregnede overskridelser (Bak, 2001).

Der er ingen sammenhæng mellem de beregnede tålegrænser og den beregnede depositionsændring, der skal til for at påvirke et plantesamfundet i en grad, der vil være statistisk signifikant målbart på en lokalitet. De nødvendige depositionsændringer for en målbar effekt er desuden store, 5 - 20 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> set over 40 år. Størrelsen af påvirkning, der skal til for at give en målbar forandring, afhænger indlysende af, hvad der måles på, samt af målemetode og måleintensitet. Der vil forventes at kunne findes målbare forandringer på lokal skala ved depositionsændringer på væsentligt lavere niveauer, hvis der måles på mere følsomme påvirknings- eller statusindikatorer, som koncentrationer i hurtigt reagerende puljer, men formålet må klargøres. Hvis – og hvor, der er behov for at dokumentere en lokal effekt af en ændret kvælstofbelastning, anbefales det at anvende en kombination af målinger og modelberegning.

Der har ligget en metodemæssig begrænsning i den anvendte modelversion for VSD modellen (VSD+ studio, 3.3.1), der ikke understøtter automatiserede beregninger, og dermed er arbejdskrævende at anvende for et stort antal beregningspunkter, selvom opsætningen af input filer kan automatiseres. For fremtidige beregninger vil denne situation blive bedre, idet der medio april 2012 er blevet en udgave af VSD tilgængelig, der understøtter automatiserede tålegrænseregninger. Dette vil tillade en beregningsstrategi, hvor der anvendes lokalitetsspecifikke input data, og resultaterne aggregeres regionalt og / eller på naturtyper, jordbundstyper etc. Det vil endvidere muliggøre anvendelse af Monte Carlo simuleringer som grundlag for en vurdering af variation og usikkerheder.

Som et fremtidigt udviklingsspor kan det anvendte modelsystem udvides til også at omfatte modellering af vegetationens højde, biomasse og struktur, og dækningsgraden af de dominerende arter, fx ved at inkludere plantekonkurrencemodeller som SUMO. Dette vil også give bedre muligheder for anvendelse af fx pinpoint-observationer. For kortere tidshorisonter kan en integration med statistisk / empirisk baserede modeller, som de i NOVANA programmet udviklede 'state – space' modeller, være relevant. Ved effektivvurderinger på lokal skala vil det endvidere være væsentligt, at de anvendte depositionsregninger både inkluderer lokale kilder og betydningen af forskelle i overfladeruheid (jf. kapitel 6).

## 6 Overvågning

Som beskrevet i denne rapport kan der forventes meget væsentlige tidsforsinkelser mellem (ændringer i) en given påvirkning af en lokalitet og de efterfølgende kemiske og biologiske ændringer, herunder potentielt ændringer i jordbundsstruktur. Afhængigt af valget af overvågningsparametre / indikatorer kan både den status, der aktuelt observeres, og de udviklingstendenser, der kan findes over en kort tidsperiode, være et resultat af (ændringer i) påvirkninger, der ligger årtier tilbage i tid. Indikatorerne kan endda på grund af forskellig tidsmæssig respons give modsatrettede tendenser (fx samtidigt fald i C/N ratio og NO<sub>3</sub> koncentrationer). Både af hensyn til planlægning af fremtidige indsatser på enkelt-lokaliteter og udviklingen af fremtidige politikker er det derfor væsentligt at kunne anvende modelsystemer, der kan integrere effekten af ændrede påvirkninger over tid og adskille og kvantificere den relative betydning af forskellige påvirkninger på den nuværende status og fremtidige udvikling.

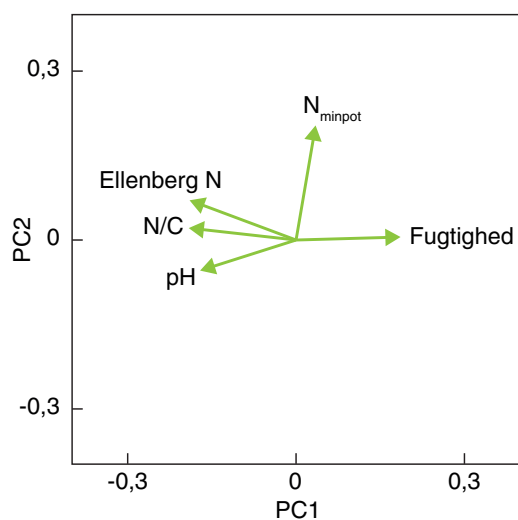
Der er som allerede nævnt væsentlige mangler i de grundlæggende data for overvågningsstationerne i NOVANA programmet, der gør det vanskeligt og usikkert at opsætte og anvende modelsystemer som VSD – MOVE på stationsniveau. For et overvågningsprogram, der er planlagt til at blive fortsat og levere data over en lang periode, er dette imidlertid en mangel, der forholdsvis enkelt vil kunne overkommes ved at allokere en mindre del af de årlige ressourcer til indhentning af de nødvendige basale data vedrørende jordens struktur, tekstur og de væsentligste næringsstofpuljer for stationerne.

Det er et større problem, at det nuværende overvågningsprogram kun i meget beskedent omfang omfatter data, der vil kunne bruges til at understøtte troværdigheden af modelberegnete sammenhænge mellem de tidsmæssige forløb - og sammenhænge mellem påvirkninger og effekter. C/N ratioer i jord er meget langsomt reagerende og dermed svære at relatere til kortsigtede ændringer i påvirkning, eller for den sags skyld tilstand, idet plantesamfundene også kan reagere meget hurtigere på ændringer i kvælstofpåvirkning end C/N i jord. Det samme kan siges at være tilfældet for presens / absens data som data fra overvågningsprogrammets 5-m cirkler. Disse data giver formentlig en god integration af de naturgivne forhold og effekten af langsigtede påvirkninger, dog med en meget væsentlig tidsforsinkelse og meget stor måleusikkerhed. Koncentrationer i skud, mosser og laver er hurtigt reagerende, men også følsomme for en lang række andre påvirkninger som variation i klimatiske forhold fra år til år, og vanskelige at relatere til data fra modelsystemer som VSD – MOVE. Det samme gælder pin-point dataene, der formentligt også vil være forholdsvis hurtigt reagerende, men, set i forhold til presens / absens data, væsentligt mere følsomme for en række andre faktorer som fx (ændret) pleje, og hvor dataene er vanskelige at relatere til VSD – MOVE data, hvilket peger på et behov for udvikling af bedre modelsystemer. Denne problemstilling kunne, som tidligere nævnt, tænkes løst ved at udvide modelsystemet med konkurrencemodeller som SUMO, hvilket imidlertid ville øge behovet for grundlæggende jordbundsdata for stationerne, både kvantitativt og kvalitativt.

Det skal derfor her anbefales ved fremtidige revisioner af overvågningsprogrammet at overveje at inkludere en middelhurtig kemisk indikator på kvælstofstatus. Et bud kunne være 'mineraliserbart N', (N<sub>min</sub>pot), der de

seneste år er afprøvet i det britiske 'countryside survey' overvågningsprogram (Emmett mfl., 2010). Parameteren er praktisk og økonomisk overkommelig at måle, forventes at være forholdsvis robust ift. år til år variationer, mulig at relatere til modelberegnete størrelser, og at give en væsentlig forøgelse i forklaringskraften for empirisk baserede planteforekomstmodeller (som MOVE). Figur 6.1 viser et resultat fra et pilotstudie vedr. parameteren i det britiske countryside survey. Der er foretaget en PCA analyse, hvor det ses, at Ellenberg N og jordens N/C ratio er stærkt korrelerede og har en god forklaringskraft (lang pil) ift. det observerede plantesamfund. Begge er stærkt negativt korrelerede til jordens vandindhold (vægtbasis, g/g), angiveligt fordi de mest næringsfattige naturområder i Storbritannien er sure, næringsfattige moser. Mineraliserbart N ( $N_{\text{minpot}}$ ) har en stor forklaringskraft, men er ortogonal til N/C, hvilket i det britiske studie fortolkes som, at mineraliserbart N forklarer en variation i Ellenberg N, der ikke forklares af N/C. I forhold til det britiske studie forventes denne tendens at være større i Danmark, hvor naturområderne forventes at være mere eutrofierede og Ellenberg N dermed tættere relateret til tilgængeligt N, fx som  $\text{NO}_3$  ift. C/N.

**Figur 6.1.** Ordination af data fra det britiske 'countryside survey' pilot studie vedr. mineraliserbart N i 2006 som 1. og 2. ordens primær komponenter af variationen.  $N_{\text{minpot}}$  = total N mineraliseret ved 4 ugers inkubation, N/C = total N i jord / total C i jord, moisture = vandindhold i jord (g/g). (Emmett mfl., 2010).



## 7 Forvaltning og pleje

Der findes ikke et omfattende og troværdigt datagrundlag vedr. den kvantitative effekt af den nuværende naturpleje ift. at fjerne kvælstof fra det samlede areal med kvælstoffølsomme naturområder. (Damgård mfl., 2007) Det samme gælder i nogen udstrækning den historiske drift / pleje, hvor der måske nok eksisterer oplysninger vedr. enkelte områder og regioner, men ikke et samlet materiale. For nogle naturtyper som græslandstyperne og (indlands) hederne er en vis drift / pleje en del af områdernes dannelseshistorie og en forudsætning for deres opretholdelse. Man vil derfor fx med modelberegninger som præsenteret her i rapporten kunne bestemme et muligt interval for den historiske drift / pleje af områderne. Der er, som allerede berørt i rapporten, en øvre grænse for, hvor meget kvælstof, der har været i den biomasse, der har kunnet fjernes ved drift / pleje, og en nedre grænse for den intensitet, der vil have været nødvendig for at skabe og fastholde naturtyperne. For andre naturtyper som klit og moser er det langt mere usikkert om, og i hvilket omfang, en driftmæssig udnyttelse har været nødvendig for at danne og fastholde naturtyperne. For højmoserne er en driftmæssig udnyttelse måske ligefrem uforenelig med naturtypens eksistens.

Da en plejeindsats, der medfører en kvælstoffjernelse over det, der er regnet med ved beregning af tålegrænsen alt andet lige vil give en tilsvarende forøgelse af tålegrænsen, vil det imidlertid være forholdsvis enkelt at inddrage effekten heraf ved beregning af tålegrænser for en konkret lokalitet. Den mulige kvælstoffjernelse som følge af pleje blev estimeret i rapporten 'Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper' (Damgård mfl., 2007). Tabel 7.1 viser de beregnede tal for kvælstoffjernelse ved forskellige plejescenarier. Tallene er primært baseret på data fra hede, hvor der bør gå en årække mellem plejeindgreb som slåning og afbrænding, hvis plejen ikke i sig selv skal have en negativ effekt på den opnåelige diversitet. Hvis heden slås eller afbrændes med 30 års intervaller, bliver den årlige kvælstoffjernelse omkring  $4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ . Intensivering af pleje er en metode, der givetvis vil have andre konsekvenser end fjernelse af kvælstof, fx forsuring, mangel på visse næringsstoffer og fysiske effekter, som alle vil kunne medvirke til uønskede ændringer af økosystemet. Dette understreger behovet for en øget viden om effekter af ved pleje at fastholde succesionsbetingede økosystemer på et bestemt successionstrin.

**Tabel 7.1.** Vurdering af gennemsnit og varians i forbindelse med kvælstoffjernelse (Damgård mfl., 2007).

	Gennemsnit	Fordeling
Slåning	$116,7 \text{ kg ha}^{-1}$	Trekant: (min = 50, modus = 100, max = 200)
Afbrænding	$116,7 \text{ kg ha}^{-1}$	Trekant: (min = 50, modus = 100, max = 200)
Tørveskrælning	$1166,7 \text{ kg ha}^{-1}$	Trekant: (min = 500, modus = 1000, max = 2000)
Græsning	$10 \text{ kg ha}^{-1}$	Uniform (min = 5, max = 15)

Græsning kan anvendes som plejeform på både heder og græslands naturtyper. Kvælstoffjernelsen afhænger af, om der gives tilskudsfoder, og om dyrene opholder sig på arealet hele døgnet eller kun i dagtimerne. Tabel 7.2 viser typiske græsningstryk for naturpleje. Hvis områderne ikke gødskes, vil nettoeffekten være en fjernelse af kvælstof pga. den producerede tilvækst. Hvis der regnes med et optag på  $25 \text{ g N (kg tilvækst)}^{-1}$  og en tilvækst på  $1 \text{ kg dag}^{-1}$ , vil der fx kunne fjernes ca.  $5,6 \text{ kg N år}^{-1}$  pr. ungtyr på græs.

**Tabel 7.2.** Græsningstryk ved pleje (antal dyr ha<sup>-1</sup> ved sommergræsning), efter (Helweg Ovesen (red.), 1993).

	<b>Moderfår</b>	<b>Ungkvæg</b>	<b>Ammekøer</b>	<b>Heste</b>
Hede	1,5-2	0,5	0,3	0,5
Sur tøreng	2,4-3,0	0,6-0,8	0,3-0,5	0,6-0,8
Sur eng	4,0-6,0	1,0-1,5	0,5-0,8	1,0
Overdrev	1,2-6,0		0,2-1,0	

## 8 Konklusion, anbefalinger

Der er foretaget en ny beregning af tålegrænser for dansk natur og overskridelser heraf. Beregningen er for første gang forsøgt fokuseret på effekter på biodiversitet, der i de seneste år har været i fokus af miljøpolitikken og i reguleringen af luftforurening både på europæisk plan og nationalt, bl.a. som en følge af EU's naturdirektiver og Biodiversitetskonventionen. Beregningen har derfor været fokuseret på de danske Natura 2000 områder, og beregningerne er præsenteret for de naturtyper, der i Danmark er omfattet af EU's Habitatdirektiv.

Metoderne til beregning af tålegrænser for biodiversitet er blevet væsentligt forbedrede de seneste år, bl.a. som følge af den videnskabelige udvikling, der foregår i regi af UNECE, LRTAP Konventionen. Analyserne i denne rapport bygger på den seneste udvikling i dette arbejde og tidligere nationalt arbejde, bl.a. i EUDANA projektet. Modellsystemet fra EUDANA projektet er opdateret pba. den seneste internationale udvikling, og det opdaterede modelsystem er dels brugt i scenarieanalyser mhp. at belyse sammenhænge mellem udviklingen i den atmosfæriske deposition af kvælstof og svovl, jordbundskemi og plantesamfundene på de danske Natura 2000 områder, dels til beregning af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet. Beregningerne er foretaget naturtypevis, fordi den anvendte modelversion kun har understøttet et begrænset antal scenario- og tålegrænseregninger.

Scenarioanalyserne understøtter en antagelse om, at atmosfærisk deposition af kvælstof og svovl har medført en væsentlig forarmelse af dansk natur, og at det generelle kvælstofniveau stadig skal reduceres væsentligt for at stoppe denne udvikling. Der kan generelt ikke forventes at være ligevægt mellem det plantesamfund, der aktuelt observeres, og de nuværende påvirkninger på naturområderne, idet der må forventes væsentlige tidsforsinkelser (årtier) mellem ændringer i deposition, jordkemi, plantesamfund og jordbundsstruktur.

Der er foretaget en beregning af tålegrænser baseret på en målsætning om stop for tab af biodiversitet som følge af atmosfærisk belastning med kvælstof ift. et referenceår, hvor forekomst sandsynligheden af de kvælstoffølsomme arter er anvendt som indikator. Beregningen er foretaget med hhv. 1950, 1992 og 2010 som referenceår. Der er ikke anvendt referenceår før 1950, idet usikkerhederne i beregningerne stiger væsentligt jo længere, der 'tilbageskrives' i tid. 1992 svarer til Habitatdirektivets ikrafttræden og 2010 er mål-år for biodiversitetskonventionen.

De beregnede tålegrænser ligger mellem 7 – 12 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> med 2010 som referenceår og 3 – 10 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> med 1950 som referenceår. De beregnede værdier ligger dermed på niveau med, eller lidt under, det lave niveau for de empirisk baserede tålegrænser. Dette understøtter tidligere anbefalinger af, at der ved effektvurderinger for en konkret lokalitet ikke bør anvendes tålegrænser over dette niveau, medmindre der eksisterer data og kan foretages lokale beregninger, der sandsynliggør, at tålegrænsen for lokaliteten er højere. Det kan endvidere forventes, at yderligere beregninger med et mere detaljeret datagrundlag vil medføre en anbefaling om en sænkning af det lave niveau af tålegrænser for nogle naturtyper.

De beregnede overskridelser af tålegrænsen med 1992 som reference ligger mellem 0 – 5,6 N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> som gennemsnit for naturtyperne. De gennemsnitlige overskridelser har dermed en størrelse, hvor en målrettet, intensiveret pleje mhp. at imødegå eutrofiering vil kunne have en væsentlig effekt for nogle naturtyper. Det vil dog stadig være nødvendigt at reducere det generelle belastningsniveau og at reducere belastningen fra lokale kilder, hvor disse har en væsentlig betydning for enkelt lokaliteter. Den beregnede arealandel med overskridelser af tålegrænsen varierer fra 50 – 90 % som gennemsnit for naturtyperne, men dette tal er formentlig overvurderet, fordi beregningen kun har taget højde for en begrænset del af den forventede variation og usikkerheder i tålegrænser og depositioner.

Der er ikke foretaget en kvantitativ analyse af variation og usikkerheder i de beregnede tålegrænser, men det forventes, at variationen i tålegrænser vil være af samme størrelsesorden indenfor som mellem naturtyperne, og at en beregning af lokalitetsspecifikke tålegrænser i mange tilfælde vil kunne være højere end de her beregnede værdier for naturtyperne.

Der er foretaget en analyse af hvilke arter, der forventes at være gået tilbage som følge af den atmosfæriske kvælstofbelastning. Det drejer sig om i alt 179 arter, eller omkring 10 % af de arter, der er observeret i NOVANA programmet (Bilag 1). 56 % af disse arter er også danske indikatorarter, habitat-typiske arter iflg. Habitatdirektivets Annex 1 og / eller rødlistede.

Der er ingen sammenhæng mellem de beregnede tålegrænser og den beregnede depositionsændring, der skal til for at påvirke et plantesamfundet i en grad, der vil være statistisk signifikant målbart på en lokalitet ved anvendelse af en realistisk overvågningsintensitet (100 5-m cirkler). Dette skyldes primært, at der er forskel på de egenskaber ved et økosystem, der betinger følsomheden for luftforurening, og de egenskaber, der betinger hvor let en påvirkning kan detekteres som ændringer i planteforekomst. De nødvendige depositionsændringer for en målbar effekt målt på planteforekomst i 5 – m cirkler er desuden store.

De metoder og redskaber, der er anvendt i den landsdækkende beregning, vil også kunne anvendes til beregning af lokalitetsspecifikke tålegrænser. Inddragelse af lokale jordbunds- og vegetations data vil kunne give en mere præcis bestemmelse af kvælstofprocesser som fiksering, denitrificering og immobilisering, der har væsentlig betydning for tålegrænsen, og dermed reducere usikkerheden i de foretagne vurderinger.

Troværdigheden af modelberegnete scenarier vil i mangel af historiske data bedst kunne underbygges ved sammenligning med observerede udviklingstendenser. På mange lokaliteter må det forventes, at kvælstofstatus aktuelt vil være stigende baseret på udviklingen i C/N, men faldende baseret på udviklingen (på kort sigt, < 20 år) i deposition og NO<sub>3</sub> koncentrationer. Der er derfor behov for at inddrage en forholdsvis hurtigt reagerende indikator på kvælstofstatus i overvågningen. En mulighed kunne være mineraliserbart kvælstof, der er afprøvet i det britiske overvågningsprogram.

## 9 Referencer

- Baszkowski A. J., Joanes D. N., Shamia G. M., 1997. Properties of a generalized diversity index. *Journal of Theoretical Biology* 188: 207–213
- Bak J., 2001, Uncertainties in large scale assessment of critical load exceedances, Volume 1, Numbers 1-2 (2001), 265-280, DOI: 10.1023/A:1011534628213.
- Bak J., Ejrnæs R. 2004: EUDANA – EUtrofieringaf DANsk NATur– videnbehov, modeller og perspektiver -Faglig rapport fra DMU, nr. 501
- Bakkenes M., de Zwart D., Alkemade J.R.M. 2002. RIVM rapport 408657006. 74 pp.
- Bobbink R., Braun S., Nordin A., Power S., Schütz K. , Strengbom J., Weijters M., Tomassen H. 2010. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010.
- Bobbink R. 2010, Plant species richness and the exceedance of empirical nitrogen critical loads: An inventory. Report Landscape Ecology, 19pp.
- Brandt J., Silver J. D., Christensen J. H., Andersen M. S., Bønløkke J. H., Sigsgaard T., Geels C., Gross A., Hansen A. B., Hansen K. M, Hedegaard G. B., Kaas E., Frohn L. M. 2011. CEEH Scientific Report No 3: Assessment of HealthCost Externalities of Air Pollution at the National Level using the EVA Model System.
- Bruus M., Nielsen K. E., Damgaard C., Nygaard B., Fredshavn J. R. & Ejrnæs R. 2010. Terrestriske Naturtyper 2008. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 78 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 765. <http://www.dmu.dk/Pub/FR765.pdf>.
- CBD, 1992. Convention on Biological Diversity
- Damgaard, C., Nygaard, B. & Nielsen, K. E. 2008.: Danske kystklitter – vegetation og jordbundskemi. Analyse af NOVANA-data 2004-2006. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 66 P. – Faglig rapport fra DMU nr. 658. <http://www.dmu.dk/Pub/FR658.pdf>.
- 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>.
- Damgaard C., Nygaard B. & Nielsen K. E. 2008. Danske kystklitter – vegetation og jordbundskemi. Analyse af NOVANA-data 2004-2006. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 66 P. – Faglig rapport fra DMU nr. 658. <http://www.dmu.dk/Pub/FR658.pdf>.
- de Heer M., Kapos V., ten Brink B. J. E. 2005. Biodiversity trends in Europe: development and testing of a species trend indicator for evaluating the progress towards the 2010 target. *Phil. Trans. R. Soc.* 360: 297-308.



de Vries W., Kros H., Reinds G. J., Wamelink W., Mol J., van Dobben H., Bobbink R., Emmett B., Smart S., Evans C., Schlutow A., Kraft P., Belyazid S., Sverdrup H., van Hinsberg A., Posch M., Hettelingh J. P. 2007. Developments in deriving critical limits and modelling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe. Alterra-rapport 1382.

de Vries W., Wamelink G. W. W., Van Dobben H., Kros J., Reinds G. J., Mol-Dijkstra J. P., Smart S. M., Evans C. D., Rowe E. C., Belyazid S., Sverdrup H. U., Van Hinsberg A., Posch M., Hettelingh J. P., Spranger T., Bobbink R. 2010. Use of dynamic soil-vegetation models to assess impacts of nitrogen deposition on plant species composition: an overview. *Ecological Applications* 20(1): 60–79.

Ellermann, T Andersen, V A, Bossi, R, Christensen, J, Løfstrøm, P, Monies, C Grundahl, L, Geels, C, 2011: Atmosfærisk deposition 2010. NOVANA. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 2.

Emmett B. A., Reynolds B., Chamberlain P. M., Rowe E., Spurgeon D., Brittain S. A., Frogbrook Z., Hughes S., Lawlor A. J., Poskitt J., Potter E., Robinson D. A., Scott A., Wood C., Woods C. 2010. CS Technical Report No. 9/07: Soils Report from 2007.

Ertsen A. C. D., Alkemade J. R. M., Wassen M. J. 1998. Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands. *Plant Ecology* 135: 113–124.

European Commission, DG Environment, 2007, Interpretation Manual of European Union Habitats,  
[http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/2007\\_07\\_im.pdf](http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/2007_07_im.pdf)

European Environment Agency, 2003. An inventory of biodiversity indicators in Europe. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg

European Environment Agency. 2007. Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. EEA Technical report No 11/2007.

ExternE, 2005: Externalities of Energy Methodology 2005 update. European Commission, Directorate-General for Research Sustainable Energy Systems. Brussels (2005).

Gray S. G., Bjørgesæter A., Ugland K. I. 2005. The impact of rare species on natural assemblages. *Journal of Animal Ecology* 74(6): 1131-1136.

Gundersen, P. (1999). Nitrogen status and impact of nitrogen input in forests – indicators and their possible use in critical load assessment. Presented at Conference on Critical Loads, Copenhagen, November 1999.

Heil G. W., Bobbink R. 1992. "Calluna", a simulation model for evaluation of impacts of atmospheric nitrogen deposition on dry heathlands. *Ecological Modelling* 68: 161-182.

Hettelingh J. P., Posch M., Slootweg J. (red.). 2009. Progress in the modelling of critical thresholds, impacts to plant species diversity and ecosystem services in Europe : CCE Status Report 2009

Hicks W. K., Whitfield C. P., Bealey W. J. and Sutton M. A. (eds.) 2011. Nitrogen Deposition and Natura 2000: Science & practice in determining environmental impacts. COST729/Nine/ESF/CCW/JNCC/SEI Workshop Proceedings, published by COST. Available at: <http://cost729.ceh.ac.uk/n2kworkshop>.

IUCN, 2003. Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels: Version 3.0.

Jost L. 2006. Entropy and diversity. OIKOS 113(2): 363-375.

Latour J. B., Staritsky I. G., Alkemade J. R. M., Wiertz J. 1997. The Nature-planner; Decision support system for nature and environment. Version 1.1, RIVM rapport 711901019. 69 pp.

Miljøministeriet Skov- og Naturstyrelsen. 2003. Manual vedr. vurdering af de lokale miljøeffekter som følge af luftbårent kvælstof ved udvidelse og etablering af større husdyrbrug.

Nielsen K. E., Bak J. L. 2003. Tålegrænse for kvælstof for Idom Hede, Ringkøbing Amt. Danmarks Miljøundersøgelser. 50 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 453 <http://faglige-rapporter.dmu.dk>.

Nielsen, K., Bøgestrand, J., Bak, J., Hvidberg, M., Gyldenkerne, S., 2006: VVM på husdyrbrug – vurdering af miljøeffekter, Faglig rapport fra DMU, nr. 571, 2006.

Nilsson, J. & Grennfelt, P. (Eds) (1988) Critical loads for sulphur and nitrogen. UNECE/Nordic Council workshop report, Skokloster, Sweden. March 1988. Nordic Council of Ministers: Copenhagen.

Posch M., Slootweg J. Hettelingh J. P. (eds.). 2011. CCE status report: Modelling Critical Thesholds and Temporal Changes of Geochemistry and Vegetation Diversity. Report 680359003.

Rowe E. C., Emmett B. A., Smart S. M. 2009, A single metric for defining biodiversity damage using Habitats Directive criteria, in Hettelingh mfl., 2009.

Rowe E. C, Moldan F., Emmett B. A., Evans C. D., Hellsten S. 2005. Model chains for assessing impacts of nitrogen on soils, waters and biodiversity: a review. Centre for Ecology and Hydrology (Natural Environment Research Council) Contract Report Project No C02887 for DEFRA (UK) Project No. CPEA 19. 66 pp.

Schaffers A. P., Sýkora K. V. 2000. Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *Journal of Vegetation Science* 11: 225-244.

Slootweg J., Posch M., Hettelingh J. P. (eds.). 2011. CCE status report 2010: Progress in the Modelling of Critical Thresholds and Dynamic Modelling, including Impacts on Vegetation in Europe. Report 680359001/2011.

Smart S. M., Scott W. A., Whitaker J., Hill M. O., Roy D. B., Critchley C. N., Marini L., Evans C., Emmett B. A., Rowe E. C., Crowe A., Le Duc M., Marrs R. H. 2010. Empirical realised niche models for British higher and lower plants – development and preliminary testing. *Journal of Vegetation Science* 21: 643–656.

Smart S., Evans C., Rowe E., Wamelink W., Wright S., Scott A., Roy D., Preston C., Hill M., Rother P., Bullock J., Moy I., Emmett B., Maskell L. 2005. Atmospheric nitrogen pollution impacts on biodiversity: Phase 1 – Model development and testing (CR0289). Final report to Department of the Environment, Food and Rural Affairs, Joint Nature Conservation Committee and English Nature.

Stevens C. J., Duprè C., Dorland E., Gaudnik C., Gowing D. J. G., Bleeker A., Diekmann M., Alard D., Bobbink R., Fowler D., Corcket E., Mountford J. O., Vandvik V., Aarrestad P. A., Muller S., Disem N. B. 2010. Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental Pollution* 158: 2940-2945.

Sverdrup H. (red.) 2005. Towards critical loads for nitrogen based on biodiversity: Exploring a fully integrated dynamic model at test sites in Switzerland and Sweden and Forecasting Air Pollution Impacts on Biodiversity and Habitat Quality: A British Study. 2005. Background document for the 18<sup>th</sup> CCE workshop on the assessment of nitrogen effects under the ICP for Modelling and Mapping, LRTAP Convention (UNECE), Berne, Switzerland, 21-25 April.

UNECE Convention on Long-range transboundary air pollution. 2004. Manual on methodologies and criteria for modeling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends.

van Dobben H., Hettelingh J-P., Wamelink W., de Vries W., Slootweg J, Reinds G. J., 2009. Plant species Diversity Indicators for Impacts of Nitrogen and Acidity and Methods for their Simulation: an Overview, in: Slootweg mfl., 2010.

van Dobben H. F., van Hinsberg A., Schouwenberg P. A. G., Jansen M., Mol-Dijkstra P., Wieggers H. J. J., Kros J., and de Vries W. 2006. Simulation of Critical Loads for Nitrogen for Terrestrial Plant Communities in The Netherlands. *Ecosystems* 9: 32–45.

van Dobben H, Wieger Wamelink W., 2009, A Red-List-based biodiversity indicator and its application in model studies in the Netherlands, in Hettelingh mfl., 2009.

Wamelink G. W. W., ter Braak C. J .F., van Dobben H. F. 2002. Changes in large-scale patterns of plant biodiversity predicted from environmental economic scenarios. *Landscape Ecology* 18: 513–527.

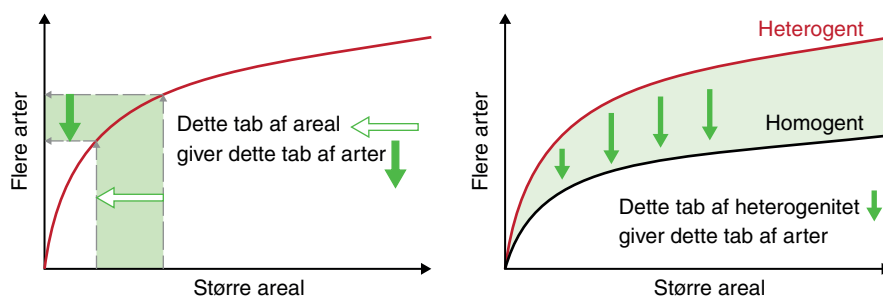
Weber D., Hintermann U., Zangger A. 2004. Scale and trends in species richness: considerations for monitoring biological diversity for political purposes. *Global Ecology and Biogeography* 13(2): 97-104.

Werner B., Spranger T. (red.). 2006. Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. UN ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.

## Appendiks 1. Simulering af prøvetagningen

Det er velkendt, at der kan forventes en sammenhæng mellem størrelsen af et givent (undersøgt) areal, heterogeniteten af arealet og (det fundne) antal arter på arealet. Figur A1.1. viser den forventede sammenhæng gengivet efter (Teknologirådet, 2005). Det er almindeligt at beskrive sammenhængen med en powerfunktion,  $S = c \cdot A^z$ , hvor  $A$  er arealet.  $z$  afhænger af heterogeniteten af (det undersøgte) areal, men også af naturtypen og den anvendte skala. Crawley og Harrel (2001) fandt i et stort metastudie, at  $z$  varierer som funktion af den anvendte skala med et maksimum mellem 0,4 og 0,5 for skaler mellem 1 ha og 4 km<sup>2</sup>.

**Figur A1.1.** Forventet sammenhæng mellem undersøgt areal, heterogeniteten af det undersøgte areal og det fundne antal arter.

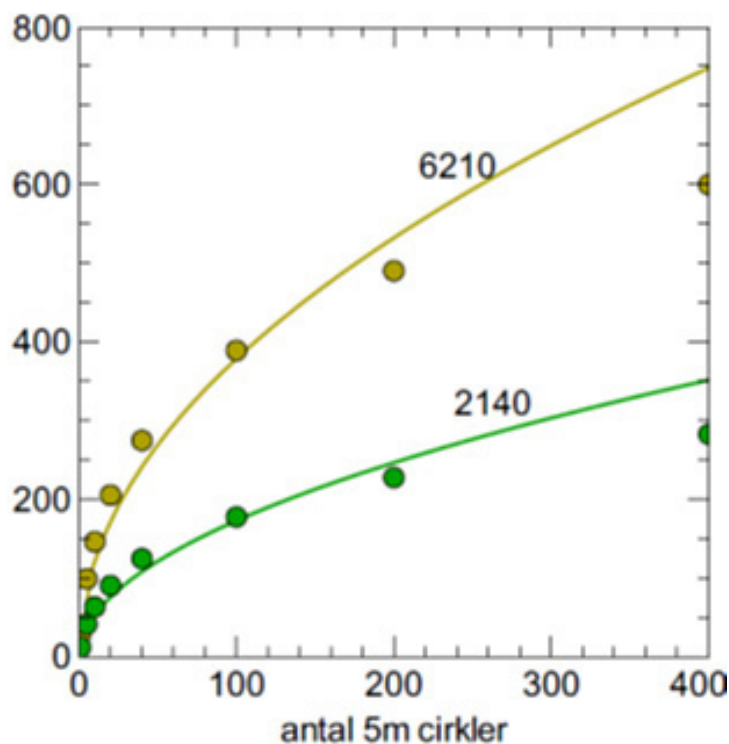


Sammenhængen mellem arter, heterogenitet og areal er vigtig ved vurdering af effekter på biodiversitet. Problemstillingen kan ansues på to måder. Påvirkningen fra luftforurening vil medføre, at det økologiske rum, der udgør levestederne for en række arter, bliver mindre, og dette vil medføre en risiko for tab af nogle af disse arter. Påvirkningen medfører imidlertid også, at den samlede variationen i levesteder bliver mindre, hvilket også betyder en risiko for tab af arter.

Sammenhængen er imidlertid også væsentlig for, hvordan det tilgængelige datagrundlag kan anvendes. Datagrundlaget for vegetationen er primært data fra 5-m cirkler og pinpoint rammer. Dataene har lidt forskellige egenskaber, men har det fællestræk, at de repræsenterer et væsentligt mindre areal end der normalt vil ønskes vurderinger eller beregninger for. Dette vil gælde, uanset om den anvendte skala er lokaliteter eller hele naturtyper på landsplan. Dette medfører to ting. For det første vil det fundne antal arter kunne forventes at være lavere end det samlede antal arter på stationen, naturtypen, eller den i øvrigt betragtede skala. For det andet vil der være en væsentlig usikkerhed, når forekomst og dækning af arter skal estimeres på baggrund af disse observationer.

Figur A1.2 viser estimerede værdier for  $c$  og  $z$  samt to eksempler på funktioner for habitatnaturtyperne baseret på data fra NOVANA programmet, hvor  $A$  for denne beregning er antallet af 5-m cirkler. Det fundne antal arter falder for de fleste naturtyper noget under den estimerede power funktion for det højeste antal 5-m cirkler. Dette hænger til dels sammen med begrænsninger i det samlede antal observerede 5-m cirkler, der danner grundlaget for analysen, men formentlig også med vanskeligheder ved at bestemme de mere sjældne arter.

naturtype	c	z
1330	16,154	0,5436
1340	16,489	0,3482
2130	24,346	0,5084
2140	16,31	0,5124
2190	21,021	0,5441
2250	18,959	0,5
4010	15,188	0,4888
4030	14,067	0,5321
6120	35,076	0,4244
6210	39,333	0,4916
6230	31,503	0,5007
6410	35,146	0,5185
7110	17,396	0,4391
7120	16,035	0,4969
7140	20,978	0,5112
7150	18,751	0,4662
7210	15,546	0,5416
7220	36,591	0,5057
7230	42,307	0,4707
2180	19,522	0,4258
9110	21,436	0,3756
9190	22,337	0,3748
9198	24,605	0,4775
9199	34,231	0,4668



**Figur A1.2.** Estimerede værdier for a og z bestemt ud fra data fra NOVANA programmet for habitatnaturtyperne.

Der er foretaget en analyse af, hvor stor en ændring i næringsstofftilgængelighed (målt som Ellenbeg N), der vil være nødvendig for, at der med statistisk sikkerhed (på 5 % niveau) kan måles en ændring i plantesamfundet ved anvendelse af hhv. 10, 40, og 100 5-mcirkler. Antallet af prøvetagningsfelter er for de fleste NOVANA stationer 20, 40 eller 60. Analysen er foretaget ved at beregne ændringer i arternes forekomst-sandsynlighed for de enkelte naturtyper i 2010 som følge af ændringer i Ellenberg N med MOVE modellen og sammenholde dette med et estimat af måleusikkerheden ved anvendelse af et givent antal 5-mcirkler. Forskellene er målt som Marisita-Horn overlap med arternes gennemsnitlige forekomst i naturtypen for 2010 og måleusikkerheden som variansen i dette mål.

Resultatet af denne analyse er vist i Tabel A1.1. De nødvendige ændringer i kvælstofstatus skal være forholdsvis store, hvis der med statistisk sikkerhed skal kunne findes en ændring i plantesamfundet baseret på en måling med 5-m cirkler. Situationen er naturligvis værst ved anvendelse af få prøvetagningssteder på naturtyper, hvor få arter dominerer. Følsomheden ville formentlig være større, hvis de mindre hyppigt forekommende arter blev aggregeret på funktionelle grupper eller ved anvendelse af andre indikatorer end artssammensætning, fx biomasse eller dækning af udvalgte arter, men det ville være vanskeligere at relatere sådanne indikatorer til relevante målsætninger for biodiversitet. Betydningen heraf vil afhænge af, hvad der ønskes dokumenteret, og dokumentationskravet i det enkelte tilfælde.

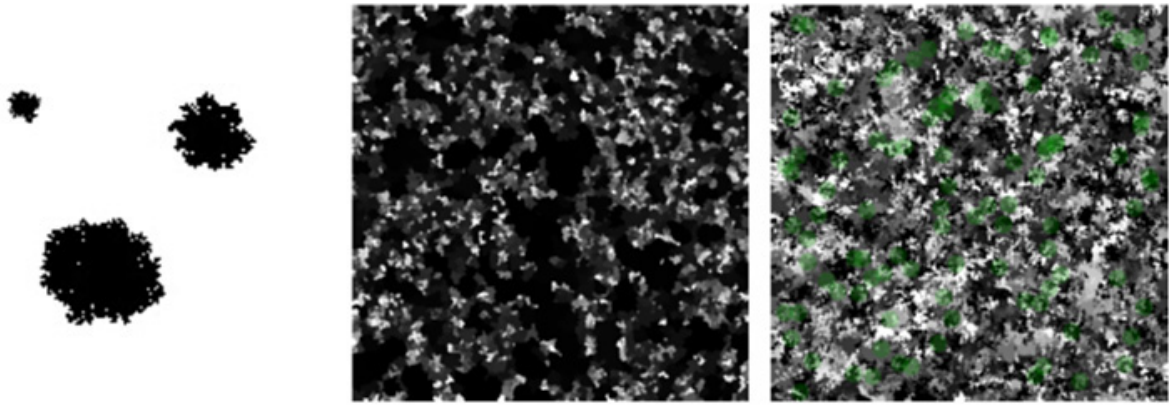
**Tabel A1.1.** Krævet ændring i Ellenberg N for at en målt ændring i plantesamfundet vil være signifikant (5 % niveau) for hhv. 10, 40, og 100 5-m cirkler. Forskellene er målt som Marisita-Horn overlap med arternes gennemsnitlige forekomst i naturtypen.

Naturtype	Antal 5-m cirkler		
	10	40	100
1330	2,96	1,10	0,58
2130	1,58	0,74	0,44
2140	1,70	0,74	0,48
2180	1,12	0,52	0,32
2190	1,50	0,70	0,42
2250	1,34	0,62	0,40
4010	1,84	0,76	0,46
4030	4,52	0,86	0,52
6120	0,86	0,44	0,28
6210	1,14	0,58	0,38
6230	1,36	0,68	0,42
6410	1,32	0,62	0,40
7230	1,46	0,68	0,44
9198	1,32	0,60	0,40
9199	1,14	0,60	0,40

For at kunne skelne mellem variation som følge af usikkerhed i prøvetagningen og den naturlige variation i den målte størrelse mellem prøvetagningsfelterne, er der udviklet en metode til simulering af artsobservationer på en lokalitet. Metoden forventes også at kunne anvendes til videreudvikling af overvågningsprogrammet, idet den muliggør en sammenligning mellem forskellige overvågningsmetoder, fx cirkler ift. transekter.

Metoden er baseret på konstruktion af et modellandskab, der minimerer  $\beta$ -diversiteten og maksimerer  $\alpha$ -diversiteten (Jost, 2006), men ellers har de samme karakteristika som den modellerede naturtype / naturområde ift. forekomst-sandsynlighed og dækning af de forekommende arter og middelværdi og varians for det fundne antal arter på en given skala – fx fund i 5-mcirkler. Landskabet sammensættes af 'pletter' med de enkelte arter. Pletterne er konstrueret med en stokastisk vækst-metode, hvor pletterne gror ud fra et startpunkt indtil de når et ønsket areal. Væksten er stokastisk, men pletterne kan kun gro, hvor der er berøring med det hidtidige område. Landskabet konstrueres ved at starte med en stokastisk fordeling af arter, hvorefter pletterne af de enkelte arter for lov til at vokse i en stokastisk proces, indtil pletterne af de enkelte arter har nået en ønsket middelstørrelse og varians. Middelstørrelsen og variansen af pletstørrelser for de enkelte arter kalibreres til bedst muligt at reproducere forekomst-sandsynlighed og dækning.

Figur A1.3 illustrerer konstruktionen af et modellandskab og simulering af prøvetagningen med 5-mcirkler. Der er foretaget en kalibrering af model-landskaber for habitat-naturtyperne baseret på data fra NOVANA. Med den anvendte kalibreringsmetode kan der opnås en meget tæt sammenhæng mellem målte og simulerede tal for forekomst og dækning for de enkelte arter. Gennemsnit og varians for det fundne antal arter i 5-mcirkler reproduces imidlertid også med rimelig nøjagtighed i simuleringerne. Det gennemsnitligt fundne antal arter i 5-mcirkler er relateret til de simulerede gennemsnit med  $y=1.0885 x$ ,  $R^2 = 0.94$ ; og varianserne er relateret med  $y=0.9204x$ ,  $R^2 = 0.76$ .



**Figur A1.3.** Konstruktion af modellandskab og simulering af prøvetagning. Til venstre er illustreret forskellige størrelser af pletter med forekomst af en art; i midten et modellandskab opbygget og kalibreret til at reproducere artsfordelingen på en naturtype, og til højre en simuleret prøvetagning ved tilfældig udlægning af 5-m cirkler.

Den udviklede metode er brugt til at estimere usikkerheden på bestemmelse af næringsstof status og surhed (Ellenberg N og R) ud fra data fra 5-m cirkler. De beregnede varianser er vist i tabel A1.2 og illustrerer, at forekomst i 5-m cirkler er en forholdsvis upræcis målemetode. Varianserne er naturligt nok størst for naturtyper med stor dækning af et mindre antal dominerende arter, og hvor der derfor findes et mindre antal arter i gennemsnit pr. 5-m cirkel.

**Tabel A1.2.** Beregnede varianser i målte værdier for Ellenberg N og R som følge af måleusikkerheden ved anvendelse af forekomst i 5-m cirkler.

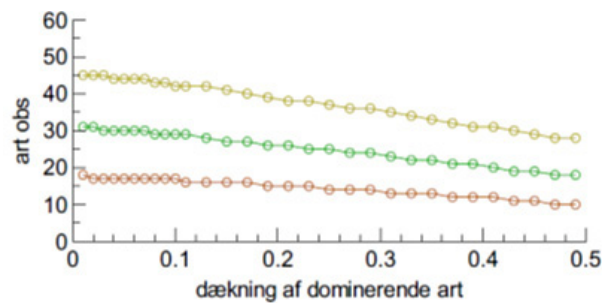
Naturtype	Var EII R	Var EII N
1330	0,26	0,37
2130	0,53	0,48
2140	0,75	0,50
2180	0,47	0,44
2190	0,57	0,57
2250	0,51	0,43
4010	0,48	0,46
4030	0,71	0,52
6120	0,26	0,38
6210	0,23	0,33
6230	0,41	0,39
6410	0,50	0,49
7230	0,25	0,35
9110	0,49	0,48
9198	0,66	0,67
9199	0,28	0,36

Det skal bemærkes, at der ud over måleusikkerheden også er metodemæssige usikkerheder forbundet med at bestemme næringsstofstatus og surhed ud fra forekomstdata. Der er således op til en halv Ellenberg enhed i forskel mellem de værdier, der kan findes for de enkelte naturtyper ved at beregne værdien som gennemsnittet af Ellenberg værdier for de enkelte prøvelfelter eller at bestemme Ellenberg værdien ud fra observationsantallet for de enkelte arter for naturtypen.



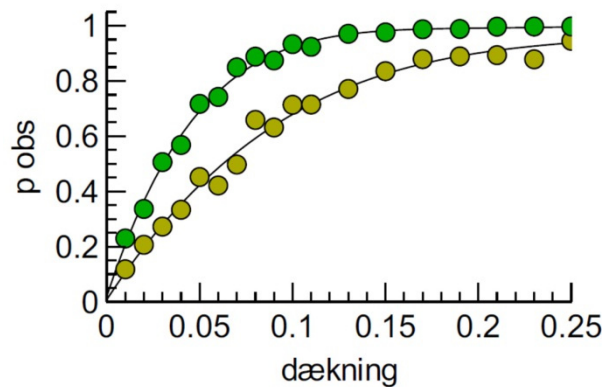
Den udviklede beregningsmetode kan også bruges til at analysere, hvordan hypotetiske vegetationsændringer vil afspejle sig i de målte værdier med en given målemetode. Figur A1.4 viser en simulering af sammenhængen mellem vegetationsstruktur og antal fundne arter i 5-m cirkler for et konstant antal forekommende arter (500). Simuleringen er foretaget for tre forskellige gennemsnitlige 'plet' størrelser, hvor dækningen af en (potentielt) dominerende art er varieret fra 0 til 50 %. Beregningen illustrerer, at ændringer i de dominerende arter og vegetationsstrukturen kan have stor betydning og bør inddrages i alle vurderinger af udviklingen i diversitet. Det har dog også stor betydning, hvordan en given diversitets- eller kvalitetsindikator er konstrueret. Det danske system baseret på artsindeks vil således kunne vise en stigende kvalitet ved tilbagegang af de dominerende arter, fx dværgbuske på heder, fordi antallet af fund i 5-m cirkler alt andet lige vil stige.

**Figur A1.4.** Sammenhæng mellem beregnet antal artsobservationer pr 5-m cirkel og dækningsgraden af en dominerende art, hvor det samlede artsantal og strukturen for de øvrige arter er holdt konstant.



Sammenhængen mellem dækning og observationsfrekvens vil afhænge af vegetationsstrukturen. Figur A1.5 viser en simulering af prøvetagningen, der sammenholder dækningen af en art med sandsynligheden for at observere arten i en enkelt 5-m cirkel for arealer med samme totalt antal arter (500) men forskellig vegetationsstruktur.

**Figur A1.5.** Sammenhæng mellem dækningen af en art med sandsynligheden for at observere arten i en enkelt 5-m cirkel for arealer med samme totalt antal arter (500) men forskellig vegetationsstruktur.



## Bilag 1. Arter og slægter med beregnet tilbagegang siden 1950 som følge af kvælstofdeposition

Arter og slægter med beregnet tilbagegang siden 1950 som følge af atmosfærisk deposition med kvælstof og svovl. Tabellen angiver desuden, om arterne er angivet som danske indikatorarter for naturtyperne (i), habitattypiske arter iflg. Habitatdirektivets annex 1 (h), eller rødlistede (r), naturtypen, hvor arterne har den største forekomst, samt beregnede optimum værdier for Ellenberg N og R ved fugtighed svarende til gennemsnittet for naturtypen, hvor arten har den største forekomst.

Id	Navn	Indikator	Naturtype	Opt EII N	Opt EII R
5784	ager-svinemælk	- - -	1330	2.5	7.5
3920	aks-tusindblad	- - -	1330	3.9	7.2
6830	almindelig bændeltang	- - -	1330	3.4	8.6
942	bjerg-rørhvene	- - -	1330	3.5	6.1
1190	blågrøn star	- h -	1330	2.3	7.7
1670	dansk kokleare	i - -	1330	4.2	7.5
4018	eng-klaseskærm	i - -	1330	4.2	7.5
2225	enskællet sumpstrå	- - -	1330	4.2	9.0
1176	fjernakset star	- - -	1330	4.1	8.1
4419	fliget vejbred	- - -	1330	4.1	7.9
3252	glanskapslet siv	i - -	1330	3.0	7.7
7235	guldstjernemosslægten	- - -	1330	3.2	6.3
3420	høst-borst	- - -	1330	4.4	5.9
3424	hundesalat	- - -	1330	3.4	7.0
3768	hvid stenklover	- - -	1330	1.0	9.0
6424	jordbær-kløver	i - -	1330	4.6	7.3
6458	kær-trehage	i - -	1330	4.2	8.0
6412	kløverslægten	- h -	1330	4.2	7.3
348	knudearve	- - -	1330	3.9	6.1
5243	knude-firling	i - -	1330	3.7	7.3
2243	kvikslægten	- - -	1330	3.4	7.9
1428	liden tusindgylden	i h -	1330	4.2	9.0
4008	mark-rødtop	- - -	1330	3.9	7.4
3774	mark-stenklover	- - -	1330	1.4	9.0
1421	mark-tusindgylden	i - -	1330	4.2	6.4
6676	muse-vikke	- - -	1330	4.3	6.3
4218	pileurtslægten	- - -	1330	2.4	5.3
2591	rød svingel	- h -	1330	3.7	7.1
6441	rød-kløver	- - -	1330	4.2	5.9
5426	samel	i - -	1330	4.2	7.9
2802	sandkryb	- - -	1330	4.4	7.6
7320	seglmosslægten	- h -	1330	2.8	5.3
3236	sivslægten	- h -	1330	4.6	6.7
4053	slangetunge	- h -	1330	4.2	6.8
919	smalbladet hareøre	i - -	1330	4.4	9.0
4169	spidshale	i - -	1330	4.5	7.5
1067	starslægten	- h -	1330	1.0	2.2

5240	strand-firling	i	-	-	1330	4.2	7.8
6471	strand-kamille	i	-	-	1330	1.0	9.0
4779	strand-løppeurt	-	-	-	1330	4.3	6.8
3276	strand-siv	-	-	-	1330	4.3	8.0
1425	strand-tusindgylden	i	-	-	1330	3.7	8.0
4432	strand-vejbred	i	h	-	1330	4.7	7.7
6456	tréhageslægten	-	-	-	1330	3.3	7.0
4820	tusindfrø	-	-	-	1330	4.2	6.2
1189	udspilet star	i	-	-	1330	4.3	7.5
7420	almindelig cypresmos	-	-	-	2130	1.0	4.3
3226	blåmunke	i	-	-	2130	1.2	4.4
4359	håret høgeurt	i	-	-	2130	1.1	6.2
7604	hårspidset jomfruhår	-	-	-	2130	1.0	3.7
6724	hunde-viol	i	h	-	2130	2.1	4.8
2119	hvidgrå draba	-	-	r	2130	1.0	5.7
5689	klit-limurt	-	h	-	2130	1.0	6.1
2382	liden padderok	-	-	-	2130	1.0	6.3
3167	pletet kongepen	i	h	r	2130	1.0	5.8
7641	sand-børstemos	-	-	-	2130	1.0	4.8
6355	smalbladet timian	i	-	-	2130	1.0	5.1
7647	stor børstemos	-	-	-	2130	1.0	1.0
7667	stor kransemos	-	h	-	2130	1.7	5.8
141	tidlig dværgbunke	i	-	-	2130	1.2	4.5
6350	timianslægten	-	-	-	2130	1.0	5.8
5862	vår-spergel	-	h	-	2130	1.0	3.1
7020	almindelig frynsemos	-	-	-	2140	1.0	1.7
3580	almindelig kællingetand	i	-	-	2140	1.0	6.3
7294	almindelig kløvtand	-	-	-	2140	1.0	3.2
3168	almindelig kongepen	i	-	-	2140	1.5	4.5
2727	engelsk visse	i	h	-	2140	1.6	3.6
7241	hede-bredribbe	-	-	-	2140	1.0	1.0
4997	klit-rose	i	-	-	2140	1.0	4.9
2399	klokkelyng	i	h	-	2140	1.8	2.5
6557	mose-bølle	i	h	-	2140	1.2	4.9
320	sand-hjælme	-	h	-	2140	1.5	4.9
1774	sandskæg	i	h	-	2140	1.0	3.7
3054	smalbladet høgeurt	i	h	-	2140	1.8	4.6
7244	stjerne-bredribbe	-	-	-	2140	1.0	3.6
7152	filtmosslægten	-	-	-	2180	1.0	4.2
2826	knærod	-	-	-	2180	3.1	3.3
5587	dværgulvefod	-	-	r	2190	1.6	5.5
2021	fin bunke	i	h	-	2190	2.1	4.1
2735	klokke-ensian	i	h	-	2190	2.2	5.8
4799	liden vintergrøn	-	-	-	2190	1.3	4.8
2215	mangestænglet sumpstrå	i	-	-	2190	1.5	4.5
5511	sort skæne	-	h	r	2190	1.9	6.7
1163	tvebo star	i	-	-	2190	1.8	5.6
4594	vandaksslægten	-	h	-	2190	1.0	4.7
3942	benbræk	i	-	-	4010	1.4	3.6
7073	tæt tørvemos	-	-	-	4010	1.0	1.0
7245	almindelig bredribbe	-	-	-	4030	1.0	2.0
4817	almindelig eg	-	h	-	4030	1.0	1.0
4573	bævreasp	-	h	-	4030	1.0	4.0
3855	blåtop	-	h	-	4030	1.2	2.1

7240	bredribbeslægten	-	-	-	4030	1.0	1.0
3288	ene	i	h	-	4030	2.0	3.7
2585	fåre-svingel	i	h	-	4030	2.0	4.2
2730	farve-visse	-	h	-	4030	1.8	5.0
4742	glansbladet hæg	-	-	-	4030	1.0	2.5
1921	gyvel	-	-	-	4030	1.0	4.6
2729	håret visse	i	h	-	4030	1.0	3.4
974	hedelyng	i	h	-	4030	1.0	1.8
520	hede-melbærris	i	-	-	4030	1.4	4.6
1281	hirse-star	i	h	-	4030	1.7	6.2
111	hveneslægten	-	h	-	4030	1.0	1.0
1188	lyng-star	-	h	-	4030	1.0	9.0
4403	skov-fyr	-	h	-	4030	9.0	1.0
741	tandbæger	-	-	-	4030	1.6	4.6
4673	tormentil	i	h	-	4030	2.1	4.4
6407	tue-kogleaks	i	-	-	4030	1.8	4.2
4814	vinter-eg	-	h	-	4030	1.0	5.5
1397	almindelig knopurt	i	-	-	6210	2.5	6.9
6297	bakke-fnokurt	-	-	r	6210	1.0	9.0
841	bakke-stilkaks	-	h	-	6210	2.8	7.7
6353	bredbladet timian	i	-	-	6210	2.0	6.7
4433	dunet vejbred	-	-	-	6210	3.3	7.0
2905	eng-havre	i	-	-	6210	2.8	7.4
4036	foder-esparsette	-	-	-	6210	1.0	9.0
4719	hulkrauet kodriver	-	h	-	6210	1.0	6.7
3455	hvid okseøje	-	-	-	6210	2.9	6.8
1622	lav tidsel	i	-	-	6210	3.1	7.1
874	opret hejre	-	-	-	6210	1.9	9.0
7722	pryd-bregne	-	-	-	6210	2.6	5.0
875	stakløs hejre	-	-	-	6210	1.0	9.0
1416	stor knopurt	i	h	-	6210	3.5	7.4
1141	vår-star	i	h	-	6210	2.5	7.5
3520	vild hør	i	-	-	6210	2.6	8.0
188	almindelig løvefod	-	-	-	6230	2.5	5.4
4511	almindelig mælkeurt	i	h	-	6230	2.2	6.3
6431	bugtet kløver	-	-	-	6230	1.0	5.8
5946	djævelsbid	i	-	-	6230	2.5	6.4
6418	gul kløver	i	-	-	6230	2.1	5.8
5522	knaveleslægten	-	-	-	6230	1.0	3.6
1020	liden klokke	i	-	-	6230	2.5	9.0
1985	tandbælg	i	-	-	6230	2.2	5.4
5629	eng-skær	-	h	r	6410	1.4	6.4
1191	gul star	-	-	r	6410	2.9	6.7
1406	sorthoved-knopurt	-	-	-	6410	3.0	5.8
2685	trenervet snerre	i	-	-	6410	1.0	4.9
4729	almindelig brunelle	-	-	-	7230	2.8	5.9
7239	almindelig guldstjernemos	i	h	-	7230	2.9	6.1
7017	almindelig ledmos	-	-	-	7230	2.9	9.0
7105	blygrå tørvemos	-	-	-	7230	2.3	4.6
2432	bredbladet kæruld	-	h	r	7230	2.0	5.5
2224	fåblomstret kogleaks	i	-	-	7230	3.3	9.0
6999	fliget ribbeløv	-	-	-	7230	2.7	6.2
1981	gøgeurtslægten I	-	-	-	7230	3.3	7.8
868	hjertergræs	i	-	-	7230	1.2	5.3

3202	irisslægten	-	-	-	7230	1.0	6.5
7288	kær-kløvtand	i	-	-	7230	1.0	4.9
7270	kalk-blødmos	i	-	-	7230	1.0	5.8
7166	kalk-kortkapsel	-	-	-	7230	1.0	6.1
7535	kalk-vandtuemos	i	h	-	7230	2.9	7.7
7536	kilde-vandtuemos	i	-	-	7230	2.9	5.0
1934	kødfarvet gøgeurt	i	-	r	7230	2.8	7.7
1231	krognæb-star	i	-	-	7230	3.4	5.9
2841	langakset trådspore	-	-	r	7230	1.6	6.6
4179	leverurt	i	-	-	7230	2.7	7.9
1295	loppe-star	i	-	-	7230	2.8	7.0
4711	melet kodriver	-	-	r	7230	2.1	5.3
3524	mygblomst	i	h	r	7230	2.7	7.3
7206	nedløbende bryum	i	-	-	7230	2.5	6.5
7547	raslende krybstjerne	-	-	-	7230	3.1	5.9
1213	skede-star	i	-	-	7230	2.6	5.7
7684	skorpionmosslægten	-	h	-	7230	2.6	7.4
2363	sump-hullæbe	i	-	-	7230	2.2	7.9
1484	tornløs hornblad	-	-	-	7230	3.3	8.1
1226	tråd-star	i	h	-	7230	3.3	6.3
1154	trindstænglet star	-	h	-	7230	3.3	6.5
6837	tyk nerveløs	i	h	-	7230	2.3	7.5
4376	vibefedt	i	h	-	7230	1.0	5.5
819	kambregne	-	-	-	9110	3.0	2.5
7358	taksbladet rademos	-	-	-	9110	1.0	5.6
5796	aksel-røn	-	-	-	9198	2.0	1.0
7593	almindelig nikkemos	-	-	-	9198	1.0	1.0
3921	krans-tusindblad	-	-	-	9198	2.5	5.4
7095	sraglet tørvemos	-	-	-	9198	2.0	1.0
7282	almindelig fløjlsmos	-	-	-	9199	3.7	2.7
3275	blågrå siv	i	-	-	9199	4.1	6.8

## Bilag 2. Ordliste

*5-m – cirkel*, cirkel med radius på 5 meter, der bruges i NOVANA programmet til registreres af supplerende arter og vurdering af naturtypespecifikke strukturer og påvirkninger.

*ADAM*, (Annual Danish Aggregate Model) er en makroøkonomisk model, der udvikles af Modelgruppen i Danmarks Statistik

*BERN*, (Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions), tysk model, der beskriver ændringer i plantesamfund som følge af ændringer i jordkemi

*BC/Al*, det molære forhold mellem basekationer ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  og  $\text{Na}^+$ ) og aluminium ( $\text{Al}^{3+}$ ) ( $\text{BC}/\text{Al}$ ) i jordvæsken

*CALLUNA*, hollandsk udviklet procesbaseret model, der beskriver vækst og konkurrence mellem de vigtigste arter på tør hede.

*CBD*, Biodiversitetskonventionen

*CCE*, UNECE, LRTAP Konventionens Koordinationscenter for Effekter

*CORINE*, (Coordination of information on the environment), europæisk program ledet af Miljøagenturet mhp. at indsamle og koordinere informationer vedr. miljøtilstanden i Europa, herunder kortlægning af arealanvendelsen.

*C/N*, forholdet (på vægtbasis) mellem kulstof og kvælstof, fx i jord

*Critical load*, (engelsk) tålegrænse

*Critical level*, kritisk koncentration i luft af et forurenende stof

*DANVEG*, (en database over DANske VEGetationstyper), database med data vedr. 130 danske plantesamfund og 17 mosetyper.

*EEA*, det europæiske miljøagentur

*Ellenberg*, indikatorsystem for beskrivelse af planters økologiske nicher baseret på 6 indikatorværdier: lystal (L), temperaturtal (T), kontinentalitetstal (K), fugtighedstal (F), reaktionstal (R) og kvælstoftal (N).

*EMEP*, (European Monitoring and Evaluation Programme), videnskabeligt baseret program under LRTAP konventionen, der primært arbejder med måling og modellering af atmosfæriske koncentrationer, spredning og afsætning af luftforurening.

*EUDANA*, Eutrofiering af Dansk Natur, dansk udgave af et modelsystem, der kobler en jordbundskemisk model (VSD) med en planteforekomstmodel (MOVE)

*EUNIS*, (The European Nature Information System), naturinformationsssystem udviklet af miljøagenturet. Omfatter bl.a. et habitatklassificeringssystem.

*EVA*, (Economic Valuation of Air pollution), udvidelse af ADAM mhp. at kunne opgøre de eksterne omkostninger fra luftforureningen

*GBMOVE*, britisk udgave af MOVE modellen

*IUCN*, (the International Union for Conservation of Nature), global miljøorganisation med 1200 medlemsorganisationer, herunder stater. Vedligeholder bl.a. rødlistes over truede arter.

*LRTAP*, Konventionen om Langtrækkende, Grænseoverskridende Luftforurening omfatter Europa og Nordamerika og fastsætter de generelle principper for det internationale samarbejde om begrænsning af luftforurening i regionen og etablerer en institutionel ramme for samspillet mellem forskning og politikudvikling.

*Natura 2000*, europæisk netværk af naturområder beskyttet i kraft af EU's Habitatdirektiv og Fuglebeskyttelsesdirektiv, samt Ramsar Konventionen.

*NEC*, EU's Emissionsloft Direktiv

*NOVANA*, det danske nationale overvågningsprogram for vand og terrestrisk natur.

*MAGIC*, (Model for Acidification of Groundwater In Catchments), er en middelkompleks dynamisk jordbundskemisk model udviklet til simulering for afstrømningsområder.

Marisita-Horn, 2. ordens ligheds eller overlap indikator.

$\beta = \frac{2 * \sum_{i=1}^s p_i * q_i}{\sum_{i=1}^s p_i^2 + \sum_{i=1}^s q_i^2}$ , hvor s er artsantallet og  $p_i$  og  $q_i$  er frekvenserne af art i de to samfund.

*MOVE*, er en hollandskudviklet, statistisk baseret planteforekomstmodel, hvor forekomstsandsynligheden for et stort antal plantearter beskrives som en funktion af Ellenberg indikatorværdier.

*SAFE*, er en svenskudviklet flerlags, dynamisk jordbundskemisk model, der bl.a. indeholder en model for mineralforvitring.

*SEBI 2010*, er et fælleseuropæisk indikatorsystem med 26 indikatorer udviklet i regi af Miljøagenturet mhp. at vurdere opfyldelsen af 2010-målet for biodiversitet på europæisk plan.

*Shannon*, 1. ordens diversitetsindikator. Shannon entropi er defineret som  $x = \sum_{i=1}^s p_i * \ln(p_i)$ , hvor s er artsantallet og  $p_i$  er frekvensen af art i. Shannon diversitet er  $D = \exp(x)$ .

*Simpson*, 2. ordens diversitetsindikator. Simpson koncentration er defineret som  $x = \sum_{i=1}^s p_i^2$ , hvor s er artsantallet og  $p_i$  er frekvensen af art i. Simpson diversitet er  $D = 1/x$ .

*Sørensen*, 0. ordens ligheds eller overlap indikator.  $B = 2c / (S_1 + S_2)$

hvor  $S_1$  og  $S_2$  er antallet af arter i de to samfund, medens  $c$  er antallet af fælles arter.

*SMB*, den Simple MasseBalance metode til beregning af tålegrænser

*SUMO*, hollandsk udviklet procesbaseret model, der beskriver vækst og konkurrence mellem fem funktionelle grupper af planter.

*Target load*, belastningsmålsætning baseret på en genopretning (recovery) af en ønsket naturtilstand til et givent år

*Tålegrænse*, den belastning med et eller flere forurenende stoffer under hvilken væsentlige skadelige effekter på udvalgte følsomme elementer af natur og miljø ikke vil forekomme, vurderet med den nuværende viden

*UNECE*, FN's Økonomiske Kommission for Europa

*VSD*, (Very Simple Dynamic) dynamisk jordbundskemisk model udviklet af UNECE, CCE.



### Bilag 3. Supplerende litteratur

Alkemade J. R. M., van Grinsvena J. J. M., Wiertz J., Krosb J. 1998. Towards integrated national modelling with particular reference to the environmental effects of nutrients. *Environmental Pollution* 102: 101-105.

Bak J. 1996. Kortlægning af tålegrænser for svovl og kvælstof. Danmarks Miljøundersøgelser, 110 s. – Faglig rapport fra DMU, nr. 159.

Bestelmeyer B. T., Miller J. R., Wiens J. A. 2003. Applying species diversity theory to land management. *Ecological Applications* 13(6): 1750-1761.

Bobbink R., Hornung M., Roelofs J. G. M. 2003. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86(5): 717-738.

Bonten, L., Posch, M., Reinds, G. J. 2011. The VSD+ Soil Acidification Model: model description and user manual. 22 pp.

Bruus M., Damgaard C., Nielsen K. E., Nygaard B. & Strandberg B. 2007. Terrestriske naturtyper 2006. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 70 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 643.  
<http://www.dmu.dk/Pub/FR643.pdf>.

Bruus M, Damgaard C., Ejrnæs R., Fredshavn J. R., Nielsen K. E. & Strandberg B. 2006. Terrestriske naturtyper 2005. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. 100 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 596.  
<http://www.dmu.dk/Pub/FR596.pdf>.

Buckland S. T., Magurran A. E., Green R. E., Fewster R. M. 2005. Monitoring change in biodiversity through composite indices. *Phil. Trans. R. Soc.* 360: 243-254.

Bull K. R., Hall J. R., Cooper J., Metcalfe S. E., Morton D., Ulyett J., Warr T. L., Whyatt J. D. 2001. *Water, Air, and Soil Pollution* 130: 1229–1234.

Chapman D. S, Purse B. V. 2011. Community versus single-species distribution models for British plants. *Journal of Biogeography* 38: 1524–1535.

Crawley M. J. and Harral J. E., 2001. Scale Dependence in Plant Biodiversity. *Science* 291:864-868.

Cresser M. S. 2000. The critical loads concept: milestone or millstone for the new millennium? *The Science of the Total Environment* 249: 51-62.

Dengler J. 2009. Which function describes the species–area relationship best? A review and empirical evaluation. *Journal of Biogeography* 36: 728–744.

Dengler J., Boch S. 2008. Sampling-Design Effects on Properties of Species-Area Relationships – A Case Study from Estonian Dry Grassland Communities. *Folia Geobot* 43:289–304.

Dudley N., Stolton S. 1994. Air pollution and biodiversity: a review. 44 p.

- Forsius M., Kleemola S., Vuorenmaa J., Syri S. 2001. Fluxes and trends of nitrogen and sulphur compounds at integrated monitoring sites in Europe. *Water, Air and Soil Pollution* 130: 1641-1648.
- Frohn L. M., Geels C., Madsen P. V., Hertel O. 2008. Kvælstofbelastning af naturområder i Østjylland. Opgørelse for udvalgte Natura 2000 områder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 49s.- Faglig rapport fra DMU nr. <http://www.dmu.dk/Pub/673.pdf>.
- Guisan A., Thuiller W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993–1009.
- He F., Legendre P. 2002. Species diversity patterns derived from species-area models. *Ecology*, 83(5): 1185–1198.
- Hellsten S., van Loon M., Tarrason L., Vestreng V., Torseth K., Kindbom K., Aas W. 2007. Base cations deposition in Europe. Rapport 1722. Swedish Environmental Research Institute.
- Henry P. A., Stevens C. J., Smart S. M., Maskell L. C., Walker K. J., Preston C. D., Crowe A., Rowe E. C., Gowing D. J., Emmett B. A. 2011. Impacts of nitrogen deposition on vascular plants in Britain: an analysis of two national observation networks. *Biogeosciences* 8: 3501–3518.
- Herzog F., Lausch A. 2001. Supplementing land-use statistics with landscape metrics: some methodological considerations. *Environmental Monitoring and Assessment* 72: 37–50.
- Hiederer R. 2009. Distribution of Organic Carbon in Soil Profile Data. EUR 23980 EN. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. 126pp.
- Hufkens K., Thoonen G., Vanden Borre J., Scheunders P., Ceulemans R. 2010. Habitat reporting of a heathland site: Classification probabilities as additional information, a case study. *Ecological Informatics* 5: 248–255.
- Keeley J. E. 2003. Relating species abundance distributions to species-area curves in two Mediterranean-type shrublands. *Diversity and Distributions* 9: 253–259.
- Landbrugsministeriet. 1976. Den danske jordklassificering – teknisk redegørelse. 88 s.
- Li H., Reynolds J. F. 1994. A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology* 75(8): 2446-2455.
- Lomolino M. V. 2000. Ecology's most general, yet protean pattern: the species-area relationship. *Journal of Biogeography* 27(1) 17-26.
- Loreau M., Naeem S., Inchausti P., Bengtsson J., Grime J. P., Hector A., Hooper D. U., Huston M. A., Raffaelli D., Schmid B., Tilman D., Wardle D. A. 2001. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science* 294: 804-808.

Moss D., Davies C. E. 2002 Cross-references between the EUNIS habitat classification, lists of habitats included in legislation, and other European habitat classifications. NERC/Centre for Ecology & Hydrology, 176pp. (CEH Project Number: C00389).

Ovaskainen O., Hanski I. 2003. The species–area relationship derived from species-specific incidence functions. *Ecology Letters* 6: 903–909.

Palmer M. W., White P. S. 1994. Scale dependence and the species-area relationship. *The American Naturalist* 144(5): 717-740.

Pitcairne C. E. R., Fowler D., Leith I. D., Sheppard L. J., Sutton M. A. 2003. Bioindicators of enhanced nitrogen deposition. *Environmental Pollution* 126:353–361.

Posch M., Hettelingh J. P., Slootweg J. (red.). Manual for Dynamic Modelling of Soil Response to Atmospheric Deposition. Report 259101012/2003. Working Group on Effects of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.

Rowe E. C., Jones M. L. M., Henrys P. A., Smart S. M., Tipping E., Mills R. T. E., Evans, C. D. 2011. Predicting effects of N pollutant load on plant species based on dynamic soil eutrophication indicator. CCW Science Report No: 977, 39pp, Countryside Council for Wales, Bangor, Wales.

Rowe E. C., Evans C. D., Emmett B. A., Reynolds B., Helliwell R. C., Coull M. C., Curtis C. J. 2006. Vegetation type affects the relationship between soil carbon to nitrogen ratio and nitrogen leaching. *Water, Air, and Soil Pollution* 177: 335–347.

Scheiner S. M. 2003. Six types of species-area curves. *Global Ecology & Biogeography* 12: 441–447.

Scherber, C. et al., 2010, Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment, *Nature*, 468, 554-556, doi:10.1038/nature09492

Strandberg, M. T., Damgaard, C., Degn, H.J., Bak, J.L., Nielsen, K.E., 2012. Evidence for acidification-driven ecosystem collapse of Danish wet heathland. *Ambio*, Vol. 41, No. 4, 2012, p. 393-401.

Teknologirådet. 2007. Biodiversitet 2010 - hvordan når vi målene? Teknologirådets rapporter 2007/3.

Tomasovych A., Kidwell S. M. 2010. Predicting the effects of increasing temporal scale on species composition, diversity, and rank-abundance distributions. *Paleobiology* 36(4): 672–695.

UKREATE. 2007. Terrestrial Umbrella: Effects of Eutrophication and Acidification on Terrestrial Ecosystems.

Wamelink, G.W.W., Mol-Dijkstra, J.P., van Dobben, H.F. Kros, J. & Berendse, F., 2001. Validatie van de modellen SMART2, SUMO 1, NUCOM en MOVE op site-, regionaal en nationaal niveau. Alterra Report 065. Wageningen

Williamson M., Gaston K. J., Lonsdale W. M. 2001. The species-area relationship does not have an asymptote! *Journal of Biogeography* 28: 827-830.

de Vries, W., Kros H, Reinds G. J., Wamelink W., Mol J., van Dobben H., Bobbink R., Emmett B., Smart A., Evans C., Schlutow A., Kraft P., Belyazid S., Sverdrup H., van Hinsberg A., Posch M., Hettelingh J. P. 2007. Developments in deriving critical limits and modeling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe. Alterra, Alterra-rapport 1382, 206 pp.



## TÅLEGRÆNSER FOR DANSK NATUR

Opdateret landsdækkende kortlægning af tålegrænser for dansk natur og overskridelser heraf

Der er foretaget et udviklingsarbejde mhp. at beregne tålegrænser for dansk natur baseret på kriterier relateret til tab af biodiversitet. De udviklede metoder er brugt til at foretage en opdateret landsdækkende kortlægning af tålegrænser for dansk natur og overskridelser heraf, specielt for Natura 2000 områderne. Beregningerne viser, at luftforurening specielt med kvælstof har været en væsentlig påvirkningsfaktor for tab af biodiversitet og fortsat udgør en væsentlig trussel på en stor del af naturarealet. De beregnede tålegrænser er på niveau med eller lavere end den lave ende af tidligere anvendte tålegrænseintervaller.

ISBN: 978-87-7156\_023\_7

ISSN: 2244-9981