



REDUKTIONSMÅL FOR DANSKE AMMONIAKEMISSIONER

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 278

2023



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

REDUKTIONSMÅL FOR DANSKE AMMONIAKEMISSIONER

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 278

2023

Jesper Bak

Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 278
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Reduktionsmål for danske ammoniakemissioner
Forfatter:	Jesper Bak
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	juni 2023
Redaktion afsluttet:	30/05, 2023
Faglig kommentering:	Morten Tune Strandberg
Kvalitetssikring, DCE:	Jesper Fredshavn
Ekstern kommentering:	Greenpeace Danmark. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/TR278_komm.pdf
Finansiel støtte:	Greenpeace Danmark Udvikling og test af modulsystemet HEATHSOL-DK er sket under projektet BA-LINK, der er finansieret af Aage V. Jensens Naturfond
Bedes citeret:	Bak, J. 2023. Reduktionsmål for danske ammoniakemissioner. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 37 s. - Teknisk rapport nr. 278 Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Et studie af kvælstofeffekter på følsomme danske naturtyper baseret på NOVANA data og modelberegninger viser at naturtyperne er kraftigt eutrofierede, og at tilstanden for de sidste 20 år har været i stadig og forholdsvis hastig forværring. Der vil kræves yderligere emissionsreduktioner, både internationalt og i Danmark, og der vil kræves en væsentlig indsats for naturgenopretning og naturpleje mhp. kvælstoffjernelse, hvis udviklingen skal vendes.
Emneord:	kvælstoffølsom natur, Habitatdirektivet, ammoniak emissioner og effekter, reduktionsmål
Foto forside:	Jesper Bak
ISBN:	978-87-7156-788-5
ISSN (elektronisk):	2244-9991
Sideantal:	37

Indhold

Indledning	5
Sammenfatning	6
Summary	8
1 Europæisk samarbejde om kontrol af grænseoverskridende luftforurening	10
1.1 Baggrunden for international regulering af kvælstofemissioner	10
1.2 Tålegrænser	12
1.3 Reduktionsmålene i NEC-direktivet og Göteborg protokollen	14
1.4 Udviklingen i Holland	16
2 Dansk ammoniakregulering og effekter i Danmark	19
2.1 Dansk ammoniakregulering	19
2.2 Udviklingstendenser for danske kvælstoffølsomme naturtyper	22
2.3 Modelberegninger	27
3 Konklusioner og anbefalinger	32
4 Referencer	33
5 Bilag 1	35

Indledning

Greenpeace Danmark har d. 21/11, 2022 indgået aftale med DCE, Aarhus Universitet om at gennemføre et studie af den aktuelle udvikling af effekter af kvælstofdeposition på dansk terrestrisk natur baseret på NOVANA data og mulige reduktionskrav til danske ammoniakemissioner baseret på tålegrænser og modelberegninger. Studiet er bestilt som rekvireret forskning. Greenpeace Danmark har ikke haft indflydelse på metoder og konklusioner.

Det er ønsket at studiet skal omfatte:

- 1) Et resumé af det europæiske arbejde med effektbaserede aftaler om kontrol med grænseoverskridende luftforurening og overvågning af luftforurenings-effekter med særligt fokus på den seneste udvikling inden for regulering i Holland og den seneste opdatering af empirisk baserede tålegrænser udviklet under UNECE, Luftkonventionen.
- 2) En analyse af status og tendenser for kvælstofeffekter på dansk beskyttet terrestrisk natur baseret på NOVANA data med særligt fokus på udviklings-tendenser i jordens C/N og pH. Analysen vil være begrænset til de vigtigste hede- og kystøkosystemer.
- 3) Scenarieberegninger med henblik på at opstille mulige reduktionsmål for danske ammoniakemissioner baseret på mål for naturbeskyttelse og genopretning indenfor givne tidsrammer.

Sammenfatning

DCE, Aarhus Universitet har efter aftale med Greenpeace Danmark gennemført et studie af den aktuelle udvikling af effekter af kvælstofdeposition på dansk terrestrisk natur baseret på NOVANA data og mulige reduktionskrav til danske ammoniakemissioner baseret på modelberegninger. Formålet har bl.a. været med udgangspunkt i internationale og nationale politikker og regulering og den seneste udvikling i videnskabelig viden og overvågningsdata fra NOVANA overvågningen, at belyse om der er brug for en yderlig indsats for at begrænse kvælstofeffekter på følsom natur i Danmark.

Samarbejdet om begrænsning af den grænseoverskridende luftforurening i Europa og videnskabeligt samarbejde herom med Nordamerika i regi af UNECE har været en succes i internationalt miljøsamarbejde og udgør i dag en proces, hvor landene samarbejder om overvågning, videnskabelig udvikling og politikudvikling mhp. løbende at reducere forureningen til sikre niveauer. Et vigtigt element heraf har været udviklingen af tålegrænser som grundlag for vurdering af effekter på natur og miljø. Tålegrænserne opdateres løbende pba. Den videnskabelige udvikling. De empirisk baserede tålegrænser er netop opdateret og for en væsentlig del heraf er grænserne reducerede som følge af ny videnskabelig viden. Det videnskabelige samarbejde i UNECE danner i dag også grundlag for EU's Emissionsloftdirektiv.

Emissionslofterne i UNECE's Göteborg protokol og NEC-direktivet opdateres løbende for at sikre en retfærdig og omkostningseffektiv reduktion af forureningen til sikre niveauer. Det betyder at der tages udgangspunkt i en aktivitetsfremskrivning, eksisterende regulering og mulige tekniske virkemidler, hvilket har sat grænser for de mulige reduktioner specielt for ammoniak. Landene har samtidig forpligtigelser ift. nationale naturpolitikker og EU-direktiver. Det har i Holland medført, at man i lyset af mangel på tekniske virkemidler planlægger en reduktion i husdyrtallet for at leve op til EU Habitatdirektivet.

Dansk ammoniakregulering har siden 2001 både haft til formål at opfylde de internationale forpligtigelser, målene i EU's naturpolitikker og nationale mål for beskyttelse af natur og miljø. Reguleringen består af en generel regulering for alle ejendomme og en mere specifik regulering omkring følsom natur, specielt Natura 2000 områderne. Der er aldrig foretaget en evaluering af den nu gældende danske ammoniakregulering og implementering af Habitatdirektivet, herunder om forvaltningen er effektiv ift. at modvirke eutrofiering. Der foretages endvidere ikke årlige beregninger af natur- og miljøeffekter af kvælstofdepositioner til dansk natur.

En fremskrivning foretaget i 2018 rækkende frem til 2035 baseret på daværende tålegrænser viste væsentlige fald i arealet med overskridelser af tålegrænserne. Faldet skyldes både internationale emissionsreduktioner, den danske ammoniakregulering, specielt den specifikke del, og strukturudviklingen i landbruget, hvor produktionen samles på færre og større bedrifter. Der vil dog stadig være væsentlige arealer med overskridelser, og en fortsat akkumulering af kvælstof.

En opdateret vurdering af tilstand og udvikling for udvalgte følsomme danske naturtyper baseret på NOVANA data viser, at naturtyperne er kraftigt

eutrofierede, kvælstofpuljen i jorden er mere end fordoblet, og tilstanden er i stadig og forholdsvis hastig forværring. Udviklingen skyldes formentlig en kombination af tidligere høje depositioner af både kvælstof og svovl, manglende eller utilstrækkelig naturpleje og depositions niveauer, der stadig er for høje og skal nedbringes for at sikre god tilstand, også selvom der foretages natur-genopretning og mere intensiv naturpleje.

En del af problemet er de akkumulerede puljer af kvælstof i økosystemerne. Modelberegninger viser, at disse puljer, hvis de ikke fjernes ved naturgenopretning, gennem mineralisering vil udgøre en intern kilde til tilgængeligt kvælstof i økosystemerne, der vil betyde at områderne kan tåle en lavere belastning, eller vil kræve en kraftigere forvaltning mhp. kvælstoffjernelse.

Der vil kræves yderligere emissionsreduktioner, både internationalt og i Danmark, og der vil kræves en væsentlig indsats for naturgenopretning og naturpleje mhp. kvælstoffjernelse, hvis udviklingen skal vendes, så de følsomme områder bevæger sig i retning af gunstig bevaringsstatus.

Summary

DCE, Aarhus University has, commissioned by Greenpeace Denmark, carried out a study of the current development of effects of nitrogen deposition on Danish terrestrial nature based on NOVANA data and possible reduction requirements for Danish ammonia emissions based on model calculations. A main purpose has been to investigate, if further efforts are needed to limit nitrogen effects on sensitive nature in Denmark using information on recent developments in international and national policies and regulation and the latest developments in scientific knowledge and monitoring data from the NOVANA monitoring.

The international cooperation on limiting cross-border air pollution in Europe and scientific cooperation on this with North America under the auspices of UNECE has been a success in international environmental cooperation and constitutes today a process where the countries cooperate on monitoring, scientific development, and policy development, to continuously reduce pollution to safe levels. An important element of this has been the development of critical loads and limits as a basis for assessing effects on nature and the environment. The critical loads are continuously updated considering the newest scientific development. The empirically based critical loads have just been updated and for a significant part of them the limits have been reduced. The scientific cooperation in UNECE today also forms the basis for the EU's Emissions Ceiling Directive.

The emission ceilings in UNECE's Gothenburg protocol and the NEC directive are updated continuously to ensure a fair and cost-effective reduction of pollution to safe levels. This means that the starting point is an activity projection, existing regulation, and technical reduction measures. This has restricted the possible reductions, especially for ammonia. At the same time, countries have obligations in relation to national nature policies and EU directives. In the Netherlands, this has meant that plans are being made to reduce the number of livestock in order to comply with the EU Habitat Directive because technical reduction measures have been found too limited.

Since 2001, Danish ammonia regulation has aimed to fulfill both international emission obligations, the goals of EU nature policies and national goals for the protection of nature and the environment. The regulation consists of a general regulation and a more specific regulation around sensitive nature areas, especially the Natura 2000 areas. A projection up to 2035 shows a significant decrease in the area with critical load exceedance, both as a result of international emission reductions, the Danish ammonia regulation, especially the specific part, and the structural development in agriculture, where production is concentrated on fewer and larger farms. However, there will still be significant areas with exceedances, and a continued accumulation of nitrogen.

An updated assessment of the condition and development of selected sensitive Danish nature types based on NOVANA data shows that the nature types are heavily eutrophicated and that the condition is in constant and relatively rapid deterioration. The development is probably due to a combination of previous high depositions of both nitrogen and sulphur, lack of - or insufficient nature management and deposition levels that are still too high in relation to the management of the areas.

Part of the problem is the accumulated pools of nitrogen in ecosystems. Model calculations show that these pools, if not removed by nature restoration, through mineralization will constitute an internal source of available nitrogen in the ecosystems, which will mean that the areas can tolerate a lower deposition load or will require stronger management actions aimed at nitrogen removal.

Further emission reductions will be required, both internationally and in Denmark, and a significant effort will be required for nature restoration and nature care aimed at nitrogen removal, if the trend is to be reversed, so that the sensitive areas move towards a favorable conservation status.

1 Europæisk samarbejde om kontrol af grænseoverskridende luftforurening

1.1 Baggrunden for international regulering af kvælstofemissioner

Kvælstof i form af N₂ udgør 80 procent af vores atmosfære. Men i løbet af de sidste 100 år har massiv brug af kunstgødning og produktion og brug af husdyrgødning i landbruget sammen med brug af fossile brændstoffer forårsaget en fordobling af den globale cirkulation af kvælstofforbindelser gennem en forøgelse af mængden af reaktivt kvælstof. Kvælstof er vigtigt for plantevækst, og der kræves tilstrækkelige mængder for at opnå optimale udbytter, men globalt set tabes omkring 80 procent af det kvælstof, der anvendes i landbruget gennem udvaskning og afstrømning af nitrat eller organisk kvælstof og ved emissioner til luften ¹.

Det kvælstof, der går tabt til miljøet, har alvorlige konsekvenser for jord, luft, ferskvand og kystnære farvande. Dette påvirker igen økosystemer og biodiversitet, klima og menneskers sundhed. Dette har været erkendt siden starten af 1980'erne, og derfor har tabet af kvælstof været forsøgt reguleret både nationalt og gennem internationale aftaler eller lovgivning, fx i EU-regi.

På dansk plan var fokus i starten af 1980'erne på næringsstofbelastningen af vandmiljøet, bl.a. som følge af vidtspredt iltsvind og algevækst i søer og vandløb. Dette førte til NPO handleplanen i 1985 rettet mod tab af kvælstof (N), fosfor (P) og organisk stof (O) fra landbruget til vandmiljøet og senere den første vandmiljøplan i 1987, der blev opdateret i 1998.

På europæisk plan var der i 1960'erne og 1970'erne stigende problemer med fiskedød i ferskvand og vidtspredt skovdød. Det blev erkendt, at dette bl.a. skyldtes emissioner af svovl ved afbrænding af fossile brændsler, og at problemet var grænseoverskridende på regional skala og derfor måtte håndteres gennem internationale aftaler. Da problemet også omfattede både Vest- og Østeuropa, blev det besluttet at reducere forureningen gennem en Konvention om Langtrækkende, Grænseoverskridende Luftforurening (i dag kaldet Luftkonventionen ^{2 3}), der blev etableret under UNECE i 1979.

Ideen bag konventionen er løbende at opdatere politikker og aftaler med udgangspunkt i udviklingen i forskning og overvågning på et grundlag, der er effektbaseret og omkostningseffektivt. Konventionen omfatter derfor både en strategigruppe, og to videnskabelige grupper, EMEP, der arbejder med emissioner, spredning og deposition af luftforurening og effektgruppen (WGE), der arbejder med luftforureningseffekter på sundhed, natur og miljø. Arbejdet med effekter er delt op i 7 videnskabelige programmer, hvoraf de 5 også driver europæiske overvågningsprogrammer.

¹ <https://unece.org/reactive-nitrogen>

² <https://unece.org/40-years-clean-air>

³ <https://unece.org/convention-and-its-achievements>

Konventionen blev op gennem 1990'erne suppleret med protokoller for svovl, kvælstofoxider (NO_x), VOC og POP'er (flygtige organiske kulstof forbindelser og persistente organiske stoffer) samt tungmetaller. Som følge af det videnskabelige arbejde med luftforureningseffekter opstod der gennem 1990'erne en erkendelse af, at der er et kompliceret samspil mellem mange former for luftforurening og effekter, og den første såkaldte 'multi pollutant / multi effect' protokol blev indgået i 1999 (Göteborg protokollen ⁴). Dermed kom landbrugets ammoniakemissioner også under regulering.

I lyset af politikrådets betydning og for at sikre en mere stringent implementering af politikkerne for EU-landene implementerede EU i 1999 emissionsloftdirektivet (NEC-direktivet, 2016/2284), der har reduktionsmål for EU-landene stort set svarende til målene i Göteborgprotokollen. Göteborgprotokollen og NEC-direktivet er opdateret i hhv. 2012 og 2016.

Den første Göteborg protokol og det første NEC direktiv var primært drevet af hensyn til miljø og baseret på tre hovedprincipper: i) udgangspunktet er at reducere effekter på natur, miljø og sundhed; ii) et princip om lige fordele for de deltagende lande, dvs. der tilstræbes den samme relative forbedring i naturbeskyttelse overalt og iii) anvendelse af 'forureneren betaler' princippet kombineret med omkostningsoptimering, så de største emissionsreduktioner målrettes de lande, hvor den størst mulige forbedring for natur, miljø og sundhed på europæisk plan kan opnås for en given investering.

Udgangspunktet for politikkerne har været scenarieberegninger med integrerede modeller med udgangspunkt i en basisfremskrivning for de væsentligste sektorer for de deltagende lande, hvor emissionerne er beregnet på baggrund af en aktivitetsfremskrivning og effekten af eksisterende regulering for de enkelte sektorer i landene. De forventede effekter er beregnet med forholdsvis høj rumlig opløsning ved anvendelse af en kobling af atmosfæriske langtransport modeller og arealspecifikke tålegrænser (se nedenfor) for naturområderne i de enkelte lande.

Med udgangspunkt i basisscenariet er der beregnet en række reduktionsscenarier baseret på kendte tekniske virkemidler, hvor der er foretaget en optimering baseret på de ovenfor beskrevne hensyn. Scenarierne giver et interval for sammenhænge mellem reduktionsomkostning og natur- og miljøgevinst på europæisk plan og for de enkelte lande. Det langsigtede mål er, at naturens tålegrænser ikke skal overskrides nogetsteds, men i og med at der kun ses på tekniske virkemidler og landenes villighed til at betale for emissionsreduktioner ikke er uendelig, vil det kun være muligt at opnå et delmål ('gap closure') med de enkelte aftaler. Reduktionslofterne gælder de enkelte stoffer på nationalt plan, og den nationale implementering af reduktionsmål vil ikke i alle tilfælde følge de virkemidler, der er fundet billigst i de beregnede scenarier (Slentø et al., 2009).

Der kan forventes fremover at komme en stærkere kobling mellem luft- og naturpolitikker i og med at Kommissionens forslag til Europa-Parlamentets og Rådets forordning om naturgenopretning (KOM (2022) 304) sætter bindende mål for opnåelse af god tilstand i terrestriske-, kystnære- og ferskvandsøkosystemer samt marine økosystemer, med delmål for grupper af naturtyper på 30 pct. i 2030, 60 pct. i 2040 og 90 pct. i 2050. De omfattede

⁴ <https://unece.org/protocols>

naturtyper er for land-, kyst- og ferskvandsøkosystemer de samme naturtyper, som er omfattet af Habitatdirektivet.

1.2 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). Tålegrænser indeholder således et politisk element, idet det skal afgøres, hvad der er en væsentlig effekt, og hvilke (udvalgte, følsomme) elementer af natur og miljø, der ønskes beskyttet. Fastsættelsen af grænserne er derimod baseret på naturvidenskabelige metoder.

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 & Spranger, 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 (Bak, 2013).

Tålegrænser har været centrale i udarbejdelsen af effektbaserede politikker på luftforureningsområdet i Europa, og anvendelsen af tålegrænser baseres derfor ofte på anbefalinger fra det videnskabelige arbejde med effekter af luftforurening i regi af UNECE. Dette gælder NEC direktivet og anvendelsen af tålegrænser ved vurdering af kvælstofeffekter indenfor Habitatdirektivet og Biodiversitetskonventionen. I dansk national sammenhæng har anvendelsen af tålegrænser været central i arbejdet med ammoniakhandlingsplaner, bufferzoneregulering, Vilhelm udvalgets arbejde og ved husdyrgodkendelser, specielt ift. VVM-screeninger og -godkendelser (Miljøministeriet Skov- og Naturstyrelsen, 2003).

Der er forskellige metoder til at beregne eller bestemme tålegrænser. Den traditionelt hyppigst anvendte metode har været massebalance modeller, der søger at beregne mere langsigtede, jordmedierede effekter af eutrofiering og forurening baseret på kemiske kriterier. Disse metoder er de senere år suppleret med såkaldte empirisk baserede tålegrænser, hvor effekter på økosystemerne iagttages i form af overvågning, eller (korttids) eksperimenter. De senere år er der desuden sket en væsentlig udvikling i anvendelsen af model systemer, der kobler påvirkning af jordkemi med effekter på plantekonkurrence og planteforekomst mhp. at beregne tålegrænser baseret på målsætninger for bevarelse af biodiversitet (Bak, 2013).

De forskellige metoder har forskellige fordele og ulemper og kan kombineres for at bidrage med forskellig information. Massebalancemodeller kan bruges til at udvikle politikker, der sikrer den meget langsigtede bæredygtighed, idet de beregner et depositionsniveau, hvor et givent kemisk kriterie ikke vil overskrides ved ligevægt. Tidsperspektivet kan således være århundreder. Specielt for kvælstof har det imidlertid været vanskeligt at finde kemiske kriterier, der direkte kan relateres til bevaringsmålsætninger for konkrete naturtyper og -områder.

De empirisk baserede tålegrænser er baserede på publicerede studier, hvor der er fundet en økosystemeffekt ved et givent depositionsniveau. Effekterne kan være på et bredere sæt af indikatorer og kan således lettere relateres til bevaringsmål. De enkelte studier kan fx være tilførselks eksperimenter, der ofte vil have løbet over en kortere tidsrække, eller gradientstudier, hvor effekter på forskellige naturtyper er undersøgt over en gradient i deposition. De empirisk baserede tålegrænser er afhængige af mængden og kvaliteten af publicerede studier, men også af længden af tilgængelige tidsserier fra overvågning og forskningsprojekter, og af niveauet af baggrundsdeposition. Der vil derfor være en tendens til at den høje ende af intervallerne for de empirisk baserede tålegrænser bliver mere nøjagtigt bestemt, medens den lave ende kan blive lavere, når de opdateres over tid; dels som følge af en forøget mængde af studier, hvor nogen kan vise evidens for effekter på lavere niveauer, længere tidsserier og en reduceret baggrundsbelastning. Dermed vil der alt andet lige kunne være brug for større emissionsreduktioner.

Der er lige foretaget revision af de empirisk baserede tålegrænser i regi af UNECE, Luftkonventionen ⁵. De seneste større opdateringer har været i 2005 og 2011. Proceduren ved opdatering af de empiriske tålegrænseintervaller er normalt, at der udarbejdes en baggrundsrapport, hvor den nyeste viden fra publicerede studier opsummeres, hvorefter resultaterne diskuteres på en åben videnskabelig workshop. Herefter beslutter UNECE's effektgruppe, om anbefalingerne skal anvendes i den fremtidige politikudvikling. Denne procedure har også været fulgt ved den seneste opdatering, og baggrundsmateriale og anbefalinger er tilgængeligt på hjemmesiden for Luftkonventionens Koordinationscenter for effekter ⁶ (Bobbink et al., 2022).

Der er ved opdateringen foretaget ændringer for de empirisk baserede tålegrænser for 26 ud af 49 naturtyper, hvor de empirisk baserede tålegrænser har været anvendt i Danmark (Bak, 2018). De opdaterede tålegrænser kan findes i bilag 1, medens tabel 1.1 giver et overblik over ændringerne siden 2012. Tålegrænserne skal sammenholdes med et nuværende niveau for N deposition i Danmark på i gennemsnit 13 - 14 kg om året (Ellermann et al., 2019)

⁵ <https://www.umweltbundesamt.de/en/document/review-revision-of-empirical-critical-loads-of>

⁶ https://www.umweltbundesamt.de/en/Coordination_Centre_for_Effects

Tabel 1.1. Danske habitatnaturtyper, hvor de anbefalede empirisk baserede tålegrænser er opdateret ved revisionen i 2022 (Bobbink et al., 2022). Rødt er justeringer i nedadgående retning, grønt i opadgående. Troværdigheden er angivet som ##: pålidelig, # nogenlunde pålidelig og (#): ekspertvurdering

	Empirisk baserede tålegrænser, kg N ha⁻¹ år⁻¹	2011	2022
1310	Vegetation af kveller eller andre enårige strandplanter, der koloniserer mudder og sand	30-40	20-30
1320	Vadegræssamfund	30-40	20-30
1330	Strandenge	30-40	10-20
2130	* Stabile kystklitter med urteagtig vegetation (grå klit og grønsværklit)	8-15 ²	5-15
2140	* Kystklitter med dværgbuskvegetation (klithede)	10-20 ²	10-15
2190	Fugtige klitlavninger	10-20 ⁴	5-15
2310	Indlandsklitter med lyng og visse	10-20 ²	5-15 ¹²
2320	Indlandsklitter med lyng og revling	10-20 ²	5-15 ¹²
2330	Indlandsklitter med åbne græsarealer med sandskæg og hvene	10-20 ²	5-15
3110	Kalk- og næringsfattige søer og vandhuller (lobeliesøer)	5-10	2-10 ¹³
3130	Ret næringsfattige søer og vandhuller med små amfibiske planter ved bredden	5-10	2-10 ¹³
4010	Våde dværgbusksamfund med klokkelyng	10-20	5-15 ¹²
4030	Tørre dværgbusksamfund (heder)	10-20	5-15 ¹²
5130	Enekrat på heder, overdrev eller skrænter	15-25 ⁵	5-15
6120	* Meget tør overdrevs- eller skræntvegetation på kalkholdigt sand	15-25	5-15
6210	Overdrev og krat på mere eller mindre kalkholdig bund (* vigtige orkidélokalteter)	15-25	10-20
6230	* Artsrige overdrev eller græsheder på mere eller mindre sur bund	10-15	6-10
7140	Hængesæk og andre kærsamfund dannet flydende i vand	10-15 ^{3,6}	5-15
7230	Rigkær	15-30 ^{3,11}	15-25
9110	Bøgeskove på morbund uden kristtorn	10-20 ^{2,9}	10-15
9120	Bøgeskove på morbund med kristtorn	10-20 ^{2,9}	10-15
9130	Bøgeskove på muldbund	10-20 ^{2,9}	10-15
9150	Bøgeskove på kalkbund	10-20 ^{2,9}	10-15
9160	Egeskove og blandskove på mere eller mindre rig jordbund	10-20 ^{2,9}	15-20
9170	Vinteregeskove i østlige (subkontinentale) egne	10-20 ^{2,9}	15-20
9190	Stilkegeskove og -krat på mager sur bund	10-20 ^{2,9}	10-15

1 Tålegrænsen for atmosfærisk belastning er ikke relevant, idet naturtyperne er naturligt kvælstofrige, ufølsomme for atmosfærisk tilførsel, eller forventes at modtage det største bidrag fra andre kilder, fx grundvand eller overfladenær afstrømning.

2 Hvor der er en væsentlig forekomst af følsomme laver på lokaliteten, der ønskes beskyttet, kan en koncentrationsgrænse på 1 µg m-3 som årligt gennemsnit anvendes.

3 Tålegrænsen for højmoser (5 - 10 kg N ha-1år-1) kan anvendes hvis en væsentlig forekomst af følsomme højmoserarter på lokaliteten ønskes beskyttet.

4 Tålegrænsen for Oligotrofe søer (5 - 10 kg N ha-1år-1) benyttes for småsøer i klitlavninger.

5 Tålegrænsen for heder (10 - 20 kg N ha-1år-1) anvendes, hvis dværgbuske (lyng mv.) er hyppige.

6 Naturtypen er en delmængde af den bredere naturtype fattigkær, der har tålegrænse i intervallet 10 - 20 kg N ha-1år-1

7 Naturtypen omfatter også Palludellavæld, der forventes at have tålegrænser i den lave ende af intervallet.

8 Baseret på tålegrænsen for laver.

9 Massebalancebaserede tålegrænser, der beskytter den langsigtede stabilitet kan være væsentligt lavere, ned til 7 kg N ha-1år-1. Eksempler på beregning kan findes i Skov og Naturstyrelsen (2003)

10 Mange søer og vandhuller er eutrofieret som følge af næringstilførsel fra andre kilder. For de rene, ikke eutrofierede søer af type 3150 kan tålegrænsen for de øvrige søtyper på 5-10 kg N ha-1år-1 bruges, hvis søen er kvælstofbegrænset.

11 Den høje ende af intervallet er næppe anvendelig for danske forekomster.

12 Værdien afhænger af kvælstoffjernelse ved naturpleje

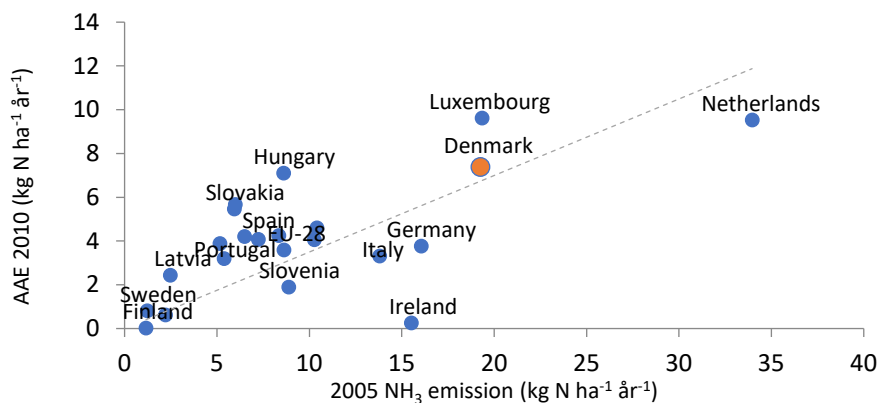
13 De laveste værdier er for boreale områder

1.3 Reduktionsmålene i NEC-direktivet og Göteborg protokollen

Som tidligere beskrevet var den første Göteborg protokol og det første NEC-direktiv effektbaseret og omkostningsoptimeret, og reduktionsmålene for

NH₃ derfor relateret til både emissioner, overskridelser af tålegrænserne og geografisk placering. Irland har fx forholdsvis begrænsede overskridelser af tålegrænserne, selvom der er betydelige nationale emissioner, fordi landet ligger mod vest ud mod Atlanterhavet og det regionale bidrag fra nabolande er lille. Figur 1.1 illustrerer de relative forskelle i emissioner og tålegrænse-overskridelser, der lå til grund for den første Göteborg protokol.

Figur 1.1. Gennemsnitlige NH₃ emissioner (for 2005) og gennemsnitlige overskridelser af tålegrænserne (AAE 2010) for NATURA 2000 områder for EU-landene (EEA, 2014) (Amann et al., 2012) (Bak, 2015).



Som det fremgår, ligger Danmark sammen med Holland, Luxembourg og Tyskland i den høje ende, både hvad angår overskridelser af tålegrænserne og emissionstæthed. Sammenlignes Danmark og Tyskland ses, at Danmark har forholdsvis større overskridelser af tålegrænserne for NATURA 2000 områder end Tyskland, selvom den gennemsnitlige emission pr ha ikke er så meget større. Det skyldes til dels, at de danske NATURA 2000 områder er mindre og afstanden til intensivt dyrket land i gennemsnit er mindre.

Forskellene i emissioner, overskridelser af tålegrænserne og geografisk placering afspejlede sig i reduktionsmålene i den første Göteborg protokol, hvor reduktionsmålet var størst for Danmark og Holland (43 % fra 1990 til 2010), medens fx Tjekkiet havde et mål på 35 % og Tyskland 28 % ⁷.

Revisionen af Göteborg protokollen blev iværksat før mål-året for den første protokol, der var hhv. 2010 og 2020. Derfor blev 2005 anvendt som reference år ved revisionen. De nødvendige emissionsreduktioner fra 1990 til 2010 har imidlertid været implementeret forskelligt i reguleringen i de forskellige lande, og timingen i reduktioner har været forskellig. I 2005, der blev anvendt som reference år for protokolrevisionen, manglede Danmark stadig at realisere en fjerdedel (11 % ud af 43 %) af reduktionsmålet, medens Holland manglede 5 % og Tyskland 3 % af deres reduktionsmål (EEA 2014).

Dette fik væsentlig betydning for revisionen, fordi protokollen blev revideret i 2012, midt under den økonomiske krise, hvilket er afspejlet i ambitionsniveauet, der endte på en 2 % reduktion for EU 28 ift. en fremskrivning baseret på eksisterende lovgivning (eng. CLE). Resultatet er dermed mere et resultat af forhandlinger mellem landene end resultatet af en effektbaseret optimering af emissionsbegrænsninger (Bak 2015).

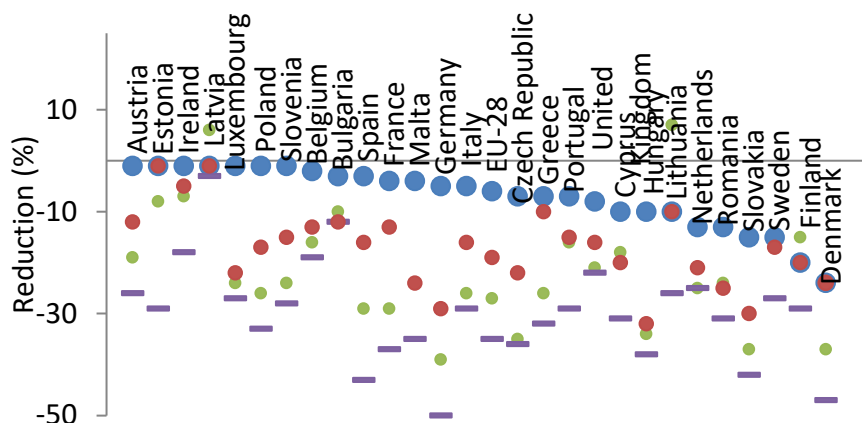
Ved den efterfølgende revision af NEC-direktivet blev reduktionsmålene hovedsageligt drevet af hensyn til sundhed, hvorfor Kommissionens forslag til reduktionsmål for 2030 i modsætning til de hidtidige aftaler ikke var baseret

⁷ <https://unece.org/environment-policy/air/protocol-abate-acidification-eutrophication-and-ground-level-ozone>

på effekter på natur og miljø, men baseret på et 70 % 'gap closure' i emissioner, dvs. en reduktion på 70 % af forskellen mellem et basisscenario baseret på aktivitetsfremskrivninger og eksisterende lovgivning og et scenario med maksimal implementering af tekniske virkemidler (engelsk MTFR).

Figur 1.2 illustrerer reduktionsmålene i hhv. Göteborg protokollen og NEC-direktivet for 2030. Blå prikker er reduktionsmål for 2020 for den reviderede Göteborgprotokol, røde prikker er reduktionsmål for 2030 ift. 2005 for det reviderede NEC-direktiv, grønne prikker er Kommissionens udspil til reduktioner for 2030, og lilla streger er maksimal teknisk mulig reduktion (MTFR).

Figur 1.2. Reduktionsmålene for NH₃ for EU-landene i 2020 i den reviderede Göteborg protokol (blå prikker), og for 2030 i det reviderede NEC-direktiv (røde prikker). Kommissionens forslag til revision af NEC-direktivet er vist med grønne prikker og maksimal teknisk mulig reduktion (MTFR) for 2030 er vist som lilla streger (EEA, 2014).



Som det fremgår, er spillerummet for reduktioner forholdsvis begrænset, idet der udelukkende ses på tekniske virkemidler⁸. For EU-28 er reduktionsmålet i direktivet 19 % medens MTFR er 35 %. For Danmark er reduktionsmålet 24 % medens MTFR er 47 %. For lande som Holland er det endnu mindre ekstra reduktion, der kan opnås med tekniske virkemidler. Reduktionsmålet er 21 % medens MTFR er 25 %.

Det fremhæves ofte i dansk sammenhæng, at det danske emissionsloft er meget stramt sammenlignet med andre lande, men reduktionsmålet for 2030 (24 %) er ikke så langt fra EU gennemsnittet på 19 %, og mindre end målene for Ungarn, Slovakiet, Tyskland, Kroatien og Rumænien. At reduktionsmålet er højere end for Holland (21 %) skyldes primært, at Holland havde foretaget større reduktioner fra 1990 til 2005 end Danmark og at potentialet for yderligere reduktioner med tekniske virkemidler er begrænset.

1.4 Udviklingen i Holland

Holland har på mange områder et problem med ammoniakemissioner og effekter, der kan sammenlignes med situationen i Danmark. Holland har imidlertid ved implementeringen af Habitatdirektivet valgt at nedlægge de mest problematiske placerede landbrug (Reinds, et al., 2019), og har i en årrække siden 2015 anvendt en modelbaseret tilgang til godkendelse af aktiviteter med kvælstofemission. Systemet kaldes på hollandsk PAS (Programmatisk Aanpak Stikstof) og har haft til formål at undgå yderligere forringelser af

⁸ Tekniske virkemidler kan vedrøre både stald, gødningsopbevaring og gødningsudbringning, fx krav til staldindretning, rensning af udsugningsluft, overdækning af gylletanke, nedfældning af gylle.

kvælstoffølsomme Natura 2000-områder, at bidrage til opnåelsen af gunstig bevaringsstatus - og samtidig muliggøre økonomisk udvikling.

Programmet har taget udgangspunkt i et scenario med faldende hollandske ammoniakemissioner som følge af eksisterende regulering. For at skabe plads til økonomisk vækst og en fleksibel strukturudvikling indeholdt programmet en pakke med frivillige tiltag aftalt med landbrugssektoren, fx gasskrubbere, gylleudbringningsteknikker etc., der tilsammen skulle give en 9% reduktion af landbrugets udledning i 2030 i forhold til 2013. Derudover indeholdt programmet en pakke med nye naturgenopretningstiltag som fjernelse af topjord og genopretning af hydrologi på 118 kvælstoffølsomme Natura 2000 områder. Halvdelen af den aftalte ekstra reduktion i emissioner skulle i programmet gives tilbage til erhvervet som tilladelser til nye emissioner. Programmet indeholdt et modelsystem, (AERIUS) der kunne beregne fremtidige depositioner med en opløsning på 1 ha og et intensiveret overvågningsprogram for Natura 2000 områderne (de Heer et al., 2017).

Det har fra starten været diskuteret, om PAS programmet var i overensstemmelse med kravene i Habitatdirektivet. En udmærket diskussion er givet i (Schoukens, 2015). Den hollandske regering stillede derfor i maj 2017 spørgsmål til EU-Domstolen om hvorvidt PAS systemet opfylder betingelserne i Habitatdirektivet. I november 2018 afgjorde EU-Domstolen, at dette ikke er tilfældet, fordi systemet giver tilladelser med udgangspunkt i forventede fremtidige reduktioner og naturgenopretningstiltag, hvis positive effekt endnu ikke er realiseret, og systemet inddrager foranstaltninger i naturområderne, der er nødvendige for at forhindre forringelse af disse. Med baggrund heri afgjorde det hollandske statsråd i maj 2019, at PAS systemet ikke fremover kunne bruges til godkendelser ift. Habitatdirektivet. Statsrådet afgjorde samtidig, at græssende husdyr og gødningsanvendelse i Natura 2000 områder i alle tilfælde vil kræve godkendelse ⁹.

Afgørelsen udløste, hvad der er blevet kaldt en "kvælstofkrise", hvor hastighedsgrænserne i dagtimerne på motorveje blev reduceret til 100 km/t, byggeprojekter stoppet, og en ny lov vedtaget, der skal sikre, at halvdelen af de beskyttede naturområder i 2030 skal have sunde kvælstofniveauer ^{10 11}.

Reduktion af husdyrtallet blev er en del af regeringsgrundlaget for den nuværende regering i Holland. I december 2021 fremlagde regeringen en plan på 25 mia. €, der skal reducere antallet af husdyr i landet med 30 % mhp. at reducere kvælstofbelastningen. Regeringsgrundlaget indeholder også mål for dyrevelfærd og cirkulær økonomi ¹². Planen udløste en modreaktion fra landmænd, der har iscenesat store gadeprotester ¹³. Politikken med at reducere

⁹ <https://www.raadvanstate.nl/actueel/nieuws/%40115651/pas-mag/>

¹⁰ <https://www.theguardian.com/environment/2021/sep/09/netherlands-proposes-radical-plans-to-cut-livestock-numbers-by-almost-a-third>

¹¹ <https://dutchreview.com/culture/dutch-nitrogen-crisis-explained/>

¹² <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/publicaties/2022/01/10/coalitieakkoord-omzien-naar-elkaar-vooruitkijken-naar-de-toekomst>

¹³ <https://www.theguardian.com/environment/2021/dec/15/netherlands-announces-25bn-plan-to-radically-reduce-livestock-numbers>

kvælstofforureningen er dog fortsat, og i december 2022 har den hollandske regering tilbudt at købe op til 3000 af de største forurenere, primært landbrug, men også store industrielle forurenere. Kvælstofministeren, Christianne van der Wal, har tilbudt, at landmændene kan få mere end 100 % af værdien af deres bedrifter for at stoppe, men at regeringen er villig til tvangsopkøb hvis de frivillige tiltag mislykkes ¹⁴.

¹⁴ <https://www.theguardian.com/environment/2022/nov/30/peak-polluters-last-chance-close-dutch-government>

2 Dansk ammoniakregulering og effekter i Danmark

2.1 Dansk ammoniakregulering

Den første nationale ammoniak handleplan er fra 2001 (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2001) og var målrettet mod at bevare og beskytte sårbare danske naturtyper og arter og bidrage til, at Danmark ville kunne leve op til sine internationale forpligtelser, herunder Biodiversitetskonventionen, Habitatdirektivet, EU's forsøringsstrategi og Genevekonventionen om grænseoverskridende luftforurening (Luftkonventionen). Særligt hensynet til målsætningerne i EU's Habitatdirektiv (92/43/EØF) er fremhævet i den første ammoniak handleplan.

Siden er ammoniakpolitikkerne opdateret flere gange, bl.a. ved aftalen om Grøn Vækst, og Husdyrbrugloven (senest LBK nr 520 af 01/05/2019). Reguleringen består af en generel del, der bl.a. omfatter anvendelse af BAT (Best Available Technique) og en specifik del, der for ejendomme beliggende tæt på ammoniakfølsomme naturområder stiller krav til ammoniakdepositionen på områderne.

Den første ammoniak handleplan var baseret på et analysearbejde foretaget i regi af Wilhjelms udvalget, der bl.a. viste, at tålegrænserne var overskredet på en væsentlig del af de følsomme danske naturtyper, og at de største overskridelser kunne findes hvor depositionen var domineret af lokale punktkilder (Bak, 2001).

Der blev desuden udført et analysearbejde mhp. at vurdere en mulig anvendelse af bufferzoner omkring følsom § 3 natur. Resultater fra denne analyse er gengivet i tabel 2.1.

Tabel 2.1. Berørt landbrugsareal og % berørt landbrugsareal ved udlægning af bufferzoner af varierende bredde omkring naturarealer og skove. Naturarealer omfatter heder, overdrev, moser, ferske enge, marsk, strandenge og søer (Bak, 2001).

Bufferzone (m)	Omkring	Berørt areal (km ²)	% areal
200	natur + skov	14.700	50
500	natur + skov	26.000	88
1.000	natur + skov	29.200	99
500	natur	23.200	79
500	heder + overdrev	13.500	45
500	højmose	9	-
1.000	højmose	35	-
500	natur + skov i habitatområderne	2.600	9

En væsentlig konklusion var, at bufferzoneregulering kan være 10 – 20 gange mere omkostningseffektiv end generel regulering (regulering, der omfatter alle landbrug) ift. at beskytte terrestrisk natur mod ammoniak effekter. Analysen viste desuden, at en generel anvendelse af bufferzoner omkring al følsom natur og skov ville berøre mellem 50 % og 99 % af landbrugsarealet, afhængigt af bufferzonernes størrelse, fordi de danske naturarealer er forholdsvis små og fragmenterede og ligger spredt i landbrugslandet. Dette har, sammen med et ønske om, at ammoniakreguleringen skulle omfatte både en generel regulering og en specifik del for ejendomme beliggende tæt på

ammoniakfølsomme naturområder, medført, at ammoniakreguleringen i dag opererer med differentierede krav for 3 forskellige kategorier af natur:

Kategori 1 natur er kortlagte forekomster af ammoniakfølsomme habitatnaturtyper indenfor Natura 2000 områderne og forekomster af ikke Natura 2000 kortlagte, men § 3-beskyttede heder og overdrev indenfor Natura 2000 områderne.

Kategori 2 natur er områder udenfor Natura 2000 områderne omfattende højmøser 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 møser samt mindre heder og overdrev) og ammoniakfølsomme skove udenfor Natura 2000 områderne.

Der er således foretaget en afgrænsning både ift. naturtyper og ift. arealstørrelser mhp. at reducere den del af landbruget, der er underlagt forskellige niveauer af specifik regulering. Der er imidlertid en stor del af ejendomme med husdyr, der i en eller anden udstrækning kan være begrænsede af den specifikke ammoniakregulering. Der er således 84 % af de nuværende ejendomme, der ligger under 1000 m fra kategori 3 natur (inkl. skov) og dermed kan være begrænsede af reglerne vedr. kategori 3 natur (Bak, et al., 2018). Depositionsgrænserne for den specifikke ammoniakregulering er for kategori 1 natur en total deposition på 0,2 - 0,7 kg N ha⁻¹ år⁻¹ afhængig af antal øvrige husdyrbrug i nærheden. For kategori 2 natur er grænsen en totaldeposition på 1,0 kg N ha⁻¹ år⁻¹, og for kategori 3 natur en merbelastning ift. en før-situation på 1 kg N ha⁻¹ år⁻¹ eller højere.

Der er aldrig foretaget en evaluering af den nugældende danske ammoniakregulering og implementering af Habitatdirektivet, herunder om forvaltningen er effektiv ift. at modvirke eutrofiering. Der foretages endvidere ikke årlige beregninger af natur- og miljøeffekter af kvælstofdepositioner til dansk natur. Det seneste datagrundlag til belysning af effekterne er således en base-line beregning foretaget ifm. en miljøkonsekvensvurdering af forskellige modeller for ændret regulering af ammoniakemissioner foretaget i 2018 på baggrund af landbrugsdata fra 2015 (Bak et al., 2018). Resultater herfra er vist i tabel 2.2.

Forudsætningen for baseline scenariet er, at landbrugets strukturudvikling frem mod 2035 vil følge den hidtidige trend mod færre og større ejendomme, hvor de der udvider eller skal ny-godkendes kan blive berørt af den specifikke ammoniakregulering. I forudsætningerne er det endvidere antaget, at danske og udenlandske emissioner til 2030 følger emissionslofterne i NEC-direktivet, hvorefter de er holdt konstant til 2035. Der er anvendt empirisk baserede tålegrænser for kategori 2 og 3 natur, medens der er anvendt danske tålegrænser baseret på kriterier for biodiversitet for kategori 1 natur (Bak, 2013). Ud over baseline scenariet er der vist et scenario uden strukturudvikling i landbruget og et scenario uden specifik ammoniakregulering. Beregningerne af areal med overskridelser af tålegrænser er for den del af naturområderne, der ikke udgør en kant mod tilstødende landbrugsarealer, da disse forventes at være så påvirkede, at en beregnet ændring ikke vil være reel. Fordi de danske naturområder er forholdsvis små og fragmenterede er omkring 20 % af det samlede naturareal udsat for en sådan kantpåvirkning.

Baseline scenariet viser et kraftigt fald i arealet med overskridelser af tålegrænserne frem mod 2035. Den væsentligste del af faldet skyldes reduktioner

i udenlandske emissioner. Der vil dog stadig i 2035 være væsentlige arealer med overskridelser af tålegrænsen, og en fortsat akkumulering af kvælstof på naturarealer, her beregnet som akkumuleret belastning over tålegrænsen. Akkumuleringen vil være væsentligt større, hvis der ikke sker en fortsat kvælstoffjernelse med naturpleje. En sammenligning med scenariet uden strukturudvikling viser, at samlingen af produktionen på færre og større bedrifter i sig selv reducerer ammoniakbelastningen af naturen. Den specifikke ammoniakregulering bidrager også væsentligt til at reducere arealet med overskridelser.

Det kan bemærkes, at beregninger af areal med overskridelse af tålegrænserne i en situation hvor intervaller for deposition og tålegrænser overlapper, er meget følsomme for de anvendte depositioner og tålegrænser. I analysen af effekter, der er anvendt ved forhandling af NEC-direktivet, er der anvendt massebalancebaserede tålegrænser, der som beskrevet er mere konservative end de empirisk baserede tålegrænser, der er anvendt i den danske beregning. Det betyder, at Danmark i analysen bag NEC-direktivet har overskridelse af tålegrænserne på 99 % af naturarealet i 2030 (EEA, 2014).

De massebalancebaserede tålegrænser for Danmark, der er i analyserne bag NEC-direktivet, stammer fra en europæisk baggrundsdatabase udarbejdet af Luftkonventionens koordinationscenter for effekter. Tålegrænser for dansk natur i baggrundsdataen ligger i et interval fra 2 – 10 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Geupel et al., 2022).

Dette hænger sammen med, at massebalancen kun omfatter kvælstoffjernelse ved permanent immobilisering, denitrifikation og et acceptabelt niveau af nitratudvaskning, der ikke medfører forsuring eller tab af basekationer. Tålegrænsen kan være højere, hvis der inkluderes en grad af målrettet naturpleje mhp. kvælstoffjernelse. Kvælstoffjernelsen med naturpleje kan variere fra ingenting ved den planlagte drift af de kommende naturnationalparker til 20 kg N ha⁻¹ år⁻¹ ved tørveskrælning med lav frekvens. Et typisk niveau ved græsning eller slåning kan være 5 – 10 kg N ha⁻¹ år⁻¹, højere ved hyrdegræsning (Schmidt and Gundersen, 2018). Mere intensiv naturpleje kan have uønskede effekter på biodiversitet.

Tabel 2.2. Beregnet areal med overskridelse af tålegrænsen (exca (ha)) og akkumuleret belastning over tålegrænsen (aexc (tN), aexcsk for skov). Beregningerne er foretaget for et baselinescenario med den forventede strukturudvikling i landbruget og den nugældende specifikke ammoniakregulering, samt et scenario uden strukturudvikling og et scenario uden specifik ammoniakregulering af de fremtidige udvidelser. Arealerne med overskridelse (ha) er beregnet separat for kategori 1 natur (kat1), kategori 2 natur (kat2), kategori 3 natur (kat3), og kategori 1 og 3 skov (k1 skov, k3skov) (Bak et al., 2018).

	år	exca	aexc	aexcsk	kat1	kat2	kat3	k1skov	k3skov
Samlet indgået areal					62240	37914	72430	19566	446977
uden strukturudvikling	20	58589	204	444	28048	3449	19804	6374	59916
	25	43672	156	374	21092	2614	15150	4092	47889
	30	33421	121	320	15519	1991	11728	3540	38411
	35	33421	121	320	15519	1991	11728	3540	38411
baseline	20	59199	187	409	29165	3105	19590	6538	56913
	25	43284	152	398	21858	2195	14125	4452	45348
	30	32047	126	366	15867	1662	10762	3206	36213
	35	30709	141	444	15019	1605	10405	3104	35812
uden specifik regulering	20	62565	218	456	30286	3573	20576	7159	60000
	25	47689	212	479	23479	2944	15742	4699	50272
	30	38550	218	509	18267	2667	13025	3819	42840
	35	38636	270	645	18267	2804	13049	3697	43473

2.2 Udviklingstendenser for danske kvælstoffølsomme naturtyper

I en situation hvor kvælstofdepositionen har været faldende siden 1990'erne som følge af international og national regulering kunne der være håb om, at tilstanden for kvælstoffølsomme naturtyper og naturområder ville være i bedring. Dette ville imidlertid kræve, at en væsentlig del af arealet var kommet ned på et belastningsniveau under tålegrænsen, og at der havde været udført nødvendig og hensigtsmæssig naturpleje på de plejekrævende arealer. Der vil desuden i nogen udstrækning kunne forventes fortsatte effekter af tidligere påvirkninger (Terry et al., 2004).

Som det fremgår af tidligere afsnit, ligger massebalancebaserede tålegrænser for danske naturtyper mellem 2 – 10 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Den lave ende af intervallerne for empirisk baserede tålegrænser er for hede- og klitnatur med manglende naturpleje reduceret til 5 kg N ha⁻¹ år⁻¹, og 6 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for overdrev, hvilket vil betyde, at tålegrænserne fortsat overskrides på alle arealer, hvor der ikke sker en effektiv naturpleje målrettet mod kvælstoffjernelse fordi det laveste niveau af baggrundsbelastning ligger over 6 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Ellermann et al., 2019).

For at belyse udviklingen på den mest følsomme natur er der baseret på data fra NOVANA overvågningen foretaget en undersøgelse af nøgleparametre for tør indlandshede (4030), våd hede (4010), klithede (2140) og kystklitter med enebær (2250). Der har ikke kunnet laves en tilsvarende analyse, der bredt dækker § 3 naturen, men det er kendt at tilstanden for disse områder er værre (Bak and Damgaard, 2018).

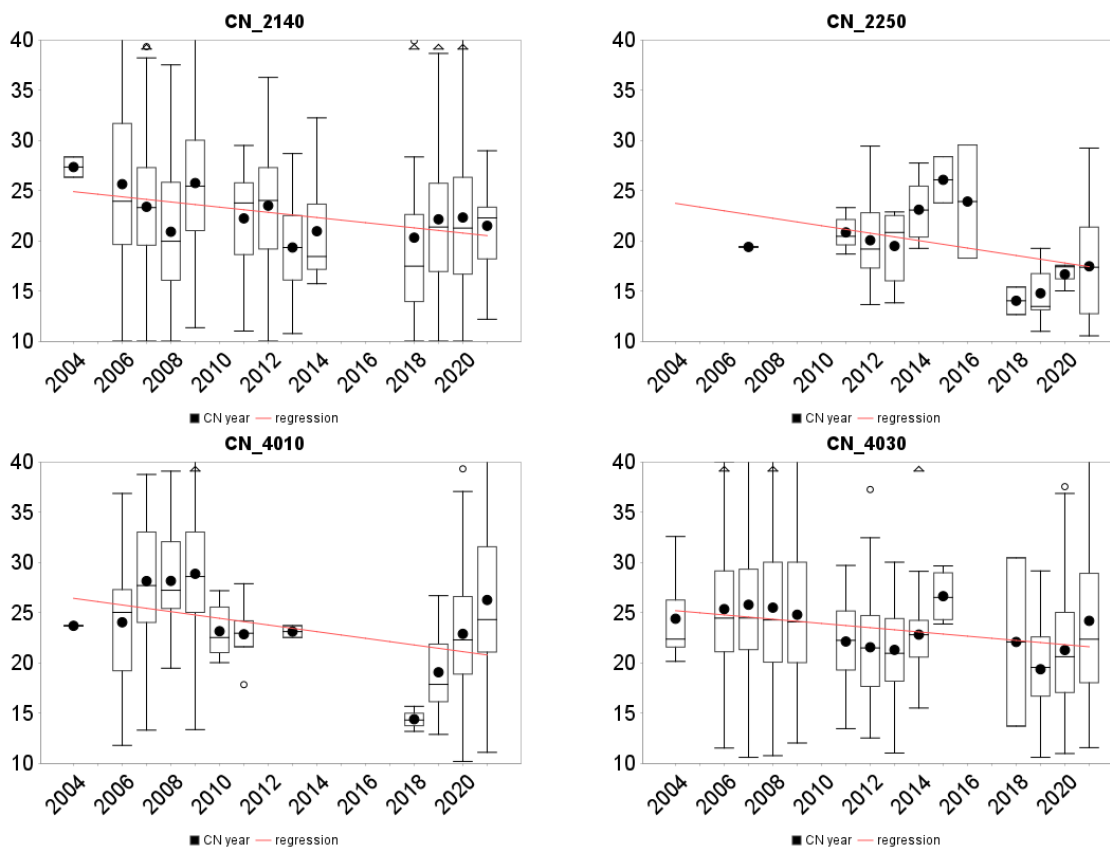
Forholdet mellem kulstof og kvælstof i jorden (C/N) er for de omhandlede naturtyper en nøgleparameter, fordi forholdet er styrende for kvælstoftilgængeligheden og derfor for konkurrencen mellem dværgbuske og græs. Et for lavt forhold (under 30 – 25) vil medføre, at der skal ske naturgenopretning for at bevare naturtyperne som dværgbusk dominerede. Ved et C/N forhold under 25 vil der endvidere være stigende risiko for nitratudvaskning og dermed en forsuring af områderne (Bak et al., 2019). pH er yderligere medtaget som nøgleparameter, fordi pH vil være vigtigt for forekomsten af typiske planter på naturtyperne. pH vil både kunne være for høj og for lav. Meget lave pH værdier kan skyldes forsuring som følge af forurening med N, og tidligere med svovl. Et skift af dominerende arter til græs kan omvendt medføre stigning i pH.

Strandberg, et al. (2018) viste på data fra det danske NOVANA overvågningsprogram et signifikant fald i forholdet mellem kulstof og kvælstof (C/N) i morlaget for kystnær dværgbuskhede (habitattype 2140) fra 28 til 26 fra 2004 til 2012, og et ligeledes signifikant fald i C/N for tør indlandshede (4030) fra 27 til 22 fra 2004 til 2014. For våde hedeområder (4010) blev der observeret et ikke-signifikant fald fra 28 til 26 fra 2004 til 2012. De observerede fald over en forholdsvis kort periode er bekymrende, specielt også i lyset af de forholdsvis lave gennemsnitlige C/N værdier (Rowe et al., 2017; Fredshavn et al., 2019).

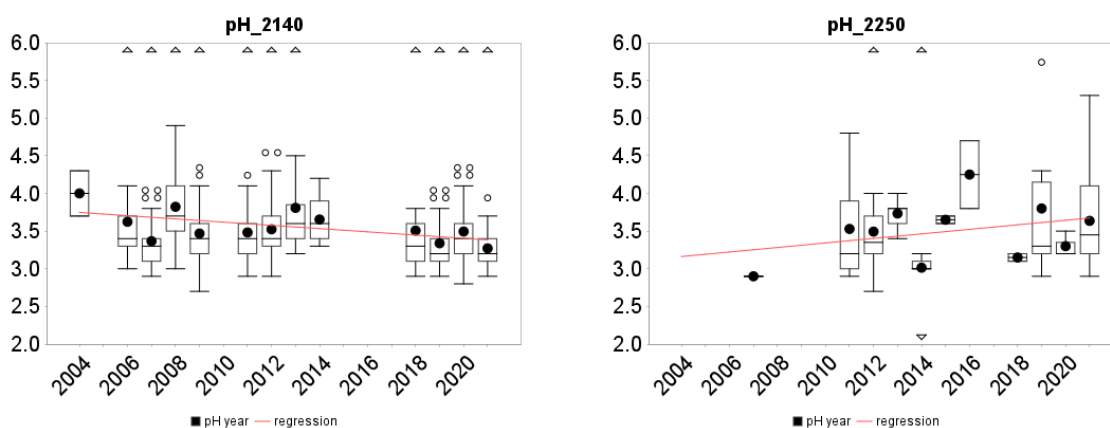
Der er derfor ved udarbejdelsen af denne rapport foretaget en ny analyse af NOVANA data frem til 2021 for at belyse, om tilbagegangen i tilstand er fortsat.

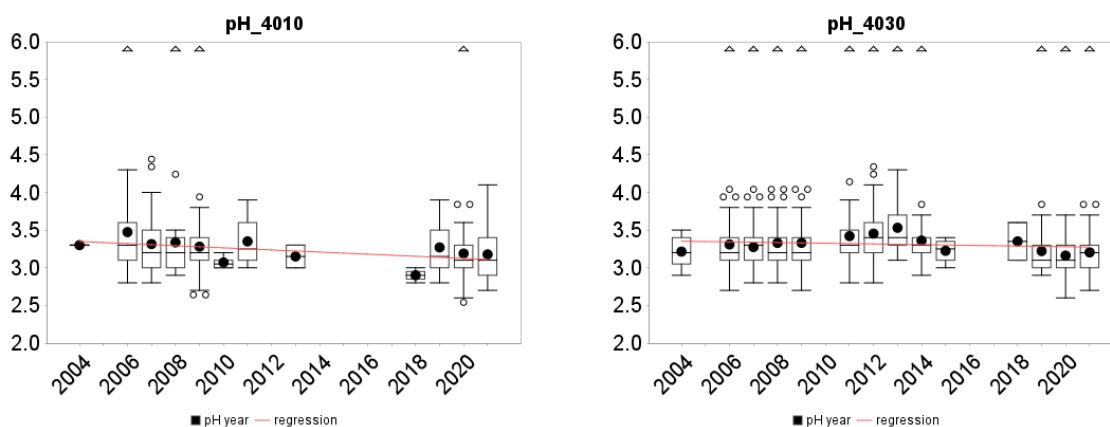
Figur 2.1 viser udviklingstendenser for C/N og figur 2.2 for pH for naturtyperne over perioden fra 2004 til 2021. Tabel 2.3 viser antal observationer og,

middelværdi, median og standardafvigelse samt parametre for en lineær regression af data. Som det fremgår af figur 2.1 og 2.2, er der meget store variationer i de observerede værdier fra år til år. Det skyldes at det ikke er de samme punkter, der besøges hvert år, men et punkt i gennemsnit kun genbesøges hvert 6. år. Figurerne kan derfor ikke direkte bruges til at aflæse udviklingen fra år til år. Det kræver derfor en nærmere analyse.



Figur 2.1. Udviklingstendenser for C/N i morlaget for tør indlandshede (4030), våd hede (4010), klithede (2140) og kystklitter med enebær (2250) over perioden fra 2004 til 2021 baseret på data fra NOVANA overvågningen.





Figur 2.2. Udviklingstendenser for pH i morlaget for tør indlandshede (4030), våd hede (4010), klithede (2140) og kystklitter med enebær (2250) over perioden fra 2004 til 2021 baseret på data fra NOVANA overvågningen.

Tablet 2.3. Antal observationer, og middelværdi, median og standardafvigelse samt parametre for en lineær regression af data for C/N og pH samt dækning (%) af dværgbuske, græs og vedplanter for tør indlandshede (4030), våd hede (4010), klithede (2140) og kystklitter med enebær (2250) over perioden fra 2004 til 2021 baseret på data fra NOVANA overvågningen.

	ntp	n	median	middel	stdv	skæring	hældning	r ²	p
C/N	2140	1039	22.6	23.0	6.6	362.9	-0.169	0.0165	0
	2250	65	19.0	19.2	4.7	896.7	-0.435	0.1344	0.0027
	4010	444	25.0	25.4	7.1	610.8	-0.291	0.0636	0
	4030	1216	22.8	23.6	6.5	550.9	-0.262	0.0445	0
pH	2140	1039	3.4	3.5	0.5	18.8	-0.008	0.0064	0.0098
	2250	65	3.3	3.5	0.6	-35.8	0.02	0.0162	0.3129
	4010	444	3.2	3.3	0.4	27.4	-0.012	0.0303	0.0002
	4030	1216	3.2	3.3	0.4	19.8	-0.008	0.0117	0.0002
dværgbuske	2140	1039	63	56.1	19.8	822.1	-0.381	0.0094	0.0017
	2250	65	17	21.5	19.6	-256.6	0.138	0.0008	0.8242
	4010	444	40	40	23.5	631.3	-0.294	0.0058	0.1079
	4030	1216	60	53.7	21.7	1070.3	-0.505	0.015	0
græs	2140	296	10.5	18.6	18.3	-3048.8	1.519	0.004	0.2788
	2250	23	15	23	21.4	13696.8	-6.769	0.1184	0.1079
	4010	190	40.5	38.6	24.6	-7274.9	3.62	0.0083	0.2103
	4030	276	20	25	23	1290.3	-0.626	0.0004	0.735
vedplanter	2140	214	6	12.6	14.6	-205	0.108	0.0016	0.5666
	2250	50	27.5	31.5	24	683	-0.323	0.0029	0.7086
	4010	185	5	11.2	13.4	-182.2	0.096	0.002	0.5412
	4030	554	8	15	16.2	-949.4	0.479	0.0257	0.0002

Der ses et signifikant fald i C/N for alle fire naturtyper over perioden fra 2004 til 2021 samt signifikante fald i pH for alle naturtyper undtagen kystklitter med enebær (2250), hvor observationerne dog kun dækker den sidste del af perioden og observationerne er forholdsvis få. Ændringen i C/N dækker over stigninger i både C og N for alle naturtyper, dog kun signifikant for klitheden, hvor N blot er steget mere end C. Der ses signifikante fald i dækning af dværgbuske for klithede, våd- og tør hede og en signifikant stigning i dækning af vedplanter på tør hede. Der er ikke noget klart billede for udviklingen i dækning af græsser og vedplanter på de andre naturtyper. Antallet og måske også kvaliteten af observationer er imidlertid lavere end for de øvrige observationer.

Det er interessant at der ses et fald i pH samtidig med at dækningen af dværgbuske falder. Et skift i vegetation fra dværgbuske til græs og vedplanter kunne alene betyde en stigning i pH. De gennemsnitlige C/N forhold for naturtyperne er imidlertid så lave, at der kan være en væsentlig forsurende effekt fra nitratudvaskning (Rowe et al., 2006) (Edmondson et al., 2013).

Som det fremgår af figur 2.1 og 2.2, er der meget store variationer i de observerede værdier fra år til år. Det skyldes at det ikke er de samme punkter, der besøges hvert år, men et punkt i gennemsnit kun genbesøges hvert 6. år. Derfor kræves der forholdsvis lange tidsserier og et stort antal observationer for at bestemme en trend ud fra NOVANA dataene. Analysen kan hjælpes ved anvendelse af statistiske modeller. Datasættet indeholder imidlertid nu et tilstrækkeligt antal observationspunkter med flere (2 til 4) observationer på samme punkt over tid. Der er derfor lavet en analyse, hvor der for disse punkter er beregnet en regression, der er brugt til at beregne værdier for 2004 og 2021. Tabel 2.4 viser en analyse for C/N, pH og dækning af dværgbuske for naturtyperne våd-, tør- og klithede.

Tabel 2.4. Udviklingstendens for C/N, pH og dækning af dværgbuske for tør indlandshede (4030), våd hede (4010) og klithede (2140) over perioden fra 2004 til 2021 beregnet ud fra regression på punkter med flere samhørende observationer over tid i NOVANA overvågningen. M04 er middel for 2004, s04 stdv.

	ntp	n	skæring	hældning	m04	s04	m21	s21	dif	p
C/N	2140	299	1.07	-0.12	23.81	11.70	21.75	8.90	-2.06	0.0507
	4010	57	0.57	-0.24	28.24	7.12	24.19	7.27	-4.04	0.0026
	4030	293	0.87	-0.18	23.87	9.49	20.88	8.05	-2.99	0.0006
pH	2140	299	0.06	-0.02	3.66	0.73	3.36	0.57	-0.30	0
	4010	57	0.03	-0.02	3.34	0.45	3.05	0.33	-0.29	0.0001
	4030	293	0.10	-0.03	3.62	0.84	3.14	0.98	-0.48	0
Dværgbuske	2140	299	2.60	-0.58	62.78	33.40	52.94	23.06	-9.84	0.0001
	4010	57	2.33	-0.55	46.15	27.23	36.85	26.10	-9.30	0.0814
	4030	293	3.14	-0.55	58.98	38.07	49.57	27.04	-9.40	0.0028

Denne analyse viser betydelige fald i både C/N, pH og dækning af dværgbuske for alle tre naturtyper over perioden fra 2004 til 2021.

Hvis man betragter figur 2.1, kunne der, specielt for våd hede, se ud til at være en stigende tendens for C/N for den sidste del af måleperioden fra 2018 til 2021. En analyse af punkter med flere samhørende målinger over tid kan bruges til at teste, om denne tendens er reel eller blot skyldes den usikkerhed der ligger i, at det er forskellige punkter, der er analyseret for de enkelte år. Tabel 2.5 viser beregnede trends for C/N for naturtyperne tør indlandshede (4030), våd hede (4010) og klithede (2140) hvor det sidste observationsår har været hhv. 2021, 2020 og 2019. Regressionerne er beregnet ift. den nærmeste måling bagud i tid (som regel 6 år tidligere).

Tabel 2.5. Udviklingstendens for C/N for tør indlandshede (4030), våd hede (4010) og klithede (2140) over perioden fra 2004 til 2021 beregnet ud fra regression på punkter i NOVANA overvågningen, hvor den seneste observation har været i hhv. 2021, 2020 og 2019. Regressionerne er beregnet ift. den nærmeste måling bagud i tid (som regel 6 år tidligere).

år	ntp	n	skæring	hældning	r2	p
2021	2140	38	884.2	-0.427	0.1721	0.0096
	4010	53	462.1	-0.216	0.0436	0.1335
	4030	101	667.7	-0.32	0.0369	0.0542
2020	2140	143	166.9	-0.072	0.0023	0.5724
	4010	128	635.7	-0.304	0.0495	0.0116
	4030	133	548.4	-0.261	0.0337	0.0344

2019	2140	130	386.9	-0.18	0.0055	0.3998
	4010	20	1466	-0.717	0.4505	0.0012
	4030	65	59.7	-0.018	0.0001	0.9413

Analysen viser en faldende tendens for C/N for alle tre naturtyper, også for den sidste overvågningsperiode.

Endelig er der foretaget en analyse, hvor C/N, dværgbuskdækning og pH er sammenlignet for grupper af punkter med værdier for dværgbuskdækning og C/N hhv. over og under medianværdien af observeret dækning af dværgbuske og C/N. Sammenligningen er vist i tabel 2.6.

Tabel 2.6. Sammenligning mellem C/N, dværgbuskdækning og pH for punkter med værdier for dværgbuskdækning, C/N og pH hhv. over (h) og under (l) medianværdien af observeret dækning af dværgbuske, C/N og pH.

	ntp	n	middel_h	std_h	middel_l	std_l	p
C/N - dværgbuske	2140	1039	24.76	6.68	21.48	6.22	0
	2250	65	20.10	5.09	17.99	3.98	0.065
	4010	444	26.80	7.27	24.25	6.66	0.0001
	4030	1216	25.68	6.42	21.93	6.15	0
dværgbuske – C/N	2140	1039	61.27	16.88	50.65	21.11	0
	2250	65	26.69	20.67	16.43	17.39	0.0345
	4010	444	44.50	23.12	35.62	23.14	0.0001
	4030	1216	60.79	18.11	48.09	22.73	0
pH – C/N	2140	1039	3.35	0.34	3.64	0.56	0
	2250	65	3.30	0.46	3.76	0.67	0.0019
	4010	444	3.20	0.38	3.32	0.46	0.0031
	4030	1216	3.15	0.22	3.44	0.46	0
C/N – pH	2140	1039	20.55	6.59	24.81	6.06	0
	2250	65	18.04	4.60	20.60	4.61	0.0287
	4010	444	23.68	6.52	26.49	7.17	0
	4030	1216	21.09	5.72	26.23	6.31	0

Sammenligningen viser, at punkter med dværgbuskdækning over medianværdien har højere C/N sammenlignet med gruppen med lavere dværgbuskdækning; og tilsvarende at punkter med C/N over medianen har højere dækning af dværgbuske end gruppen med lavere C/N. Dette er forventet, fordi en for høj tilførsel af N kan betyde en N akkumulering, der sænker C/N, hvilket kan medvirke til et skift i vegetation hvor dværgbuske erstattes af græs. Øget dækning af græs og vedplanter vil yderligere medvirke til at sænke C/N.

Der ses desuden, at punkter med C/N over medianværdien har lavere pH sammenlignet med gruppen med lavere C/N; og tilsvarende at punkter med pH over medianen har lavere C/N end gruppen med lavere pH. Det er forventeligt at et skifte i vegetation fra dominans af dværgbuske til øget dækning af græs kan betyde et fald i C/N og en forøgelse af pH. En sammenligning af pH mellem grupper med høj og lav dækning af dværgbuske viste lavere pH ved høj dækning af dværgbuske, men sammenhængen var ikke signifikant, måske pga. tidsforsinkelser mellem ændring i vegetation og kemi.

Analysen viser, at udviklingen i jordkemi på de undersøgte naturtyper ikke kun er en funktion af depositionen, men at et skifte i vegetation kan give yderligere skift i jordkemi og plantesamfund (WallisDeVries and Bobbink, 2017).

2.3 Modelberegninger

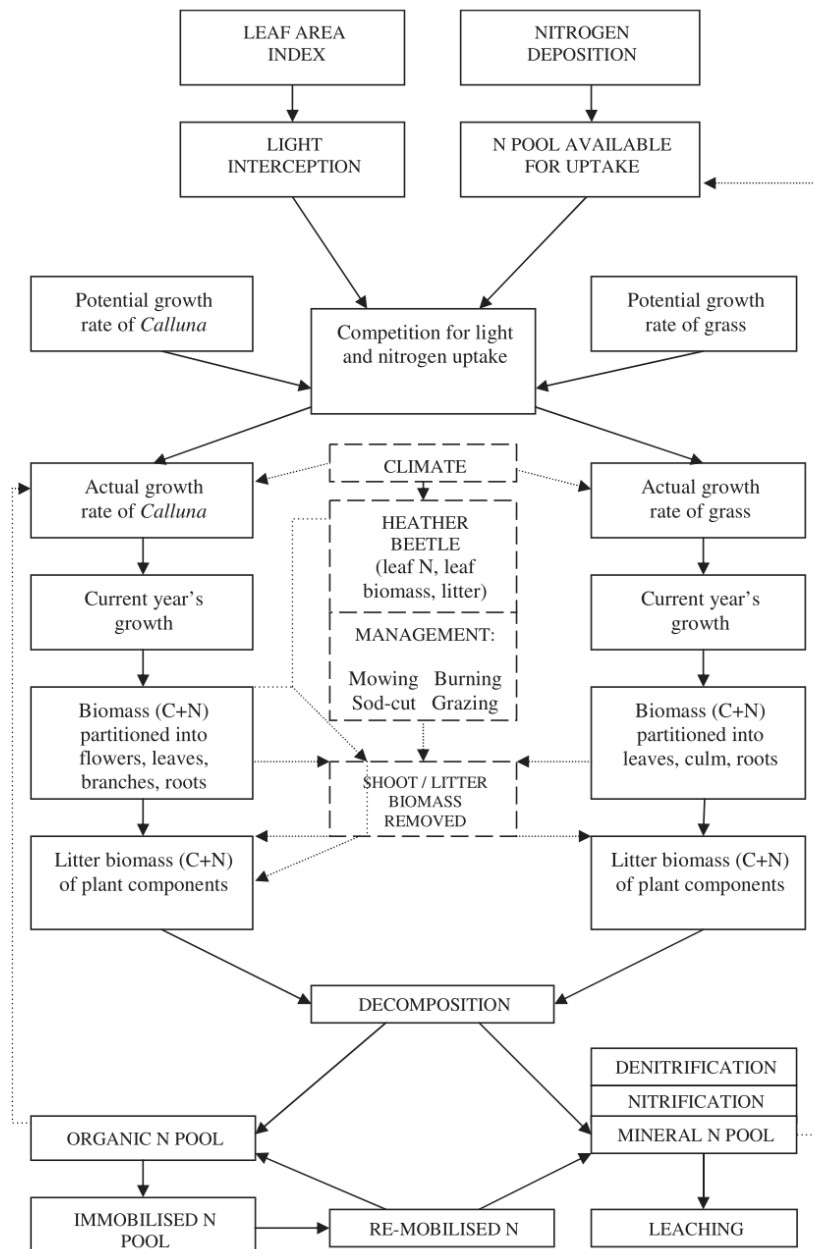
En væsentlig problemstilling for bevarelse af specielt hede og klithede er de langsigtede dynamikker, hvor høj kvælstoftilførsel og manglende naturpleje fører til kvælstofakkumulering, reduktion i C/N, øget kvælstoftilgængelighed og skift i vegetation fra dværgbuske til græs og vedplanter, hvilket kan medføre et yderligere skift i kemi (Bak et al., 2019). De mere langsigtede dynamikker kan bedst kvantificeres ved anvendelse af dynamiske, mekanistiske modeller der beskriver sammenhængen mellem næringsstofftilførsel, jordkemi og dominerende plantearter. En sådan kobling af modelsystemer har tidligere været anvendt til beregning af tålegrænser baseret på mål for biodiversitet (Bak, 2013; Bak and Damgaard, 2018).

Modellerne udspringer af intensiv forskning i hede- og græslandssystemer, der blev iværksat i Holland i 1980'erne og 1990'erne fordi naturtyperne var akut truede af luftforurening. Forskningen omfattede feltstudier, væksthuse og laboratorieforsøg, der siden blev omsat til mekanistiske vækst- og konkurrencemodeller, hvoraf den første var 'CALLUNA' modellen (Heil & Bobbink, 1993), der senere er videreudviklet til HEATHSOL modellen (Bakema et al., 1994).

I modellen afhænger mængden af tilgængeligt N af den atmosfæriske deposition, tilførsel fra højereliggende områder og mineraliseringsbidrag fra omsætningen af førne og jordens kulstof og kvælstof puljer. Det meste N omsættes til plantevækst, der fordeles mellem blade, stængler, grene, blomster og rødder for hver art med hver deres C/N-forhold og mortalitetsrater. De enkelte plantearter konkurrerer om N og lys til vækst, hvor vækstresponsen på N er vigtig for konkurrencen om lys. Det tilgængelige N, der ikke optages, kan udvaskes eller denitrificeres. Resten optages i første omgang i en mikrobiel pulje med lav C/N, der dog er hurtig omsættelig, hvorved N andelen hurtigt optages ved senere plantevækst (Bak, 2023). I Storbritannien er modellen videreudviklet til en national udgave, der inkluderer relevant drift/plejepraksis (Terry et al., 2004)(Power et al., 2004).

Der er i Danmark sket en tilsvarende udvikling af en model tilpasset danske forhold, der bl.a. indeholder en bedre beskrivelse af nitrifikations- og denitrifikationsprocesser samt omsætningen af de mere langsomt omsættelige puljer i jorden. Udbygningen af modellen er sket ved at indbygge de nødvendige processer og parametre fra VSD+ jordkemimodellen (Posch et al., 2014). VSD står for 'very simple dynamic'. Modellen er en dynamisk, mekanistisk jordkemimodel udviklet af Waageningen Research på baggrund af mere komplekse jordkemimodeller mhp. at nedbringe det nødvendige antal parametre, så modellen er mere velegnet til anvendelse på regional skala. Figur 2.3 viser strukturen af HEATHSOL modellen.

Figur 2.3. Struktur af HEATHSOL modellen, der viser konkurrence mellem to arter (Terry et al., 2004) (Bakema et al., 1994)



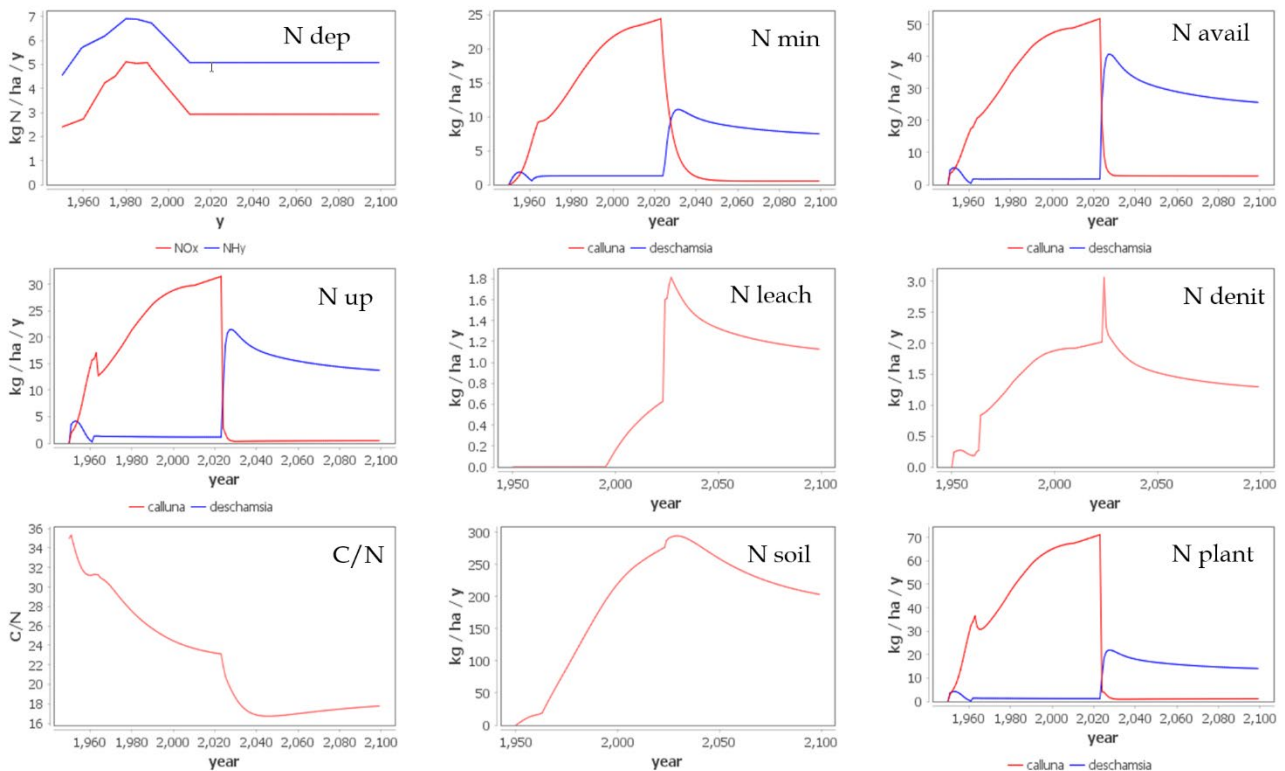
Det beskrevne modelsystem har senest været brugt til at beregne scenarier til belysning af konsekvenserne af næringsstofbalancen på udtagne lavbundsjordder for mulig naturgenopretning (Bak, 2023). Det blev her konkluderet, at det i mange tilfælde vil være nødvendigt at indlede en naturpleje/genopretningsindsats med fjernelse af topjorden for at opnå næringsfattige forhold. Det blev endvidere fundet, at græsning ikke effektivt kan nedbringe en akkumuleret N pulje, medens slåning og fjernelse af førne kan anvendes til at nedbringe N puljen, men processen tager lang tid og en reetablering af jordens C/N tager endnu længere tid.

Baggrunden for det beskrevne behov for fjernelse af topjord er, at en akkumuleret N pulje ved mineralisering giver et årligt bidrag til den tilgængelige N mængde, der skal tillægges hvad der kommer fra atmosfærisk deposition. Hvis puljen ikke fjernes ved naturgenopretning eller, hvor det er muligt, reduceres ved målrettet naturpleje over tid, vil der være plads til mindre atmosfærisk deposition, hvis områderne skal bringes i gunstig bevaringsstatus (Bak, 2023).

Problemstillingen vil være den samme for de her beskrevne hede- og klitnaturtyper, hvor de fundne C/N forhold i jorden med medianværdier mellem 19 og 23 viser, at der sket en væsentlig kvælstofakkumulering. Et naturligt C/N forhold for naturtyperne vil være mellem 35 og 40, så kvælstofpuljen er ca. fordoblet, idet overvågningsdataene viser, at kulstofpuljen også er vokset.

Funktionen af hedesystemet og konkurrencen mellem lyng og græs (her hedlyng og bølget bunke) vil her blive belyst ved et scenario for tør hede, hvor modelsystemet initieres med lave C og N puljer. 1950 anvendes som startår og der køres en simulering frem til år 2100 drevet af et depositionsscenario for NO_x og NH₃, der følger den historiske udvikling, hvor depositionen topper mellem 1980 og 1990 og har været lav tilbage i tid. I dette tilfælde anvendes der et lavdepositionsscenario, hvor den samlede deposition fra en nu-situation og fremover er 8 kg N ha⁻¹ år⁻¹ svarende til depositionen i kystegne af Jylland. Der er i dette scenario ikke indlagt drift / pleje i hele perioden. Dette kan siges at være et worst-case scenario, men der er en del naturarealer, hvor der ikke har været naturpleje, eller kun meget lidt naturpleje siden et ophør af ekstensiv drift. Der er indlagt en slåning af området i 2023 for at illustrere effekten af den akkumulerede kvælstofpulje på konkurrencen mellem lyng og græs, når vegetationen åbnes. Det kunne også være ved et kraftigt angreb af lyngens bladbille. Figur 2.4 illustrerer de vigtigste N puljer og fluxe.

I det viste scenario vinder lyngen konkurrencen med græs ved start af scenariet, fordi N puljen er lav, og N mineraliseringen derfor er lav, N depositionen er forholdsvis lav, og den tilgængelige N er lav. En del N tages op af vegetationen. Denne andel øges i takt med, at vegetationen vokser. N, der ikke tages op, er tilgængelig for udvaskning og denitrificering. Denitrificering er lav på tør hede, og udvaskningen er lav i starten af scenariet, fordi C/N er forholdsvis høj. Det N, der ikke optages eller tabes ved udvaskning eller denitrificering optages i første omgang i hurtigt omsættelige puljer i jorden med lavt C/N, der vil være tilgængelig for følgende års vækst. Der er i scenariet ingen kvælstoffjernelse i form af drift / pleje, og der sker derfor en opbygning af N i jord-puljen og dermed øges den tilgængelige mængde N år for år. Græsserne er dog ikke i stand til at udkonkurrere lyngen på trods af den øgede N tilgængelighed, så længe lyngvegetationen er tæt.



Figur 2.4. N puljer og fluxe for et scenario, hvor hedelyng konkurrerer med bøget bunke. Deposition og mineralisering (dep og min) giver tilsammen tilgængelig N (avail), hvoraf en del tages op i vegetation (up) en del udvaskes (leach) og en del denitrificeres (denit). Nederst vises C/N i jord, N puljen i jorden (soil) og i vegetationen (plant). Området slåes i 2023.

I scenariet slåes vegetationen i 2023, hvorved vegetationen åbnes. I denne situation kan græsserne udkonkurrere lyngen, selvom depositionen er lav, fordi der er et væsentligt bidrag til tilgængeligt N fra mineralisering. Skiftet til græs giver et hurtigt fald i C/N og øget nitratudvaskning, der gradvist reducerer N puljen i jorden. I det viste scenario bliver lyngen dog ikke i stand til at konkurrere mod græsserne, selvom depositionen er forholdsvis lav og scenariet løber til 2100, fordi N puljen kun reduceres meget langsomt i en situation, hvor der ikke sker N fjernelse med drift eller pleje.

Scenariet repræsenterer et enkelt punkt, og på et virkeligt hedeareal vil der være en stor variation i forhold og dermed også konkurrencesituation, og græsserne vil kunne vinde konkurrencen mod lyngen hvor lyngen ældes eller svækkes af bladbiller.

De empirisk baserede tålegrænser for hede er beregnede med et modelsystem som det her beskrevne. Det er imidlertid en forudsætning i beregningerne, at der sker en relevant naturpleje. Som beskrevet i afsnittet om tålegrænser, er anbefalingen nu, at tålegrænsen vil afhænge af plejemetode og -intensitet og kan være ned til 5 kg N ha⁻¹ år⁻¹, hvilket er konsistent med de massebalance-baserede tålegrænser, der kun inkluderer meget lidt kvælstoffjernelse ved naturpleje. Den store udfordring ift. at (gen) etablere gunstig bevaringsstatus på de danske hedeområder er imidlertid, at depositionen har været høj i en årrække og at der på mange områder ikke er fjernet kvælstof ved naturpleje. Der er derfor sket en opbygning af kvælstofpuljer, hvad der også fremgår af overvågningsdataene, og det vil betyde, at der er behov for naturgenopretning og / eller intensiveret pleje med kvælstoffjernelse i en årrække, hvis områderne skal (gen)oprettes i gunstig bevaringsstatus. Det fremgår også af erfaringerne fra Holland, hvor de foreslåede virkemidler til (gen)opretning af

gunstig bevaringsstatus i Natura 2000 områderne omfatter fjernelse af topjord.

Det vil kræve en mere detaljeret analyse end der har været mulighed for i dette projekt at afklare, hvordan de følsomme danske naturtyper og -områder kan komme til at bevæge sig i retning af gunstig bevaringsstatus. Det er imidlertid klart, at for de her beskrevne naturtyper er reduktionsmålene i eksisterende internationale aftaler og regulering ikke tilstrækkeligt. Der vil kræves yderligere reduktioner, både internationalt og i Danmark, og der vil kræves en væsentlig indsats for naturgenopretning og naturpleje mhp. kvælstoffjernelse.

3 Konklusioner og anbefalinger

Som beskrevet har formålet med rapporten været, med udgangspunkt i internationale og nationale politikker og regulering og den seneste udvikling i videnskabelig viden og overvågningsdata, at belyse om der er brug for en yderligere indsats for at begrænse kvælstofeffekter på følsom natur i Danmark.

Et udgangspunkt kan være den analyse, der ligger bag opdateringen af EU's Emissionsloftdirektiv, der viste, at der selv med realisering af reduktionsmålene for 2030 fortsat vil være overskridelser af tålegrænserne for 99 % af den følsomme natur i Danmark. De anvendte tålegrænser i denne beregning er forholdsvis konservative, baseret på en massebalanceberegning med begrænset kvælstoffjernelse ved naturpleje. De opdaterede empirisk baserede tålegrænser for hede- og klitnatur konvergerer imidlertid hermed med tålegrænser ned til 5 kg N ha⁻¹ år⁻¹, hvor der er en begrænset plejeindsats.

Det vil ikke være muligt at komme ned på dette niveau udelukkende ved anvendelse af tekniske virkemidler. Som det fremgår af figur 1.2, er reduktionsmålet for ammoniak for EU-28 i NEC-direktivet 19 % medens den maksimale reduktion med tekniske virkemidler er 35 %. Den gennemsnitlige kvælstofdepositionen i Danmark ligger aktuelt på 13 – 14 kg N ha⁻¹ år⁻¹.

Göteborgprotokollen er aktuelt under revision, men det er uklart hvor store ekstra reduktioner for N, der kan forventes, bl.a. fordi det kan forventes, at der stadig vil blive taget udgangspunkt i tekniske virkemidler. Det kan derfor på europæisk plan blive naturpolitikkerne, der kan komme til at drive fremtidige kvælstofreduktioner. Det har været tilfældet i Holland, hvor hensynet til opfyldelse af forpligtigelserne ift. Habitatdirektivet har medført en plan om drastiske reduktioner i nationale emissioner, der i lyset af mangel på tekniske virkemidler planlægges gennemført med en reduktion i husdyrholdet på omkring 30 %.

En opdateret vurdering af tilstand og udvikling for udvalgte følsomme danske naturtyper baseret på NOVANA data viser, at naturtyperne er kraftigt eutrofierede, og at tilstanden er i stadig og forholdsvis hastig forværring. Tilstand og udvikling for § 3 natur udenfor Natura 2000 områderne forventes at være værre. Udviklingen skyldes formentlig en kombination af tidligere høje depositioner af både kvælstof og svovl, manglende eller utilstrækkelig naturpleje og depositionsniveauer, der stadig er for høje ift. forvaltningen af områderne.

Der vil kræves yderligere emissionsreduktioner, både internationalt og i Danmark, og der vil kræves en væsentlig indsats for naturgenopretning og naturpleje mhp. kvælstoffjernelse, hvis udviklingen skal vendes.

En del af problemet er, hvad man kan kalde fortidens synder, hvor der ikke løbende er sket en forvaltning mhp. kvælstoffjernelse for at imødegå den fremadskridende eutrofiering, og at der ikke internationalt, nationalt og lokalt omkring de berørte områder er sket tilstrækkelige emissionsreduktioner. Det betyder, at der vil være betydelige udfordringer ved genopretning af tilstanden på områderne.

4 Referencer

Amann, M., m.fl., 2012, Environmental Improvements of the 2012 Revision of the Gothenburg Protocol, CIAM report 1/2012, Version 1.1 – September 10, 2012

Bak, J. (2015) Overimplementerer Danmark Göteborg protokollen? Vand & Jord, 28/09, 2015

Bak, J. (2001) Kortlægnings- og analyseprojekt vedrørende væsentlige ammoniak- punktkilder og sårbare naturtyper i det åbne land, Skov- og Naturstyrelsen, Wilhjelmudvalget.

Bak, J. and Damgaard, C. F. (2018) Mulig metode til beregning af arealspecifikke tålegrænser for kategori 3 natur.

Bak, J. L. (2013) Tålegrænser for dansk natur, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Available at: <http://dce2.au.dk/pub/SR69.pdf>.

Bak, J. L. (2018) 'Opdatering af empirisk baserede tålegrænser', (september), p. 11.

Bak, J., Løfstrøm, P. and Christian F. Damgaard (2018) Vurdering af virkninger på natur og miljø af forskellige modeller for ændret regulering af ammoniakemission. Available at: <http://dce2.au.dk/pub/SR275.pdf>.

Bak, J., Løvschal, M. and Damgaard, C. F. (2019) 'Hvordan bevarer vi heden i Danmark: Tilstand og mulig pleje og genopretning', pp. 1–40.

Bakema, A.H, Meijers, R, Aerts, R., Berendse, F., Heil, G. W. (1994) HEATH-SOL: a heathland competition model. RIVM.

Bobbink, R., Loran, C. and Tomassen, H. (2022) 'Review and revision of empirical critical loads of nitrogen for Europe'.

Edmondson, J. et al. (2013) 'The legacy of nitrogen pollution in heather moorlands: Ecosystem response to simulated decline in nitrogen deposition over seven years', *Science of the Total Environment*, 444, pp. 138–144. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.11.074.

Ellermann, T., Bossi, R., Nygaard, J., Christensen, J., Løfstrøm, P. and Monies, C., Geels, C., Nielsen, I.E., Poulsen, M. (2019) ATMOSFÆRISK DEPOSITION 2018.

Fredshavn, J. et al. (2019) 'Bevaringsstatus for Naturtyper Og Arter', Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, p. 10.

Geupel, M. et al. (2022) CCE Status Report 2022. TEXTE 135/. Coordination Centre for Effects (CCE), German Environment Agency. doi: <https://www.umweltbundesamt.de/en/publications>.

Heer, M. de, Roozen, F. and Maas, R. (2017) 'The Integrated Approach to Nitrogen in the Netherlands: A preliminary review from a societal, scientific,

- juridical and practical perspective', *Journal for Nature Conservation*, 35, pp. 101–111. doi: 10.1016/j.jnc.2016.11.006.
- Ministeriet for fødevarer, landbrug og fiskeri (2001) 'Handlingsplan til reduktion af ammoniakfordampningen fra landbruget Forbud mod halmludning':
- Posch, M. et al. (2014) 'VSD + PROPS Dynamic Soil Vegetation Model Overview From VSD to VSD +', (April), pp. 7–10.
- Power, S. A. et al. (2004) 'Linking field experiments to long-term simulation of impacts of nitrogen deposition on heathlands and moorlands', pp. 259–267.
- Reinds, G.J., Bak, J., Bouil, L., Scheuschner, T., Schaap, M., Hendriks, C., Hall, J., R., E., Bealey, B., Braban, C., Dore, T., Banin, L., Smith, R., Dragosits, U., Vieno, M., Smits, N. and Kros, H. & Wamelink, W. (2019) *Ammonia Regulations in Northern Europe. Summary of policies and practises in France, Germany, the United Kingdom, the Netherlands and Denmark.* DCE – Danish Centre for Environment and Energy,. doi: <http://dce2.au.dk/pub/SR321.pdf>.
- Rowe, E. C. et al. (2006) 'Vegetation type affects the relationship between soil carbon to nitrogen ratio and nitrogen leaching', *Water, Air, and Soil Pollution*, 177(1–4), pp. 335–347. doi: 10.1007/s11270-006-9177-z.
- Rowe, E. C. et al. (2017) 'Metrics for evaluating the ecological benefits of decreased nitrogen deposition', *Biological Conservation*, 212, pp. 454–463. doi: 10.1016/j.biocon.2016.11.022.
- Schmidt, I. K. and Gundersen, P. (2018) *Kvælstoffjernelse ved naturpleje Vidensgrundlag og opfølgende forskning.*
- Schoukens, H. (2015) 'Atmospheric Nitrogen Deposition and the Habitats Directive: Tinkering with the Law in the Face of the Precautionary Principle?', *Nordisk Miljörättslig Tidskrift*, 2015:2, pp. 2–30.
- Slentø, E., Nielsen, O.-K., Hoffmann, L., Winther, M., Fauser, P., Mikkelsen, M. H. & Gyldenkerne, S. (2009) *NEC-2020 Emission reduction scenarios. NERI Technical Report No. 746.* Available at: <http://www.dmu.dk/Pub/FR746.pdf>.
- Strandberg, M., Nielsen, K. E. and Damgaard, C. (2018) 'Habitat monitoring reveals decreasing morlayer C:N ratios in Danish heathlands', *Ecological Indicators*, 89(February), pp. 538–542. doi: 10.1016/j.ecolind.2018.02.037.
- Terry, A. C. et al. (2004) 'Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on Calluna-dominated ecosystems in the UK', *Journal of Applied Ecology*, 41(5), pp. 897–909. doi: 10.1111/j.0021-8901.2004.00955.x.
- WallisDeVries, M. F. and Bobbink, R. (2017) 'Nitrogen deposition impacts on biodiversity in terrestrial ecosystems: Mechanisms and perspectives for restoration', *Biological Conservation*, 212, pp. 387–389. doi: 10.1016/j.biocon.2017.01.017.
- Werner B., Spranger T. (red.). 2006. *Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded.* UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.

5 Bilag 1

Danske habitatnaturtyper med empirisk baserede tålegrenser. Tabellen viser anbefalede værdier ved revisionen i hhv. 2005, 2011 og 2022 (Bobbink et al., 2022), Bak (2018). Troværdigheden er angivet som ##: pålidelig, # nogenlunde pålidelig og (#): ekspertvurdering.

For baggrundsinformation se: https://www.umweltbundesamt.de/en/Coordination_Centre_for_Effects

	2005	2011	2021	
1 Naturtyper i kystegne og naturtyper med saltpåvirket (halofytisk) vegetation				
11 Havvand og tidevandsafhængige naturtyper				
1110	Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand	1		
1130	Flodmundinger	30-40		
1140	Mudder- og sandflader blottet ved ebbe	1		
1150	* Kystlaguner og strandsøer	30-40		
1160	Større lavvandede bugter og vige	30-40		
1170	Rev	1		
1180	Boblerev	1		
12 Havklinter og stenede strande				
1210	Enårig vegetation på stenede strandvolde	1		
1220	Flerårig vegetation på stenede strande	1		
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		20-30 (#)
1320	Vadegræssamfund	30-40		20-30 (#)
1330	Strandenge	30-40		10-20 (#)
1340	* Indlands saltenge	30-40		
2 Kyst- og indlandsklitter				
21 Kystklitter langs Atlanterhavs- Nordsø- og Østersøkysterne				
2110	Forstrand og begyndende klitdannelse	10-20 ²		10-20 #
2120	Hvide klitter og vandremiler	10-20 ²		10-20 #
2130	* Stabile kystklitter med urteagtig vegetation (grå klit og grønsværklit)	10-20 ²	8-15 ²	5-15 ##
2140	* Kystklitter med dværgbuskvegetation (klithede)	10-20 ²		10-15 #
2160	Kystklitter med havtorn	10-20 ²		
2170	Kystklitter med gråris	10-20 ²		
2180	Kystklitter med selvsåede bestande af hjemmehørende træarter	10-20 ²		
2190	Fugtige klitlavninger	10-25 ⁴	10-20 ⁴	5-15 #
22 Kystklitter langs Middelhavskysterne				
2250	* Kystklitter med enebær	10-20 ²		
23 Indlandsklitter, som er gamle og kalkfattige				
2310	Indlandsklitter med lyng og visse	10-20 ²		5-15 ##
2320	Indlandsklitter med lyng og revling	10-20 ²		5-15 ##
2330	Indlandsklitter med åbne græsarealer med sandskæg og hvene	10-20 ²		5-15 (#)
3 Ferskvandsnaturtyper				
31 Søer og vandhuller				
3110	Kalk- og næringsfattige søer og vandhuller (lobeliesøer)	5-10		2-10 ^b ##
3130	Ret næringsfattige søer og vandhuller med små amfibiske planter ved bredden	5-10		2-10 ^b ##
3140	Kalkrige søer og vandhuller med kransnålgær	5-10		
3150	Næringsrige søer og vandhuller med flydeplanter eller store vandaks	10		
3160	Brunvandede søer og vandhuller	5-10		5-10 ^c (#)

32 Vandløb - vandløbsstrækninger med naturlig eller delvis naturlig dynamik (små, mellemstore og store flodsenge), hvor vandkvaliteten ikke udviser betydelige forringelser					
3260	Vandløb med vandplanter		1		
3270	Vandløb med tidvis blottet mudder med enårige planter		1		
40 Tempererede heder og krat					
4010	Våde dværgbusksamfund med klokkeling	10-25	10-20	5-15 ^e	##
4030	Tørre dværgbusksamfund (heder)	10-20		5-15 ^e	##
5 Sclerofylkrat (Matorrals)					
51 Submediterrane og tempererede krat					
5130	Enekrat på heder, overdrev eller skrænter	15-25 ⁵		5-15	(#)
6 Naturlig og delvis naturlig græsvegetation					
61 Naturlig græsvegetation					
6120	* Meget tør overdrevs- eller skræntvegetation på kalkholdigt sand	15-25		5-15	(#)
62 Delvis naturlig tør græs- og krat-vegetation					
6210	Overdrev og krat på mere eller mindre kalkholdig bund (* vigtige orkidélokalteter)	15-25		10-20	##
6230	* Artsrige overdrev eller græsheder på mere eller mindre sur bund	10-20	10-15	6-10	##
64 Delvis naturlige fugtige enge med høj urtevegetation					
6410	Tidvis våde enge på mager eller kalkrig bund ofte med blåtop	15-25			
6430	Bræmmer med høje urter langs vandløb eller skyggende skovbryn	1			
7 Høj- og lavmoser					
71 Sure moser med tørvemoser					
7110	* Aktive højmoser	5-10		5-10	##
7120	Nedbrudte højmoser med mulighed for naturlig gendannelse	5-10			
7140	Hængesæk og andre kærsamfund dannet flydende i vand	10-15 ^{3,6}		5-15	##
7150	Plantesamfund med næbfrø, soldug eller ulvefod på vådt sand eller blottet tørv	10-15 ^{3,6}			
72 Kalkrige lavmoser					
7210	* Kalkrige moser og sumpe med hvas avneknippe	15-25			
7220	* Kilder og væld med kalkholdigt (hårdt) vand	15-25 ⁷			
7230	Rigkær	15-25 ³	15-30 ^{3,11}	15-25	#
8 Klipper og huler					
82 Vegetation i sprækker på klippe- skråninger					
8220	Indlandsklipper af kalkfattige bjergarter	10-15 ⁸			
8230	Indlandsklipper af kalkfattige bjergarter med pionerplantesamfund	10-15 ⁸			
83 Andre naturtyper i klipper					
8330	Havgrotter der står helt eller delvis under vand	1			
9 Skove: (Delvis) naturlig skovvegetation med hjemmehørende arter, som danner højskov med typisk underskov og som opfylder følgende kriterier: Sjælden eller oprindelig og/eller med arter af fællesskabsbetydning					
91 Skove i det tempererede Europa					
9110	Bøgeskove på morbund uden kristtorn	10-20 ^{2,9}		10-15	(#)
9120	Bøgeskove på morbund med kristtorn	10-20 ^{2,9}		10-15	(#)
9130	Bøgeskove på muldbund	10-20 ^{2,9}		10-15	(#)
9150	Bøgeskove på kalkbund	10-20 ^{2,9}		10-15	(#)
9160	Egeskove og blandskove på mere eller mindre rig jordbund	10-20 ^{2,9}		15-20	(#)
9170	Vinteregeskove i østlige (subkontinentale) egne	10-20 ^{2,9}		15-20	(#)
9190	Stilkegeskove og -krat på mager sur bund	10-20 ^{2,9}		10-15	(#)
91D0	* Skovbevoksede tørvemoser	10-20 ^{2,9}	10-15 ^{2,9}		
91E0	* Elle- og askeskove ved vandløb, søer og væld	10-20 ^{2,9}			

¹ Tålegrænsen for atmosfærisk belastning er ikke relevant, idet naturtyperne er naturligt kvælstofrige, ufølsomme for atmosfærisk tilførsel, eller forventes at modtage det største bidrag fra andre kilder, fx grundvand eller overfladenær afstrømning.

- ² Hvor der er en væsentlig forekomst af følsomme laver på lokaliteten, der ønskes beskyttet, kan en koncentrationsgrænse på $1 \mu\text{g m}^{-3}$ som årligt gennemsnit anvendes.
- ³ Tålegrænsen for højmoser ($5 - 10 \text{ kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$) kan anvendes hvis en væsentlig forekomst af følsomme højmoserarter på lokaliteten ønskes beskyttet.
- ⁴ Tålegrænsen for Oligotrofe søer ($5 - 10 \text{ kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$) benyttes for småsøer i klitlavninger.
- ⁵ Tålegrænsen for heder ($10 - 20 \text{ kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$) anvendes, hvis dværgbuske (lyng mv.) er hyppige.
- ⁶ Naturtypen er en delmængde af den bredere naturtype fattigkær, der har tålegrænse i intervallet $10 - 20 \text{ kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$
- ⁷ Naturtypen omfatter også Palludellavæld, der forventes at have tålegrænser i den lave ende af intervallet.
- ⁸ Baseret på tålegrænsen for laver.
- ⁹ Massebalancebaserede tålegrænser, der beskytter den langsigtede stabilitet kan være væsentligt lavere, ned til $7 \text{ kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$. Eksempler på beregning kan findes i Skov og Naturstyrelsen (2003)
- ¹⁰ Mange søer og vandhuller er eutrofieret som følge af næringstilførsel fra andre kilder. For de rene, ikke eutrofierede søer af type 3150 kan tålegrænsen for de øvrige søtyper på $5-10 \text{ kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$ bruges, hvis søen er kvælstofbegrænset.
- ¹¹ Den høje ende af intervallet er næppe anvendelig for danske forekomster.
- ¹² Værdien afhænger af kvælstoffjernelse ved naturpleje
- ¹³ De laveste værdier er for boreale områder
- ¹⁴ værdierne bør kun anvendes på vand med lav alkalinitet og uden væsentlige landbrugsmæssige eller andre direkte menneskelige input. Brug den nederste ende af området til boreale dystrofiske søer

REDUKTIONSMÅL FOR DANSKE AMMONIAKEMISSIONER

Et studie af kvælstofeffekter på følsomme danske naturtyper baseret på NOVANA data og modelberegninger viser at naturtyperne er kraftigt eutrofierede, og at tilstanden for de sidste 20 år har været i stadig og forholdsvis hastig forværring. Der vil kræves yderligere emissionsreduktioner, både internationalt og i Danmark, og der vil kræves en væsentlig indsats for naturgenopretning og naturpleje mhp. kvælstoffjernelse, hvis udviklingen skal vendes.