



MULIG METODE TIL BEREGNING AF AREALSPECIFIKKE TÅLEGRÆNSER FOR KATEGORI 3 NATUR

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 290

2018



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

MULIG METODE TIL BEREGNING AF AREALSPECIFIKKE TÅLEGRÆNSER FOR KATEGORI 3 NATUR

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 290

2018

Jesper Bak
Christian Frølund Damgaard

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. 290

Titel: Mulig metode til beregning af arealspecifikke tålegrænser for kategori 3 natur

Forfattere: Jesper Bak & Christian Frølund Damgaard

Institution: Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

Udgiver: Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©

URL: <http://dce.au.dk>

Udgivelsesår: September 2018

Redaktion afsluttet: September 2018

Faglig kommentering: Morten Strandberg

Kvalitetssikring, DCE: Jesper Fredshavn

Finansiel støtte: Miljøstyrelsen

Bedes citeret: Bak, J. & Damgaard, C.F. 2018. Mulig metode til beregning af arealspecifikke tålegrænser for kategori 3 natur. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 58 s. - Videnskabelig rapport nr. 290
<http://dce2.au.dk/pub/SR290.pdf>

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sammenfatning: Rapporten beskriver, hvordan en mulig ny metode til beregning af arealspecifikke tålegrænser for kategori 3 natur kan udvikles. Metoden baseres på anvendelse af koblede jordbundskemi- og planteforekomst modeller og følger anbefalinger fra det nyeste arbejde med tålegrænser baseret på målsætninger for artsforekomst / biodiversitet i regi af UNECE.

Emneord: tålegrænser, naturtilstand, § 3 natur, biodiversitet

Layout: Grafisk Værksted, AU Silkeborg

Foto forside: Peter B. Sørensen

ISBN: 978-87-7156-357-3

ISSN (elektronisk): 2244-9981

Sideantal: 58

Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som
<http://dce2.au.dk/pub/SR290.pdf>

Indhold

Forord	5
1. Indledning	6
1.1 Arter der ønskes beskyttet ved fastsættelse af tålegrænse	8
1.2 Rapportens opbygning	9
2. Introduktion til tålegrænser	10
2.1 Metoder til beregning og bestemmelse af tålegrænser	12
2.2 Empirisk baserede tålegrænser	13
2.3 Modelberegneede tålegrænser	15
3. Datagrundlag for kategori 3 natur	20
3.1 Afgrænsning, udbredelse	20
3.2 Naturdata	21
3.3 Andre datakilder	23
3.4 Estimering af jordbundsvariable ved hjælp af artslistes	26
3.5 Estimering af forekomsten af typiske/kvælstof følsomme arter på området ved hjælp af artslistes i 5 m cirkel	29
3.6 Kvælstofstatus for kategori 3 natur	31
4. Modelberegneede tålegrænser	34
4.1 Model, metode	34
4.2 Indikatorer, kriterier	36
4.3 Beregninger	38
5. Diskussion	41
5.1 Omfattet natur og datagrundlag	41
5.2 Begrænsninger for brug af beregneede tålegrænser	41
5.3 Størrelse og variation af beregneede tålegrænser	42
5.4 Udvikling i baggrundsdeposition	42
5.5 Biodiversitetseffekter	43
5.6 Behov for justering af Teknisk anvisning	43
5.7 Muligt beslutningsstøttesystem	44
6. Konklusioner	45
7. Referencer	46
Bilag 1. § 3 naturtyper	48
Bilag 2. Naturtypekarakteristiske strukturer	50
Bilag 3. Forslag til Teknisk anvisning for Jordprøver fra dokumentationssfelt	51
Bilag 4. Artslistes	52

[Tom side]

Forord

Styrelsen for Vand og Naturforvaltning (nu Miljøstyrelsen) har med kontrakt af 24. oktober 2016 indgået aftale med Aarhus Universitet, DCE, om at udvikle og beskrive et forslag til metode til beregning af arealspecifikke tålegrænser. Metoden skal kunne udgøre et fagligt grundlag for på ensartet vis at kunne fastsætte arealspecifikke tålegrænser på baggrund af indsamlede data fra besigtigelser af § 3-arealer, herunder tilstedeværelsen af kvælstoffølsomme arter og øvrige data indsamlet til vurdering af arealets naturtilstand iht. den tekniske anvisning til besigtigelse af naturarealer omfattet af naturbeskyttelseslovens § 3 (Fredshavn m.fl. 2010). Som en del af opgaven er det blevet vurderet, om der er retningslinjer i den tekniske anvisning som særligt bør følges, eller muligheder i naturtilstandssystemet og tilhørende indtastningsflade, som særligt bør anvendes, for at besigtigelser og naturtilstandsvurderinger kan give det bedste datagrundlag for beregning af tålegrænser.

Det er ønsket, at arbejdet fokuserer på § 3-naturtyperne hede, overdrev og mose (de nuværende kategori 3-naturtyper fraregnet skov), og at der tages udgangspunkt i en målsætning om opretholdelse af den aktuelle naturtilstand baseret på et givent referenceår.

Der er ønsket en belysning af robustheden af de beregnede værdier ved anvendelse af det tilgængelige datagrundlag (primært Naturdatabasen) og en vurdering af, hvor stor en del af arealerne, der vil kunne beregnes tålegrænser for, og betydningen af mangler i datagrundlaget, fx jordbundsdata.

Der er ønsket en belysning af, hvordan de beregnede tålegrænser forventes at ville fordele sig ift. de brede empirisk baserede tålegrænseintervaller for naturtyper, dvs. om der kan forventes en tendens til, at intervallerne vil ligge i den høje eller lave ende af det brede interval, samt en belysning af robustheden af de beregnede tålegrænser ift. de empirisk baserede tålegrænseintervaller.

Endelig er der ønsket en vurdering af konsekvenser for biodiversiteten, hvis en fremtidig regulering af ammoniak baseres på beregnede tålegrænser.

Det er derudover aftalt, at den udarbejdede rapport vil indeholde en kort introduktion til tålegrænsebegrebet, "state-of-the-art" inden for fastsættelse og beregning af tålegrænser og UNECE's anbefalinger for beregning- og anvendelse af tålegrænser, herunder de empirisk baserede tålegrænser.¹

¹Historisk er de første væsentlige internationale aftaler om begrænsning af grænseoverskridende luftforurening i Europa indgået i regi af FN's Økonomiske Kommission for Europa (UNECE) for at dække både Vest- og Østeuropa. Det væsentligste videnskabelige arbejde vedr. luftforurening og international overvågning af effekter forgår også i dag i regi af UNECE.

1. Indledning

Den nuværende regulering af ammoniak fra husdyrbrug blev gennemført som en del af 'Grøn Vækst' planen i 2009, hvor det var en væsentlig målsætning, at sagsbehandlingen skulle forenkles og harmoniseres. Et vigtigt element i reguleringen af ammoniakudslippene blev de såkaldte beskyttelsesniveauer for ammoniak fastsat i Husdyrgodkendelsesbekendtgørelsen, der senest er opdateret i 2017 (BEK nr. 1380 af 30/11/2017). Beskyttelsesniveauerne er differentieret ift. forskellige kategorier af natur, hvor kategori 1 natur omfatter udvalgte naturtyper indenfor Natura 2000 områderne, kategori 2 omfatter større hede- og overdrevsarealer samt højmoser og lobeliesøer udenfor Natura 2000 og kategori 3 omfatter udvalgte § 3 naturtyper (moser, heder og overdrev) som ikke er omfattet af kategori 2 og i øvrigt ligger udenfor Natura 2000. Hovedprincippet er, at en ansøgning, der ikke overskrider de fastsatte beskyttelsesniveauer for kategori 1 og 2 natur (totaldepositionskrav) kan godkendes uden yderligere vurdering. For kategori 3 natur gælder, at den maksimale merbelastning ikke kan fastsættes lavere end 1 kg N ha^{-1} . Er påvirkningen (merbelastningen) fra det ansøgte husdyrprojekt større end $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ skal der foretages en *konkret vurdering* af områdets sårbarhed i forhold til ammoniak. På baggrund heraf kan der stilles vilkår til den tilladelige merdeposition. Den konkrete vurdering skal efter bekendtgørelsen indeholde en vurdering af, om der er tale om særlige regionale eller lokale naturinteresser, baseret på følgende fire kriterier:

1. det aktuelle naturområdes status i kommuneplanen, herunder særligt om det aktuelle ammoniakfølsomme naturområde er omfattet af kommuneplanens udpegning af særlige værdifulde naturområder, rekreative områder og/eller værdifulde kulturmiljø samt kommuneplanens retningslinjer for varetagelsen af naturbeskyttelsesinteresserne, de rekreative interesser og de kulturhistoriske interesser,
2. om det aktuelle område er omfattet af fredning, handleplan for naturpleje eller anden planlagt naturindsats,
3. det aktuelle naturområdes naturkvalitet og
4. kvælstofbidrag til området fra andre kilder (fx markbidrag), herunder for så vidt angår skove om de gødskes.

Som en del af vurderingen indgår normalt også en vurdering af arealets tålegrænse. Tålegrænsevurderingen er der imidlertid ikke fastlagt særskilte kriterier for. Udgangspunktet er således en kvalitativ vurdering af tålegrænsen baseret på arealets naturkvalitet.

Hovedformålet med dette projekt er at belyse mulighederne for metodisk, og på baggrund af foreliggende datagrundlag, at kunne foretage beregning af arealets tålegrænse, som kan indgå i kommunens konkrete vurdering vedrørende den tilladelige merdeposition.

Det forventes, at empirisk baserede tålegrænser udviklet af UNECE (se kapitel 2) har været anvendt som grundlag for vurdering af arealets ammoniakfølsomhed i den hidtidige sagsbehandling ifm. kategori 3-natur, og at det på grundlag af naturtypens tålegrænse sammenholdt med den totale kvælstofdeposition er vurderet, om der kan tillades en merdeposition over $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, og hvilken merdeposition der i givet fald kan tillades.

De empiriske tålegrænser har den ulempe i konkret sagsbehandling, at der for hver naturtype er givet et forholdsvis bredt interval, der til dels overlapper med det nuværende interval af baggrundsbelastning. En stor del af naturarealerne har empirisk baserede tålegrænser på 10-20 kg N ha⁻¹ år⁻¹, medens baggrundsdepositionen varierer mellem ca. 8 – 22 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Bak, 2013) og kan være væsentligt højere i områder med større lokale kilder. Uden anvendelse af et datagrundlag til beregning af en tålegrænse for det konkrete areal, vil der være en udfordring forbundet med at bestemme, hvilken del af intervallet, der skal anvendes. En konceptuel metode til skønsmæssigt at placere tålegrænsen for § 3 arealer indenfor det empiriske interval - bl.a. med inddragelse af tilstand, målsætning og andre påvirkninger på området – er tidligere udarbejdet (Bak, 2003), men sådanne skønsmæssige vurderinger vil være usikre. (Bak, 2013).

Der er udviklet og anvendt et tilstandsvurderingssystem for § 3 natur bestående af et arts- og strukturindeks (Fredshavn & Ejrnæs 2009). Der er tidligere foretaget en vurdering af, om disse indeks kan anvendes som grundlag for vurdering af kvælstoffølsomhed (Nygård m.fl., 2015). Konklusionen var her, at for strukturindeksets vedkommende blev der ikke fundet fagligt belæg for, at det kan anvendes som grundlag for vurdering af et naturareals følsomhed for næringsbelastning. For artsindeksets vedkommende blev der fundet en klar korrelation mellem artsindeks og antallet af følsomme arter (stjernearter) og meget følsomme arter (tostjernearter). De følsomme og meget følsomme arter er udvalgt ud fra ekspertvurderet følsomhed for én eller flere af et bredt spektrum af påvirkninger, der bl.a. kan omfatte kvælstoffølsomhed. Konklusionen var derfor, at anvendelse af artsindeks som indikator for næringsbelastning ville kræve nærmere analyser. En sådan analyse er i denne rapport foretaget ved at undersøge kvælstoffølsomhed for de følsomme arter.

Der er de seneste år i regi af UNECE udviklet metoder til fastsættelse af tålegrænser pba af (differentierede) biodiversitetsrelaterede målsætninger. Den aktuelt anbefalede metode består af et koblet modelsystem for jordbundskemi og planteforekomst (VSD-PROPS), der tillader at beregne forekomstsandsynligheden for et stort antal plantearter ved den jordkemi, der vil indstille sig ved belastning på et givent niveau. Modelsystemet er testet ved tre europæiske 'call for data' de seneste år, og forventes fremover at blive brugt ved udvikling af nye internationale aftaler om luftforurening (Luftkonventionen og EU's NEC direktiv). Planteforekomstmodellen er baseret på over en million (primært nord-vest-) europæiske datapunkter, herunder de danske NO-VANA data. Modelsystemet anvendes sammen med en indikator for egnethed af en lokalitet som levested for et udvalgt sæt af (habitattypiske) arter (Habitat Suitability Index, HSI). Indikatoren kan anvendes sammen med et kriterie for maksimal fald i HSI ift. et maksimum for lokaliteten eller ift. en given reference. Anvendelse af HSI indexet kræver, at der kan identificeres et sæt af typiske / karakteristiske arter for naturområdet / naturtypen. Alternativt kan similaritetsindeks (fx Bray-Curtis) anvendes.

Metoden vil kunne anvendes til beregning af differentierede tålegrænser (for kategori 3) natur, hvor der tages udgangspunkt i en målsætning om opretholdelse af den aktuelle naturtilstand for et givent referenceår. Der ligger dog flere væsentlige udfordringer heri. Det tilgængelige datagrundlag er typisk en systematisk indsamlet artsliste fra en dokumentationscirkel eller en usystematisk indsamlet artsliste fra besigtigelsen af hele arealet. En del af de observerede arter vil ikke være 'typiske' arter for naturtypen, men arter der findes på lokaliteten som følge af fx tidligere kvælstofpåvirkning. Disse arter bør

ikke indgå i beregning af HSI, idet et (yderligere) skift fra 'typiske' arter til disse arter i givet fald ikke vil blive registreret, idet indekset ikke er følsomt for forskydninger indenfor den artsgruppe, beregningen foretages for. Hvis datagrundlaget for (et større) § 3 område er en enkelt planteliste fra en 5 – m cirkel, vil området med stor sandsynlighed indeholde flere arter end observeret, også selvom cirklen er udlagt 'det bedste sted' på lokaliteten. Sandsynligheden for forekomst af yderligere (typiske) arter forventes at ville kunne beregnes ud fra de observerede arter og andre tilgængelige oplysninger, herunder områdets størrelse.

Hvilke arter (observerede eller med stor sandsynlighed forekommende), der skal indgå i en fastsættelse af tålegrænse kan indledningsvis diskuteres med udgangspunkt i Naturbeskyttelsesloven og inddragelse af andre hensyn til artsbevarelse, hvor § 3 arealerne forventes at bidrage.

1.1 Arter der ønskes beskyttet ved fastsættelse af tålegrænse

Naturbeskyttelsesloven har til formål (§ 1) at medvirke til at værne landets natur og miljø, så samfundsudviklingen kan ske på et bæredygtigt grundlag i respekt for menneskets livsvilkår og for bevarelsen af dyre- og plantelivet, samt (stk 2, 1) at beskytte naturen med dens bestand af vilde dyr og planter samt deres levesteder og de landskabelige, kulturhistoriske, naturvidenskabelige og undervisningsmæssige værdier.

Beskyttelsen sker bl.a. gennem beskyttelse af en række bestemte (§ 3) naturtyper hvor tilstandsændringer er forbudt, medmindre der gives dispensation. Reglerne griber ikke ind i den hidtidige anvendelse af området. Som følge heraf og som følge af naturens dynamik kan et område vokse ud og ind af beskyttelse. En påvirkning udover hidtidig anvendelse, der får et naturområde til at vokse ud af beskyttelse eller skifte naturtype må imidlertid siges at have medført en tilstandsændring.

Naturbeskyttelsesloven og de internationale aftaler om naturbeskyttelse, Biodiversitetskonventionen, og Habitatdirektivet er alle fra 1992 og i nogen udstrækning båret af den samme bekymring for tab af arter og biologisk mangfoldighed, og en opfattelse af at bevarelsen af, at arter og naturværdier har en værdi i sig selv. Diversiteten af naturtyper og arter udgør imidlertid også en væsentlig del af grundlaget for oplevelsesrigdommen af naturområderne, og danner grundlag for økosystemtjenester mv., som fx beskrevet som grundlag for 'Naturplan Danmark'.²

Både den nationale regulering og de internationale aftaler har som udgangspunkt en beskyttelse af naturområderne og diversiteten i naturtyper, 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 national regulering, idet en art eller en naturtype kan være almindelig i et land eller område, men under pres på europæisk plan eller 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 under pres i deres naturlige udbredelsesområde og / eller har et begrænset

² [naturstyrelsen.dk / media / nst / 12478455 / naturplan-danmark.pdf](http://naturstyrelsen.dk/media/nst/12478455/naturplan-danmark.pdf)

udbredelsesområde. En betydende del af de i Habitatdirektivet beskyttede naturtyper findes i Danmark udenfor Natura 2000 områderne, en væsentlig del på § 3 områder. Tilstand og udvikling af disse områder har derfor betydning for mulighederne for at opnå eller opretholde gunstig bevaringsstatus og dermed opfylde direktivforpligtelserne – og bidrage til den internationale beskyttelse af biologisk mangfoldighed.

Det danske naturareal udgør en lille del af det samlede landareal, og en stor mængde af planter og dyr vil dermed også have levested udenfor naturområderne. En stor del af de *vilde* planter og dyr vil imidlertid primært have levested på naturområderne, og en beskyttelse af disse arter vil forandre, at tilstanden af naturområderne ikke ændres, så disse arter fortrænges af arter, der også / primært har levested på kulturområder. § 3 naturen bidrager væsentligt til artsbevarelsen i Danmark. Der er observeret 1660 plantearter i NOVANA overvågningen for Natura 2000 områder, medens der er observeret 2200 forskellige plantearter ved § 3 besigtigelser³.

Med udgangspunkt i disse hensyn til artsbevarelse er der i projektet foretaget en udvælgelse af et (brutto-) sæt af typiske (plante-) arter for § 3 naturtyperne, hvor en væsentlig påvirkning af disse arters forekomst på en lokalitet (hvor de forekommer - observeret eller med stor sandsynlighed), kan betegne en tilstandsændring. Afgrænsningen er baseret på i) en vurdering af, om arterne kan forventes at have en væsentlig forekomst udenfor naturområderne / kan forventes at være kvælstoffølsomme baseret på optima for kvælstof og surhed, ii) arternes indikatorværdi for de enkelte naturtyper (hyppighed, specificitet), iii) betydning for artsbevarelse / biodiversitet, baseret på om arterne er rødlistede, habitattypiske arter iflg. Habitatdirektivets Annex 1, danske indikatorarter, * eller ** arter.

1.2 Rapportens opbygning

Rapporten er opbygget, så der først gives en kort introduktion til tålegrænsbegrebet og dets anvendelse i miljøregulering, samt de aktuelle internationale anbefalinger fra UNECE. Dernæst gives en gennemgang og opsummering af det eksisterende datagrundlag for § 3 natur med fokus på de omhandlede typer af kategori 3 natur (se ovenfor). Områdernes aktuelle tilstand mht. kvælstofstatus og – påvirkning belyses ud fra eksisterende data. Udviklingen af et muligt modelsystem til beregning af arealspecifikke tålegrænser beskrives, og konsekvenser og udfordringer ved brug af systemet belyses ud fra konkrete regneeksempler. Endelig er der foretaget en mere kvalitativ diskussion af konsekvenser for biodiversiteten i forskellig rumlig skala, hvis der (med baggrund i sådanne beregninger) tillades en øget lokal ammoniakbelastning af naturområder, og mulige og ønskværdige ændringer af de tekniske anvisninger og den fremadrettede indsamling af data.

³ Artsregistreringen i NOVANA omfatter udelukkende tilfældigt udvalgte 5-m cirkler, medens § 3 besigtigelserne omfatter 5-m cirkler udlagt artsrige steder og supplerende artslistes. Der er dog en vis usikkerhed i opgørelsen af artsantallet fra §3-artsbestemmelserne idet en del arter kun er bestemt til slægts- eller familie, og der således kan være elementer af 'dobbelttælling'.

2. Introduktion til tålegrænser

Der er i den sidste rapport vedr. tålegrænser for dansk natur (Bak, 2013) givet en introduktion til tålegrænser og deres anvendelse i miljøregulering. Fremstillingen her er et resume og en opdatering vedr. anvendelse af beregnede 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 har traditionelt været fastsat ud fra et forsigtighedsprincip, hvor den laveste værdi baseret på tilgængelige beregningsmetoder, indikatorer og kriterier har været anvendt. Hvis dette ikke er tilfældet, er det god praksis at præcisere, hvilken beregningsmetode og -målsætning, tålegrænsen baseres på (fx modelberegnet tålegrænse baseret på ingen tab af biodiversitet ift. referencår y). Tålegrænser vedrører den langsigtede bæredygtighed og de forventede langsigtede effekter af en given påvirkning. I praksis anvendes oftest et tidsperspektiv på 100 år for beregnede tålegrænser. Det vil sige, at der inden for et 100 årigt tidsperspektiv ikke forventes at være skadelige effekter som følge af et kvælstofdepositionsniveau under den beregnede tålegrænse. Tidsperspektivet for de empirisk baserede tålegrænser er 30 år pga. mangel på empiriske data, der dækker en længere periode. Belastningsmålsætninger for en kortere tidshorisont kan fastsættes på samme måde, og har tidligere været anvendt i UNECE regi, men er ikke en del af de aktuelle anbefalinger fra UNECE.

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. Fastsettelsen af grænserne er imidlertid baseret på *naturvidenskabelige metoder*. Det følger af definitionen, at der ikke kan findes et videnskabeligt belæg for, at effekten af en (lille, mer-) overskridelse af en tålegrænse er 0. Hvis der er videnskabeligt belæg for, at effekten af en overskridelse er 0, er tålegrænsen sat for lavt. Der er imidlertid et spillerum for forskellige målsætninger, inddragelse af usikkerheder i beregningen af overskridelse (med og uden anvendelse af forsigtighedsprincippet), og politisk / juridisk / administrativ vurdering af *væsentligheden* af en mulig effekt (Bak, 2013). Der er også en grænse for spillerummet. Begrebet giver ikke mening på områder, hvor der fx ikke er en målsætning om, at (hoved)naturtypen, herunder dominerende arter, skal kunne fastholdes.

Tålegrænser har været centrale i udarbejdelsen af effektbaserede politikker på luftforureningsområdet i Europa, og anvendelsen af tålegrænser baseres der-

for 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 ammoniakhandlingsplaner, bufferzoneregulering, Wilhelm udvalgets arbejde og ved husdyrgodkendelser, specielt ift. VVM screeninger og – godkendelser (Bak, 2003).

Ud over tålegrænser (eng. 'critical loads') kan der fastsættes grænser for acceptable luftkoncentrationer ('critical levels'). Pga. af mangler i datagrundlaget har disse traditionelt været mindre restriktive end tålegrænser for jordmedierede effekter, men ved den seneste revision i 2011⁴ er værdierne sænket, så de i en del tilfælde vil være grænsesættende.

Den grundlæggende ide bag tålegrænser er at balancere effekten af depositioner 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 immobilisering⁵ og nettoeffekten af eventuel drift og naturpleje. Selv følsomme naturtyper kan tåle en vis kvælstofbelastning svarende til det naturlige niveau for tab af kvælstof. Tabsprocesserne 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 afhængig af specifikke egenskaber ved selve økosystemet, men kan differentieres ud fra hvilke (udvalgte, følsomme) elementer af natur og miljø, der ønskes / har krav på beskyttelse ud fra en politisk / administrativ / juridisk vurdering.

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, som beskrevet, 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 jordkemien. 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. De forventede tidsforsinkelser kan være meget lange. Specielt kan der gå lang tid efter en påvirkning har ændret forholdene,

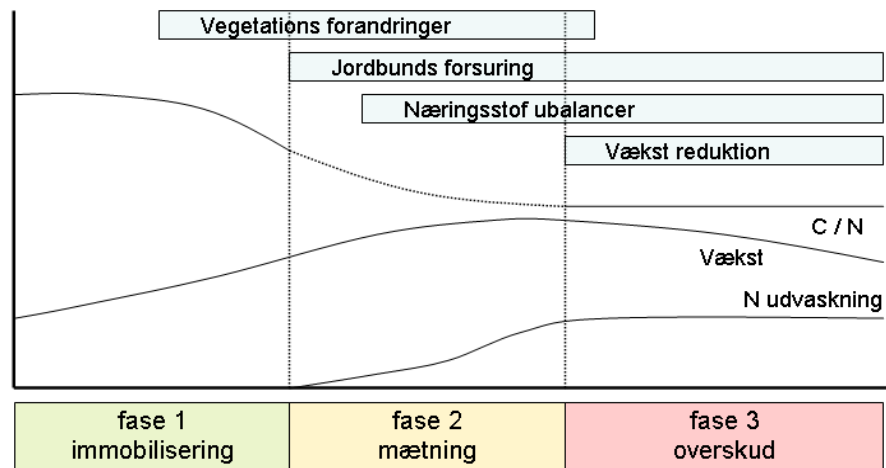
⁴ http://icpmapping.org/Latest_update_Mapping_Manual

⁵ Indbygning i svært-omsættelige puljer, fx humus

så de er uegnede for en art, til arten helt forsvinder fra område. Dette begreb kaldes i nyere økologisk forskning 'extinction debt' (Ehlers mfl., 2016).

Figur 1 illustrerer et muligt tidsforløb (konceptuel hypotese) af effekter, hvor et naturområde udsættes for en forøget kvælstofbelastning, der overskrider de naturlige tabsprocesser. Belastningen antages her ved figurens nulpunkt at være forøget fra et niveau under - til et (konstant) niveau over de naturlige tabsprocesser. 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 - forholdet⁶. Der kan optræde vegetationsforandringer, dels fordi nogle arter er følsomme for direkte effekter af kvælstof, dels som følge af påvirkning af plantekonkurrencen, og dels som følge af at 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.

Figur 1. Muligt tidsforløb af effekter, hvor et naturområde udsættes for en forøget kvælstofbelastning, der overskrider de naturlige tabsprocesser (modificeret efter Gundersen, 1999).



2.1 Metoder til beregning og bestemmelse af tålegrænser

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 forsuring. Disse metoder er de senere år suppleret med såkaldte empirisk baserede tålegrænser, hvor effekter på økosystemerne iagttages i form af overvågning, der dækker gradienter i deposition, (kortids) eksperimenter og, i nogle tilfælde, anvendelse af velvaliderede plantekonkurrencemodeller. 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 (se nedenfor).

⁶ Forholdet mellem kulstof og kvælstof i jorden varierer mellem forskellige naturtyper. Et fald i C/N forhold som følge af kvælstofbelastning er en vigtig indikator på eutrofieringsstatus og en disponerende faktor for ændringer i artssammensætning og vegetationsstruktur.

2.2 Empirisk baserede tålegrænser

De empirisk baserede tålegrænser er, som grundlag for internationale aftaler om luftforurening, primært brugt til at underbygge robustheden af vurderinger baseret på modelberegnete tålegrænser. Modelberegnete- og empirisk baserede tålegrænser er fx anvendt kombineret i en samlet risikovurdering, hvor risikoen for effekter anses for mere sikker, hvis både den empirisk baserede og modelberegnete tålegrænse overskrides⁷. Empirisk baserede tålegrænser kan dog også anvendes alene, hvor det pga. mangler i datagrundlag eller ekspertise er eneste mulighed. Dette er fx basis for en 'reporting guideline' udarbejdet af UNECE / CCE til brug ved rapportering af kvælstofeffekter ved den seneste 'Artikel 17' rapportering under Habitatdirektivet⁸.

Som beskrevet er tålegrænsen en egenskab, der afhænger af de konkrete forhold på en lokalitet og således i princippet kun kan bestemmes ved inddragelse af lokale data. Hvor dette datagrundlag (eller den nødvendige ekspertise) ikke eksisterer, kan de såkaldt empirisk baserede tålegrænser anvendes som grundlag for en vurdering. Der er i regi af UNECE, Luftkonventionen, udarbejdet et sæt af internationalt anerkendte, empirisk baserede tålegrænser for eutrofiering af de terrestriske naturtyper inklusiv skov, samt af søer (Bobbink mfl. 2010).

Empirisk baserede tålegrænser er baseret på publicerede studier med observerede effekter af kvælstofbelastning, enten fra tilførsel eksperimenter, observeret over en gradient (i rum eller tid) i belastning, eller baseret på velvaliderede plantekonkurrencemodeller. Resultaterne aggregeres som intervaller for EUNIS⁹ naturtyper, hvor intervallerne dækker variationen i følsomhed baseret på de tilgængelige studier og / eller ekspertvurdering. De anbefalede værdier opdateres løbende i takt med, at der kommer ny viden fra nye publicerede studier. Proceduren ved opdatering af værdierne i den såkaldte 'kortlægningsmanual' (Werner og Spranger (red), 2006)¹⁰ er normalt, at der udarbejdes en baggrundsrapport, der diskuteres på en åben videnskabelig workshop, hvorefter UNECE's effektgruppe beslutter, om anbefalingerne skal indarbejdes i kortlægningsmanualen. De seneste større tålegrænseopdateringer har været i 2005 og 2011 (seneste baggrundsrapport: Bobbink mfl., 2010). En ny opdatering forventes omkring 2021. 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 og § 3-naturtyper. Tabel 1 viser de anbefalede værdier fra 2005 samt de nye anbefalede værdier og den EUNIS klasse, anbefalingen er baseret på.

⁷ <http://www.rivm.nl/media/documenten/cce/Publications/SR2015/SR2015.pdf>

⁸ http://www.jncc.defra.gov.uk/pdf/ap_NassessmentarticleforNFCs210611.pdf

⁹ EU's system til naturtypeklassificering, der anvendes af UNECE og de fleste europæiske lande. En tidlig udgave af systemet dannede udgangspunkt for beskrivelsen af Annex 1 naturtyperne i habitatdirektivet.

¹⁰ https://icpmapping.org/Latest_update_Mapping_Manual

Tabel 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 Havvand og tidevandsafhængige naturtyper			
12 Havklinter og stenede strande			
1210 Enårig vegetation på stenede strandvolde			
1220 Flerårig vegetation på stenede strande			
1230 Klinter eller klipper ved kysten	15-25		
13 Atlantiske og kontinentale strandenge og marskområder			
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 Kystklitter langs Atlanterhavs-, Nordsø- og Østersøkysterne			
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 Indlandsklitter, som er gamle og kalkfattige			
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 Søer og vandhuller	10-25		
3130 Ret næringsfattige søer og vandhuller med små amfibiske planter ved bredden	5-10		
3160 Brunvandede søer og vandhuller	5-10		
40 Tempererede heder og krat			
4010 Våde dværgbusksamfund med klokkelyng	10-25	10-20	F4.1
4030 Tørre dværgbusksamfund (heder)	10-20		
6 Naturlig og delvis naturlig græsvegetation			
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 Høj- og lavmoser			
71 Sure moser med tørvemoser			
7110 * Aktive højmoser	5-10		
7120 Nedbrudte højmoser med mulighed for naturlig gendannelse	5-10		
7140 Hængesæk og andre kærsamfund dannet flydende i vand	10-15		
7150 Plantesamfund med næbfrø, soldug eller ulvefod på vådt sand eller blottet tørv	10-15		
72 Kalkrige lavmoser			
7210 * Kalkrige moser og sumpe med hvas avneknippe	15-25		
7220 * Kilder og væld med kalkholdigt (hårdt) vand	15-25		
7230 Riggær	15-25	15-30	D4.1

91 Skove i det tempererede Europa				
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		

Empirisk baserede tålegrænser vil, pga. en kortere tidshorisont (normalt sat til 30 år) 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 inden for 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. Mængden af empiriske data rækker desuden ikke til differentiering af tålegrænser mhp. beskyttelse af enkeltarter. Der ligger således en udfordring i at bestemme, hvilken del af intervallet, der skal anvendes i et konkret tilfælde. Der er derfor også forskelle i tilgang mellem forskellige lande, der har anvendt disse værdier til nationale formål¹¹. Den tidligere anvendte VVM manual (Bak, 2003) anviste en metode til at skønsmæssigt at placere tålegrænsen for et § 3 areal inden for det empiriske interval bl.a. med inddragelse af tilstand, målsætning og andre påvirkninger på området. Sådanne skønsmæssige vurderinger vil imidlertid være meget usikre. Hvor der er et hensyn til følsomme arter, fx typiske arter på Natura 2000 områderne kan det være nødvendigt at anvende tålegrænsen for mere følsomme naturtyper, hvor arterne også er typiske, eller at anvende andre metoder til fastsættelse af tålegrænsen (se nedenfor).

2.3 Modelberegne tålegrænser

Der er tidligere foretaget scenario- og tålegrænseberegninger for dansk (Natura 2000) natur med et modelsystem baseret på koblede jordkemi- og planteforekomstmodeller (Bak, 2013). Udviklingen heraf rækker tilbage til 2004, hvor EUDANA modelsystemet blev udviklet pba. tilsvarende hollandske og britiske modeller (SMART / VSD-MOVE) (Bak og Ejrnæs, 2004). Disse modelsystemer udgøres af en kobling mellem en dynamisk jordbundskemisk model (fx 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 fandtes et tilstrækkeligt antal sammenhørende observationer af planteforekomst og jordkemi.

Modeludviklingen er siden 2007 internationalt blevet koordineret af UNECE's Luftkonvention. Dette er sket som følge af en henstilling (beslutning) fra Konventionens 'Executive Body' fra 2007 til arbejdsgruppen for effekter (WGE) om

¹¹ <http://jncc.defra.gov.uk/page-5954>

at "consider further quantification of policy-relevant effect indicators such as biodiversity change, and to link them to integrated modelling work" (ECE/EB.AIR/91, § 31). Modeludviklingen er siden sket i regi af UNECE's ICP M&M, CCE, og JEG¹² med inddragelse af førende eksterne eksperter og med ALTERRA, Holland som ekstern partner. Dette arbejde har resulteret i udviklingen VSD-PROPS modelsystemet, der er brugt af CCE til beregning af tålegrænser baseret på biodiversitetseffekter på europæisk skala, og har dannet baggrund for tre europæiske 'call for data' mhp at videreudvikle modellerne, opbygge kompetence i medlemslandene og muliggøre europæiske beregninger baseret på nationale data. Retningslinjer for anvendelse af biodiversitetsbaserede tålegrænser forventes udarbejdet i regi af UNECE indenfor ca. 2-3 år.

PROPS modelsystemet er, i modsætning til MOVE modellen, baseret direkte på observerede sammenhænge mellem fysisk / kemiske parametre og planteforekomst. Dette er muliggjort ved inddragelse af et større (og stigende) antal observationer med sammenhørende værdier (bl.a. de danske NOVANA data) og ved anvendelse af et 'boot strap' princip, hvor jordkemia for relevanter¹³ uden kemiske målinger estimeres pba. de planter, hvor en responsfunktion har kunnet bestemmes. PROPS indeholder dermed responsfunktioner for over 4000 plantearter baseret på over 1.000.000 datapunkter, heraf dog et mindre antal (< 10.000, afhængigt af parameter) med målte kemiske parametre.

Der er begrænsninger og kendte biases i denne type modeller, det er nødvendigt at tage i betragtning ved brug af modellerne og fortolkning af resultaterne. Empirisk baserede modeller for sammenhænge mellem planteforekomst og jordbundsparemetre forudsætter i princippet, at der er ligevægt mellem jordbund og planter. Den største del af datagrundlaget bag PROPS, bl.a. de danske NOVANA data stammer fra de sidste 20 år, hvor dette pga. de høje tidligere depositioner af N og S (N toppede i '90erne og S i start '80erne) ikke er tilfældet. Da der som beskrevet kan forventes en væsentlig tidsforsinkelse mellem ændring i abiotiske forhold og en tilsvarende ændring i planteforekomst, vil det kunne forventes, at modellen på kort til mellemlang sigt vil underestimere effekter på følsomme arter. For både positive og negative beregnede ændringer i forekomst af arter, eller afledte indeks, vil der desuden kunne forventes en betydelig tidsforsinkelse mellem en beregnet ændring og en faktisk observerbar ændring i plantesamfundet, specielt på enkeltområder, hvor kun presence / absence data er tilgængelige.

Koblingen af en (simpel) dynamisk jordkemimodel med en empirisk planteforekomstmodel er et kompromis bestemt af de tilgængelige data. En dynamisk, empirisk planteforekomstmodel ville pga. de store tidsforsinkelser og usikkerheder fra 'extinction debt' og genindvandring kræve store mængder data for en meget lang tidsperiode, hvilket ikke findes. Integrerede jordkemi og plantekonkurrencemodeller kræver et meget stort antal modelparametre og dermed et stort datasæt til validering. For simulering af dækning kan det i princippet lade sig gøre at anvende valideringsdata for en kortere tidsperiode,

¹² Grupper under Arbejdsgruppen for Effekter (WGE). Mapping og Modelling (M&M) og det tilhørende programcenter (CCE) er den væsentligste gruppe, der arbejder med beregning og kortlægning af tålegrænser og udvikling af metoder hertil på europæisk skala. JEG er en tværgående ekspertgruppe for dynamisk modellering.

¹³ Plantelister for begrænsede arealer. I dansk sammenhæng anvendes ofte cirkler med 5 m radius.

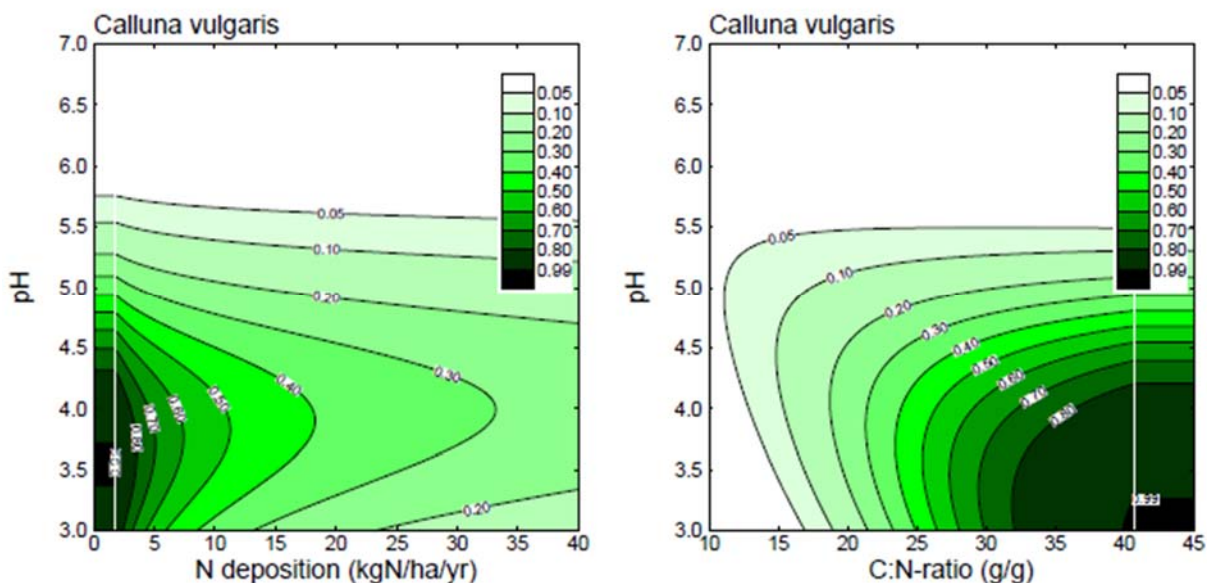
men kompleksiteten af denne type modeller betyder, at de i praksis kun kan anvendes for et begrænset sæt af (funktionelle grupper) af planter. For SAFE-VEG fx omkring 30 og SUMO, der (derfor) er bedre valideret, 5.¹⁴

PROPS modellen beregner i den sidste udgave forekomstsandsynligheden ud fra 5 parametre, nedbør, temperatur, jordbunds C/N, jordbunds pH og kvælstofdeposition. Kvælstofdeposition er ikke en ideel indikator på kvælstofpåvirkning, men er medtaget i den nuværende version da der er brug for en mere hurtigt reagerende kvælstofindikator end C/N og der mangler et datagrundlag for alternative indikatorer (jf. ovenstående beskrivelse af kvælstofeffekter i økosystemer). Responsfunktionerne i PROPS er givet ved:

$$p = \frac{1}{1 + \exp^{-z}},$$

$$z = a_0 + \sum_{i=1}^n a_i \cdot x_i + \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_{i,j} \cdot x_i \cdot x_j$$

Hvor p er forekomstsandsynligheden for en enkelt art, x er de 5 parametre og a de estimerede koefficienter. Responsfunktionen for en enkelt art, hedelyng (*calluna vulgaris*) er illustreret på figur 2 for én kombination af temperatur og nedbør. De hvide linjer angiver grænsen for dækning med observationer.



Figur 2. Responsfunktion i PROPS for hedelyng (*calluna vulgaris*) for én kombination af temperatur og nedbør¹⁵.

Temperatur og nedbør findes fra landsdækkende datasæt. Depositionen af kvælstof kan være modelberegnet på lokal eller national skala for et begrænset antal år. I Danmark findes landsdækkende, konsistente datasæt tilbage til 2004. EMEP har beregnet 100 års tidsserier for forskellige regioner af Europa,

¹⁴ SAFE-VEG er en jordbundskemi-plantekonkurrencemodel udviklet af Lunds universitet, SUMO en tilsvarende model udviklet af Wageningen universitet.

¹⁵ http://wge-cce.org/Publications/CCE_Status_Reports/Status_Report_2014

der kan skaleres og bruges til at ekstrapolere de beregnede depositioner tilbage i tid¹⁶. Ved beregning af scenarier og tålegrænser foretages en beregning baseret på et scenario for fremtidig N deposition; ved tålegrænseberegninger en fast værdi. C / N og pH beregnes med VSD, der kalibreres ift. det aktuelle niveau på lokaliteten.

En beregning af tålegrænser baseret på en biodiversitetsbaseret målsætning foretages i princippet ved at justere niveauet af kvælstofdeposition i den fremtidige del af det anvendte scenario til den ønskede målsætning på lang sigt netop opfyldes. Som beskrevet sættes 'lang sigt' ved tålegrænseberegninger typisk til 100 år. Dette kræver imidlertid, at der findes tidsseriedata til kalibrering af modellen. Hvor dette ikke er tilfældet vil den maksimale beregningshorisont være 30 – 40 år.

CCE har udviklet og distribueret et redskab 'PROPS-CLF', der automatisk kan beregne tålegrænser ud fra et begrænset sæt af jordbundsparametre, en planteliste og en parameter, der angiver den maksimalt tilladte påvirkning af dette plantesamfund. Dette redskab er afprøvet ifm. dette projekt og som en del af arbejdet i det danske 'National Focal Center' under ICP M&M¹⁷. Afprøvnin-gen har vist, at redskabet i den nuværende form ikke virker for en del danske naturtyper med kombination af meget sure og næringsfattige forhold, fordi der foretages en samtidig optimering for N og S. Redskabet er under udvikling, og dette vil formentlig blive rettet, men manglen har betydet, at beregningerne i dette projekt er foretaget med en interaktiv version af modelsystemet 'VSD-PROPS studio', hvilket er mere arbejdskrævende. VSD-PROPS er skrevet i Fortran og i den nuværende udgave ikke open source. Der distribueres en DLL udgave, der kan danne grundlag for nationale beslutningsstøttesystemer. En sådan udgave har tidligere været anvendt til EUDANA modelsystemet. Det danske 'national focal center' under ICP M&M har et tæt samarbejde med gruppen på Wageningen universitet, der udvikler VSD-PROPS, og en videreudvikling til danske forhold vil ikke være afhængigt af udviklingen under CCE, der aktuelt er udfordret af et skift fra hollandsk til (forventet) tysk lederskab.

En målsætning vedr. biodiversitet vil omfatte en liste af planter, en målsætning for deres individuelle forekomstsandsynlighed, evt. sammenfattet i en enkelt indikator, og et mål for den acceptable afvigelse for denne indikator ift. en reference. Den aktuelle anbefaling ved beregning af tålegrænser er at anvende 'Habitat Suitability Index' (HSI) på et begrænset sæt af karakteristiske eller typiske arter tilhørende naturtypen på et område. HSI defineres:

$$HS = \frac{1}{K} \sum_{k=1}^K \frac{p_k}{p_{k,max}}$$

Hvor p_k er forekomstsandsynlighed for art k ud af K for den beregnede situation / det beregnede år. Den tilladelige afvigelse kan enten ses ift. maksimalværdien på lokaliteten eller ift. et givent referenceår. Hvis der foretages beregninger for en stor artsliste med forskellig følsomhed og respons på eutrofiering, bliver HSI indekset et forholdsvis ufølsomt mål, fordi nogle arter vil gå frem og andre tilbage som følge af en given ændring. Modellen beregner

¹⁶ www.emep.int

¹⁷ Det nationale 'focal center' for ICP M&M i Danmark ligger ved AU / Bioscience og ledes af hovedforfatteren til denne rapport.

derfor også 'Bray Curtis' indekset, der er et dissimilaritetsindeks, hvor alle ændringer, positive som negative, ift. referencen tæller negativt.

VSD er en meget simpel, dynamisk (Very Simple Dynamic) jordbundskemi-model, der kan anvendes med et minimum sæt af input data og parametre. Minimum datasættet omfatter basis-data som nedbør og temperatur, jordlagets tykkelse, -densitet, og lerindhold. Derudover er tidsserier for deposition af N, S og basekationer (Ca, K, Mg) input. Til de fleste formål vil det være nødvendigt med tal for pH og C/N i nu-situationen. Disse parametre er dog ikke input, idet modellen kalibreres til at reproducere værdierne.

Den modelberegnete tidsmæssige respons på en given påvirkning afhænger af en række parametre for puljer og processer. Der er en sammenhæng mellem kvælstof- og forsurningsprocesser, men groft talt er de væsentligste parametre for forsuring CEC og basemætning (BS) i startåret samt to procesparametre, $\exp A_l$ og $\lg K A_{lox}$, der styrer jordens følsomhed for forsuring. For eutrofiering er de væsentligste parametre jordens kulstofpulje og C/N i startåret samt en parameter for tilgængeligheden af N i litter. Balancen mellem C, N og basekationer i litter og fraførslen med drift / pleje kan gives som input, enten som simple parametre, eller mere detaljeret, som tidsserier. Såvel størrelsen som balancen i disse stofstrømme har betydning for eutrofiering og forsuring, og kan bruges til at bestemme effekten af et plejeindgreb. Da disse størrelser er input, er det nødvendigt kun at foretage beregninger indenfor et interval, hvor produktivitet og dominerende arter vil være nogenlunde konstant, eller eksternt at beregne effekten af en ændring heraf.

En række andre parametre som mineralforvitring (modvirker forsuring), nitrifikations- og denitrifikationsrater kan, hvis de er kendt, gives som input. Fordelen ved den meget simple, dynamiske model er, at den kan køre på et meget begrænset datasæt, idet den vil anvende default-værdier for nogle manglende parametre og internt beregne andre. Modelperformance vil dog blive bedre jo flere og bedre data, der er tilgængelige. Specielt flere kalibreringspunkter (kemiske målinger) spredt i tid vil i væsentlig grad kunne forbedre præcisionen af en dynamisk beregning. Ved brug i et beslutningsstøttesystem vil kalibreringsprocessen kunne automatiseres. Et beslutningsstøttesystem forventes at kunne opbygges, så systemet giver et første bud på et områdes følsomhed og usikkerheden herpå baseret på eksisterende data tilgængeligt fra landsdækkende datasæt. Systemet vil derefter kunne guide en indsamling af yderligere data, der kan reducere usikkerheden i vurderingerne. Specielt jordbundskemiske parametre vil være væsentlige, idet der er et meget begrænset datagrundlag. Udviklingen bør baseres på forholdsvis intensive data fra et tilstrækkeligt antal områder til, at følsomheden ift. usikkerheder på de enkelte parametre kan kvantificeres.

3. Datagrundlag for kategori 3 natur

Data for § 3 arealer indsamlet på arealerne omfatter data fra 9 forskellige dataindsamlingsaktiviteter, hver med større eller mindre forskelle i Tekniske anvisninger, parametre og koder: Kommunal § 3 besigtigelse, statslig § 3 besigtigelse, besigtigelse af fersk eng, hede, mose, overdrev, og strandeng, basisregistrering, og udvidet registrering. Disse data er samlet i, og tilgængelige gennem Naturdatabasen¹⁸. Der er til brug for dette projekt foretaget et råt udtræk af alle data vedr. § 3 arealer fra Naturdatabasen. Der er dog kun brugt kvalitetssikrede data i analyserne. Data er georefererede ved kobling med gislagene fra Danmarks Arealinfo (DAI)¹⁹. Det er dog ikke alle objekt id'er i stedangivelserne i Naturdatabasen, der kan georefereres på denne måde. Miljøportalen er opmærksom på problemet, og har nu ændret systemet så der er muligt bedre at kunne kvalitetssikre relationen mellem registrering og GIS (Jesper Bladt, pers. komm.).

Det er valgt i forbindelse med dette arbejde ikke at lave en særskilt analyse af NOVANA data indenfor- sammenlignet med data for områder udenfor Natura 2000 områderne. NOVANA overvågningen omfatter kontrolovervågning både indenfor og udenfor Natura 2000 områderne, og kortlægningsdata, der udelukkende stammer fra lokaliteter indenfor Natura 2000-områderne. Det er usikkert i hvor stor udstrækning data fra NOVANA overvågningen udenfor Natura 2000 områderne kan bruges til at repræsentere kategori 3 naturen. Ved en konkret fastsættelse af tålegrænser for et område vil det imidlertid være væsentligt at anvende det samlede datagrundlag inkl. NOVANA data, hvor de er tilgængelige (jf fig 3).

Ud over data indsamlet på de enkelte områder er der landsdækkende datasæt, der kan inddrages. Der er i dette projekt brugt landsdækkende data for tekstur af topjorden, nedbør (20 års gennemsnit på 10 x 10 km² net fra DMI), baggrundsdeposition af kvælstof beregnet som 10 års gennemsnit (2004 – 2014) på 5,6 x 5,6 km² net (Ellermann m.fl., 2016), samt grunddata indsamlet til udarbejdelse af det nationale biodiversitetskort (Ejernæs m.fl., 2014).

3.1 Afgrænsning, udbredelse

Inddelingen af naturen i kategorier (1 – 3 og uden for kategori) er foretaget som grundlag for at differentiere den lovgivningsmæssige beskyttelse af områderne mod deposition af ammoniak, primært fra landbrugsproduktionen.

Kategori 1 natur er kortlagte forekomster af ammoniakfølsomme habitatnaturtyper indenfor Natura 2000 områderne samt forekomster af § 3-beskyttede heder og overdrev indenfor Natura 2000 områderne, som ikke er kortlagt som habitatnatur. Kategori 2 natur er områder udenfor Natura 2000 områderne omfattende højmoser og lobeliesøer samt § 3-beskyttede heder, der i sig selv er større end 10 ha, og § 3-beskyttede overdrev, der i sig selv er større end 2,5 ha. Kategori 3 er defineret som anden ammoniakfølsom § 3 natur (omfattende moser

¹⁸ http://www.miljoportal.dk/Erhverv/soeg_naturdata/Sider/default.aspx

¹⁹ <http://arealinformation.miljoportal.dk/distribution/>

samt mindre heder og overdrev) og ammoniakfølsomme skove udenfor Natura 2000 områderne. Jf. forordet er det valgt ikke at foretage en analyse for skov.

Det samlede areal af kategori-natur i Danmark (fraregnet skov) er ca. 237.000 ha, hvoraf de 99.000 ha ligger indenfor Natura 2000 områderne. Der ligger knap 18.000 ha § 3 mose indenfor Natura 2000 områderne, der i dag ikke er kategori-natur. Af arealet udenfor Natura 2000 områderne er ca. 51.000 ha kategori 2 natur fordelt på 32.000 ha hede, knap 16.000 ha overdrev og 5000 ha højmose, nedbrudt højmose og lobeliesøer. Der er sammenlagt 104.000 ha Kategori 3 natur (fraregnet skov) fordelt på 12.100 ha hede, 9.700 ha overdrev og 86.300 ha mose. Kategori 3 arealet er fordelt på omkring 73.000 forekomster, heraf 12.500 overdrev, 7.000 hede-arealer og godt 50.000 mosearealer. Bestemmelsen af specielt antallet af områder er ikke simpelt og indebærer en række usikkerheder og valg, hvorfor der er forskelle mellem de forskellige opgørelser og usikkerheder ved sammenligning.

En nærmere gennemgang af arealer og forekomster af de forskellige typer af beskyttet natur kan findes i Nygaard og Bladt (2015) og Levin (2016). Der er desuden fornylig udarbejdet en rapport om ammoniakfølsomme skove (Gundersen og Johannsen, 2016).

3.2 Naturdata

Det anvendte datagrundlag omfatter i alt oplysninger fra 127.932 aktiviteter (fx besigtigelse på en lokalitet) og 1.486.703 delaktiviteter (fx indsamling af artsliste). I alt indeholder datagrundlaget 2.569.200 artsregistreringer, 265.970 registreringer af naturtype, 3.489.042 semikvantitative (kodede) registreringer og 759.777 numeriske registreringer. Der er kun medtaget data, der er kvalitetsmærket som kvalitetssikret. 127.499 aktiviteter kan relateres til et GIS objekt i DAI og dermed georefereres. En del heraf refererer til samme område, idet der er foretaget en del genbesøg.

Der er foretaget en afgrænsning til følgende naturtyper (undertyper i parentes): Klit (hvid, grå / grøn, klithede, kystnært krat), forklit, grå / grøn klit, klithede, havtornklit, fugtig klitlavning, revling-indlandsklit, græs-indlandsklit, hede (våd, tør, hedekrat), våd hede, tør indlandshede, enekrat, tør overdrev på kalkholdigt sand, overdrev (kalk, surt, tørt), kalkoverdrev, surt overdrev, mose (højmose, hængesæk, fattigkær, kildevæld, rigkær, højstaude / rørsump, fugtigt krat), højmose, nedbrudt højmose, hængesæk, tørvelavning, kildevæld, rigkær. Bilag 1 viser en oversigt over § 3 naturtyper og undertyper, antal registrerede forekomster, samt hvilken af Habitatdirektivets naturtyper, § 3 naturtyperne er tættest korreleret med (målt med Marasita Horn index mellem plantesamfundene).

Der er foretaget en afgrænsning til kvalitetssikrede data, der kan georelateres, og hvor aktiviteten har genereret en artsliste. Dette datasæt omfatter 55.456 artslistes, heraf 41.152 fra besigtigelse, og 15.136 fra kontrolcirkler. For 14.087 aktiviteter er der registreret både en artsliste fra besigtigelse og en liste fra en kontrolcirkel. Det gennemsnitlige antal registrerede arter i en kontrolcirkel er 19,7 (1 - 82); artslistes fra besigtigelse indeholder i snit 20,9 arter (1 - 214).

For 33.218 datasæt er det registreret, om arealet er omfattet af Naturbeskyttelseslovens § 3. For 11 % heraf er der angivet, at dette ikke er tilfældet. Der er foretaget 13.725 registreringer af arealtype, heraf er 29 % registreret som B -

areal (med væsentlig påvirkning). Registreringen er foretaget i dokumentationscirklerne og kan dermed omfatte et mindre antal lokaliteter.

Kvaliteten af de registrerede artsobservationer er ikke detaljeret kendt. Grundigheden ved besigtigelsen er angivet for 32.479 datasæt, heraf 59 % som intensiv, 38 % som ekstensiv og 3 % foretaget med kikkert. Det kan bemærkes, at registreringer af én forekommende art i en 5 – m cirkel placeret på 'det bedste' sted på et areal eller én art (eller meget få) i en artsliste for et helt areal ikke virker troværdigt. Tilsvarende ville man som udgangspunkt forvente en større forskel mellem antal arter i 5 – m cirkler og antal arter registreret ved besigtigelse af hele arealet, hvis den supplerende liste var systematisk indsamlet. Dette er imidlertid ikke tilfældet, og de supplerende lister kan primært bruges til vurdering af forekomst af invasive arter, fredede arter o.lign. Det vil følgelig være nødvendigt at foretage en omhyggelig vurdering af, hvordan data kan bruges til konkrete formål.

Ud over artsregistreringer er der foretaget en semikvantitativ registrering af et antal generelle eller naturtypespecifikke strukturindikatorer og af behov for forvaltning / pleje på arealerne. Tabel 2 og 3 sammenfatter registrering af generelle strukturindikatorer og af behov for forvaltning / pleje, medens 41 naturtypespecifikke strukturindikatorer er sammenfattet i bilag 2. Der er sket en vis harmonisering af koder mv. på tværs af programmer.

Tabel 2. Generelle strukturindikatorer.

n		0%	1-10%	10-25%	25-50%	50-100%
37.409	Arealandel med vedplanter (kronedække)	0,15	0,32	0,15	0,14	0,24
37.402	Arealandel uden vegetationsdække	0,88	0,07	0,03	0,01	0,00
37.372	Arealandel med græs/urtevegetation under 15 cm	0,46	0,20	0,15	0,11	0,08
37.357	Arealandel med græs/urtevegetation 15-50 cm	0,16	0,16	0,23	0,34	0,10
37.326	Arealandel med græs/urtevegetation over 50 cm	0,26	0,14	0,16	0,25	0,20
37.290	Arealandel med dværgbuske	0,83	0,06	0,04	0,05	0,02
4.444	Arealandel med dværgbuske (hede)	0,17	0,13	0,21	0,35	0,14
37.247	Arealandel med græsning/høslæt	0,72	0,02	0,02	0,03	0,20
37.140	Arealandel med forekomst af invasive arter	0,69	0,24	0,04	0,02	0,01
37.085	Arealandel med tydelige påvirkninger af landbrugsdrift	0,73	0,12	0,06	0,04	0,06

Tabel 3. Registrering af behov for forvaltning / pleje.

n		ja	nej
36.412	Rydde vedplanter	0,29	0,71
36.223	Øge afgræsning	0,31	0,69
35.663	Nedsætte eutrofiering	0,21	0,79
35.259	Slåning/høslæt	0,17	0,83
35.125	Bekæmpe invasive arter	0,14	0,86
34.790	Hæve vandstand	0,08	0,92
34.645	Ophøre dræning	0,07	0,93
34.501	Rørskær	0,04	0,96
34.296	Ophøre gødskning	0,02	0,98
34.274	Ophøre tilskuds fodring	0,02	0,98
34.240	Afbrænding/tørveskrælning	0,02	0,98
34.223	Mindske afgræsning	0,01	0,99

Strukturindikatorerne giver et billede af, at en væsentlig del af § 3 arealet er under tilgroning med vedplanter og høj græs / urte-vegetation. For hederne er 17 % af arealet helt uden dværgbuske og kun 14 % har 50 % eller højere dækning af dværgbuske. Dette billede afspejles ikke helt i de registrerede behov for forvaltning / pleje, hvor der kun på 21 % af områderne er registreret behov for at nedsætte eutrofiering. Det er dog ikke fuldstændigt klart, hvordan kommunerne har brugt denne registrering, og om det lave tal fx afspejler en prioritering af en begrænset ressource mere end det reelle behov for indsats.

Det udvalgte datasæt indeholder derudover for 29.677 områder oplysninger, der knytter sig til det anvendte system for vurdering af naturtilstand (Fredshavn & Ejrnæs, 2009). Disse data er ikke primære observationer, men afledt af de beskrevne arts- og struktur observationer. Det registrerede antal indikatorarter for naturtyperne pr område er $2,39 \pm 4,64$, antallet af problemarter $4,02 \pm 3,98$, medens det registrerede antal * arter er $9,20 \pm 8,19$, og ** arter er $0,59 \pm 1,20$. Det kan bemærkes, at indikatorarter og ** arter er så sjældne, at de i praksis vil være vanskelige at anvende i vurderinger på enkelt-arealer.

På baggrund af arts- og strukturobservationerne er der desuden, hvor det er muligt, beregnet et arts- og strukturindeks, og derfra et naturtilstandsindex og en afledt naturtilstand. Naturtilstanden for de afgrænsede naturtyper af § 3 natur er vist i tabel 4. Det kan bemærkes, at den største del af arealet efter denne opgørelse er i 'moderat' tilstand (klasse III – svarende til 43 %), medens en lidt større del er i 'ringe' til 'dårlig' tilstand (klasse IV og V – svarende til 35 %) end i 'god' til 'høj' tilstand (klasse I og II – svarende til 22 %).

Tabel 4. Fordeling af estimeret naturtilstand for de afgrænsede naturtyper af § 3 natur (kategori 2 og 3 – natur) fordelt på de fem naturtilstandsklasser (summerer til 1).

	I	II	III	IV	V
Estimeret naturtilstand	0,06	0,16	0,43	0,26	0,09

3.3 Andre datakilder

Der er en del landsdækkende datakilder, primært GIS-data, der kan anvendes til vurdering / beregning af kvælstofeffekter og kvælstoffølsomhed på de enkelte arealer. De væsentligste data vedrører jordbund, hydrologi (nedbør), aktuel og historisk deposition af N, S og basekationer. Derudover har områdenes størrelse, form, og arealanvendelsen på tilstødende arealer betydning. Endelig kan data fra det landsdækkende biodiversitetskort anvendes til at vurdere mulig forekomst af arter på områderne ud over de registrerede og muligheden for at overføre data fra nærtliggende områder til områder hvor der mangler data / observationer.

For jordbund er der anvendt et landsdækkende kort over jordbundstekstur for topjorden. Kortet er baseret på ca. 55.000 datapunkter, hvoraf hoveddelen dog er indsamlet på dyrkningsjord. For nedbør er der anvendt et 20 års gennemsnit beregnet af DMI på 10 km net²⁰, der til dette brug er interpoleret til 1x1 km² opløsning. Deposition af kvælstof er beregnet som 10 års (2004 – 2014) gennemsnit beregnet på 5,6 x 5,6 km² net (Ellermann m.fl., 2016). Deposition

²⁰ <http://novana.dmi.dk/novana/front/jsp/index.jsp>

nen har i denne periode været relativt konstant, men dog med væsentlige variationer fra år til år som følge af bl.a. forskelle i nedbør. Depositionen er ekstrapoleret tilbage i tid ved anvendelse af tidsseriedata fra EMEP.

Områdernes størrelse, form og sammenhæng med andre naturområder er fundet ved at sammenkæde data i Naturdatabasen med de tilhørende GIS-data i DAI. Disse består af (polygon)kort over kommunernes § 3 besigtigelser, statens § 3 besigtigelser samt et lag af punkter for observationer, hvortil der ikke er knyttet et digitaliseret område. Dette kort er kombineret med kort over kategori 3 natur, så oplysning om kategori kan kombineres med oplysningerne i Naturdatabasen, og punktobservationer tilknyttes et areal ved overlæg med kategori 3 kortet. For de aktiviteter, der kan georelateres, kan 31.083 relateres til områder på kortet over kategori 3 natur. Andelen af kategori 3 arealer, der har kunnet tilknyttes et sæt af observationer i Naturdatabasen udgør 58 % for hede, 68 % for overdrev og 52 % for mose. Dette er konsistent med en tidligere opgørelse af Levin (2016), der viste at godt 85 % af det samlede § 3-registrerede areal men kun knap halvdelen af antallet af arealer er blevet besøgt, idet det især er mindre arealer, som ikke er blevet besøgt.

Data for nedbør, deposition, jordbund og data fra biodiversitetskortet er udtrukket for centerpunktet for de enkelte polygoner / områder. Tabel 5 sammenfatter antal, areal og baggrundsoplysninger fra landsdækkende kort for de forskellige typer af kategori 3 natur. Den gennemsnitlige størrelse af områderne er forholdsvis lille (< 2 ha), men områderne ligger i mange tilfælde i mosaik med anden natur, hvor størrelsen af dette område i gennemsnit er knap 5 ha. Der er kun registreret et forholdsvis lille areal af klit. Klit er ikke en § 3 eller kategori 3 naturtype, men nogle klitarealer kan være § 3 beskyttet som hede eller overdrev.

Tabel 5. Antal, areal og baggrundsoplysninger fra landsdækkende kort for de forskellige typer af kategori 3 natur.

	alle	klit	hede	overdrev	mose
antal	31 000	90	3700	7900	19 400
samlet areal (ha)	59 000	200	7000	6700	45 200
areal ift. Kat 3 total (%)			58 %	68 %	52 %
gnms. areal (ha)	1,9	2,2	1,9	0,9	2,3
gnms. stort areal (ha)	4,9	5,6	5,1	2,1	6,2
	900+163	916+226	973+166	872+178	898+151
Nedbør (mm) ¹	(829-1013)	(805-1001)	(847-1093)	(770-1033)	(812-1012)
	13,8+1,9	12,0+1,8	14,1+1,8	13,8+1,8	13,9+1,9
Ndep, bagg. ² kg ha ⁻¹ år ⁻¹	(11,3-16,0)	(9,2-13,3)	(11,9-16,0)	(11,4-15,8)	(12,9-15,1)
Jb ³	3,4+2,2 (1-7)	1,7+1,0 (1-2)	1,7+1,6 (1-3)	3,0+1,9 (1-6)	3,9+2,3 (2-7)
Bioscore ⁴	3,9+2,4 (0-7)	6,4+2,4 (3-10)	4,8+2,6 (3-7)	3,2+2,3 (0-6)	4,0+2,4 (3-5)

¹ DMI 20 års gennemsnit (ref), ² 10 års gennemsnit (2004 – 2014) (ref), ³ (ref), ⁴ (ref).

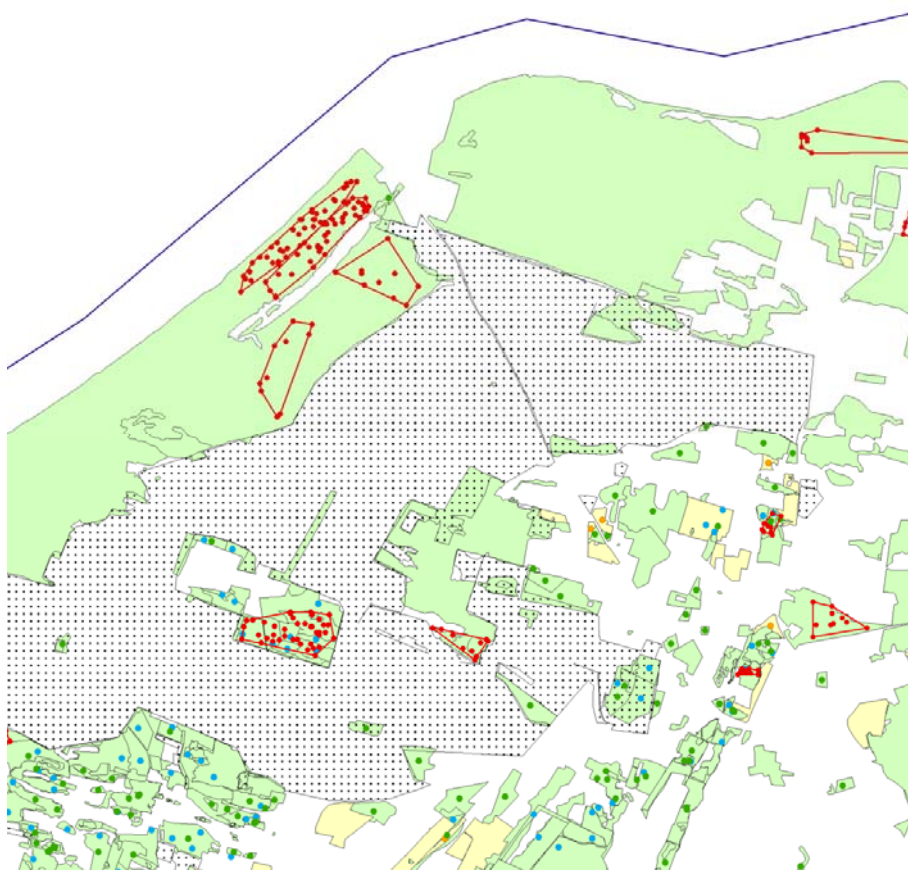
Den gennemsnitlige baggrundsdeposition af kvælstof (beregnet som 10 års gennemsnit – 2004-2014) er mindst for klit og størst for hede, primært som følge af lokalisering ift. landbrugskilder. Den nuværende baggrundsdeposition af kvælstof overlapper i de fleste tilfælde intervallet for empirisk baserede tålegrænser for N (10-20 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for hede og klit, 10 – 15 kg for sure overdrev og 5 – 25 kg for moser (Bak, 2013)). Klit og hede findes primært på sandjord, medens overdrev og mose findes på et større interval af jordbund og på lidt bedre jorder. Der er omkring 100 mm forskel i gennemsnitsnedbør mellem hede og overdrev, primært som følge af forskel i udbredelse øst /

vest. Bioscore-værdierne for kategori 3 naturen, der sammenfatter indikatorer på potentiel biodiversitet og artsforekomst (se nedenfor) på en skala 1 – 20 er forholdsvis lav for kategori 3 naturen; lavest for overdrevene.

Figur 3 viser et kortudsnit, hvor arealer besigtiget af kommunerne er indtegnet med grønt, arealer besigtiget af staten indtegnet med gult og kategori 3 natur som et rasteroverlæg. Kystlinjen mod nord er indtegnet med blå. Centerpunkter for polygoner, hvortil der kan knyttes observationer i Naturdatabasen er vist med grønt for kommunale besigtigelser, gult for statslige – og som blå punkter for data i Naturdatabasen, hvortil der ikke er knyttet et areal, men et punkt. Derudover er NOVANA prøvefelter i området indtegnet med rødt med en rød omskreven linje, der angiver prøvefelter, der tilhører samme NOVANA station.

Som det fremgår, er der stor forskel i tætheden af observationer selv indenfor et begrænset kortudsnit som det viste (ca. 6 x 6 km²). Kategori 3 arealet med observationer udgør som nævnt mellem 50- og 70 %, afhængigt af naturtypen, hvor dækningen for hele § 3 arealet er op mod 85 %. Det vil formentlig være muligt i nogen udstrækning og med forsigtighed at basere en første vurdering af kvælstof-tålegrænse for et område uden registrerede data på beregnede tålegrænser for nærtliggende områder med samme naturtyper og sammenlignelige værdier for de enkelte bioscore indikatorer. Pga. den relativt begrænsede opløsning på de anvendte datasæt for jordbund, nedbør og Ndep vil det for disse parametre ikke være muligt at skelne mellem værdierne for nærtliggende områder.

Figur 3. Kortudsnit på ca. 6 x 6 km² med indtegnede kommunale besigtigelser (grønt), statslige besigtigelser (gult) og observationer i Naturdatabasen, hvortil kun er knyttet et punkt (blå punkter). Kategori 3 arealer er angivet med skravering (mest skov på viste udsnit). Centrum for områderne med kommunal besigtigelse er indtegnet som grønne punkter, - statslige besigtigelser som gule punkter (få). Derudover er prøvefelter i NOVANA overvågningen indtegnet som røde punkter med en omskreven rød linje for punkter på samme station.



Biodiversitetskortet

Aarhus Universitet og Københavns Universitet har på opdrag fra den daværende Naturstyrelse i 2014 i samarbejde udarbejdet et biodiversitetskort for Danmark (Ejrnæs m.fl., 2014). Kortet består i en rumlig prioritering af naturarealer efter deres betydning for Danmarks biodiversitet. Kortet omfatter en national prioritering i form af en analytisk udpegning af de vigtigste 10 x 10 km² kvadrater samt en lokal prioritering på 10 x 10 m i form af en vægtet bioscore, som indikerer arealernes betydning som levesteder for rødlistede arter.

Prioriteringen på national skala er foretaget på baggrund af data for den nationale udbredelse af 537 truede arter i 633 kvadrater på 10x10 km. I analytiske scenarier er udpeget forskellige landsdækkende netværk af naturområder, som repræsenterer flest mulige truede arter flest mulige steder givet et samlet nationalt måltal. I 50 % - scenariet prioriteres et areal på 3600 km² svarende til halvdelen af Danmarks samlede areal med åben natur og løvskov, ca. 8,5 % af landarealet. I dette netværk dækkes en meget stor del af Danmarks truede biodiversitet.

Den lokale bioscore er baseret på konkret viden (data) om forekomst af rødlistede arter samt supplerende data for udvalgte indikatorer for gode levesteder for rødlistede arter. Denne model er valgt, fordi den tilgængelige viden om de rødlistede arters udbredelse i Danmark er meget ufuldstændig.

Forekomst af rødlistede arter er vægtet, således at de mest truede arter, de mest sikre stedsangivelser og de mindste samlede udbredelser i Danmark er givet størst vægt. Den samlede sum af artsvægte er omsat til en score fra 0-9 (artspoint). Artsscoren adderes med en såkaldt proxyscore, der er summen af 13 indikatorer på mulig forekomst af rødlistearter, som hver er tildelt 1 point. Indikatorerne er udvalgt pba. en analyse af statistiske sammenhænge mellem arter og indikatorer. Bioscoren er summen af proxyscore og artsscore, og varierer i praksis mellem 0 og 20 point, bl.a. fordi proxyscoren indeholder indikatorer for både vandløb, skov og lysåben natur.

Indikatorer, der knytter sig til landskabet, vil kunne bruges til at vurdere, om to områder adskiller sig fra hinanden, så det kan være problematisk at ekstrapolere data mellem de to områder. Det gælder indikatorerne kystnærhed, lavbund, skrånninger og naturandel i landskabet (1 km niveau). Denne information er ikke direkte anvendt ved analysearbejdet i denne rapport, men vil være væsentlig ved en eventuel senere udvikling af et beslutningsstøttesystem.

3.4 Estimering af jordbundsvariable ved hjælp af artslister

Som beskrevet indeholder Naturdatabasen et stort antal planteobservationer men ingen data vedr. jordbund, kemi, stofstrømme og -puljer. Der er imidlertid brug for et minimum af fysisk / kemiske data for at kunne beregne den aktuelle kvælstofstatus og effekten af fremtidige påvirkninger. Et minimumsæt af parametre omfatter jordbundens pH og C/N ratio. pH og C/N ratio bliver målt i NOVANA overvågningsprogrammet (Nielsen mfl. 2012), hvor der derfor er samhörrende observationer af disse parametre og plantesamfund (planteforekomst i 5 m cirkler). Det er derfor undersøgt, om det er muligt pba. NOVANA data at opstille en model, der muliggør prædiktion af pH og C/N ratio ud fra observerede plantelister i 5 m cirkler. Som beskrevet er der foretaget en tilsvarende beregning ved konstruktion af PROPS modellen. Det er imidlertid vurderet, at der til dette formål kan konstrueres en bedre model ved udelukkende at anvende danske data.

Der ligger som nævnt en begrænsning i anvendelsen af denne type modeller, idet de implicit bygger på en antagelse om ligevægt mellem jordkemi og plan-

tesamfund, der i mange tilfælde ikke vil være opfyldt. Hvis jordbunden ændrer sig fx på grund af kvælstofdeposition, vil der gå noget tid før de plantearter som var tilpasset den tidligere jordbund forsvinder ('extinction debt') og nye mere tilpassede arter vil kolonisere området (fx Svenning og Sandel 2013).

Der er i modeludviklingen undersøgt to tilgange: direkte estimering af jordbundsparametre ud fra plantelister og andre tilgængelige parametre, eller anvendelse af arternes Ellenberg-værdier som mellemled (Ellenberg, 1979, 1992). Der er her anvendt Ellenberg-værdier tilpasset engelske forhold, som tidligere er anvendt i den danske NOVANA rapportering (Hill mfl., 1999, Nygaard mfl., 2015). Ved anvendelse af Ellenberg-værdier er den gennemsnitlige Ellenberg N og -R værdi beregnet for en 5 m cirkel.

Ved anvendelse af artslisten anvendes de enkelte artsobservationer som en mængde af kategoriske variable og der anvendes superviseret læring ("kunstig intelligens"), til at konstruere en prædiktiv model for de målte jordbundsvariable med et træningsdatasæt som derefter valideres på et testdatasæt. Der kan også inddrages andre kendte variable som jordtype, nedbør og kvælstofdeposition, der menes at have en kausal sammenhæng med den undersøgte jordvariabel.

3.4.1 Datagrundlag

Der er i modeludviklingen anvendt data fra NOVANA overvågningsprogrammet (Nielsen mfl. 2012), hvor der er målt pH og / eller C/N ratio sammen med planteobservationer fra en 5 m cirkel. Hvor der er flere observationer fra samme prøvefelt er den seneste måling anvendt. De enkelte prøvefelter er blevet klassificeret til en eller flere naturtyper bl.a. på baggrund af artslisten fra prøvefeltet (Nygaard mfl. 2015). For hver naturtype udtrækkes halvdelen af de udvalgte prøvefelter tilfældigt til et træningssæt og den resterende halvdel udgør valideringssættet.

3.4.2 Metode

For både pH og C/N ratio blev der for hver naturtype lavet tre modeller ved hjælp af træningssættet og funktionen 'Predict' i Mathematica 11.0.1.0 (Wolfram 2016) med 'PerformanceGoal' sat til 'Quality', hvilket betyder, at den mest præcise modeltype ud af en række mulige udvælges. De tre modeller er:

1. Artslisten, jord type, nedbør og kvælstofdeposition -> jordvariable, hvor data på forhånd blev klassificeret som værende henholdsvis NominalBag, Nominal, Numerical, og Numerical.
2. Artslisten -> jordvariable, hvor data på forhånd blev klassificeret som værende NominalBag.
3. Den relevante Ellenberg værdi -> jordvariable.

Modellerne er efterfølgende valideret med valideringssættet. Validering bestod i at plotte forventede mod observerede værdier, residual plots, samt beregning af forskellige standard-statistikker blandt andet gennemsnitlig absolut afvigelse og korrelationskoefficienter med observeret værdi.

3.4.3 Resultat og diskussion

De samlede modelkørsler er ret omfattende og derfor vises her kun den gennemsnitlige absolutte afvigelse og korrelationskoefficienter med observeret værdi (Tabel 6).

Hvis stikprøven er relativ stor (> 100), er artslisten generelt en bedre prædiktor end Ellenberg værdier (Tabel 6). Fx prædikterer model 1 og 2 pH på naturtypen 2140 bedre end model 3. Derimod forudsiger model 3 oftest bedre end model 1 og 2 når stikprøven er lille

Model 1 prædikterer ikke konsekvent bedre end model 2, selv om der i model 1 anvendes mere information. Dette er lidt overraskende og kan skyldes i) at de tre variable, jord type, nedbør og kvælstofdeposition ikke altid er korrelerede med den undersøgte jordvariabel, ii) 'overfitning' dvs. at modellen fitter træningssættet for præcist, så modellen ikke efterfølgende kan generaliseres til valideringssættet, iii) at programmet ikke finder den bedste model trods dette er specificeret under kørslen.

Det kan konkluderes, at for de naturtyper, hvor der er en relativ stor stikprøve af målte jordbundsvariable, vil det være mere præcist at prædiktere jordbundsvariable direkte fra de observerede artslistes i stedet for at anvende Ellenberg-værdier som mellemsteg i prædiktionen. Omvendt vil det, på de naturtyper, hvor der er en relativ lille stikprøve af målte jordbundsvariable, være mest robust at anvende arternes Ellenberg-værdier i prædiktionen.

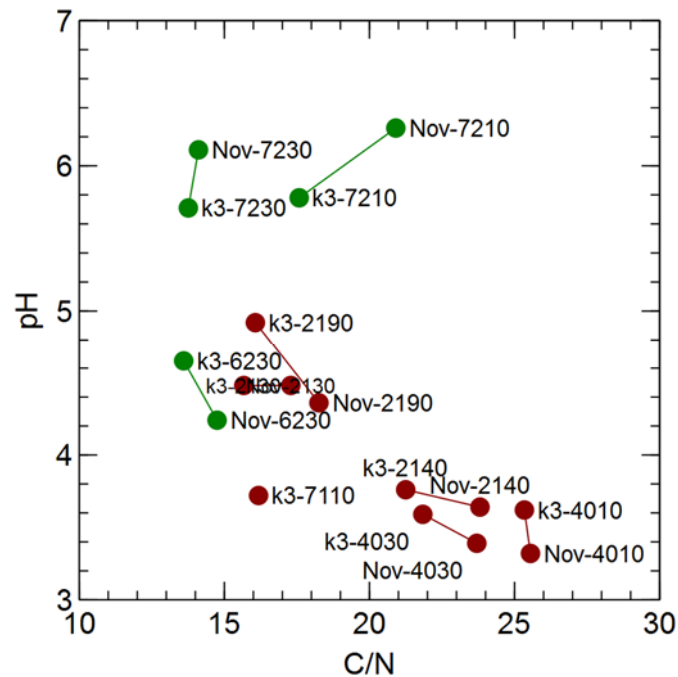
Tabel 6. Jordbundsvariabel, habitat type, stikprøvestørrelse (N), samt gennemsnitlig absolut afvigelse og korrelationskoefficienter med observeret værdi for de tre modeller.

Variabel	Habitat	N	Gennemsnitlig absolut afvigelse			Korrelationskoefficienter med obs. værdi		
			1	2	3	1	2	3
pH	2130	1078	0,51	0,50	0,55	0,84	0,81	0,75
pH	2140	1070	0,34	0,32	0,37	0,97	0,94	0,80
pH	2190	376	0,40	0,41	0,50	0,50	0,45	0,69
pH	4010	401	0,26	0,27	0,30	0,91	0,89	0,90
pH	4030	1161	0,26	0,26	0,27	0,92	0,93	0,83
pH	5130	43	0,26	0,28	0,24	0,75	0,97	0,86
pH	6120	115	0,59	0,54	0,54	0,95	0,93	0,73
pH	6210	1136	0,61	0,60	0,63	0,88	0,88	0,74
pH	6230	1439	0,39	0,37	0,38	0,90	0,89	0,79
pH	7120	19	0,32	0,32	0,48	0,64	0,57	0,50
pH	7150	117	0,38	0,40	0,39	0,70	0,71	0,59
pH	7210	96	0,64	0,81	0,78	0,89	0,99	0,96
pH	7230	734	0,55	0,61	0,68	0,85	0,94	0,92
C/N ratio	2130	86	3,33	3,31	4,27	0,92	0,92	0,99
C/N ratio	2140	625	4,42	4,29	4,61	0,97	0,94	0,93
C/N ratio	2190	224	2,98	3,04	3,53	0,94	0,95	0,97
C/N ratio	4010	280	4,16	4,35	4,56	0,67	0,63	0,97
C/N ratio	4030	786	3,96	3,82	4,23	0,83	0,84	0,88
C/N ratio	6120	39	5,69	5,69	5,79	0,93	0,92	0,98
C/N ratio	6210	541	3,34	3,33	4,09	0,73	0,69	0,99
C/N ratio	6230	768	2,00	2,03	2,55	0,91	0,89	0,89
C/N ratio	7210	20	4,54	4,57	6,64	0,60	0,56	0,99
C/N ratio	7230	332	1,71	1,72	1,75	0,93	0,92	0,89

3.4.4 Anvendelse af modellen

I det model 2 præsikterer jordbundsvariablen lige så godt som model 1, og er mindre datakrævende, er model 2 (kun artslisten) anvendt på artslister fra kategori 3 prøvefelter efter at disse er klassificeret til en eller flere af naturtyperne i Tabel 7 ved brug af artslisten. Klassificeringen er foretaget med funktionen Classify i Mathematica 11.0.1.0 (Wolfram 2016) ved brug af et trænings-sæt og valideringssæt som beskrevet ovenfor. Hvis en 5 meter cirkel er klassificeret til flere naturtyper med en given sandsynlighedsvektor, er sandsynlighedsvektoren anvendt til at beregne det vægtede gennemsnit af den præsikterede værdi for henholdsvis pH og C/N.

Figur 4. Sammenligning mellem observerede værdier af jordvariable i NOVANA overvågningen med de præsikterede værdier for kategori 3 områder ved brug af artslister i 5 m cirkel.



3.5 Estimering af forekomsten af typiske/kvælstof følsomme arter på området ved hjælp af artslister i 5 m cirkel

Der kan generelt forventes at være en sammenhæng mellem et areals størrelse og antallet af arter, så antallet stiger med stigende areal (og med stigende heterogenitet). Denne sammenhæng er fundamental i økologi og beskrives ofte ved en eksponentialfunktion ($S = \alpha A^\beta$), hvor S er artsantal og A arealet.

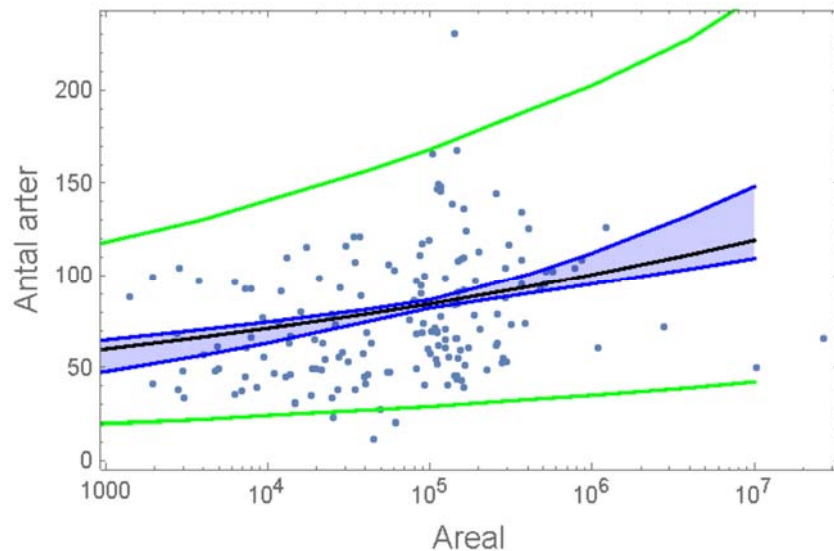
Det samlede antal af arter på en NOVANA station er estimeret ud fra forekomstdata i 5 meter cirkler, ved brug af en non-parametrisk fortyndingsalgoritme (Chao et al. 2014, Chao og Chiu 2016), for de stationer og indsamlingsår med mindst 10 indsamlede 5 meter cirkler. For de stationer hvor der er indsamlet flere år blev estimerterne for de enkelte år vægtet med kvadratroden af stikprøvestørrelsen til et samlet estimat for stationen. Hver af stationerne blev klassificeret til den naturtype som var den hyppigste blandt prøvefelterne, og stationens areal blev bestemt ved at omgrænse stationens prøvefelter med et polygon.

For hver naturtype er det estimerede antal arter, S , modelleret som afhængig af stationens areal, A , ved brug af, $S_i = \alpha A_i^\beta$, og hvor den residuale variation antages at være gammafordelt. Fitning af modellen er foretaget ved hjælp af

en Bayesiansk numerisk metode (MCMC, Metropolis-Hastings) hvor de enkelte stationers estimerede artsantal er vægtet med kvadratroden af stationens samlede stikprøvestørrelse.

Resultaterne for de forskellige naturtyper er kvalitativt ens. Som et eksempel vises resultatet for tørre heder 4030 (Fig. 5). Generelt er det gennemsnitlige antal arter bestemt relativt præcist af modellen (Fig. 5), og som forventet (fx Crawley og Harral 2001), stiger det forventede artsantal signifikant med arealet af stationen (Fig. 5). Dog er der en betydelig usikkerhed på den enkelte forudsigelse (Fig. 5), og det er tvivlsomt om det er tilstrækkeligt informativt at bruge denne type modeller til at estimere artsantallet baseret på naturtype og stationens areal alene.

Figur 5. Sammenhæng mellem stationens areal og det estimerede artsantal for tørre heder (4030). Den sorte linje angiver median værdien, det blå skraverede område angiver 95% usikkerhedsområdet for den forventede middelværdi, og 95% usikkerheden på en enkelt forudsigelse af området mellem de to grønne linjer.



Det vil være nyttigt at kunne prædiktere sandsynligheden for at en typisk/kvælstof følsom art er til stede i et kategori 3 område. Til denne prædiktation kan man ligesom i tilfældet for prædiktationen af jordbundsvariable anvende superviseret læring ('kunstig intelligens') hvor artslisten i 5 m cirklen indgår som kategoriske variable til at konstruere en prædiktiv model med et træningsdatasæt som derefter kan valideres på et testdatasæt. Ligeledes kan man anvende ekstra forklarende variable så som naturtype, jordbund, kvælstofdeposition, areal af området, form af område, areal af omgivende naturområde m.m.

Desværre er det nuværende datasæt i Naturdatabasen ikke tilstrækkeligt for sådan en analyse. I tabel 7 er det vist, at der er relativt få sammenhørende par af fem-meter cirkler og total artslister (N) for de fleste naturtyper. For de naturtyper hvor der er mange sammenhørende par findes op mod 60 % af det totale artsantal i 5 m cirklerne, hvilket må vurderes at være urealistisk højt. Dette tyder derfor på, at de totale artslistes (5 m cirkel + supplerende artsliste) fra Naturdatabasen er ufuldstændige. Data vil i begrænset omfang kunne suppleres med observationer fra andre datakilder, fx GBIF, Flora Danica og Fugle og Natur (fx Damgaard og Strandberg 2015).

Tabel 7. Sammenhørende par af fem meter cirkler og total artslist (N) per naturtype, samt middelværdien af andelen af alle arter som også fandtes i 5 m cirklen.

Naturtype	N	Andel	Naturtype	N	Andel	Naturtype	N	Andel
2100	9	0,39	5130	2	0,62	7000	1753	0,56
2102	1	0,42	6200	732	0,59	7002	84	0,51
2130	1	0,26	6201	229	0,60	7003	562	0,57
2140	4	0,38	6202	893	0,59	7004	53	0,71
2190	8	0,37	6203	87	0,44	7005	536	0,62
2320	1	0,44	6210	41	0,54	7006	1212	0,56
2330	2	0,75	6230	170	0,56	7007	1156	0,57
4000	276	0,57				7120	1	0,82
4001	74	0,62				7140	27	0,54
4002	473	0,63				7150	2	0,83
4003	82	0,67				7220	6	0,57
4010	11	0,48				7230	114	0,56
4030	79	0,45						

Tabel 8. Sammenligning mellem Ellenberg N og R (EN, ER) værdier fundet udelukkende ved anvendelse af data fra kontrolcirkler og ved anvendelse af alle observationer for det enkelte område. Der er kun medtaget naturtyper, hvor N>50

Naturtype	N	ER cirkel	ER alle	P	EN cirkel	EN alle	P
4000	265	3,64	3,85	0,000	2,79	3,16	0,000
4001	71	3,14	3,32	0,045	2,47	2,79	0,000
4002	462	3,57	3,75	0,000	2,84	3,12	0,000
4003	76	3,58	3,80	0,054	2,98	3,19	0,041
4030	75	3,66	4,01	0,001	2,96	3,35	0,000
6200	682	5,40	5,39	0,387	3,99	4,31	0,000
6201	218	5,94	5,84	0,011	4,42	4,68	0,001
6202	786	5,25	5,27	0,522	3,80	4,07	0,000
6203	73	5,40	5,40	0,508	3,87	4,24	0,003
6230	165	5,28	5,30	0,773	3,83	4,19	0,000
7000	1657	4,81	4,94	0,000	4,70	4,89	0,000
7002	77	3,81	4,10	0,052	3,44	3,78	0,039
7003	547	4,05	4,25	0,000	3,57	3,92	0,000
7005	510	5,37	5,33	0,088	4,82	4,91	0,012
7006	1160	5,47	5,45	0,013	5,49	5,49	0,824
7007	1109	5,06	5,08	0,440	5,11	5,23	0,004
7230	108	5,41	5,39	0,254	4,71	4,83	0,135

3.6 Kvælstofstatus for kategori 3 natur

Den fremtidige udvikling på de enkelte naturområder forventes at afhænge af både den aktuelle tilstand og de fremtidige påvirkninger. Som beskrevet i kapitel 2 vedr. tålegrænser kan der forventes væsentlige tidsforsinkelser mellem (ændring i) deposition, jordkemi og plantesamfund. Specielt kan der forventes et stort efterslæb mellem en påvirkning og ændring i planteforekomst målt som presence / absence i en enkelt 5 m cirkel.

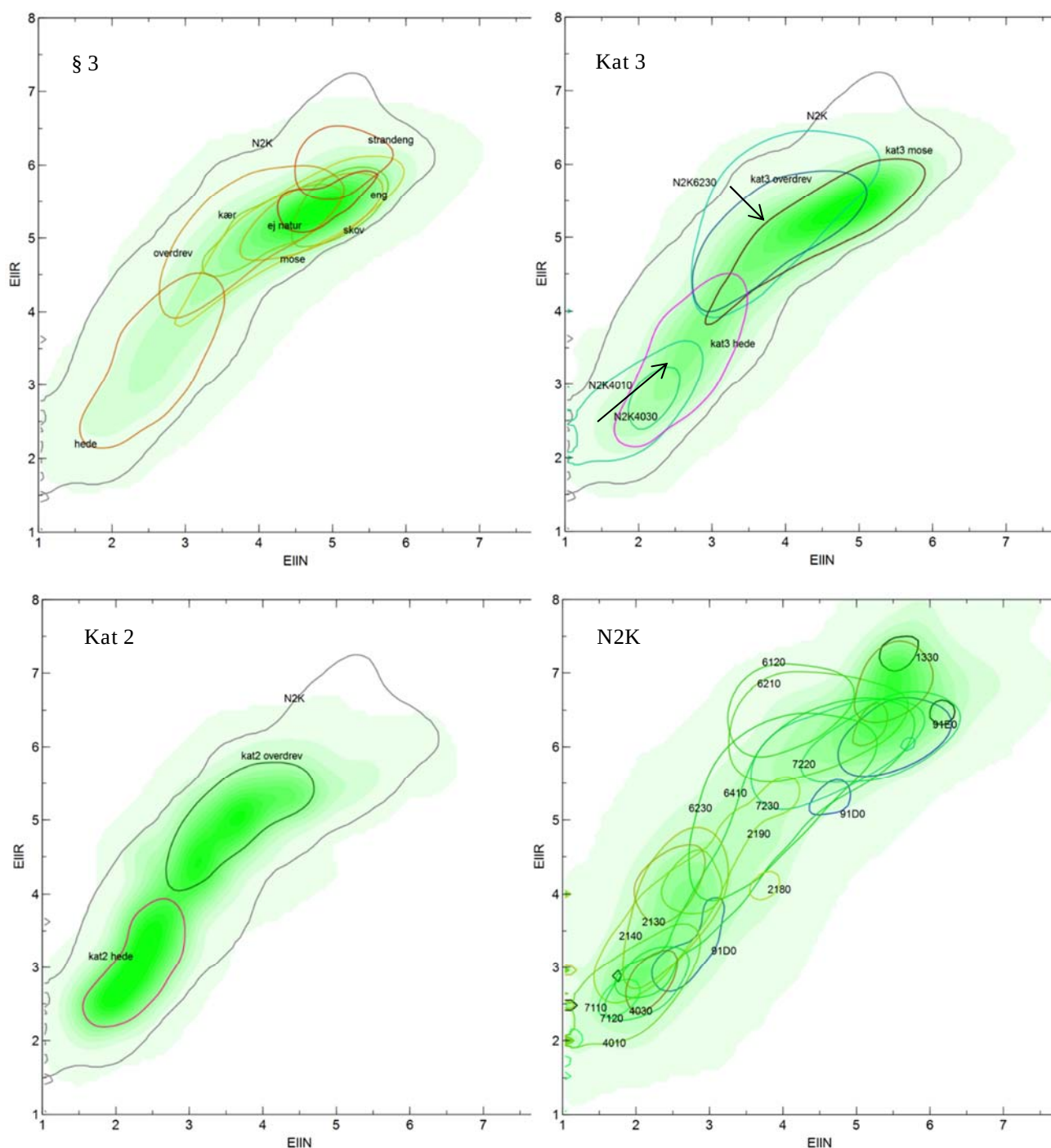
Der er imidlertid som beskrevet kun en meget begrænset dækning af data vedr. jordkemi for § 3 natur udenfor Natura 2000 områderne. Det er derfor valgt at belyse den aktuelle kvælstofstatus for § 3 naturen ud fra Ellenberg-værdier beregnet fra 5 m cirkler og forskellen mellem de observerede værdier for § 3 naturen og NOVANA data for Natura 2000 områderne. Data er i begge tilfælde indsamlet indenfor de seneste 10-20 år, og der kan ikke forventes at være ligevægt mellem den målte jordkemi og den observerede planteforekomst. Arealudpegning og naturtyperegistrering er i al væsentlighed sket i samme periode, og det kan antages, at: i) der allerede ved arealudpegning og registrering af naturtypen kan være sket et vist skift i naturtype (fx hede og klit til græs), ii) Natura 2000 udpegningen har prioriteret de bedre og større områder af de beskyttede naturtyper²¹ og iii) forskelle i tilstand mellem Natura 2000 og § 3 arealer udenfor Natura 2000 kan skyldes både forskelle i historisk og aktuel påvirkning og forskel i følsomhed. Den aktuelle forskel i Ellenberg-N (næringsstoftilgængelighed) og Ellenberg-R (alkalinitet) mellem § 3 natur, kategori 3- og 2-natur og Habitatnatur indenfor Natura 2000 områderne er illustreret på figur 6.

For habitatnaturen indenfor Natura 2000 områderne er arealet delt i to hovedgrupper: en gruppe med mere alkaliske og næringsrige forhold bestående primært af græslands-typer, alkaliske moser og elle-aske-skov, samt en gruppe med sure og næringsfattige forhold bestående af hede, klit, sure moser og de øvrige skovtyper. For § 3 arealet som helhed falder den største del i gruppen med alkaliske og næringsrige forhold. For kategori 3- og kategori 2, der omfatter § 3 hede, overdrev og mose ses en deling mellem hede (surt og næringsfattigt) og overdrev og mose (mere alkalisk og næringsrigt). Der er kun en lille (areal)andel af sure og næringsfattige § 3 moser.

De forventede effekter af længere tids påvirkning af (for høj) kvælstofbelastning er eutrofiering og forsurening. Hvor der sker et skift af dominerende arter (dværgbuske til græs) eller tilgroning med træer og buske af hede, klit og sure moser, kan ændringen i plantesamfund og dermed førne og jordbund imidlertid medføre en ændring mod mere alkaliske og næringsrige forhold. Den mulige ændring er indtegnet med pile på figur 5 (delfigur for kategori 3 natur).

Forskellen i placering i Ellenberg N-R diagrammet af de forskellige naturtyper for de forskellige kategorier af natur understøtter en hypotese om, at: i) kategori 3 natur er mere kvælstofpåvirket end kategori 2 natur, der igen er væsentligt mere kvælstof påvirket end Natura 2000 og ii) at påvirkningen for § 3 overdrev og mose har medført et tab af areal med næringsfattige, alkaliske forhold, og for § 3 hede et tab af areal med næringsfattige og sure forhold, formentlig som følge af et eutrofieringsbetinget skift i vegetation fra dværgbuske til græs og som følge heraf tilgroning. Dette er også konsistent med de observerede strukturindikatorer. Det skal bemærkes, at der er en væsentlig forskel mellem datagrundlaget for Natura 2000, hvor vegetationen for hvert område/station er registreret på et antal tilfældigt udlagte 5 m cirkler, medens datagrundlaget for § 3 arealerne er én enkelt cirkel udlagt på 'det bedste sted' på lokaliteten. Det viste billede for § 3 områderne er dermed med sikkerhed ikke repræsentativt for hele arealet, men kun for den (lille) del af arealet, der repræsenteres af 'det bedste sted', og forskellen mellem Natura 2000 områderne og § 3 arealerne udenfor er derfor større end det umiddelbart fremgår af figuren.

²¹ http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/fitness_check/evidence_gathering/docs/Member%20State%20Stakeholders/Nature%20Protection%20Authorities/DK/MS%20-%20DK%20-%20NPA%20-%20EGQ.pdf



Figur 6. Konturplot (grøn farve) for fordelingen af naturarealerne på Ellenberg N (næringsstofftilgængelighed) og Ellenberg R (alkalinitet) opgjort separat for al § 3 natur, kategori 3- og 2- natur og for Habitatnatur i Natura 2000 områder. Tætheden er fundet ved vægtning af prøvefelterne 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 Ellenberg N og R udenfor dette område forekommer under 10 % så hyppigt som den hyppigst forekommende kombination). Pilene indikerer det forventede skift i næringsstofftilgængelighed og alkalinitet ved eutrofiering uden skift i dominerende arter (+, +) og ved samtidig skift fra fx dværgbuske til græs (+, +).

4. Modelberegnede tålegrænser

4.1 Model, metode

Det er valgt at belyse metodens anvendelighed og det forventede niveau af variation i beregnede tålegrænser gennem en række eksempel-beregninger med VSD-PROPS modelsystemet, som anbefales anvendt af UNECE til modelberegning af tålegrænser (se mere om VSD-PROPS s. 15). Den aktuelt distribuerede udgave har, som beskrevet i kapitel 3, en række begrænsninger ift. opsætning og beregning for et stort antal beregningspunkter. Der har derfor ikke kunnet foretages et tilstrækkeligt antal beregninger til at danne grundlag for en egentlig kvantitativ analyse af variationen i tålegrænser, men der er foretaget et mere begrænset antal beregninger som grundlag for en kvalitativ vurdering.

Det er valgt at anvende VSD-PROPS modelsystemet på trods af de nævnte aktuelle begrænsninger, fordi beregningerne dermed i størst mulig omfang kan afspejle den seneste videnskabelige udvikling og anbefalinger fra UNECE. Som beskrevet i kapitel 3 forventes der at kunne udvikles et mere automatiseret modelsystem, der kan integreres i et beslutningsstøttesystem, men dette vil kræve et udviklingsarbejde, der rækker ud over rammerne for dette projekt.

Generelt foretages en tålegrænseberegning for en lokalitet ved at jordkemi-modellen (VSD) sættes op for- og kalibreres til at reproducere den aktuelle jordkemi ud fra tilgængelig viden om jordens struktur, drift og pleje, deposition, nedbør, og temperatur. Der foretages derefter en iterativ beregning, hvor det fremtidige depositionsniveau ændres indtil det fremtidige niveau (på lang sigt eller ved ligevægt) af en valgt indikator netop kan overholde et fastlagt, kritisk niveau. Valg af indikator og kriterium knytter sig til målsætningen for området. Der kan anvendes flere indikatorer, hvis kritiske værdier alle skal overholdes; fx indikatorer knyttet til artsforekomst kombineret med en jordbundskemisk indikator relateret til struktur og funktion (fx skift fra dværgbuske til græsdominans).

Tålegrænsen er som beskrevet en egenskab der knytter sig til et konkret naturområde, og som ud over de lokale naturgivne forhold afhænger af målsætningen for området og den forventede drift/pleje, hvor det drejer sig om plejkrævende naturtyper. Beregningen kan dog også gennemføres baseret på mere generiske data, der således ikke vil knytte sig til et konkret område, men afspejle et system, der kan anvendes som model for, eller forventes at være typisk for et større antal områder; fx af samme naturtype. Denne tilgang er anvendt her, hvor der er foretaget beregninger for de brede naturtyper (§ 3) hede, mose og overdrev ud fra forskellige mulige målsætninger.

Beregningerne er foretaget med udgangspunkt i et forventet gennemsnitligt depositionsniveau for NO_x, S og base-kationer (BC) for naturområder af de

tre naturtyper tilbage i tid og fremskrevet pba. eksisterende internationale aftaler om emissionskontrol (NEC direktivet²²). Jordkemi er opsat med udgangspunkt i NOVANA data for de tilsvarende naturtyper anvendt ved beregning af nationale biodiversitetsbaserede tålegrænser (Bak, 2013)

4.1.1 Jordbundskemi

Dansk natur har siden starten af '50'erne været belastet med atmosfærisk kvælstof i mængder, der for en stor del af landarealet væsentligt har overskredet områdernes tålegrænser. Selvom N depositionen toppede i '90'erne, er belastningen nu stabiliseret på et niveau, der for en stor del af naturarealet er for højt og også fremadrettet vil have stor betydning for mulighederne for at opretholde eller opnå en god tilstand på områderne.

Den akkumulerede kvælstofbelastning for lysåben natur, der ikke belastes af større punktkilder eller randbelastning, har fra 1950 til 2015 været mellem 700 og 1200 kg N ha⁻¹ (10-90 percentil), og væsentligt højere for skov. Heraf kan op til 300 kg være fjernet ved andre processer (pleje, udvaskning, denitrificering – fiksering) (Bak, 2013; Damgård m.fl., 2007). Der er derfor akkumuleret mange hundrede kilo N i form af organisk materiale i den øverste del af jordbunden i stort set al terrestrisk natur. Dette skal ses i forhold til naturlige puljestørrelser mellem 400 kg og 4000 kg N ha⁻¹²³. Akkumuleringen af organisk materiale er specielt alvorlig for klitnaturen, hvor der er sket en jordbundsdannelse og dermed stabilisering af klitten, som mange steder i dag er stort set uden den tidligere dynamik og naturlige vegetation (Nielsen m.fl., 2011). På andre naturtyper har opbygningen været fulgt af et skift i plantesamfund, der også kan medføre næsten irreversible ændringer af jordbundsegenskaberne (podzol til brunjord) og karakteren af det organiske materiale (Nielsen & Nørnberg, 1999).

Siden 2004 er jordbundens C / N ratio blevet målt i NOVANA overvågningsprogrammet i udvalgte naturtyper (Nielsen mfl. 2012), og for de tørre heder (4030) og klitheder (2140) er der observeret en signifikant nedgang i jordbundens C / N ratio på i gennemsnit 0,5 enheder pr. år (Strandberg mfl., under forberedelse). Det observerede fald er formentlig både forårsaget af deposition og af ændring i plantesamfundet, hvilket giver en væsentlig usikkerhed i kalibrering af modelsystemet, idet der mangler data tilbage i tid.

På en del af naturarealet, specielt § 3 naturen, kan det forventes, at der er sket en kraftig påvirkning af jordkemi og dominerende arter²⁴, og at den aktuelle jordkemi ikke er i ligevægt med planteamfundet målt på forekomst, idet det som nævnt kan tage mange år før en art forsvinder fra et område, selvom forholdene ændrer sig. Der kan således forventes at være en del områder, hvor en målsætning om fastholdelse af det aktuelle plantesamfund ikke kan sikres ved reduceret deposition alene. Det er derfor valgt i de her foretagne eksempelberegninger at tage udgangspunkt i jordkemi fra NOVANA overvågningen (Bak, 2013).

²² Europa-Parlamentets Og Rådets Direktiv (EU) 2016/2284 af 14. december 2016

²³ Baseret på et ikke-systematisk review af publicerede data for de her omhandlede naturtyper.

²⁴ Der er dog, som beskrevet ovenfor, et meget begrænset datagrundlag vedr. jordkemi og dækningsgrader for § 3 naturen

4.2 Indikatorer, kriterier

Ved beregning af tålegrænser baseret på målsætninger for biodiversitet / plantesamfund anbefales det, som beskrevet, at der anvendes indikatorer baseret på karakteristiske eller typiske arter tilhørende naturtypen, samt et kriterium for den acceptable afvigelse absolut (dvs. ift. arternes maksimale forekomst sandsynlighed) eller relativt ift. en reference-situation (år).

Opgaven i dette projekt er at udvikle en beregningsmetode, der tager udgangspunkt i en målsætning om opretholdelse af den aktuelle naturtilstand. Den aktuelle tilstand for størstedelen af § 3 arealet er, at områderne er kraftigt kvælstofpåvirkede. Dette kan illustreres af en opgørelse af de hyppigst observerede arter, der for alle kategori 3 dokumentationsfelter og besigtigelser er lyse-siv og stor nælde. For hede og overdrev er de hyppigst observerede arter for både kategori 3 og 2 almindelig hvene og rød svingel. De hyppigst observerede arter er sammenfattet i tabel 9. Størstedelen heraf er kvælstofelskende arter, der også har levested udenfor naturarealerne. Hyppigheden i forekomst af disse arter forventes at være en følge af et skift i vegetation, hvor disse arter er gået frem på bekostning af en tilbagegang af (kvælstoffølsomme) naturtype-typiske arter.

Hvis det samlede, observerede plantesamfund anvendes som grundlag for en beregning af HSI indeks (jf. kapitel 2) kan beregningen være forholdsvis ufølsom overfor en yderligere forskydning i denne retning, idet fremgang af nogle arter vil kompensere tilbagegang af andre. Alternativt kan der anvendes et indeks, hvor alle forskydninger (både frem- og tilbagegang) for de enkelte arter ift. referencesituationen tæller negativt. 'Bray Curtis' indekset, der også kan beregnes med VSD-PROPS modelsystemet har denne egenskab. Denne tilgang har den ulempe, at forskydninger mellem to grupper af arter tæller ens, uanset hvilken gruppe, der går frem og hvilken tilbage. Ændringer i indekset kan derfor kun fortolkes, hvis retningen i forskydning kan antages kendt.

Teoretisk kunne problemstillingen håndteres ved at anvende abundans data og / eller observationer fra så langt tilbage i tid, at der ikke vil være sket en væsentlig indvandring af kvælstofelskende arter. Det er imidlertid ikke en mulighed fordi et sådant datagrundlag typisk ikke eksisterer, og fordi en sådan reference, med det her beskrevne formål, vil ligge for langt fra den aktuelle naturtilstand.

Der kan foretages en beregning baseret på HSI indekset for den delmængde af observerede arter, der er habitattypiske og kvælstoffølsomme. En sådan liste vil imidlertid i mange tilfælde omfatte et meget begrænset antal arter og dermed give en forholdsvis usikker vurdering, bl.a. fordi de fleste artslistes kun omfatter en delmængde af de tilstedeværende arter på et område (jf. kapitel 3), og ikke nødvendigvis de mest kvælstoffølsomme. De observerede arter vil kunne suppleres med arter, der kan beregnes at have stor forekomst-sandsynlighed ud fra de tilgængelige observationer og andre tilgængelige data. Som beskrevet har det ikke været muligt at udvikle en tilfredsstillende model p.b.a. de tilgængelige data, men det vurderes at være muligt at konstruere en sådan model ved en målrettet udvidelse af datagrundlaget, primært i form af mere komplette datasæt på et begrænset antal lokaliteter.

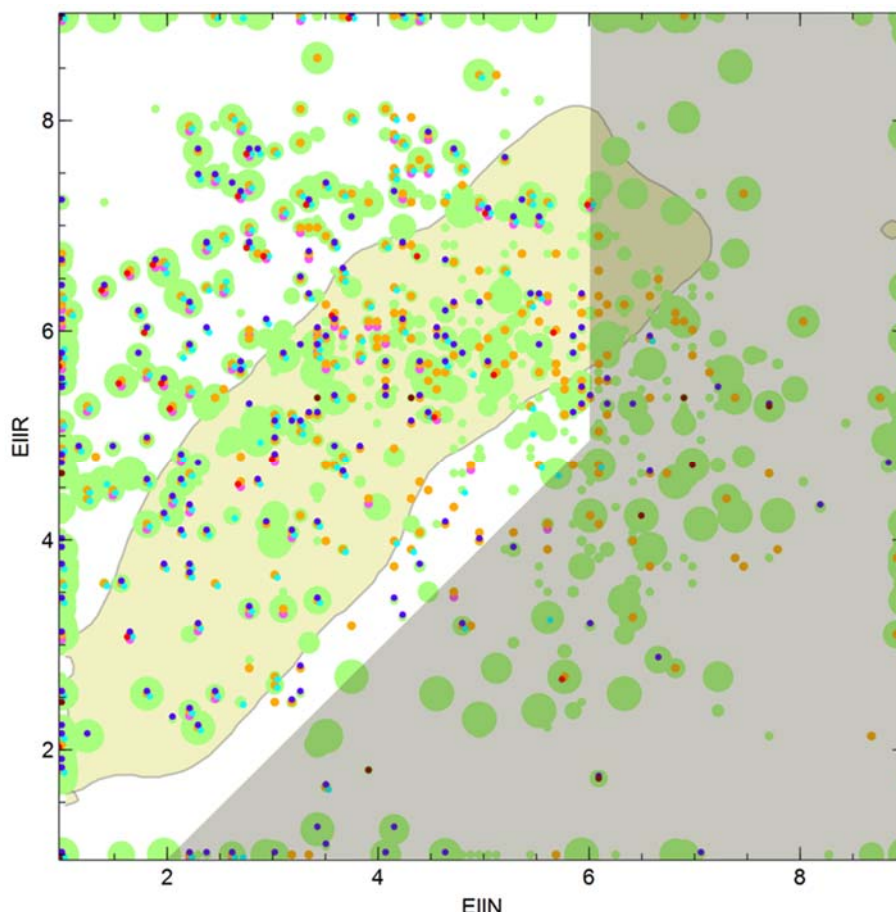
Tabel 9. Hyppigst observerede arter med antal observationer på tværs af de omhandlede naturtyper. 'Kat 3 besigt' dækker alle data for besigtigelse af kategori 3 natur; der er desuden vist en sammenligning mellem artsfund for kategori 2 og 3 hede og overdrev baseret på data fra dokumentationscirkler.

kat 3 dokfelt	n	kat 3 besigt	n	kat 3 dokfelt (-mose)	n	kat 2 dokfelt	n
lyse-siv	3413	stor nælde	13875	almindelig hvene	1976	almindelig hvene	874
stor nælde	3273	lyse-siv	11815	rød svingel	1738	rød svingel	785
fløjlsgræs	3065	grå-pil	10383	almindelig syre	1603	almindelig syre	761
almindelig syre	2992	mose-bunke	9780	lancet-vejbred	1501	fløjlsgræs	750
rød svingel	2827	fløjlsgræs	9361	bølget bunke	1391	lancet-vejbred	712
mose-bunke	2788	lav ranunkel	8627	hedelyng	1322	håret høgeurt	670
grå-pil	2765	kær-tidsel	8012	hundegræs	1310	almindelig kongepen	666
kær-tidsel	2656	rød svingel	7560	fløjlsgræs	1296	hedelyng	591
almindelig rapgræs	2637	almindelig syre	7445	håret høgeurt	1268	bølget bunke	551
almindelig mjødurt	2622	ager-tidsel	7369	almindelig kongepen	1214	hundegræs	516
kær-snerre	2364	almindelig mjødurt	7238	almindelig eg	1067	vellugtende gulaks	503
almindelig hvene	2322	almindelig rapgræs	6919	liden klokke	1003	liden klokke	444
lav ranunkel	2271	hundegræs	6791	mark-frytle	956	almindelig hønsetarm	427
almindelig star	1767	tagrør	6737	rødknæ	863	mark-frytle	417

Det er valgt at belyse den forventede størrelsesorden af beregnede tålegrænser baseret på en målsætning om fastholdelse af den nuværende tilstand og følsomheden heraf for mangler i datagrundlaget ved både at foretage beregninger baseret på de observerede plantelister og – baseret på sandsynlige brutto-lister af plantearter, der forventes at kunne findes på et større antal lokaliteter ved en mere intensiv undersøgelse.

Der er foretaget en udvælgelse af et brutto-sæt af arter, der kan anvendes som typiske arter for § 3 naturtyperne hede, overdrev og mose ved beregning af kvælstof-tålegrænser. Artslisten kan også bruges ved opdatering af de tekniske anvisninger, som arter der bør være opmærksomhed på, om findes. Et forslag til en sådan opdatering er angivet i appendiks 2. Arterne er udvalgt ud fra et kriterium om, at de skal være muligt kvælstoffølsomme, dvs. have optima udenfor det med grå skygge angivne område på figur 7. De skal være forholdsvis hyppigt forekommende og en vis naturtypespecifitet / indikatorværdi. Som et sidste kriterium er anvendt, om arterne er rødlistede, habitattypiske arter iflg. Habitatdirektivets Annex 1, danske indikatorarter, * eller ** arter. Artslister er gengivet i bilag 3. Det kan bemærkes, at * arter ikke kan anvendes alene som indikator for kvælstoffølsomhed, idet et stort antal af disse arter har optima i det skraverede område på figuren (gule punkter), og således ikke forventes at være kvælstoffølsomme.

Figur 7: Arterne observeret i NO-VANA overvågningen indtegnet (med lys grøn) efter deres optimum for Ellenberg N (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. Arternes indikatorstatus er angivet med farvede prikker. Rød angiver rødlistearter, mørk blå habitattypiske arter iflg. Habitatdirektivets Annex 1, cyan danske indikatorarter, orange * arter, violet ** arter. Fordelingen af habitat natur-arealerne er indtegnet som en enkelt kontur (gul) svarende til 10% af den maksimale tæthed. Med grå skygge er indtegnet et område, hvor arterne ikke forventes at være kvælstoffølsomme og / eller har deres primære forekomst udenfor den beskyttede natur, fx på kulturgræsland.



4.3 Beregninger

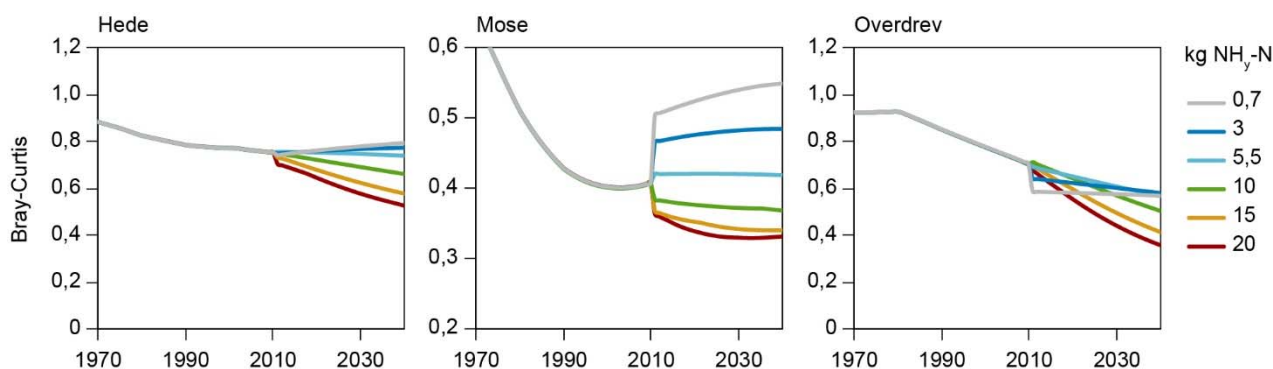
Det er som beskrevet valgt at foretage et begrænset antal beregninger med VSD-PROPS modelsystemet som grundlag for en kvalitativ vurdering af den forventede størrelse og variation i beregnede tålegrænser for kategori 3 natur. Beregningerne er foretaget for hede, mose og overdrev baseret på én standardopsætning svarende til gennemsnitlige forhold for jordkemi (jf kapitel 3) for de enkelte § 3 naturtyper. En indledende beregning viste, at det med det foreliggende datagrundlag for kategori 3 naturen er problematisk at anvende HSI indekset, idet der enten er data for et utilstrækkeligt antal arter eller medtages arter, der responderer positivt på forøget kvælstof. Beregningerne er derfor primært baseret på anvendelse af Bray-Curtis indeks.

Der er foretaget en beregning med udgangspunkt i de opstillede brutto-lister af typiske arter (se ovenfor). Brutto-listen omfatter som beskrevet ikke de mere sjældne arter, og giver dermed et indtryk af en 'typisk' tålegrænse for naturtyperne baseret på de tilgængelige planteobservationer for en lokalitet. Der er yderligere anvendt et kriterium om, at plantesamfundet skal kunne fastholdes som nu-situationen (med 5 % afvigelse).

For hver naturtype er der foretaget en simulering, hvor jordkemi og forekomst-sandsynlighed for de modellerede planter er beregnet tilbage – og frem i tid (hind- og forecast). Der er anvendt et forholdsvis begrænset tidsrum (1970 – 2040) pga. de beskrevne begrænsninger i modellen. Beregningerne er startet i 1950 for at tillade modellen at finde en ligevægt, idet parametrene i udgangsåret

ikke er målt. I princippet beregnes tålegrænser ved iterativt at ændre det fremtidige depositionsniveau til det valgte kriterium netop opfyldes og kan fastholdes på lang sigt (>100 år). For illustrationens skyld er simuleringsresultater (scenarier) for hede, mose og overdrev i figur 8 vist for forskellige fremtidige niveauer af ammoniakdeposition ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). Figuren viser plantesamfundets afvigelse (Bray-Curtis) fra en referencesituation, der i denne beregning er sat til 1950 (hvor Bray-Curtis derfor = 1). Startpunktet har i denne beregning ikke betydning for de beregnede tålegrænser, idet det som nævnt er det nuværende plantesamfund, der anvendes som reference / målsætning.

Som det fremgår, er der en væsentlig afvigelse i plantesamfund mellem 1950, der her er anvendt som reference ved beregning af Bray-Curtis indekset, og den nuværende situation. Der ses i nogle tilfælde et spring i indeks ved skift fra basisscenariet (der ender ved det nuværende gennemsnitlige depositionsniveau) til fremskrivningsscenarierne med forskellige niveauer af ammoniakdeposition ($0,7 - 20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). Springet skyldes, at depositionen indgår som forklarende variabel i PROPS, og et spring i deposition dermed giver et direkte spring i (beregnet) forekomstsandsynlighed, der ikke nødvendigvis vil afspejles af en ligeså hurtig respons i naturen. Springene kan gå op og ned afhængigt af de enkelte arters respons på depositionsændringer omkring niveauet for 2050.



Figur 8. Beregnede scenarier for § 3 hede, mose og overdrev ved forskellige niveauer af fremtidig ammoniakdeposition ($0,7 - 20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). Scenarierne viser ændringer i plantesamfund baseret på Bray-Curtis indekset og en referencesituation, der i denne beregning er sat til 1950, hvor indekset derfor er = 1 (figuren viser dog kun udvikling fra 1970).

Scenarieberegningerne giver tålegrænser på (størrelsesordenen) 15 kg N for heder, $8 - 10 \text{ kg N}$ for overdrev og 15 kg N for moser. Ved sammenligning med figuren skal det erindres, at der er accepteret et lille fald (5 %) i indeks, og at NO_x depositioner bidrager med $5,3 - 5,8 \text{ kg N}$ i 2015.

Denne beregning er som nævnt foretaget for en gennemsnitlig kemi og historisk deposition for de enkelte § 3 naturtyper, og for et plantesamfund, der er en brutto-mængde af forholdsvis hyppigt forekommende, muligt kvælstoffølsomme arter. Beregnede tålegrænser baseret på data fra det konkrete naturareal vil således kunne være lavere for enkelt-områder afhængigt af de lokale forhold, herunder mulig forekomst af mere følsomme arter, men medianniveauet af beregnede tålegrænser kan, med det her anvendte kriterium for plantesamfundet, forventes at ligge på eller over de her beregnede værdier. Der er foretaget en følsomhedsanalyse, hvor konkrete plantelister er udvalgt for naturområder, der repræsenterer hhv. 5, 50 og 95 percentilen af C/N for naturtyperne. Denne analyse gav imidlertid ikke noget klart billede på tværs af naturtyperne, formentlig fordi variationen mellem de enkelte områder er

så stor, at en mere systematisk analyse af variationen med et langt større antal beregninger vil være påkrævet.

Der kan være forhold som hensyn til økosystem struktur og funktion, eller hensyn til særligt følsomme arter, der kan tale for anvendelse af andre værdier end de ovenfor beskrevne beregninger. For hede vil hensynet til bevarelse af dominans af dværgbuske kunne tale for at supplere beregningen med en beregning for hedelyng separat, der i det givne tilfælde vil lede til en tålegrænse på $11 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, hvilket er i størrelsesorden med den lave ende af intervallet af empirisk baserede tålegrænser for hede. For moseområder med forekomst af følsomme sphagnumarter anbefales det at anvende den empirisk baserede tålegrænse for disse arter, dvs. $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, idet modelberegninger for disse arter vurderes at være meget usikre. Det samme vil gælde for områder med en væsentlig forekomst af følsomme laver.

5. Diskussion

Der er foretaget en belysning af muligheder for, og konsekvenser af, at anvende arealspecifikke modelberegnete tålegrænser for kategori 3 hede, overdrev og mose, og i hvilken udstrækning dette kan ske ved anvendelse af et eksisterende datagrundlag. Nedenstående diskussion giver et kort rids over de væsentligste spørgsmål.

5.1 Omfattet natur og datagrundlag

Der er sammenlagt 104.000 ha kategori 3 natur (fraregnet skov) fordelt på 9.700 ha overdrev, 12.100 ha hede og 86.300 ha mose. Det tilgængelige datagrundlag stammer dels fra statens og kommunernes besigtigelser af § 3 arealer, dels fra landsdækkende datasæt for jordbund, nedbør, atmosfærisk afsætning af kvælstof, svovl og basekationer, samt fra en række kortlag vedr. potentiel og observeret biodiversitet oparbejdet ifm. udviklingen af et landsdækkende biodiversitetskort (Ejrnæs m.fl., 2014). Det nødvendige datagrundlag omfatter minimum en planteliste, der kan knyttes til arealet. Kategori 3 arealet er fordelt på omkring 73.000 forekomster. Der er i Naturdatabasen registreringer på godt 41.000 arealer, hvortil der er knyttet en planteliste, heraf godt 15.000 med en dokumentationscirkel. Det skønnes ved anvendelse af det eksisterende datagrundlag at være muligt at bestemme tålegrænser baseret på eksisterende data for omkring 58 % af arealet med kategori 3 hede, 68 % af arealet med overdrev og 52 % af arealet med mose. Usikkerheden vil dog være større på arealer uden dokumentationscirkel.

5.2 Begrænsninger for brug af beregnede tålegrænser

Der vil være situationer, hvor den her beskrevne tilgang skal bruges med forsigtighed. Det drejer sig dels om hede / klit områder, der er under tilgroning eller ved at skifte til græsland. Denne fase er ikke stabil og samspillet mellem dominerende arter, stofkredsløb og jordbund ligger udenfor VSD-PROPS modelsystemet (tidsserier for optag og førne er input). Hvis muligheden for at fastholde området som den registrerede naturtype med tilhørende arter ønskes opretholdt, må der foretages en beregning specifikt for disse arter. Dette kan ske med VSD-PROPS modelsystemet over en kort tidshorisont, eller der kan anvendes en egentlig konkurrencemodel (fx SUMO). En første vurdering vil kunne baseres på den lave ende af de empiriske tålegrænser (10 kg).

Et andet problemområde kan være følsomme moser med højmoservegetation, fattigkær, hængesæk, rigkær og kildevæld. Her bør der foretages en omhyggelig vurdering af det tilgængelige datagrundlag, specielt mhp. om den indsamlede planteliste har fanget de følsomme arter. Hvis der er (sandsynlighed for) forekomst af følsomme (fx højmose-) arter vil det være mest sikkert at basere en vurdering på den lave ende af intervallet af de empirisk baserede tålegrænser (5 kg), hvis disse arter ønskes bevaret. Det samme gælder for følsomme laver; evt. suppleret med 'critical levels' for luftkoncentrationer af ammoniak (jf. s. 10). Beregninger baseret på et stort antal arter, hvoraf kun en delmængde er meget følsomme, er usikre og vil ikke nødvendigvis beskytte de mest følsomme arter.

5.3 Størrelse og variation af beregnede tålegrænser

En beregning med VSD-PROPS modelsystemet baseret på en brutto-liste af arter, der kan repræsentere et typisk sæt af observerede arter på en (velundersøgt) lokalitet giver, for hede og overdrev, tålegrænser, der falder i intervallerne for de empirisk baserede tålegrænser. En beregning dækkende et bredt spektrum af eutrofieringsstatus (baseret på C/N) viser, at anvendelse af en målsætning baseret på bevarelse af det faktisk observerede sæt af planter i stort set alle tilfælde vil give tålegrænser over den lave ende af de empirisk baserede tålegrænser (10 kg for hede, overdrev og den følsomme del af moserne).

Metoden giver mulighed for at foretage konkrete beregninger, hvor tålegrænsen gradueres pba. de naturgivne forhold på det enkelte område og giver mulighed for at graduere målsætningen for områderne generelt eller lokalt og inddrage den kvantitative effekt af pleje. Kvælstoffjernelsen ved pleje er input i beregningerne og forventes at kunne variere i størrelsesordenen 1 -3 kg N ha⁻¹ år⁻¹ mellem forskellige acceptable niveauer af pleje (Damgård m.fl., 2007). På trods af mangler i datagrundlaget forventes denne tilgang – for de arealer hvor der er data rådighed - at være mere robust end en differentiering inden for intervallerne for de empirisk baserede tålegrænser baseret på mere kvalitative vurderinger (beskrevet som en mulighed i den tidligere VVM-manual (Bak, 2003)). Den fremtidige udvikling af beregningsmetoden i UNECE regi har været usikker de seneste år pga. et skift i datacenter for ICP Mapping og Modelling, der står for udviklingen, fra Holland til Tyskland. Det nye tyske datacenter forventes først at være i fuld drift fra udgangen af 2019.

5.4 Udvikling i baggrundsdeposition

Der er netop vedtaget en revision af Göteborg protokollen og EU's NEC direktiv. Aftalerne forventes at give en vis reduktion af baggrundsbelastningen med kvælstof, selvom ambitionsniveauet har været lavere end ved tidligere internationale aftaler. De forventede effekter for Danmark og udvalgte andre lande er vist i tabel 10. Der forventes også med de nye aftaler meget markante og vidt spredte effekter af overskridelser af kvælstoftålegrænserne for terrestrisk natur i Europa. Det er værd at bemærke, at en meget væsentlig andel af den aftalte reduktion fra 2005 til 2020 allerede er realiseret i 2016 og reguleringen frem mod 2030 indeholder væsentlige frihedsgrader og dermed usikkerhed for de mere lokale reduktioner. For Danmark er den beregnede reduktion i AAE omkring en halvering, medens arealandelen med overskridelse baseret på europæiske beregninger med en N-balance model stadig vil være omkring 100 %. Danske målinger har ikke vist et fald i N deposition fra 2004 til 2014 (Ellermann m.fl., 2016).

Tabel 10. Arealandele (%) med overskridelser af tålegrænserne for NATURA 2000 områder i udvalgte lande for 2005 til 2030 ved gennemførelse af Kommissionens forslag til revision af NEC direktivet, samt den gennemsnitlige *overskridelse* (AAE) af tålegrænserne for NATURA 2000 områder i landene (kg N ha⁻¹ år⁻¹) (EEA, 2014).

Eutrophication	2005		2010		2020		2030	
	Area %	AAE	Area %	AAE	Area %	AAE	Area %	AAE
Denmark ¹	100	9,62	100	7,38	99	5,28	99	4,76
Germany	55	4,52	51	3,77	42	2,51	39	2,09
Netherlands	88	11,56	87	9,53	84	6,51	83	5,89
Czech Republic	91	6,24	87	4,61	69	2,60	61	1,92
EU-28	78	4,72	73	3,60	65	2,65	61	2,34

¹Andelen af areal med tålegrænseoverskridelse 'Area %' er baseret på europæiske beregninger med en N-balance model som i udgangspunktet giver de laveste tålegrænseværdier (lavere end både de biodiversitetsbaserede og især empirisk baserede tålegrænser).

5.5 Biodiversitetseffekter

De mulige effekter på biodiversiteten, hvis en fremtidig regulering af ammoniak baseres på således beregnede tålegrænser vil afhænge af den praktiske implementering ift. gældende praksis, der er forholdsvis dårligt kendt. Metoden giver, som beskrevet, et vist spillerum ift. valg af referenceår, kritiske værdier, og valg af typiske arter. Der vil desuden være (kvantificerbare) usikkerheder i datagrundlag og beregninger, der kan inddrages i vurderingen. I et scenario, hvor der sammenlignes med en regulering baseret på anvendelse af den lave ende af de empirisk baserede tålegrænser, vil den her beskrevne tilgang i en del tilfælde lokalt give mulighed for højere belastning baseret på en konkret vurdering af, at betydning for de berørte områders tilstand (og bidrag til biodiversiteten) ikke vil være væsentlig. Det er imidlertid kun en mindre del af et konkret ammoniakudslip, der afsættes lokalt (og samlet set kun 28 % på det danske landareal, Ellermann m.fl., 2016). De danske og europæiske kvælstofemissioner er generelt for høje og vil ikke med de nuværende internationale aftaler nedbringes til et niveau, hvor der ikke vil være væsentlige effekter på natur, miljø og biodiversitet (jf. tabel 9).

Danmark forventes også fremover at ville være bundet af et emissionsloft for ammoniak. Med de nuværende fremskrivninger kan der kræves yderligere virkemidler for, at Danmark opfylder målene (Mikkelsen & Albrechtsen, 2017). En omlægning af regulering, der lokalt kan give mulighed for højere udslip / lokal belastning skal i så fald modsvares af andre virkemidler, så det samlede udslip ikke stiger. Hvis strukturudvikling, udvikling i teknologi mv. medfører, at en omlægning af regulering af lokale emissioner giver mulighed for en samlet emissionsforøgelse (ift. ingen omlægning) vil effekten på større skala være negativ.

En kvantitativ vurdering vanskeliggøres også af, at der i den nuværende ammoniakregulering altid, pr. ansøgning, tillades mindst 1 kg merbelastning for kategori 3 natur. Det er dermed vanskeligt at forudse, hvor merbelastning vil finde sted, og i hvilken størrelse. Samlet set er det fundet, at de vurderede effekter på biodiversitet er så usikre, at det ikke er fundet meningsfyldt at foretage en mere kvantitativ vurdering.

5.6 Behov for justering af Teknisk anvisning

Anvendelse af beregningsværktøjer kræver et vist minimum af data. Det vil dog i nogen udstrækning være muligt at basere manglende værdier på andre observationer på lokaliteten eller med inddragelse af observationer fra nærliggende områder eller (for mindre følsomme parametre) med generiske værdier. Der er i dette projekt opstillet en simpel model for estimering af C / N og pH ud fra planteforekomst i en dokumentationscirkel. Tilgangen vil kunne udvides væsentligt ved udarbejdelse af et egentligt beslutningsstøttesystem, både for fysisk- kemiske parametre og forekomstsandsynlighed for andre (følsomme) arter.

Det indsamlede datagrundlag for § 3 områder er kendetegnet af et meget stort antal observationer af et meget ekstensivt og meget kvalitativt sæt af oplysninger, formentlig også af meget svingende kvalitet. Nogle informationer er nok mest rettet mod den interne forvaltning i kommunerne, fx om det er vurderet, at der er behov for en indsats mod forskellige påvirkninger. Disse oplysninger er vanskelige at anvende kvantitativt, idet de formentlig også inde-

holder en vurdering af prioriteringer ift. de tilgængelige ressourcer. Det anbefales at justere de tekniske anvisninger, så der lægges større vægt på data, der kan indgå i kvantitative vurderinger.

Der kan opstilles flere trin til en forbedring af datagrundlaget. Dette vil både kunne ske generelt men også i den enkelte sag afhængigt af vigtigheden af en afgørelse. 1) Data fra områder, der i dag helt eller delvis (fx meget kort artsliste) mangler data. En del vil kunne dækkes ved inddragelse af data fra nærtliggende områder, specielt ved mosaikforekomster. Muligheden for at overføre observationer fra nærtliggende områder / behovet for at indsamle (yderligere) data vurderes at kunne bestemmes ud fra en sammenligning af områderne baseret på tilgængelige landsdækkende data, primært bioscoreværdien og de underliggende data. 2) En bedre dækning med dokumentationscirkler. 3) En basal indsamling af jordbundsdata, en mere systematisk opgørelse af dækningsgrader og kvantitative data vedr. pleje / drift. 4) For områder, hvor der kan knyttes en målsætning hertil, kan der foretages en mere intensiv undersøgelse af forekomst af følsomme arter. 5) Tidsserier (mindst 2 observationer med fx 10 – 15 års mellemrum). Der kan formentlig ske en vis generalisering og opstilling af modeller ud fra NOVANA data, men der vil kræves et sæt af valideringsdata for overførsel til § 3 og et minimum af kvantitative data for puljer og fluxe (jf. kapitel3). 6) Sammenhængen mellem (punkt)observationer og arealer fx baseret på orthofotos og (mere vidtgående) dronekortlægning.

Det har ikke været en del af projektet at udarbejde en færdig opdatering af de tekniske anvisninger, men der er i bilag 3 givet en skitse til indsamling af jordbundsdata, og der er i appendiks 2 vist, hvordan de nuværende tekniske anvisninger kan modificeres for at sikre et bedre datagrundlag for kvælstoffølsomme arter.

5.7 Muligt beslutningsstøttesystem

I princippet er det naturligvis muligt, som skitseret ovenfor, at tilrettelægge et overvågningsprogram, der med tilstrækkelige ressourcer kan skaffe et datagrundlag, der muliggør beregning af lokalitetsspecifikke tålegrænser for alle naturområder, eller specifikt for fx kategori 3 natur. Det vil imidlertid være meget omkostningstungt at opbygge og vedligeholde et sådant datagrundlag.

En alternativt, og måske mere farbar vej vil være gradvist at modificere og målrette dataindsamlingen som skitseret ovenfor og supplere dette datagrundlag med et beslutningsstøttesystem, der kan bruges i behandling af de enkelte sager. Et sådan system vil kunne trække på de eksisterende datasæt, herunder data for det konkrete område i naturdatabasen, data for nærtliggende områder, generelle data vedr. jordbund, nedbør, baggrundsdeposition mv. På baggrund heraf kan en konkret tålegrænse for området beregnes med tilhørende usikkerhed. Systemet vil derudover kunne give en rangordnet liste over hvilke konkrete data, det vil være mest omkostningseffektivt at indsamle for at reducere usikkerheden i vurdering for det konkrete område; og opdatere beregningen, hvis disse data indlægges.

Det vil være muligt at opbygge et sådant system med en forholdsvis simpel brugerflade, men systemet vil være afhængig af løbende vedligeholdelse eller aftaler om, at de nødvendige data vil være til rådighed på en given form.

6. Konklusioner

- Den beskrevne metode giver mulighed for at foretage konkrete beregninger, hvor tålegrænsen gradueres for konkrete naturområder pba. de naturgivne forhold, målsætningen for området og den kvantitative effekt af naturpleje.
- Der vil være situationer, hvor den beskrevne tilgang skal bruges med forsigtighed. Det drejer sig dels om hede / klit områder, der er under tilgroning eller ved at skifte til græsland. Et andet problemområde kan være følsomme moser med højmoservegetation, fattigkær, hængesæk, rigkær og kildevæld. Her bør der foretages en omhyggelig vurdering af det tilgængelige datagrundlag.
- De beregnede tålegrænser vil i langt de fleste tilfælde falde indenfor intervallerne for de empirisk baserede tålegrænser.
- En konkret beregning vil, sammenlignet med anvendelse af empirisk baserede tålegrænser, i en del tilfælde lokalt give mulighed for højere belastning baseret på en konkret vurdering af, at betydning for de berørte områders tilstand (og bidrag til biodiversiteten) ikke vil være væsentlig.
- De mulige effekter på biodiversiteten, hvis en fremtidig regulering af ammoniak baseres på beregnede tålegrænser, er så usikre, at det ikke er fundet meningsfyldt at foretage en mere kvantitativ vurdering af effekterne.
- Det vil være muligt at opbygge et beslutningsstøttesystem til brug i sagsbehandling, der kan trække på eksisterende data og vejlede indsamling af supplerende data for et konkret område.
- Der er mangler i det eksisterende datagrundlag og behov for bedre landsdækkende data vedr. jordbund, jordbundskemi og vegetationssammensætning (dækning, dominerende arter).
- Der forventes inden for de kommende 2-3 år at blive udarbejdet retningslinjer i regi af UNECE for anvendelse af biodiversitetsbaserede tålegrænser.

7. Referencer

- Bak, J., 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>
- Bak, J., 2003, Manual vedr. vurdering af de lokale miljøeffekter som følge af luftbårent kvælstof ved udvidelse og etablering af større husdyrbrug, Skov og Naturstyrelsen, 2003
- Damgaard, C. & Strandberg, M. (2015): Mulig anvendelse af citizen science data til at bestemme ændringer i sandsynlighed for forekomst
- 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>
- EEA Technical Report No 11, 2014, Effects of air pollution on European ecosystems, ISSN 1725-2237, <http://www.eea.europa.eu/publications/effects-of-air-pollution-on>
- Ehlers BK, Damgaard CF, Laroche F. 2016 Intraspecific genetic variation and species coexistence in plant communities. Biol. Lett. 12: 20150853.
<http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2015.0853>
- Ejrnæs, R., Petersen, A.H., Bladt, J., Bruun, H.H., Moeslund, J.E., Wiberg-Larsen, P. & Rahbek, C. 2014. Biodiversitetskort for Danmark. Udviklet i samarbejde mellem Center for Makroøkologi, Evolution og Klima på Københavns Universitet og Institut for Bioscience ved Aarhus Universitet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 96 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 112.
<http://dce2.au.dk/pub/SR112.pdf>
- Ellenberg, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. - Scripta Geobotanica 9.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Scripta Geobotanica 18:1-258.
- Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. 2016: Atmosfærisk deposition 2015. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 70s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 204.
<http://dce2.au.dk/pub/SR204.pdf>
- Fredshavn, J.R. & Ejrnæs, R. 2009. Naturtilstand i habitatområderne. Habitatdirektivets lysåbne naturtyper. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 76 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 735.
<http://www.dmu.dk/Pub/FR735.pd>

Gundersen, P., Johannsen, VK. (2016): Ammoniakfølsomme skove - kortlægning og vejledning. IGN Rapport. Juni 2016, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, Frederiksberg

Hill, M. O., Mountford, J. O., Roy, D. B. & Bunce, R. G. H. (1999): Ellenberg's indicator values for British plants. Institute of Terrestrial Ecology.

Levin, G. 2016. Geografiske analyser af § 3-registrerede arealer. Analyser af overlap mellem § 3-registrerede arealer og andre geografiske data. Aarhus Universitet, DCE –Nationalt Center for Miljø og Energi, 47 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 213, <http://dce2.au.dk/pub/SR213.pdf>

Mikkelsen, M.H., og Albrechtsen, R., 2017, Fremskrivning af landbrugets ammoniakemission 2016-2035 Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Dato: 22. marts 2017

Nielsen, K. E., Bak, J. L., Bruus Pedersen, M., Damgaard, C., Ejrnæs, R., Fredshavn, J. R., Nygaard, B., Skov, F., Strandberg, B. & Strandberg, M. (2012): NATURDATA.DK - Danish monitoring program of vegetation and chemical plant and soil data from non-forested terrestrial habitat types. - Biodiversity & Ecology 4:375.

Nygaard, B., Damgaard, C., Nielsen, K. E., Bladt, J. & Ejrnæs, R. (2015): Terrestriske Naturtyper 2004 – 2014. NOVANA. in. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.

Nygaard, B., og Bladt, J., september 2015, Beregning af arealer med beskyttet natur i relation til husdyrregulering, notat, DCE

Svenning, J.-C. & Sandel, B. (2013): Disequilibrium vegetation dynamics under future climate change. - American Journal of Botany.

Wolfram, S. (2016): Mathematica. in. Wolfram Research, Inc., Champaign, USA.

Bilag 1. § 3 naturtyper

Tabel B1.1. § 3 naturtype, navn, nr, antal observationer, og tættest korreleret Habitat naturtype, samt ligheden mellem § 3 og Habitatnaturtype målt med Marasita-Horn index.

§ 3 naturtype	§ 3 nat.typ	n	Habitat nat.typ			Kor.		
ikke natur	3	1573	6210	6200	6230	72,1	69,5	66,3
strandeng	1300	1695	1330	1300	1220	68,7	66,2	65,1
- strandeng	1301	771	1300	1220	6400	57,5	55,8	55,1
- strandsump	1302	342	1300	1220	1100	57,9	53,5	53,4
Enårig strandengsvegetation	1310	3						
Vadegræssamfund	1320	4						
klit	2100	249	2190	2100	6410	77	72	70,3
- hvid klit	2101	2						
- grå-/grøn klit	2102	20	6230	2130	2100	77,6	72,5	68,8
- klithede	2103	23	2140	2100	2130	80,5	74,1	70,4
- kystnært krat	2104	2						
Forklit	2110	2						
Grå/grøn klit	2130	36	6410	2190	6230	73,7	72,9	64,4
klithede	2140	58	2190	4000	2100	77,6	69,1	68,2
Havtornklit	2160	2						
fugtig klitlavning	2190	105	2190	6410	4000	79	77,4	58,6
Revling-indlandsklit	2320	9	2140	2100	2250	77,6	72,5	71,4
Græs-indlandsklit	2330	8	4030	4000	2140	60,4	55,5	45,8
søer og vandhuler	3100	10692	7200	7210	6430	52,4	50,6	41,6
- næringsfattig sø	3101	217	3100	3130	7140	51,4	45,3	40,9
- kalkrig sø (kransnålealger)	3102	174	7210	3100	7200	33,4	31,9	30,2
- næringsrig sø	3103	5609	7200	7210	6430	56,2	51,2	45,3
- brunvandet sø	3104	258	7210	3100	7200	48,2	46,1	45,4
Lobeliesø	3110	1						
Søbred med småurter	3130	128	3130	3100	7140	50,5	50,3	40
Kransnålealge-sø	3140	261	7210	3100	7200	21,6	17,6	14,6
Næringsrig sø	3150	4516	7200	7210	3100	47,8	47,2	40
Brunvandet sø	3160	109	3100	3130	7140	54,7	51,4	47,6
hede	4000	3523	4030	4000	2250	84,1	83,7	75,1
- våd hede	4001	973	4000	4030	4010	88,8	88	74,8
- tør hede	4002	2025	4030	4000	2250	85,5	84,5	74,7
- hedekrat	4003	405	4000	4030	9190	82,6	82,1	75,6
Våd hede	4010	71	4000	4010	7100	83,2	82,8	74,2
tør indlandshede	4030	380	4030	2250	4000	76,9	75,4	75
enekrat	5130	7	9190	4030	4000	58,8	57,7	55,6
Tør overdrev på kalkholdigt sand	6120	24	6230	2130	6200	68,4	63	57
overdrev	6200	11030	6200	6230	6210	89,6	87,8	85,7
- kalkoverdrev	6201	1466	6210	6200	6230	88,2	85,8	74
- surt overdrev	6202	4735	6230	6200	6210	90,6	83,5	78
- tørt overdrev	6203	997	6230	6200	6210	87,9	86,6	82
Kalkoverdrev	6210	351	6210	6200	6230	91,1	83	74,2

Surt overdrev	6230	903	6230	6200	6210	89,9	86,6	81,6
eng	6400	21682	6400	7200	7230	92,2	77,8	77,4
- næringsfattig eng	6401	424	6410	7230	6400	84,4	71,1	69,9
- natureng	6402	11619	6400	7230	7200	92,7	78,9	78
- kultureng	6403	7070	6400	6430	1300	90,6	69	67,1
Tidvis våd eng	6410	142	6410	6400	6230	70,9	64,6	60
Urtebræmme	6430	15	6200	6400	1300	26,6	23,3	22,4
mose	7000	16561	7200	7230	9199	85,2	75,3	75
- højmose	7001	48	4010	7100	7140	78,5	75,8	74
- hængesæk	7002	384	7140	7100	6410	82,7	70,6	67,3
- fattigkær	7003	1990	6410	7140	7100	79,1	74,4	72,5
- kildevæld	7004	307	7230	7200	7220	82,2	81,9	81,4
- rigkær	7005	1909	7230	7200	7220	87,6	86,2	84
- højstaude-/rørsump	7006	5605	7200	6430	6400	85,3	76	72,3
- fugtig krat	7007	4654	7200	9199	9100	83	77,5	71,3
højmose	7110	26	4010	7120	7100	75,4	68,3	67,9
Nedbrudt højmose	7120	57	7100	4010	7150	69,2	68,5	68
hængesæk	7140	123	7140	6410	7100	77,1	70,1	64,6
Tørvelavning	7150	10	7150	4010	4000	62,1	53,3	49,2
Kildevæld	7220	36	7220	7230	7200	78,3	75,7	74,6
rigkær	7230	543	7230	7200	7220	88,8	82,8	81,7
skov	9100	1363	9199	9100	7200	79,7	73,4	67,5
- aske/ellesump	9101	1385	9199	9100	7200	78,8	68,2	66,7
- birkemose	9102	514	9100	9199	9198	76,7	67,6	64,6
- stævningskov/græsningsskov	9103	35	9199	9100	6430	65,8	62	56,2
Skovbevokset tørvemose	9998	32	9100	9198	9199	59,8	57,1	51
Elle- og askeskov	9999	160	9199	9100	7200	75,5	62,4	60,7

Bilag 2. Naturtypekarakteristiske strukturer

nobs		ikke tilstede	spredt/ rudimentært	udbredt/ veludviklet
15897	Vegetation domineret af bredbl. urter og halvgræsser	0,29	0,46	0,25
15896	Sphagnum- og/el mosrig bund	0,50	0,32	0,17
15889	Ensartede bestande af tagrør el. a. høje græsser	0,34	0,36	0,30
15888	Ensartede bestande af høje næringskrævende stauder	0,40	0,41	0,18
15861	Tegn på tilskudsfodring/gødskning	0,92	0,06	0,02
15839	Fugtige, artsrige kratpartier	0,62	0,28	0,10
15754	Trykvandspåvirket bund	0,56	0,26	0,18
15740	Jævn, kulturopåvirket bund uden terrænvariationer	0,77	0,17	0,07
12320	Stejle uopdyrkede skrænter	0,44	0,28	0,28
12306	Urterig vegetation med mange rosetplanter	0,26	0,50	0,23
12290	Nedbidte træer og buske med fodpose	0,81	0,16	0,03
12280	Kraftig, mørkegrøn eutrofieret vegetation	0,53	0,34	0,12
12276	Store fritliggende sten, evt højryggede agre	0,82	0,14	0,05
12199	Omsået med kulturgræsser/-kløver	0,76	0,17	0,07
10084	Kørespor, evt tegn på gødningsudbringning	0,87	0,10	0,03
10059	Anvendelse af tilskudsfodring	0,92	0,06	0,02
4548	Bunden dækket af Stjerne-bredribbe (invasiv mos)	0,89	0,10	0,01
4375	Dominans af græs, herunder blåtop	0,15	0,43	0,42
4370	Dominans af dværgbuske	0,22	0,41	0,38
4369	Aldersvariation i hedelyng	0,25	0,55	0,20
4340	Gamle, udgåede lyngpartier uden regeneration	0,62	0,34	0,04
4222	Fugtig, vanddækket bund m mosrig flora	0,29	0,35	0,36
4213	Tilgroet med høje, næringskrævende urter/tagrør	0,22	0,35	0,43
4150	Forekomst af rensdyrlav	0,62	0,33	0,05
4032	Lav, artsrig urte- og mosvegetation	0,63	0,30	0,07
4021	Lysåben, sphagnumrig	0,73	0,18	0,09
3987	Tilgroet med buske og træer	0,21	0,31	0,48
3944	Forekomst af gyvel eller nåletræer (undtagen ene)	0,16	0,52	0,33
3902	Udtørret, ingen aktiv tørvedannelse	0,50	0,30	0,20
3521	Aldersvariation i klokkelyng	0,79	0,18	0,04
2118	Udstrakt anvendelse af tilskudsfodring	0,92	0,05	0,02

	Ingen afvanding. Intakt og veludviklet	Nogen afvanding. Fugtighedsplanter udbredte	Afvanding tydelig. Fugtighedsplanter pletvist.	Afvanding udbredt. Fugtighedsplanter hist og her	Fuldstændig afvan- det. Fugtighedsplanter mangler
Afvanding og vandindvinding	0,25	0,45	0,18	0,09	0,04

Bilag 3. Forslag til Teknisk anvisning for Jordprøver fra dokumentationssfelt

Der skal indsamles to jordprøver fra hver dokumentationscirkel. Analyserne fra jordprøverne skal bruges som grundlag for beregning af stedspecifikke tålegrænser og til vurdering af kvælstofpåvirkning. Jordprøvetagning skal kunne gennemføres på under en halv time.

Der skal udtages jordprøver i to dybder som de øverste 5 cm samt i 20 cm dybde. Den øverste prøve skal udtages i de øverste 5 cm og den dybe prøve fra 20 cm dybde fra overfladen. En jordprøve består af 4 delprøver som udtages i 5 m cirkelns fire verdenshjørner.

Jordprøver indsamles og afleveres i emballage angivet af analyselaboratorium. Jordprøver udtages med graveske, kniv eller stålrør med skarp kant.

Der anvendes puljede jordprøver fra dokumentationscirklen på A-arealet, idet udtagningerne blandes til én prøve. Prøverne mærkes med oplysninger om indsamlingsdato, prøvefeltsnummer (xxxx-yy) og mærkat med stregkode for hver prøve, og oplysningerne anføres ligeledes på rekvisitionssedlen fra laboratoriet, hvor prøvetypen afkrydses inden de sendes til laboratoriet.

Jordprøverne udtages i de fire hjørner som dannes af de fire verdenshjørner i 5 m cirklen. De to prøver tages i de øverste 5 cm med graveske eller stålrør med en skarp kant samt i 20 cm's dybde. Inden prøven udtages fjernes det øverste, uomsatte og løse lag af smågrene, blade og førne, der ikke tjener som voksemedium for rødder. I naturtyper med morlag (omsat organisk lag, der fungerer som vækstlag) friskæres morlaget rundt om røret med en kniv for at lette prøvetagningen. Målinger af morlagstykkelse foretages kun på hede. Tykkelsen af morlaget i det udgravede hul eller på boreproppen angives i hele cm. Er morlaget mere end 5 cm tykt består prøven alene af morlag. Hvis morlaget er tykkere end 30 cm angives morlagstykkelse til 30 cm.

De fire prøver fra dokumentationscirklen fra hver dybde samles i kraftige plasticposer og blandes til én prøve. Prøverne udtages i 5 m-cirkelns fire verdenshjørner. Såfremt jordbundsprøverne skal opbevares inden forsendelse til laboratorium stilles prøverne ved hjemkomst til lufttørring ved at åbne poserne, og rulle kanten tilbage. Jordprøverne hældes over i de udleverede beholdere, inden aflevering til laboratorium. Den del af jordprøven der afsendes til laboratoriet skal være repræsentativ for hele jordprøven, dog kan de groveste sten og rødder sorteres fra. De udleverede mærkater med stregkode sættes på æsken (ikke låget).

I begge dybde skal analyseres for fosfor (P-tal) samt kulstof og kvælstof (C / N-forhold) og måling af pH. I den dybe prøve skal der endvidere foretages en teksturanalyse.

Der indsamles i alt 100 gram jord pr prøve. På laboratoriet vil prøverne som standard blive tørret ved 55° C i et døgn til konstant vægt og efterfølgende vejjet.

Bilag 4. Artslister

Lister over naturtypespecifikke, potentielt kvælstoffølsomme, hyppigt forekommende arter for de enkelte § 3 naturtyper. Arterne er sorteret efter forekomst sandsynlighed (størst til mindst).

1300	1330
hvid-kløver	rød svingel
kryb-hvene	kryb-hvene
strand-svingel	sandkryb
tagrør	strand-vejbred
glat vejbred	strand-trehage
jordbær-kløver	hvid-kløver
rød svingel	tagrør
krybende potentiel	kruset skræppe
tigger-ranunkel	strand-annelgræs
	høst-borst
	jordbær-kløver
	strandgåsefod
	kødet hindeknæ
	fjernakset star
	strand-mælde
	glat vejbred
	strand-svingel
	glanskapslet siv
	ager-svinemælk
	tæt blomstret hindebæger
	enskællet sumpstrå
	kær-trehage
	krybende potentiel
	stilkløs kilebæger
	strand-tusindgylden
	tigger-ranunkel
	fliget vejbred

2140	2190
revling	mose-bølle
sand-hjælme	revling
almindelig engelsød	tagrør
smalbladet høgeurt	sand-star
mose-bølle	kryb-hvene
blåmunke	rød svingel
sandskæg	kær-ranunkel
rød svingel	glanskapslet siv
engelsk visse	klokke-ensian
lyng-snerre	børste-siv
tidlig dværgbunke	engelsk visse
hårspidset jomfruhår	smalbladet høgeurt
strand-vejbred	mangestænglet sumpstrå
pille-star	sand-hjælme
ene	pille-star
klit-rose	tråd-siv
smalbladet timian	almindelig engelsød
børste-siv	liden soldug
skovstjerne	næb-star
kryb-hvene	sandskæg
tyttebær	kær-fladstjerne
bidende stenurt	blåmunke
marehalm	sump-hullæbe
tue-kogleaks	enskættet sumpstrå
mark-bynke	lyng-snerre
tråd-siv	skovstjerne
klit-limurt	fin bunke
bakke-nellike	trævekrone
	strand-vejbred

3100	3130
kryb-hvene	næb-star
næb-star	glanskapslet siv
revling	tagrør
glanskapslet siv	kær-ranunkel
tigger-ranunkel	lyng-snerre
vand-skræppe	aflangbladet vandaks
kær-fladstjerne	rødbrun tørvemos
udspærret tørvemos	kryb-hvene
sand-star	krognæb-star
pille-star	liden soldug
gifttyde	tråd-siv
butfinnet mangeløv	krans-mynte
høst-borst	eng-forglemmigej
krans-mynte	almindelig jomfruhår
langbladet ranunkel	
hvid-kløver	
smalbladet ærenpris	
stor skebladsmos	

4000	4010	4030
hedelyng	revling	hedelyng
lyng-snerre	tue-kogleaks	revling
revling	rosmarinlyng	pille-star
pille-star	mose-bølle	sand-star
skovstjerne	tyttebær	tyttebær
sand-star	skovstjerne	lyng-snerre
tyttebær	pille-star	skovstjerne
ene	lyng-snerre	almindelig kløvtand
bævreasp	børste-siv	fåre-svingel
tue-kogleaks	almindelig hvidmos	ene
børste-siv	tagrør	engelsk visse
fåre-svingel	pjusket tørvemos	rød svingel
engelsk visse	klokke-ensian	bævreasp
mose-bølle	sod-tørvemos	liden klokke
rød svingel	kryb-hvene	smalbladet høgeurt
klokke-ensian	hvid næbfrø	tue-kogleaks
glansbladet hæg	rød tørvemos	glansbladet hæg
liden klokke	bævreasp	mose-bølle
rosmarinlyng	almindelig jomfruhår	guldblomme
	rød svingel	majblomst
	liden soldug	børste-siv
	ene	hede-melbærris
		blåmunke
		håret visse
		almindelig engelsød
		almindelig pimpinelle
		håret frytle

6200	6210	6230	6400	6410
rød svingel	rød svingel	rød svingel	kryb-hvene	rød svingel
hvid-kløver	knold-ranunkel	hvid-kløver	rød svingel	kryb-hvene
kruset skræppe	hvid-kløver	knold-ranunkel	hvid-kløver	tagrør
knold-ranunkel	blåhat	lyng-snerre	glanskapslet siv	sump-snerre
høst-borst	almindelig pimpinelle	høst-borst	glat vejbred	hvid-kløver
blåhat	liden klokke	pille-star	dunet dueurt	toradet star
glat vejbred	humle-sneglebælg	blåhat	eng-forglemmigej	sump-kællingetand
ager-snerle	stor knopurt	smalbladet høgeurt	sump-kællingetand	lyng-snerre
hare-kløver	krybende potentil	kornet stenbræk	kær-ranunkel	hjerTEGRæs
lyng-snerre	hulkravet kodriver	tidlig dværgbunke	trævlekrone	trævlekrone
kornet stenbræk	ager-snerle	ene	almindelig firling	revling
sølv-potentil	hjerTEGRæs	blåmunke	sump-snerre	gul frøstjerne
stor knopurt	almindelig agermåne	glat vejbred	kær-star	pille-star
smalbladet høgeurt	knoldet mjødurt	bakke-nellike	næb-star	mose-bølle
mark-bynke	gedeskæg coll.	mark-bynke	kær-trehage	tyttebær
vild løg	kornet stenbræk	vår-star	top-star	tvebo baldrian
pille-star	lav tidsel	smalbladet timian	jordbær-kløver	kødfarvet gøgeurt
tidlig dværgbunke	bugtet kløver	bredbladet timian	tykakset star	trenervet snerre
ene	vår-star	engelsk visse	lyng-snerre	kær-trehage
hulkravet kodriver	dunet havre	hjerTEGRæs	kær-fladstjerne	kær-star
bakke-nellike	håret viol	sølv-potentil		børste-siv
bidende stenurt	vild hør	knoldet mjødurt		tråd-siv
knoldet mjødurt	bredbladet timian	revling		dunet dueurt
skov-jordbær	fladstrået rapgræs	smuk perikon		kær-fladstjerne
bakke-forglemmigej	bidende stenurt	tyttebær		skovstjerne
bævreasp	vild løg	bidende stenurt		maj-gøgeurt
		lav tidsel		krybende læbeløs
				tue-kogleaks
				femhannet pil

7100	7140	7200	7210	7230
pjusket tørvemos	næb-star	eng-forglemmigej	tagrør	dunet dueurt
revling	pjusket tørvemos	tagrør	hvas avneknippe	eng-forglemmigej
rosmarinlyng	almindelig jomfruhår	kryb-hvene	vand-mynte	glanskapslet siv
næb-star	udspærret tørvemos	toradet star	almindelig mjødurt	kryb-hvene
rød tørvemos	revling	rød svingel	top-star	mose krybstjerne
tyttebær	rød tørvemos	dunet dueurt	kærbregne	rød svingel
kryb-hvene	rosmarinlyng	kruset skræppe	butblomstret siv	væld-kortkapsel
sod-tørvemos	sod-tørvemos	mose krybstjerne	angelik	trævlekrone
almindelig jomfruhår	hvid næbfrø	top-star	gul frøstjerne	grøn eremitmos
tagrør	kærbregne	kær-star		sump-snerre
hvid næbfrø	mose-bølle	glanskapslet siv		top-star
mose-bølle	sump-kællingetand	sump-snerre		sump-kællingetand
glanskapslet siv	glanskapslet siv	hvid-kløver		toradet star
almindelig hvidmos	stor skebladsmos	sump-kællingetand		bølget krybstjerne
	trindgrenet tørvemos	næb-star		hvid-kløver
	top-star	vand-skræppe		næb-star
	gifttyde	vinget perikon		kær-trehage
	kær-fladstjerne	trævlekrone		nedløbende bryum
	sump-snerre	gul frøstjerne		vinget perikon
	rød svingel	kær-ranunkel		kær-star
	vand-skræppe	solbær		maj-gøgeurt
	dunet dueurt	nikkende star		kær-høgeskæg
	trævlekrone	kær-fladstjerne		tvebo baldrian
	kærmysse	femhannet pil		blågrå siv
				almindelig guldstjerne-
				mos
				kær-ranunkel
				krognæb-star
				krybende læbeløs

9100	9190	9199
tagrør	hedelyng	top-star
rød svingel	pille-star	tagrør
korbær	glansbladet hæg	bølget krybstjerne
kryb-hvene	lyng-snerre	kær-star
stribet næbmos	bævreasp	dunet dueurt
dunet steffensurt	skovstjerne	kryb-hvene
kvalkved	tyttebær	væld-kortkapsel
toradet star	sand-star	fælled-krybstjerne
solbær	håret frytle	rød svingel
bølget krybstjerne	almindelig engelsød	kvalkved
mynteslægten	revling	mynteslægten
vrietorn	rød svingel	raslende krybstjerne
tyttebær	majblomst	mose krybstjerne
pille-star	almindelig kohvede	kær-høgeskæg
bævreasp	krat-viol	tvebo baldrian
gul frøstjerne	almindelig mjødurt	toradet star
kær-rademos	ene	grøn eremitmos
revling		hvid-kløver
skovstjerne		stribet næbmos
kær-star		almindelig bredblad
hassel		dunet steffensurt
butblomstret siv		sump-snerre
dunet dueurt		trævlekrone
lyng-snerre		solbær
håret viol		vand-skræppe
fladstrået rapgræs		sump-kællingetand
sump-snerre		vinget perikon
femhannet pil		krybende læbeløs
		hassel

[Tom side]

MULIG METODE TIL BEREGNING AF AREALSPECIFIKKE TÅLEGRÆNSER FOR KATEGORI 3 NATUR

Rapporten beskriver, hvordan en mulig ny metode til beregning af arealspecifikke tålegrænser for kategori 3 natur kan udvikles. Metoden baseres på anvendelse af koblede jordbundskemi- og planteforekomst modeller og følger anbefalinger fra det nyeste arbejde med tålegrænser baseret på målsætninger for artsforekomst / biodiversitet i regi af UNECE.