

# Miljøkonsekvensvurdering af regulering vedr. ammoniak i foreslået ny husdyrarealregulering

---

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 29. april 2016

Jesper Bak

Institut for Bioscience

Rekvirent:  
Miljøstyrelsen  
Antal sider: 17

Faglig kommentering:  
Bettina Nygaard og Rasmus Ejrnæs  
Kvalitetssikring, centret:  
Poul Nordemann Jensen



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Tel.: +45 8715 0000  
E-mail: [dce@au.dk](mailto:dce@au.dk)  
<http://dce.au.dk>

# Indhold

Baggrund	3
Data og metoder	4
Resultater og diskussion	12
Svar og konklusioner	20
Referencer	21

## Baggrund

DCE/AU er blevet bedt om at foretage en miljøkonsekvensvurdering af forslag til nye ammoniakregler i en ny husdyrregulering. I øjeblikket kan kommunerne efter konkret vurdering stille teknikkrav til udbringning af husdyrgødning i nærheden af ammoniakfølsom natur. De foreslåede nye regler er baseret på generelle teknikkrav afhængigt af typen af natur (fx kategori 1, 2 og 3, se nedenfor). Den foreslåede nye regulering vil kun anvende 20 m bræmmebredder mod de nuværende 10, 20 eller 100 m. Størrelsen af bræmmebredderne på 20 m er fastsat mhp. at begrænse (mer)belastningen på naturarealer som følge af udbringning af husdyrgødning på tilstødende landbrugsarealer til maksimalt  $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  (Miljøstyrelsen, 2016). Miljøkonsekvensvurderingen skal omfatte konsekvenserne af i) harmonisering af bræmmebredder, ii) reduceret beskyttelse for nogle naturområder, iii) øget beskyttelse for andre naturområder, og iv) mulige andre måder at placere bræmmer for udbringning af husdyrgødning.

I og med at der ikke er et godt overblik over den nuværende praksis i kommunerne og der ikke eksisterer et landsdækkende statistisk- eller kortgrundlag for stillede krav, er det vanskeligt at kvantificere hvor mange arealer der vil få hhv. mindre eller mere beskyttelse ved en omlagt regulering. Det vil endvidere ikke være muligt at foretage lokale (stedspecifikke) miljøkonsekvensvurderinger, men udelukkende en landsdækkende vurdering af effekter på biodiversitet og arter. Afledte effekter som følge af fx ændret kvælstofudvaskning forventes at være små og vil ikke indgå i opgaveløsningen. Der er heller ikke set på betydningen af at behandle bidraget fra udbringningsarealer separat og ikke i kumulation med bidrag fra punktkilder på ejendommen (stald og lager). I den foreslåede nye regulering forventes der fortsat at skulle ske en individuel vurdering af påvirkningen fra stald og lager, hvor bidraget fra udbringningsarealerne kan inddrages i kumulation, men den samlede tilladte belastning fra ejendommen vil kunne blive højere hvor bidraget fra udbringningsarealerne når 1 kg.

På grund af de ovennævnte usikkerheder er miljøkonsekvensvurderingen bygget op, så der tages udgangspunkt i en miljøkonsekvensvurdering af den samlede emission fra gødningsudbringning i bufferzoner omkring de forskellige kategorier af natur med forskellig grad af regulering. Dette giver et interval for den minimale og maksimale effekt af gødningsudbringning op mod naturarealer (med og uden regulering), og dermed rammen for, hvor stor effekten af en omlægning kan være. Dette udgør den kvantitative del af analysen. Effekten af den konkrete omlægning, hvor noget beskyttes mere - og noget mindre har kun kunnet behandles kvalitativt.

Effekter på skov er forholdsvis rudimentært behandlet, selvom potentielt ammoniakfølsom skov udgør en betydelig del af det muligt berørte naturareal. Dette skyldes primært mangler i datagrundlaget, både vedr. følsomhed og belastning. Københavns Universitet (IGN) er aktuelt ved at opdatere kortgrundlaget for potentielt ammoniakfølsom skov.

De yderste 20 m randzone af naturarealer, der grænser op mod landbrug forventes at være så påvirkede / i så dårlig tilstand, at en omlægning bufferzoner ikke forventes at kunne medføre en væsentlig tilstandsændring. Disse arealer er derfor udeladt fra konsekvensvurderingen.

## Kategorier af natur i gældende ammoniakregulering

Den eksisterende ammoniakregulering er baseret på en inddeling af naturen i forskellige kategorier. 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 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 samt mindre heder og overdrev) og ammoniakfølsomme skove udenfor Natura 2000 områderne. Der er ikke nogen fast definition på ammoniakfølsom skov. Lovgivningsmæssigt er ammoniakfølsom skov defineret som arealer, hvor i) der har været skov på arealet i lang tid (i størrelsesorden mere end ca. 200 år), ii) skoven er groet frem af sig selv på et naturareal, og / eller iii) der i skoven er forekomst af naturskovindikerende eller gammelskovsarter. En skov er defineret som et areal, der er større end ½ ha og mere end 20 m bred, som er bevokset med træer, der danner eller inden for et rimeligt tidsrum vil danne en sluttet skov af højstammede træer.

<http://www2.mst.dk/Wiki/Husdyrvejledning.Individuelt%20krav%20for%20naturomr%C3%A5der.ashx>

Københavns Universitet (IGN) er aktuelt ved at færdiggøre en rapport for MST, der pba. de ovenfor skitserede kriterier afgrænser og præciserer placeringen af de ammoniakfølsomme skove. Det forventes, at det således udpegede areal med ammoniakfølsom skov vil være ca. halvdelen af arealet på det nuværende kort med potentiel ammoniakfølsom skov, som er tilgængelig på miljøportalen (KU, 2016).

## Data og metoder

De foretagne analyser er baseret på eksisterende kortgrundlag for beskyttet natur, potentiel ammoniakfølsom skov og Natura 2000 områder,

<http://arealinformation.miljoportal.dk/distribution/>, markblok-temaet hentet fra Fødevarerministeriets hjemmeside

([https://kortdata.fvm.dk/download/Index?page=Markblokke\\_Marker](https://kortdata.fvm.dk/download/Index?page=Markblokke_Marker)), og landbrugsstatistik og data udarbejdet bl.a. til afrapportering for Nitratdirektivet (Børgesen, 2009). Baggrundsbelastningen med atmosfærisk kvælstof er beregnet som et 10 års gennemsnit. Effekter på arter er vurderet ud fra data fra biodiversitetskortet (Ejrnæs m.fl. 2014) og HNV kortet (Ejrnæs m.fl. 2012). Fra biodiversitetskortet er anvendt artsscoren, der er en pointgivning af lysåbne naturarealer og skove på en skala fra 0-9 ud fra dokumenterede forekomster af rødlistede arter. Derudover er brugt et tal for dokumenterede forekomster af rødliste- og bilag IV arter baseret på tre kortlag i HNV-kortet for arealer med mere end 1-, mere end 2 og mere end 4 rødliste og bilag IV arter, idet antallet for 'mere end 4' er sat til 4.

Opgørelserne er relateret til de kategorier af natur, der anvendes i den eksisterende ammoniakregulering (se ovenstående). Effektvurderinger er baseret på tålegrænser og overskridelser heraf. Tålegrænsen for kvælstof defineres som: "Den højeste deposition af kvælstof som  $\text{NH}_x$  og/eller  $\text{NO}_y$  hvorunder skadelige effekter på økosystemets struktur og funktion ikke forekommer vurderet med den nuværende viden" (Werner og Spranger (red), 2006). Der er dels anvendt empirisk baserede tålegrænser udviklet af UNECE (Bobbink mfl., 2011), dels danske beregnede tålegrænser baseret på bevarelse af biodiversitet (Bak, 2013). Empirisk baserede tålegrænser vil pga. en kortere tidshorisont og mangler i datagrundlaget tendere til at være høje-

re end konkret beregnede tålegrænser. Dette modvirkes i nogen udstrækning af, at grænserne er sat på baggrund af observationer af et forholdsvis bredt spektrum af indikatorer. De empirisk baserede tålegrænser har forholdsvis brede og overlappende intervaller for de enkelte naturtyper. Intervallerne er ikke usikkerhedsintervaller, men primært et udtryk for variationen i følsomhed indenfor naturtypen, idet tålegrænsen ikke primært afhænger af naturtypen, men af andre lokale forhold, og af naturgivne forhold, der kan variere væsentligt over en naturtypes udbredelsesområde. Effekter på arter kan vurderes ud fra arealet med overskridelser af tålegrænserne. På større plan er det, for beskyttelse af biodiversitet, nødvendigt at sikre beskyttelse af alle naturtyper, idet forskellige arter har levested på forskellige naturtyper.

Tålegrænserne bruges på to måder. Hvis den lave ende af tålegrænseintervallet ikke overskrides af baggrundsbekæmpningen forventes der ikke væsentlige kvælstofeffekter som følge af den aktuelle deposition. Der vil dog kunne være en effekt af tidligere kvælstofakkumulering og deposition fra større lokale kilder. Til vurdering af effekten af en depositionsændring er medianværdien for tålegrænseintervallet anvendt. For de danske modelberegne tålegrænser er 1992 anvendt som referenceår for biodiversitet som den lave ende og 2010 som medianværdi. Hvor tålegrænsen overskrides vil størrelsen af overskridelsen have betydning for den hastighed, området kan forandres og naturværdier tabes.

Ordet bufferzone er brugt om den del af mark(blokke), der grænser op til naturarealer, medens ordet randzoner er brugt om den del af naturarealer, der grænser op til mark(blokke).

### **Markblokke, landbrugsdata og naturareal**

Der er omkring 360.000 markblokke på landsplan med et areal på 2,67 mill. ha. Hver markblok kan bestå af et antal marker, men landbrugsdriften på de individuelle marker er ikke detaljeret kendt på landsplan. Der er derfor anvendt et datasæt fra 2014 baseret på data fra gødningsregisteret og GLR, der bruges til årlig afrapportering til nitratdirektivet. Data er oparbejdet efter Børgesen (2009). Der arbejdes med permuterede afgrøder, dvs. alle omdriftsafgrøder på en bedrift forekommer indenfor hver markblok med den arealfordeling som findes for hele bedriften. Ammoniakfordampning er beregnet ved at koble værdier for emissionskoefficienter fra DCE's emissionsopgørelser (Nielsen, 2016) på udbringning af total-N i husdyrgødning. Der er anvendt værdier for 2014.

En del markblokke på markblok-kortet kan samtidig være § 3 natur. Driften på disse arealer er heller ikke kendt i detalje. Det har derfor ikke været muligt at udtage markblokke, der samtidig er § 3, fordi der forventes at være gødningsanvendelse på en del af § 3 arealet (5 - 15 % for § 3 mose) (Strandberg m.fl., 2012)

I alt er der i det anvendte datasæt 230.000 markblokke, der modtager husdyrgødning, heraf 110.000 primært fra svin. Mængden af udbragt gødning varierer meget. Der kan foretages en afgrænsning af arealer, hvor ammoniakemissionen er væsentlig. Arealet med en gennemsnitlig årlig ammoniakemission  $> 5 \text{ kg N ha}^{-1}$  kan betragtes som områder, der regelmæssigt / primært gødes med husdyrgødning. Udbringningen af husdyrgødning varierer væsentligt også indenfor de enkelte ejendomme (figur 4). Dette areal udgør ca. 1,40 mill. ha eller 52 % af landbrugsarealet.. Denne gruppe af markblokke

er ved konsekvensvurderingen anvendt til at afgrænse de naturarealer, der kan blive berørt af en omlægning, hvor nogle tilgrænsende naturarealer vil få mere beskyttelse og andre mindre. Hensigten med denne afgrænsning er som nævnt at kunne vurdere den samlede miljøpåvirkning af gødningsudbringning op mod naturarealer med og uden regulering og dermed spille rummet for mulige konsekvenser af en omlægning af den eksisterende regulering.

Størrelsesfordelingen af disse markblokke er vist i tabel 1. 19 % af disse markblokke er større end 16 ha. Miljøstyrelsens analyse af den nødvendige bræmmebredde for at undgå en merbelastning over 1 kg, er foretaget på baggrund af en forudsætning om markstørrelser på 16 ha (Miljøstyrelsen, 2016).

**Tabel 1.** Størrelsesfordeling af markblokke med årlig ammoniakemission > 5 kg N ha<sup>-1</sup>.

Areal (ha)	< 1	1-4	4-9	9-16	16-25	25-36	36-49	49-64	64-81	>81
Antal (x1000)	12	40	36	23	13	7	3	2	1	0,6

Der er tidligere foretaget en opgørelse af antal og areal af landbrugs- og naturarealer, der kan berøres af en omlægning af arealregulering vedr. ammoniak, (Nygaard og Bladt, 2015, a & b). Bestemmelsen af specielt antallet af områder er ikke simpelt og indebærer en række usikkerheder og valg, hvorfor der er forskelle mellem de to opgørelser. Eksempelvis er en del af § 3 arealerne opdelt af fx (mark)veje, hegn, åer o. lign.. Dette er der i nogen udstrækning taget højde for i digitaliseringen, så disse områder på § 3 kortet i stor udstrækning optræder som en flerhed af polygoner, og dermed med arealer, der kan relateres til kategoriopdelingen. Disse er ved analysen bevaret som sådan. Det giver til gengæld en overvurdering af andelen af kant ift. det samlede areal. For Natura 2000 er der foretaget en meget mere detaljeret opdeling af naturtyper og de enkelte områder består i mange tilfælde af en mosaik af naturtyper. For disse arealer er der i denne analyse ved opgørelse af rand og areal foretaget en opløsning af grænserne, så områderne optræder som én polygon, medens polygoner, der på Natura 2000 kortet består af en flerhed af adskilte polygoner med samme - eller en mosaik naturtype er opdelt. Ikke kortlagt § 3 hede og overdrev indenfor Natura 2000 områderne er kategori 3 natur. Det er imidlertid teknisk kompliceret at udpege disse områder, idet de samme arealer i nogen udstrækning optræder på både § 3 - og Natura 2000 kort. Der er derfor i analysen foretaget en harmonisering af polygongrænser med en margin på 3 m og sat en grænse på 200 m<sup>2</sup> hvor småområder på grænsen mellem de to digitaliseringer forkastes, idet disse arealer må betragtes som en artefakt som følge af manglende præcision i datagrundlaget.

Tabel 2 viser antallet af markblokke og arealet af 20 m randzoner for markblokke, der grænser op til de forskellige kategorier af natur (< 20 m til naturareal). Tilsvarende antal og arealer er vist for markblokke med en gennemsnitlig årlig ammoniakemission > 5 kg N ha<sup>-1</sup>.

**Tabel 2.** Antallet af markblokke og arealet af 20 m randzoner for markblokke, der grænser op til de forskellige kategorier af natur (< 20 m til naturareal). Tilsvarende antal og arealer

er vist for markblokke med en gennemsnitlig årlig ammoniakemission > 5 kg N ha<sup>-1</sup>.

	Alle		Emission > 5 kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>	
	n x 1000	Areal (1000 ha)	n x 1000	Areal (1000 ha)
Kategori 1	8,1	6,1	1,6	2,0
Kategori 2	9,2	6,9	2,5	3,5
Kategori 3	63,6	55,0	18,7	29,5
Skov	92,5	75,1	29,4	36,2

Det er som beskrevet svært at foretage en nøjagtig opgørelse af antallet af naturarealer. Antal, størrelse og forholdet mellem areal og kant er imidlertid vigtigt ift. en vurdering af ammoniakpåvirkning fra udbringningsarealer. Hvis kortene over beskyttet natur og ammoniakfølsom skov<sup>1</sup> (jf. ovenstående) anvendes som grundlag, kan det samlede antal naturområder opgøres til ca. 98.700 med et samlet areal på 646.000 ha. Den gennemsnitlige størrelse af et område er 6,5 ha, og det gennemsnitlige forhold mellem areal og kant 62 m<sup>2</sup> / m kant. Det betyder, at hvis fx den yderste 20 m rand af naturområderne betragtes som meget kantpåvirket, så gælder dette 1/3 af naturarealet.

Naturindholdet varierer naturligvis også mellem de enkelte områder. For at kunne sammenligne mellem de forskellige typer af natur er der i denne analyse anvendt det gennemsnitlige antal rødliste- og bilag IV arter og artsscoren fra HNV kortlægningen (Brunbjerg m.fl., 2016, Ejrnæs m.fl., 2012). Tabel 3 sammenfatter areal af 20 m randzone, gennemsnitsstørrelse, areal/kant forhold og artsindhold for de forskellige kategorier af natur. Artsindholdet er opgjort som gennemsnit for en 20 m randzone, hvor naturarealet grænser op til markblokke. Det gennemsnitlige antal rødliste- og bilag IV arter (ud fra HNV kortet) opgjort for hele naturarealet er 0,9±1,4 og artsscoren fra biodiversitetskortet er 2,7±2,7. Det skal bemærkes, at artsobservationerne næppe i større udstrækning er fra selve randzonen, men statistikken er opgjort for randzonen for bedst muligt at afspejle den bagvedliggende natur. De nøjagtige prøvetagningssteder fremgår ikke af kortene, men opgørelsesmåden er valgt for at give størst vægt til observationer tæt på udbringningsarealerne.

**Tabel 3.** Areal af 20 m randzone, gennemsnitsstørrelse, areal/kant forhold for naturområdet, randzonen tilhører og artsindhold for randzone for de forskellige kategorier af natur. Artsindholdet er opgjort som det gennemsnitlige antal rødliste- og bilag IV arter fra HNV kortlægningen (Brunbjerg m.fl., 2016, Ejrnæs m.fl., 2012) og artsscoren fra biodiversitetskortet (Ejrnæs m.fl., 2014). Artsobservationerne er næppe i større udstrækning fra selve randzonen, men statistikken er opgjort for randzonen for bedst muligt at afspejle den bagvedliggende natur.

	Areal rand (1000 ha)	Gns, str, (ha)	Areal / kant	Rød, art	Artsscore
Kategori 1	5,2	9,2	74	2,2±1,6	5,2±2,7
Kategori 2	5,8	15,5	48	0,9±1,2	1,6±1,9
Kategori 3	15,0	1,6	86	0,3±0,7	1,0±1,3
Skov	42,0	6,2	71	0,3±0,7	0,6±1,3

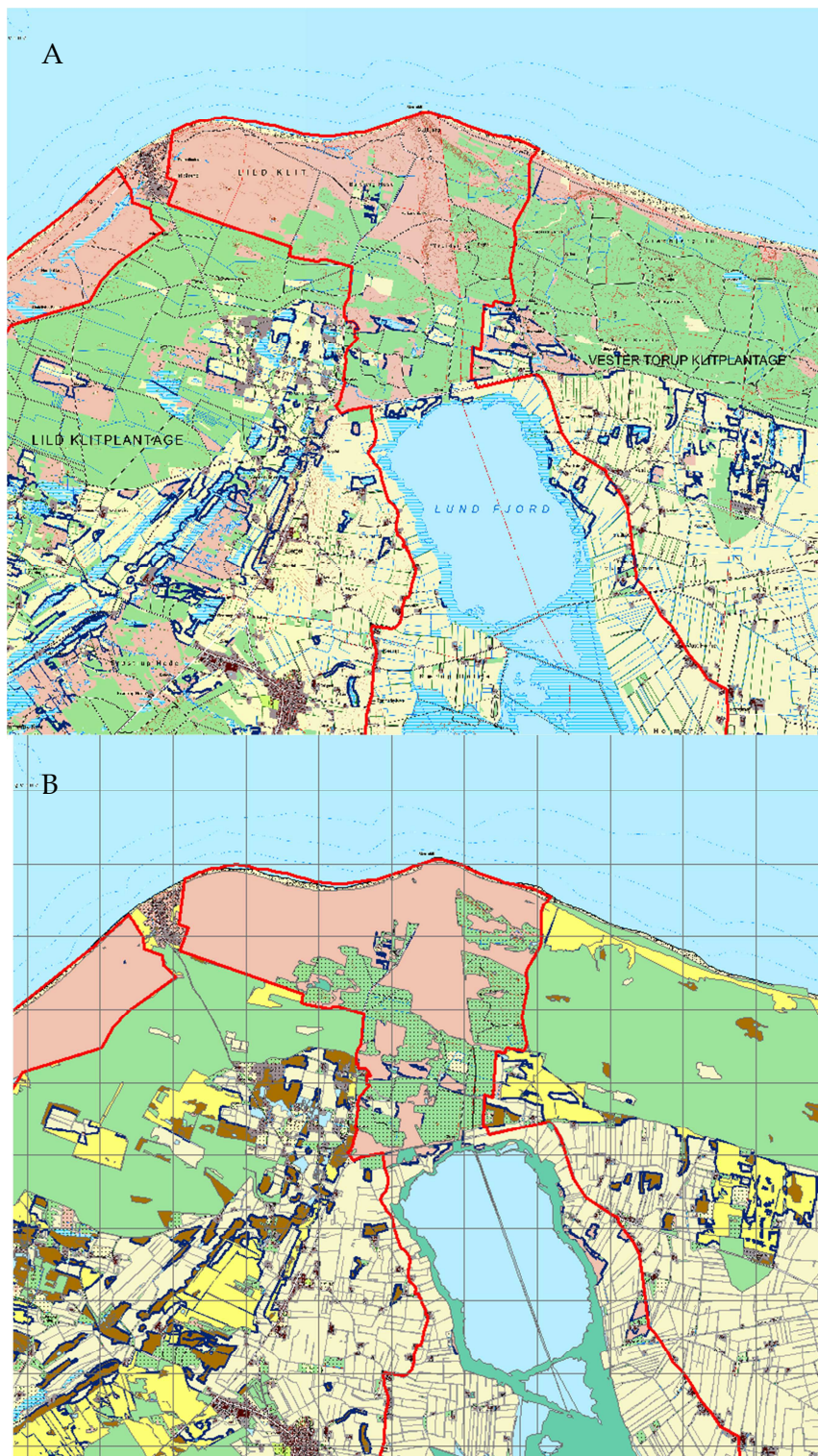
Figur 1 viser et kortudsnit, hvor der er indtegnet mulige 20 m bufferzoner, hvor kategori 1, 2 eller 3 natur grænser op mod mark. På det øverste kort (A) er bufferzonerne indtegnet på topografisk kort, Natura 2000 områder er indtegnet med rødt. På det nederste kort (B) er yderligere indtegnet kategori 1,

<sup>1</sup> Kortgrundlaget for ammoniakfølsom skov er som nævnt under revision

2 og 3 natur, markblokke, potentielt ammoniakfølsom skov og § 3 mose i Natura 2000. Områder, der ikke er dækket af natur- skov- eller markkort er markeret med raster. Kortet viser endvidere 1 km<sup>2</sup> net brugt til fordelingen af deposition. Det kan specielt bemærkes, at der er væsentlige arealer med skov i Natura 2000 områderne, der ikke optræder på det anvendte kortgrundlag, men må forventes at være ammoniakfølsom. På det viste kortudsnit er skoven indenfor- og udenfor habitatområdet af samme type og formentlig kvælstoffølsom. Forskellen skyldes, at kortet indenfor Natura 2000 områderne kun omfatter Natura 2000 skovtyper kortlagt ved den statslige Natura 2000 kortlægning. Derudover kan det ses, at en væsentlig del af kategori 3 naturområderne ligger i tilknytning til kategori 1 eller 2 natur. Der kan desuden ses en række mulige bufferzoner langs indre kanter, specielt for kategori 2 natur. Dette er yderligere illustreret på et mere detaljeret kortudsnit på figur 2.



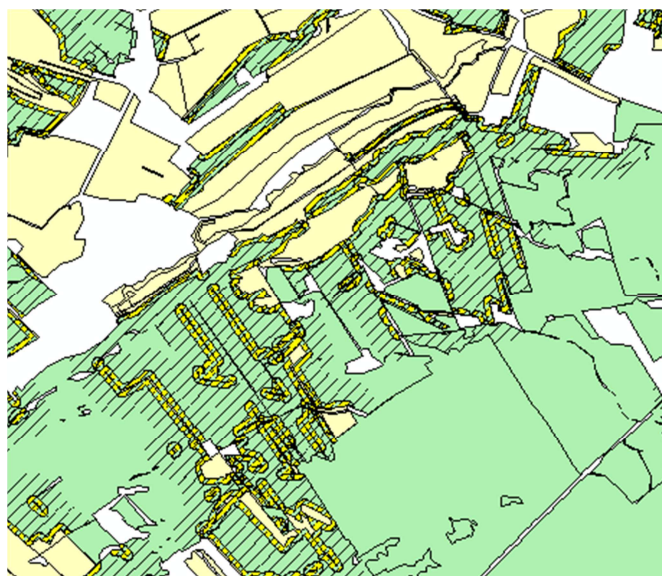
**Figur 1.** Kortudsnit, der viser placeringen af mulige 20 m bufferzoner, hvor kategori 1, 2 eller 3 natur grænser op mod mark. På det øverste kort (A) er bufferzonerne indtegnet med blåt på topografisk kort, Natura 2000 områder er indtegnet med rødt. På det nederste kort (B) er yderligere indtegnet kategori 1 natur (lys brun), kategori 2 natur (gul) og kategori 3 natur (mørk brun), markblokke (sandfarvet) følsom skov (grøn) § 3 mose i Natura 2000 (turkis). Områder, der ikke er dækket af natur- skov- eller markkort er markeret med raster. Kortet viser endvidere 1 km<sup>2</sup> net brugt til fordelingen af deposition.



Årsagen til disse randzoner, der tilsyneladende er 'natur mod natur' er, at en del af de beskyttede naturarealer også er registreret som markblokke, dvs. kan være i landbrugsmæssig drift. For eng og mose er det vurderet, at der er gødningsanvendelse på 10 - 30 % af arealet med fersk eng og 5 - 15 % af mosearealet. Mose er kategori-natur. Den gennemsnitlige gødningstildeling udgør 130 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> for de gødede arealer (Strandberg m.fl., 2012). Gødningstildelingen på de enkelte arealer er imidlertid ikke kendt, og det kan ikke udelukkes at nogle af de 'mulige' bufferzoner kan være relevante. Som det fremgår af tabel 2 er det imidlertid kun en begrænset del af de mulige

bufferzoner, der dækker arealer der regelmæssigt / primært gødes med husdyrgødning.

**Figur 2.** Kortudsnit, der viser beskyttet natur (grønt) ovenpå markblokkortet (sandfarvet). Med gult er indtegnet en 20 m randzone for naturarealer ud mod mark og med skravering en 100 m randzone. De naturarealer, der i dette tilfælde afkaster en bufferzone er her kategori 3 mose.



### Emission og deposition

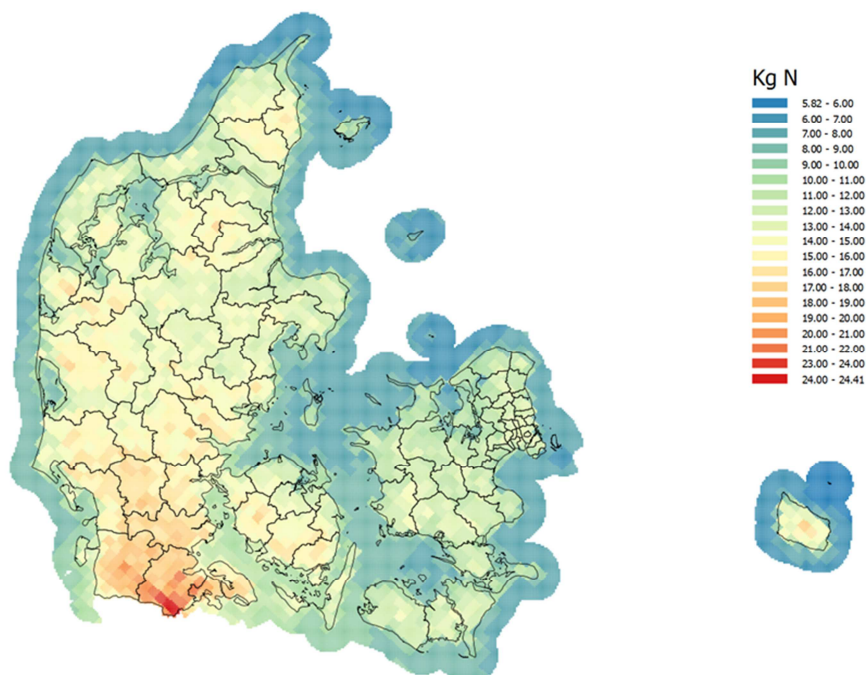
Den samlede emission af kvælstof fra Danmark er omkring 92.000 ton (2011-'13), heraf 57.000 t  $\text{NH}_x\text{-N}$ . Omkring 34 % (19.000 t N) af den danske ammoniakemission afsættes på det danske landareal. Afsætningen fra udenlandske kilder udgør 38.000 t N.

(<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/emissioner/air-pollutants/nh3/>, Ellermann m.fl., 2015). Af de samlede ammoniakemissioner fra dansk landbrug sker 57 % fra stald, 8 % fra lager og 32 % ved udbringning. 43 % af emissionerne kommer fra produktion af svin, 35 % fra kvæg (Mikkelsen m.fl., 2013). I gennemsnit vil det dermed være omkring 11 % af baggrundsbelastningen med kvælstof på landarealet, der stammer fra gødningsudbringning i Danmark. En ren gennemsnitsbetragtning giver således en afsætning på  $1,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  på landarealet i Danmark som følge af gødningsudbringning i Danmark. Da der sker en væsentlig afsætning af ammoniak (specielt fra lave kilder) forholdsvis tæt på kilden, vil den gennemsnitlige afsætning på den 1/3 af landarealet, der gødes med husdyrgødning, og på tilstødende naturarealer, være væsentligt højere, af størrelsesorden mellem 2 og  $3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ . Det gennemsnitlige bidrag fra én enkelt mark vil i sagens natur være mindre, idet bidraget fra andre marker kan regnes som baggrundsbelastning.

Effekten af lokale kilder som følge af gødningsudbringning skal ses ift. baggrundsbelastningen. Baggrundsbelastningen kan variere væsentligt fra år til år som følge af bl.a. klimatiske forhold. Den beregnede deposition i 2014 er fx 20 % højere end i 2013, medens der ikke er nogen større samlet udvikling over perioden fra 2005 - 2014. Det er derfor valgt at anvende et 10 års gennemsnit. Figur 3 viser den totale deposition af kvælstof beregnet som gennemsnit for 2005-2014. Beregningen er foretaget på  $5,6 \times 5,6 \text{ km}^2$  net og fordelt på  $1 \times 1 \text{ km}^2$  kvadrater (Ellermann m.,fl., 2015). Beregningen afspejler dermed ikke betydningen af større lokale kilder, der må inddrages ved en konkret effektvurdering. Beregningen er foretaget med en gennemsnitlig ruhed, og dækker dermed ikke skov, hvor depositionen er væsentligt højere. I princippet vil baggrundsbelastningen skulle reduceres for at undgå 'dobbelttælling', når det lokale bidrag lægges til. Det er imidlertid ikke fundet

nødvendigt, fordi det betragtede mulige bufferareal er lille (< 5 %) ift. det samlede landbrugsareal.

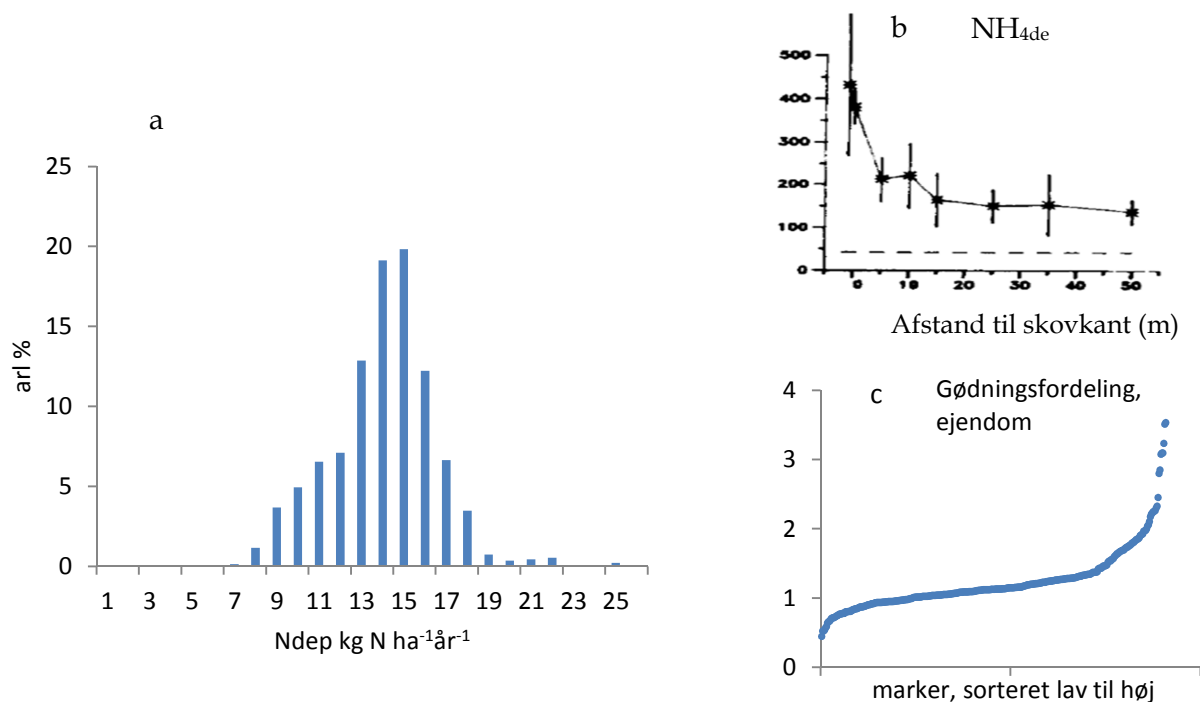
**Figur 3.** Total deposition af kvælstof beregnet som gennemsnit for 2005-2014, Beregningen er foretaget på 5,6 x 5,6 km<sup>2</sup> net og fordelt på 1 x 1 km<sup>2</sup> kvadrater (Ellermann m.fl., 2015).



Figur 4 viser fordelingen af baggrundsdeposition. De beregnede værdier ligger mellem 6 og 25 kg med størst frekvens mellem 13 og 17 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Figuren illustrerer endvidere to problemstillinger, der er væsentlig for en effektiv vurdering, men som ikke har kunnet håndteres kvantitativt i denne analyse. Det ene er, at gødningsfordelingen på ejendomsniveau er temmelig uens for de enkelte marker. Figur 4 c viser den gennemsnitlige fordeling baseret på 20 års data fra landovervågningsprogrammet. Som det fremgår, er der marker, der som langtids gennemsnit modtager over 3 gange gennemsnittet for ejendommen, hvorfor belastningen af enkelte naturområder kan variere væsentligt ift. en gennemsnitsbetragtning. Endelig viser figuren målt NH<sub>4</sub> deposition fra mark (0 m) ind gennem en skovkant. Den stiplede linje viser målt deposition på marken udenfor skovkanten (Beier og Gundersen, 1989). Som det fremgår, kan depositionen i kanten være op til 10 gange højere end på marken udenfor pga. turbulens som følge af ruhedsspring. Kanteffekten aftager over de første 10 - 30 m. Effekten er væsentlig, men ikke inkluderet i de modelberegninger, der er anvendt ved fastsættelse af størrelsen af bufferzoner (Miljøministeriet, 2004).

Der er ikke foretaget detaljerede lokal-skala beregning af spredning og afsætning i forbindelse med den her beskrevne miljøkonsekvensvurdering, men effekten af lokale kilder er vurderet på baggrund af de afsætningskurver, der er anvendt af Miljøstyrelsen ved fastsættelse af størrelsen af bufferzoner (Miljø- og Fødevareministeriet (2016), Miljøministeriet (2004)). Det kan bemærkes, at der i dag er bedre validerede danske og udenlandske modeller til rådighed for denne type beregninger. Et nyere modelværktøj er OML multi 6.0 (Løfstrøm, 2014), der dog heller ikke inddrager ruhedsspring. Det er vurderet, at valget af model / afsætningskurve ikke giver en væsentlig forøgelse af usikkerhederne i de foretagne vurderinger. Den lokale afsætning vil afhænge af en række faktorer som gødningstype, udbringningsmåde og -tid og lokal topografi og meteorologi. Usikkerheden i anvendelse af

én afsætningskurve på landsplan vil dermed mere ligge i de anvendte forudsætninger end i den anvendte model. Såvel den anvendte afsætningskurve som OML modellen underestimerer formentlig afsætningen ved kanten, men betydningen heraf i konsekvensvurderingen reduceres af, at det er valgt ikke at inddrage effekter i de yderste 20 m randzone.



**Figur 4.** (a) Fordelingen af baggrundsdeposition beregnet som gennemsnit for 2005-2014. Beregningen er foretaget på 5,6 x 5,6 km<sup>2</sup> net og fordelt på 1 x 1 km<sup>2</sup> kvadrater (Ellermann m.fl., 2015). (b) Målt NH<sub>4</sub> deposition fra mark (0 m) ind gennem en skovkant, Den stiplede linje viser målt deposition på marken udenfor skovkanten (Beier og Gundersen, 1989). (c) Gennemsnitlige fordeling af husdyrgødning på marker tilhørende samme ejendom baseret på 20 års data fra landovervågningsprogrammet.

## Resultater og diskussion

### Resultater

Det har som nævnt været nødvendigt at opdele vurderingen i en kvantitativ del og en mere kvalitativ del. Den kvantitative del tager udgangspunkt i en analyse af miljøeffekten af ureguleret emission fra gødningsudbringning på landbrugsarealer, der grænser op mod natur, og en beregning af sammenhængen mellem reduktion heraf og miljøeffekt. Beregningen er opdelt på de forskellige kategorier af natur. Betydning af den foreslåede omlægning er diskuteret ud fra forskellige scenarier, idet den aktuelle praksis er dårligt kendt. I diskussionen er også inddraget den mulige betydning af, at der ikke længere vil blive foretaget konkrete vurderinger, der kan have sikret beskyttelse for små, specielle og værdifulde kategori 3 områder. Endelig diskuteres muligheden for at ændre kategoriinddelinger og andre måder at placere bufferzoner for udbringning af husdyrgødning for at imødegå sådanne mulige problemer.

Miljøeffekten af forskellig udlægning af bufferzoner kan (bl.a.) vurderes ud fra (ændring i) arealet med overskridelse af tålegrænserne. Hvor tålegrænserne overskrides vil størrelsen af overskridelsen endvidere have betydning for, hvor hurtigt naturværdier kan forventes at tabes, og for muligheden for at modvirke effekter ved intensiveret pleje mhp. at fjerne kvælstof. Effektvurderingen er for den kvantitative analyse afgrænset til naturområder og

naturtyper omfattet af kategori 1, 2, og 3 samt 'ammoniakfølsom skov'. Der er et overlap mellem naturtyperne eng, mose og kær, og der vil således kunne være ammoniakfølsomme kær, der i § 3 registreringen er klassificeret som eng. Habitatnaturtyperne rigkær (7230) og tidvis våd eng (6410) findes i udstrakt grad også udenfor Natura 2000 områderne på arealer, der er registreret som § 3 eng, og dermed ikke i dag udløser krav om vurdering, da de ikke er kategori-natur. Dele af de næringsfattige ferske enge kan være lige så ammoniakfølsomme som overdrev, hede og moser. Det ville desuden kunne være relevant at se på klitområder udenfor Natura 2000 områderne, der i nogen udstrækning kan være klassificeret som § 3 hede eller overdrev, men det falder udenfor afgrænsningen af den her foretagne analyse.

Tabel 4 sammenfatter arealet med overskridelser af hhv., den nedre og median tålegrænserne for de forskellige kategorier (undtagen skov), samt den gennemsnitlige overskridelse for de arealer, hvor tålegrænsen overskrides. For skov kan det antages, at såvel den lave som median tålegrænsen vil være overskredet for langt den største del af arealet. Som beskrevet forventes der ikke væsentlige kvælstofeffekter som følge af den aktuelle kvælstofbelastning, hvor den lave tålegrænse ( $CL_{min}$ ) ikke overskrides. Hvor tålegrænserne overskrides vil størrelsen af overskridelsen (exc) have betydning for, hvor hurtigt effekter vil opstå og for muligheden for at modvirke effekterne med pleje. Årsagen til den højere andel overskridelser af den mediane tålegrænse for kategori 1 natur er, at der her er anvendt biodiversitetsbaserede tålegrænser, der er lavere end de empirisk baserede tålegrænser (Bak, 2013)

**Tabel 4.** Areal med overskridelser (exc) af hhv. den nedre ( $CL_{min}$ ) og median ( $CL_{med}$ ) tålegrænser for de forskellige kategorier (undtagen skov), samt den gennemsnitlige overskridelse for de arealer, hvor tålegrænsen overskrides.

	Exc( $CL_{min}$ ) (arl %)	Exc( $CL_{med}$ ) (arl %)	Exc( $CL_{min}$ ) (kg N ha <sup>-1</sup> )	Exc( $CL_{med}$ ) (kg N ha <sup>-1</sup> )
Kategori 1	87	70	4,4	4,0
Kategori 2	92	22	3,9	1,3
Kategori 3	97	27	4,1	1,2

For Natura 2000 områderne er der foretaget en langt mere detaljeret kortlægning af forskellige naturtyper. Tabel 5 viser, for kategori 1 natur, fordelingen af areal i randzone, og arealet med overskridelser af den lave tålegrænse, hhv i % og kg N ha<sup>-1</sup>. Som det fremgår, fylder græslandstyper, hede og klit arealmæssigt meget for de muligt berørte områder, og specielt klitnaturen har en høj arealandel (89 %) med overskridelser. Det kan bemærkes at hovedtype 1xxx primært omfatter strandeng, der ikke er omfattet af kategori 1. Overskridelser af tålegrænserne for skov er ikke beregnet, fordi der ikke indgår naturtypespecifikke depositioner for skov i det anvendte datagrundlag.

**Tabel 5.** Fordelingen af areal af hovednaturtyper i randzone for kategori 1 natur, og areal med overskridelser(exc) af den lave tålegrænse ( $CL_{min}$ ), hhv i % og kg N ha<sup>-1</sup>.

	Areal rand (ha)	Exc( $CL_{min}$ ) (arl %)	Exc( $CL_{min}$ ) (kg N ha <sup>-1</sup> )
2xxx, klit	960	89	3,0
3xxx, ferskvand	6	99	4,2
4xxx, hede	670	54	3,3
5xxx, krat	83	0	0
6xxx, græs	2919	70	4,8
7xxx, mose	298	41	4,4
8xxx, klippe	14	28	1,7
9xxx, skov	246	-	-

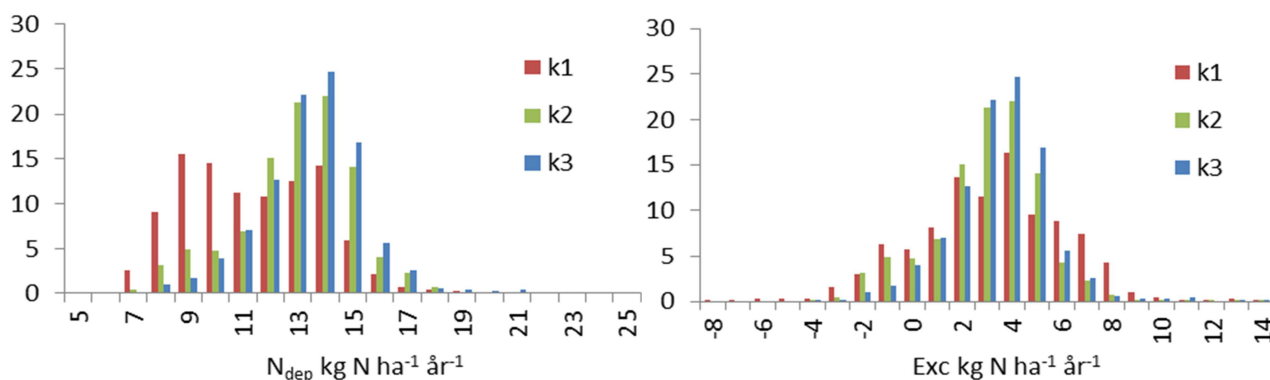
Fordelingen af kvælstofdepositioner og overskridelser af den nedre tålegrænse som følge af baggrundsdepositionen for de forskellige kategorier af natur (undtagen skov) er illustreret på figur 5. Depositionerne er mindst til kategori 1 natur, idet Natura 2000 områderne for en stor dels vedkommende ligger kystnært og typisk også i områder med stor arealandel af beskyttet natur.

Den ekstra deposition som følge af emissioner fra mark ved udbringning af husdyrgødning er beregnet ved anvendelse af den afsætningskurve, der er brugt af Miljøstyrelsen til fastsættelse af størrelsen af bufferzoner (Miljø- og Fødevareministeriet (2016), Miljøministeriet (2004)). Tabelværdier for den relative afsætning som følge af afstanden fra kanten er vist i tabel 6. Der er kun beregnet afsætning fra en afstand af 10 m fra kanten, så de beregnede tal er set i forhold til denne afstand.

Den ekstra andel af arealer med overskridelser af tålegrænsen i en randzone på 20 m som følge af ekstra belastning ift. baggrundsbelastningen er illustreret på figur 6 (a). Det ekstra areal med overskridelser af tålegrænserne, hvis bufferzonearealerne bidrager med en afsætning på hhv. 0,5, 1 og 1,5 kg ved kanten af naturarealerne er illustreret på figur 6 (b). Der er kun medregnet randzoner op mod udbringningsarealer med en ammoniakemission  $> 5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  (områder med regelmæssig / primær gødskning med husdyrgødning), og der er i beregningen antaget, at de første 20 m randzone ud mod udbringningsarealer som følge af randeffekter (jf. figur 5) altid har overskridelse af tålegrænsen allerede som følge af baggrundsbelastningen eller i øvrigt er så påvirkede, at udlægning af bufferzoner ikke vil betyde noget væsentligt for tilstanden.

Figureerne viser, at der i et interval fra baggrundsbelastningen og til et niveau af ekstra belastning omkring  $2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  er en næsten lineær sammenhæng mellem ekstra belastning og ekstra andel af areal med overskridelse af tålegrænsen ved randen af de berørte naturområder og ekstra totalt areal med overskridelser som følge af belastningen fra gødningsudbringning op mod randzonen. For kategori 2 og 3 natur kan der opnås ca. en halvering af areal med overskridelse af tålegrænsen ved at gå fra 1,5 kg N belastning fra gødningsudbringning op mod randzonen til 0,5 kg.

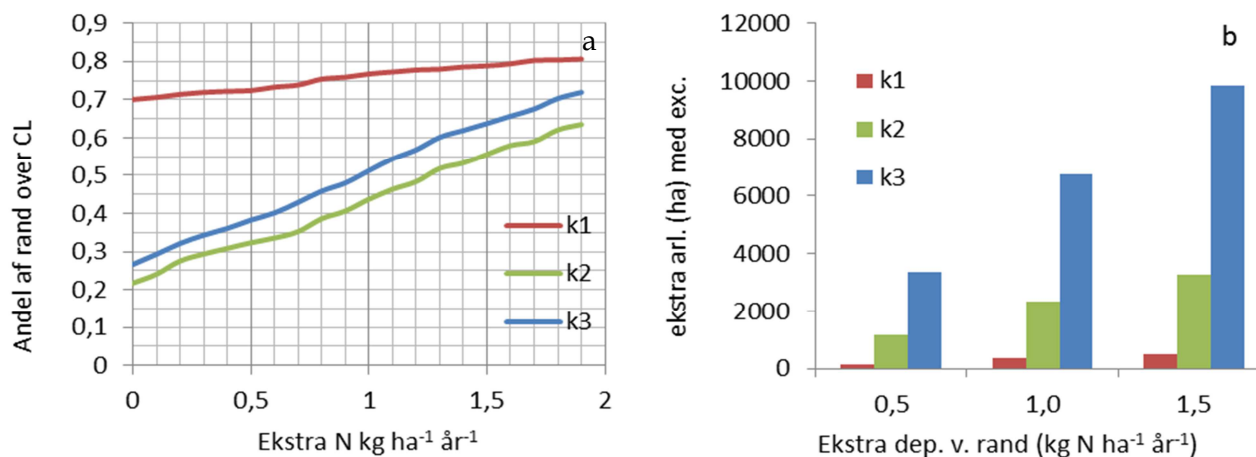
Forskellen mellem bufferzoner om al kategori 3 natur eller ingen kategori 3 natur er godt 3000 ha med overskridelse af tålegrænserne. En opgivelse af bufferzoner omkring 1/3 af kategori 3 naturen vil dermed alt andet lige give 1000 ha ekstra med overskridelse af tålegrænserne. Det skal bemærkes, at der ved vurdering af omlægning af generel regulering, som her, ikke er nogen nedre grænse hvorunder effekten af en depositionsændring kan anses for negligeabel.



**Figur 5.** Beregnet fordeling (%) af deposition til- og overskridelse af den nedre tålegrænse for en 20 m randzone af naturarealer, der grænser op til markblokke med mulig bræmme, Kategorien af natur er angivet som k(ategori)1, k2 eller k3.

**Tabel 6.** Beregnet deposition (andel ift afsætning 10 m fra kant) (Miljøministeriet, 2004).

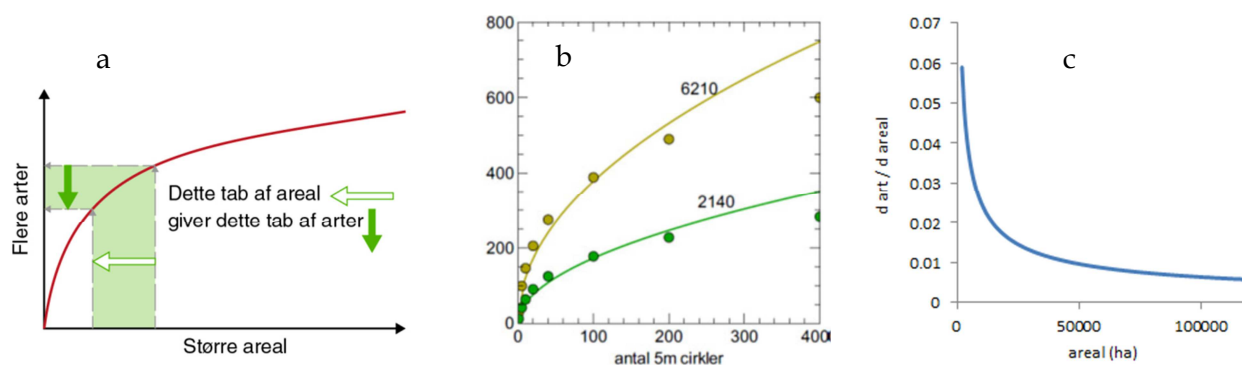
Afst, Til kant (m)	20	30	40	50	60	70	80	90	100	150	200
Dep ift, 10 m	0,74	0,61	0,53	0,46	0,41	0,36	0,33	0,30	0,27	0,20	0,14



**Figur 6.** (a) Ændring i andel af areal med overskridelse af tålegrænsen i en 20 m randzone ved forøgelse af afsætningen ved kanten, (b) Ændring af areal med overskridelse af tålegrænsen ved forøgelse af afsætningen ved kanten (kg N ha<sup>-1</sup> over baggrund).

Der er i opgavebeskrivelsen bedt om en vurdering mulige effekter på arter, herunder bilag IV arter. Det er ikke muligt at give en konkret vurdering for alle arter, men areal(anden) med overskridelse af tålegrænsen kan relateres til tab af (plante)arter på større skala, og dermed også i nogen udstrækning til habitaternes egnethed for dyrearter. Det er i stor udstrækning kvælstoffølsomme arter, der i dag er truede (Bak, 2013). Der er i princippet to tilgange til at belyse sammenhænge mellem kvælstofbelastning og (muligt) tab af arter. Sammenhængen mellem (egnet) areal og antal arter er en fundamental sammenhæng i økologi, og art/areal sammenhænge har bl.a. været brugt til at belyse presset på biodiversitet fra forskellige menneskelige påvirkninger (Thomas m.fl., 2004). På mere lokal skala er der pba. store empiriske datasæt etableret sammenhænge mellem kvælstofbelastning, tålegrænseoverskridelser og tab af arter på nogle naturtyper. (Stevens m.fl., 2010, Bobbink, 2010). Disse sammenhænge er også brugt til modellering af kvælstofeffekter på biodiversitet på global skala (Schipper m.fl., 2016).

Lang tids belastning af et kvælstoffølsomt naturareal over områdets tålegrænse vil kunne medføre ændringer af struktur og funktion, der gør området uegnet som levested for sårbare og truede arter blandt de naturligt hjemmehørende (typiske) arter. Effekten af et sådant tab af egnet areal kan sidestilles med et tab af areal til fx andre arealanvendelser. Det mulige antal berørte (muligvis tabte) arter som følge af ekstra belastning ift. baggrunden fra kvælstofudbringning op mod naturarealer kan vurderes ud fra art / areal sammenhænge. Figur 7 illustrerer den generelle sammenhæng mellem areal og antal arter ( $S = c \cdot A^z$ ) (a) og viser eksempler på kurver bestemt ud fra NOVANA data (b). For den her foretagne analyse er der anvendt en  $z$  værdi på 0,4 (Crawley og Harral, 2001) og artstabet er set ift. antallet af plantearter fundet i NOVANA overvågningen (1660), hvilket giver en  $c$ -værdi på 14,8. Det mulige tab af arter,  $\delta \text{art} / \delta \text{areal}$  ( $z=0,4$  og  $c=14,8$ ) er illustreret på figur 7 (c) og det beregnede antal berørte arter i tabel 7.



**Figur 7.** (a) Generel sammenhæng mellem tab af areal / økologisk rum og muligt tab af arter (b) eksempler på art / areal sammenhænge bestemt fra NOVANA data (Bak, 2013), (c) forventet sammenhæng mellem tab af areal / økologisk rum og tab af arter for kategori 1, 2 og 3 natur.

**Tabel 7.** Beregnet muligt tab af plantearter på lang sigt som følge af ekstra deposition ift. baggrundsbelastning for randzone, hvor naturarealer, der grænser op til arealer med udbringning af husdyrgødning (emission  $> 5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ).

Ekstra dep. V. rand ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ )	0,5	1	1,5
Artstab (planter) på lang sigt	35	71	100

Analysen viser, at en generel anvendelse af bufferzoner (for al kategori 1-, 2- og 3 natur) mhp. at nedbringe belastningen fra gødningsudbringning til maksimalt  $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  ved randen af de berørte naturområder potentielt kan sikre beskyttelse af mindst 30 plantearter og dertil tilknyttede dyr. Større bufferzoner, fx med mål om maks.  $0,5 \text{ kg}$  ekstra N vil kunne sikre beskyttelse af yderligere (størrelsesorden) 26 arter. En tilsvarende beregning med GLOBIO modellen (Schipper m.fl., 2016) giver et artstab på ca. det halve (30 ved  $1 \text{ kg}$ ). Denne beregning er udelukkende baseret på græsland og skov. Der er naturligvis væsentlige usikkerheder i denne type vurderinger. Bl.a. kan der forventes en sammenhæng mellem deposition og chancen for forekomst af sjældne arter, så andelen af truede arter er mindre mod kanten. Samlet set forventes vurderingen dog at være ret konservativ, idet de yderste 20 m rand ikke er medtaget i beregningen. 20 m rand svarer som beskrevet til ca.  $1/3$  af naturarealet.

### Scenarier

Den eksisterende praksis i kommunerne vedr. teknikkrav for kategori 1, 2 og 3 natur og skov er som beskrevet dårligt kendt, og det er dermed vanskeligt



at foretage en kvantitativ analyse af betydningen af at nogle områder beskyttes bedre og andre evt. dårligere.

Det mest realistiske scenario for kategori 1 natur er formentlig, at der også i dag stilles krav ved nygodkendelser, hvor der kan ske gødningsudbringning direkte op mod arealerne. Det er imidlertid ikke dokumenterbart. Miljøstyrelsen vurderer, at der i dag tillades udbringning op mod kategori 1 natur mange steder, hvor dette har været eksisterende praksis, og der således ikke sker en merbelastning i forbindelse med miljøgodkendelsen. Udlægning af bufferzoner mod al kategori 1 natur vil dermed kunne give en øget beskyttelse, men størrelsen kan ikke kvantificeres.

For kategori 2 natur vil et obligatorisk krav om bufferzoner med ret stor sikkerhed betyde en bedre beskyttelse ift. situationen i dag. Størrelsen kan dog ikke kvantificeres.

For kategori 3 natur er den mest realistisk antagelse nok, at der i dag ikke i ret stor udstrækning stilles teknikkrav. 'Husdyr wiki' (<http://www2.mst.dk/Wiki/Husdyrvejledning.Individuelt%20krav%20for%20naturomr%C3%A5der.ashx>) beskriver forudsætningerne for, at der kan stilles krav som baseret på fire forudsætninger: i) det aktuelle naturområdes status i kommuneplanen, ii) om det aktuelle område er omfattet af fredning, handleplan for naturpleje eller anden planlagt naturindsats, iii) det aktuelle naturområdes naturkvalitet og iv) kvælstofbidrag til området fra andre kilder (fx markbidrag), herunder for så vidt angår skove, om de gødskes.

Et muligt scenario baseret på ovenstående er, at der fx kan have været anvendt en grænse på 3,25 for artsscore ved vurdering af naturkvalitet, hvorved kun en meget lille del af kategori 3 naturen kommer i betragtning ved fastsættelse af teknikkrav / udlægning af bufferzoner (tabel 8).

Tabel 8. Fordeling af artsscoren fra biodiversitetskortet for kategori 3 natur.

Artsscore	0	1	2	3	4	5	6
Arealandel (%)	61	22	9	4	2	1	0,4

Det kan imidlertid ikke udelukkes, at den eksisterende praksis har taget specielt hensyn til følsomme naturtyper uden stort areal. Der findes forekomster af fx højmosvegetation, fattigkær, hængesæk, rigkær og kildevæld i en forholdsvis stor del af registreringer af § 3 mose (Nygaard m.fl., 2015).

Såkaldt ' (potentielt) ammoniakfølsom skov' udgør et forholdsvis stort areal sammenlignet med de øvrige naturtyper, men kortgrundlaget er et bruttoareal, der ikke differentierer efter alder, og forekomst af arter. Kommunerne har hidtil skullet foretage en konkret vurdering, for at vurdere om der er tale om ammoniakfølsom skov. Dette har formentlig kraftigt reduceret arealet der reelt ved godkendelserne har været vurderet som ammoniakfølsom skov. Det gælder som for de øvrige kategorier, at praksis er dårlig kendt. Det må imidlertid antages, at kategorien har været anvendt i nogen udstrækning til udstedelse af teknikkrav, idet definition og afgrænsning af kategorien har været genstand for debat, fx (Brøndum, 2013). Der foregår som nævnt aktuelt et arbejde med en bedre afgrænsning og kortlægning af kategorien.

## Diskussion

Emissioner som følge af udbringning af husdyrgødning i Danmark bidrager med 11 % af den gennemsnitlige kvælstofafsætning på landarealet i Dan-

mark, svarende til ca. 1,5 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Da en væsentlig del af afsætningen sker tæt på kilden, specielt for lave kilder, vil den gennemsnitlige afsætning som følge af gødningsudbringning være væsentligt højere på den tredjedel af landarealet, hvor der udbringes husdyrgødning i væsentlige mængder og på tilstødende naturarealer.

Den her foretagne analyse viser, at den ekstra belastning over baggrundsbelastningen som følge af gødningsudbringning har meget stor betydning for arealet med overskridelser af tålegrænserne, og dermed for mulighederne for på lang sigt at opretholde eller opnå en god naturtilstand, specielt på kategori 2 og 3 arealer. En omlægning, hvor der beskyttes mere kategori 2 natur og ingen kategori 3 natur kan derfor være af stor betydning. For kategori 1 arealer er der anvendt lavere, biodiversitetsbaserede tålegrænser, en stor del af arealet har overskridelser allerede som følge af baggrundsbelastningen. Ekstra belastning vil derfor betyde en relativt mindre forøgelse af arealandelen med overskridelser, men større overskridelser på de belastede arealer. Den gennemsnitlige overskridelse som følge af baggrundsbelastningen for kategori 1 natur er 4 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Da der typisk kun kan fjernes 2 -3 kg N med almindelig pleje (Damgård m.fl., 2007), vil en ekstra belastning herudover kunne have stor betydning, selvom den ekstra belastning er på eller under 1 kg. Intensiveret pleje mhp. kvælstoffjernelse (fx slåning eller afbrænding af store arealer på samme tid) kan desuden medføre en reduceret variation, der i sig selv kan give et tab af arter. Der er ikke foretaget en separat beregning af overskridelser af tålegrænserne for skov, idet det forventes at den største del af det betragtede skovareal vil have overskridelse af både den lave- og median tålegrænsen. Der mangler desuden et modelapparat til beregning af den ekstra afsætning i skovkanten (jf. figur 4). En effektvurdering for 'ammoniakfølsom skov' er vanskelig, fordi kategorien er så stor, bred og upræcis efter den aktuelle definition, og det aktuelle kortgrundlag for potentielt ammoniakfølsom skov medtager så store arealer, at kategorien reelt er u håndterbar. Det igangsatte arbejde på KU mhp. en bedre afgrænsning og kortlægning af kategorien vil formentlig forbedre denne situation. Det skal dog bemærkes, at arbejdet tager udgangspunkt i den gældende lovgivningsmæssige definition af ammoniakfølsom skov.

Der er i forslaget til harmoniserede bufferzoner taget udgangspunkt i en ekstra belastning på under 1 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Beregningsmæssigt er der anvendt en antagelse om, at emissionen i zonen med teknikkrav vil være 0. Dette vil ikke altid være tilfældet, men emissionen kan være lille med nogle teknikker. Ud fra en effektvurdering er det fornuftigt at anvende den samme afsætningsgrænse for alle typer af udbringning. Der er dog områder som, § 3 arealer der gødskes, eller arealer hvor tålegrænsen ikke overskrides, hvor der ikke vil kunne forventes en væsentlig positiv effekt af udlægning af bufferzoner på udbringningsarealer. Der argumenteres i Miljøstyrelsens notat vedr. størrelsen af bræmmebredder (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016) for, at samme størrelse bufferzone omtrentlig vil give samme belastning ved kanten, uanset gødningstype.

Som det fremgår af den her foretagne analyse, er der (i det betragtede interval) op til en ekstra afsætning over baggrunden på 2 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> (ingen eller meget lille bufferzone) en forholdsvis lineær sammenhæng mellem afsætning og de forventede effekter. Der er dermed ved konsekvensvurderinger på national skala - som den her foretagne - ikke noget nedre grænse, hvor en ændret belastning ikke vil forventes at have en effekt. Der er imidlertid en eksponentielt faldende sammenhæng (følgende afsætningskurven)

mellem størrelsen (bredden) af bufferzoner og den forventede ekstra effekt. Der vil desuden på de enkelte arealer være en nedre grænse for, hvor små ændringer i deposition, hvoraf der vil kunne forventes at kunne måles / dokumenteres en effekt. Det betyder dog ikke, at effekter ikke vil kunne måles på større skala.

I den eksisterende regulering kan kommunerne, hvor fastsatte grænser for merbelastning overskrides, efter konkret vurdering stille teknisk krav til udbringning af husdyrgødning i nærheden af ammoniakfølsom natur. Som beskrevet er den eksisterende praksis i kommunerne dårligt kendt, og det er dermed vanskeligt at vurdere, om den foreslåede nye regulering vil betyde mere eller mindre beskyttelse af de forskellige typer af natur. Det er imidlertid muligt at give nogle mere generelle betragtninger.

Naturen og arterne kræver plads og variation, og der er en sammenhæng mellem arealet, der er egnet som levested og det mulige antal arter. En væsentlig del af variationen er forskelle mellem naturtyper, hvor nogle arter har deres primære levested på én eller nogle få naturtyper. En del naturtyper er små, og et tab af areal her vil have relativt større betydning. Dette gælder fx kær, der i dag kan beskyttes som kategori 3 natur. Andre naturtyper, som heder, kræver pga. en naturlig vegetationsstruktur med få dominerende arter, mere plads for at give rum til de sjældne arter. Der vil være et tidsmæssigt efterslæb ('extinction debt'), så der vil gå et stykke tid mellem, at areal mistes, og arter forsvinder eller uddør. Tilsvarende vil der gå tid mellem, at areal vindes ved (gen)etablering eller restaurering, og (ikke uddøde) arter kan genetablere sig. Det mulige artstab som følge af (ureguleret) gødningsudbringning op mod naturarealer, kan opgøres til op til 100 (ud af 1660 observerede plantearter i NOVANA overvågningen). Udlægning af bufferzoner kan reducere dette tab væsentligt.

Hvis man sammenholder antallet af rødliste- og bilag IV arter og artsscore mellem kategori 1, 2 og 3 natur og skov, virker det umiddelbart logisk at prioritere kategori 1 over 2 og 2 over 3 (herunder skov). Der er imidlertid flere forhold at tage i betragtning. En væsentlig forskel mellem kategorierne er, at kategori 3 områder i gennemsnit er relativt små og har en stor andel af kant. En 10 - 20 m randzone på naturarealer, der grænser op mod landbrug, vil kunne forventes at være så påvirket, at det nok i praksis for den største del af dette areal vil være vanskeligt at opnå en god tilstand. Der er imidlertid en væsentlig andel af områder af de forskellige kategorier, der grænser op mod hinanden, og dermed indgår i større naturområder. Disse områder vil kunne indeholde større naturværdier og være lettere at beskytte. Der er ikke en skarp tærskel, hvor et naturområde mister sin egnethed som levested for en art, men en glidende overgang og som nævnt et tidsmæssigt efterslæb. Der vil imidlertid være en nedre grænse. En regulering, der udelukkende fokuserer på de 'bedste' områder risikerer at føre til uoprettelig skade på de ikke beskyttede områder. Det kan fx være meget vanskeligt at konvertere et hedeområde, der er sprunget i græs tilbage til hede.

Tilgroning udgør en særlig problemstilling. Mange § 3 arealer har manglende eller utilstrækkelig pleje. Hvis beskyttelsen af kategori 2 natur ønskes forbedret kan det virke mod hensigten at tage al kategori 3 natur ud af beskyttelse, idet der vil være en flydende overgang, hvor kategori 2 natur gror til (i krat og skov, eller hede i græs), men kan plejes tilbage til den oprindelige type. Det kan fx være en del af et hedeareal, der er sprunget i græs, og

hvor det resterende hedeareal dermed kommer under arealgrænsen for kategori 2 natur.

Som beskrevet er det næppe en stor del af kategori 2 naturen og formentlig en mindre del af kategori 3 naturen, hvor der i dag stilles teknikkraft / udlægges bufferzone. Ud fra en ren arealbetragtning vil den foreslåede omlægning formentlig være neutral til positiv ift. naturbeskyttelsen. Natura 2000 områderne er imidlertid i sagens natur afgrænsede og der er derfor udenfor områderne både et stort naturareal med også meget værdifuld natur og natur, der med beskyttelse og pleje kan blive værdifuld. For nogle naturtyper som overdrev, moser og skove ligger en væsentlig del af arealet udenfor Natura 2000. En del områder vil desuden bestå af - eller indeholde naturtyper, der ikke har stort areal, men hvis bevarelse er væsentlig for den samlede artsbevarelse, fx højmoservegetation, fattigkær, hængesæk, rigkær, kildevæld og visse skovtyper. Betydningen af en omlægning for artsbevarelse, herunder beskyttelsen af bilag IV arter, kan derfor ikke udelukkende baseres på en arealbetragtning. Potentielt kan et system, hvor der ikke foretages konkrete vurderinger for naturområder betyde en fare for dårligere beskyttelse af små, specielle områder og tilknyttede sjældne arter udenfor Natura 2000 områderne.

## Svar og konklusioner

Svar og konklusioner vedrører både vurdering af den foreslåede omlægning, forhold, der bør inddrages, hvis der ifm. omlægningen foretages en re-vurdering af kategorierne og mulige andre måder at placere bræmmer for udbringning af husdyrgødning.

### Generelt

- Den ekstra belastning over baggrundsbelastningen som følge af gødningsudbringning har meget stor betydning for arealet med overskridelser af tålegrænserne, og dermed for mulighederne for på lang sigt at opretholde eller opnå en god tilstand og vil påvirke mulighederne for bevarelse af sårbare og truede arter, herunder bilag IV arter. En omlægning, hvor der beskyttes mere kategori 1 og 2 natur og ingen kategori 3 natur kan derfor være af stor betydning, selvom nettoeffekten er vanskelig at kvantificere og vil afhænge af de konkrete detaljer i omlægningen.
- Kommunernes praksis er i dag ikke fuldt kortlagt, og det er derfor vanskeligt at vurdere effekten af en omlægning ift. beskyttet areal.
- Ved afgrænsningen mellem kategori 2 og 3 natur bør det overvejes at basere grænsen på det samlede naturområdes størrelse, hvor forskellige naturtyper forekommer i mosaik. Arealgrænsen for hede kan være uhenigtsmæssig, fordi hedearealerne typisk vil have en dynamik, hvor dele af arealet periodisk springer i græs eller vokser til med træer afhængigt af den anvendte pleje.

### Harmonisering af bræmmebredder

- Det er ud fra en effektvurdering fornuftigt at harmonisere bufferstørrelser efter ekstra belastning.
- Der er i det betragtede område en tæt på lineær sammenhæng mellem ekstra belastning og forventede effekter, hvor større bufferzoner giver bedre beskyttelse.

### **Øget beskyttelse for nogle naturområder**

- Det mest realistiske scenario for kategori 1 natur er formentlig, at der ved nygodkendelse også i dag stilles krav, hvor der kan ske gødningsudbringning direkte op mod arealerne. I en del tilfælde stilles der dog ikke krav, hvor der har været gødsket før, og et obligatorisk krav vil derfor give en vis ekstra beskyttelse.
- For kategori 2 natur vil et obligatorisk krav om bufferzoner med ret stor sikkerhed betyde en bedre beskyttelse ift. situationen i dag. Størrelsen kan dog ikke kvantificeres, men kan have væsentlig betydning. Det bør overvejes, hvordan kontinuiteten i beskyttelsen sikres, hvor dele af et areal gror ud af beskyttelse fx ved tilfroning med træer, eller hvor dele af et hedeareal springer i græs og hedearealet dermed falder under størrelsesgrænsen.

### **Reduceret beskyttelse for nogle naturområder**

- For kategori 3 natur og skov er den mest realistisk antagelse, at der i dag ikke i stor udstrækning stilles teknikkrav. Den foreslåede ændring vil dermed ikke betyde meget ift. beskyttet areal.
- Den eksisterende praksis *kan* imidlertid have beskyttet lokaliteter med forekomster af fx højmoselvegetation, fattigkær, hængesæk, rigkær og kildevæld og værdifulde skovområder. En omlægning, hvor disse områder ikke længere kan beskyttes efter konkret vurdering, kan medføre et større tab af sjældne arter, herunder Bilag IV arter.

### **Mulige andre måder at placere bræmmer for udbringning af husdyrgødning.**

- Andre størrelser af bufferzoner kan overvejes. Større bufferzoner (og bufferzoner om mere natur) vil have en positiv effekt. Mindre bufferzoner om fx underkategorier af særlig følsom natur, der ikke er omfattet af forslaget, vil imidlertid også have en effekt.
- En revurdering af kategori-inddelingerne vil være meget væsentlig, hvis der fremover ikke skal foretages konkrete vurderinger for kategori 3. Der bør ses på kategori-inddelingerne, specielt om nogle mose-, kær- og skovtyper bør medtages i kategori 2. Der er desuden naturtyper og naturområder, der i dag falder udenfor beskyttelse, fx næringsfattige ferske enge, der kan have karakter af rigkær eller tidvis våd eng, og en del af arealet med klit udenfor NATURA 2000.

### **Referencer**

Bak, J., 2003, Manual vedr. vurdering af de lokale miljøeffekter som følge af luftbåret kvælstof ved udvidelser og etablering af større husdyrbrug, Skov og Naturstyrelsen, 2003

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>

Beier, C., Gundersen, P., 1989, Atmospheric Deposition to the Edge of a Spruce Forest in Denmark, Environmental Pollution 60 (1989), 257-271

- Bobbink R. 2010, Plant species richness and the exceedance of empirical nitrogen critical loads: An inventory. Report Landscape Ecology, 19pp.
- Bobbink R., Hettelingh J-P. (eds), 2011, Review and revision of empirical critical loads and dose response relationships, Coordination Centre for Effects, RIVM, Bilthoven, [www.rivm.nl/cce](http://www.rivm.nl/cce)
- Brunbjerg, A.K., Bladt, J., Brink, M., Fredshavn, J., Mikkelsen, P., Moeslund, J.E., Nygaard, B., Skov, F., Ejrnæs, R., 2016, Development and implementation of a high nature value (HNV) farming indicator for Denmark, Ecological Indicators, Volume 61, Part 2, February 2016, Pages 274-281, ISSN 1470-160X, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.09.027>
- Brøndum, W.H., 2013, Ammoniakfølsom skov, Videncentret for Landbrug, december 2013
- Børgesen, C.D., (2009), Landsdækkende modelberegning af N-udvaskning fra landbruget for årene 2003- 2007, I: Børgesen, C.D., Waagepetersen, J., Iversen, T.M., Grant, R., Jacobsen, B., & Elmholt, S., (red.), Midtvejsevaluering af vandmiljøplan III, hoved- og baggrundsnotater, Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet 101-142
- Crawley M.J., and Herral J.E., 2001, Scale Dependence in Plant Biodiversity, Science 291:864-868
- 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>
- Ellermann, T., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L., & Geels, C., 2015: Atmosfærisk deposition 2013, NOVANA, Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 69 s, - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 119, <http://dce2.au.dk/pub/SR119.pdf>
- Ejrnæs, R., Skov, F., Bladt, J., Fredshavn, J.R., & Nygaard, B., 2012, Udvikling af en High Nature Value (HNV) indikator, Rangordning af arealer efter naturværdi og potentiale, Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 40 s, - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 40 <http://www.dmu.dk/Pub/SR40.pdf>
- Johannsen, V.K., Rojas, S.K., Brunbjerg, A.K., Schumacher, Bladt, J., Nyed, Moeslund, J.E., Nord-Larsen, T., og Ejrnæs, R. (2015): Udvikling af et High Nature Value - HNV-skovkort for Danmark, IGN Rapport November 2015, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, Frederiksberg
- Københavns Universitet, 2016, Sagsnotat vedr. ammoniakfølsomme skove, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Skov, Natur og Biomasse, april 2016
- Løfstrøm, P., 2014. Anbefaling af metoder til estimering af tør- og våddeposition af gasser og partikler i relation til VVM, Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., & Gyldenkærne, S., 2013, Danish emission inventories for agriculture, Inventories 1985 – 2011, Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 142 pp, Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No, 108 <http://www.dce2.au.dk/pub/SR108.pdf>

Miljøministeriet April 2004, Arbejdsgruppens rapport om bufferzoner omkring særlig sårbar natur, som beskyttelse mod lokalt nedfald af luftbåren ammoniak-kvælstof fra danske landbrugsbedrifter, Bilag 10

Miljø- og Fødevareministeriet, Miljøstyrelsen, januar 2016, Størrelsen af bræmmebredder langs ammoniakfølsom natur, notat

Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Fauser, P., Albrektsen, R., Hjelgaard, K., Bruun, H.G., & Thomsen, M., 2016, Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE, Emission inventories from the base year of the protocols to year 2014, Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 491 pp, Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy nr. 183

Nygaard, B., Bak, J., & Ejrnæs, R., Vurdering af ammoniakfølsom natur i relation til husdyrregulering, DCE, notat, september 2015.

Nygaard, B., og Bladt, J., (a), september 2015, Beregning af bufferzoner på marker, der grænser op til Kategori 1 og 2 natur, notat, DCE

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

Schipper, A., Bakkenes, M., Meijer, J., Alkemade, R., Huijbregts, M., 2016, The GLOBIO model. A technical description of version 3.5., PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, The Hague, 2016, PBL publication number: 2369

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

Strandberg, M., m.fl., december, 2012, Vurdering af omfang og konsekvenser af sprøjtning og gødskning af § 3-beskyttede naturarealer, notat, DCE

Thomas, C.D., et.al., 2004, Extinction risk from climate change, *Nature*, Vol 427, 8 January 2004

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