

**Bilag  
til arbejdsgruppens rapport om**

## **BUFFERZONER**

**omkring særlig sårbar natur som beskyttelse mod lokalt nedfald af  
luftbåren ammoniak-kvælstof fra danske landbrugsbedrifter**

**April 2004**

## INDHOLD:

2

### *Bilag 1:*

Kommissorium _____	3
--------------------	---

### *Bilag 2*

Projektbeskrivelse _____	5
--------------------------	---

### *Bilag 3:*

Arbejdsgruppens medlemmer _____	11
---------------------------------	----

### *Bilag 4:*

Emission, opblanding, transport, deposition og effekter af luftbårne kvælstof-forbindelser, herunder især ammoniak _____	13
--	----

### *Bilag 5:*

Potentialet ved lokal regulering af N-depositionen _____	25
--	----

### *Bilag 6:*

Effekten af lokal regulering af ammoniak i henhold til EU direktiver _____	37
--	----

### *Bilag 7:*

Regulering af ammoniakemission fra husdyrbrug i Holland _____	57
---	----

### *Bilag 8:*

Notat vedr. anvendelse af bufferzoner. _____	69
--	----

### *Bilag 9:*

Teknologiske muligheder for at reducere ammoniakemissionen _____	75
--	----

### *Bilag 10:*

N-deposition fra mark _____	89
-----------------------------	----

### *Bilag 11:*

Den fysiske udformning af bufferzoner _____	107
---	-----

### *Bilag 12:*

Juridiske rammer for at udlægge bufferzoner _____	113
---	-----

### *Bilag 13:*

Samfundsøkonomiske analyser af ammoniakbufferzoner _____	130
--	-----

## Bilag 1:

3

### Kommissorium

SKOV- OG NATURSTYRELSEN  
Landbrugs- og  
Bioteknologikontoret  
J.nr. SN 2001-403-0036  
Ref. jje

**for arbejdsgruppe, der skal komme med forslag til beskyttelse af særligt sårbare naturområder mod belastning med ammoniak fra landbrugets stalde o.lign. ved etablering af bufferzoner** Den 11. august 2003

### Regeringen nedsætter arbejdsgruppe

Med Naturredegørelsen fra oktober 2002 har regeringen lagt op til, at der nedsættes en arbejdsgruppe, der skal se på muligheder for etablering af bufferzoner til beskyttelse af særligt sårbare naturområder mod deposition af NH<sub>3</sub> fra landbrugets stalde, gylletanke o.lign.

En eventuel etablering af bufferzoner ses i sammenhæng med det igangværende arbejde med regeringens Handlingsplan for biodiversitet. Endvidere indeholder de igangværende forberedelser af Vandmiljøplan III en række elementer, der kan anvendes i forbindelse med arbejdet med bufferzoner.

Det skal understreges, at det som udgangspunkt i forhold til landbruget formentlig alene er NH<sub>3</sub>-emissionen fra stalde, gylletanke o.l., det vil sige udslippet fra punktkilder, der kan tænkes reguleret i sådanne bufferzoner, mens arealanvendelsen og emissionen fra markdriften formentlig er af mindre betydning. Dette sidste skal dog verificeres.

Arbejdsgruppens opgave bliver, at forberede en eventuel beslutning om udlægning af bufferzoner omkring særligt sårbare naturområder.

### Forhold der skal belyses nærmere vedrørende eventuelle bufferzoner

Som grundlag for en eventuel etablering af bufferzoner er der behov for at belyse (jf. vedlagte projektbeskrivelse):

- En mere præcis afgrænsning af, hvad der kan og må ske i bufferzoner.
- De juridiske rammer for eventuelt udlæg af bufferzoner.
- Samfundsøkonomiske og erhvervsøkonomiske aspekter forbundet med etablering af bufferzoner.
- Effekter på natur og miljø af eventuelt udlæg af bufferzoner.

For at disse forhold skal kunne belyses, er det nødvendigt, at indhente eksisterende viden om:

- NH<sub>3</sub>-emissionens fortynding i lufthavet efter emissionen fra punktkilder.
- Nyeste data for NH<sub>3</sub>-emission, transport, deposition og påvirkning af naturen (tålegrænser m.v.) som følge af NH<sub>3</sub>-emission fra landbrugets punktkilder.
- Udviklingen i emissionen af kvælstof, herunder NH<sub>3</sub>, fra en række betydende sektorer.
- Teknologiske muligheder for at reducere NH<sub>3</sub>-emissionen.
- Konsekvenser af, at Danmark lever op til internationale aftaler om reduktion af NH<sub>3</sub>-emissionen.

Endelig indhentes hollandske erfaringer med og baggrunden for ”The Ammonia and Livestock Law” (maj 2002), efter hvilken der ikke må etableres nye husdyrbrug i en zone på 250 meter omkring ”national ecological network”. Fordele og ulemper ved den hollandske model søges belyst og vurderet. 4

### **Arbejdsgruppe**

Som led i Miljøministeriets koncernmål ”Aktiv Naturpolitik” med relation til arbejdet med Handlingsplan for biodiversitet og med kobling til det forberedende arbejde med Vandmiljøplan III sammensættes arbejdsgruppen således:

- Skov- og Naturstyrelsen (SNS), Formandskab og projektansvar (Landbrugs- og Bioteknologikontoret)
- Danmarks Miljøundersøgelser (DMU)
  - Afdeling for Terrestrisk Økologi
  - Afdeling for Landskabsøkologi
  - Afdeling for Systemanalyse
- Fødevareministeriet (FVM)
  - Danmarks Jordbrugsforskning (DJF)
  - Fødevareøkonomisk Institut (FØI)
- Amtsrådsforeningen (ARF)
- Kommunernes Landsforening (KL)
- Dansk Landbrug (DL)
- Danmarks Naturfredningsforening (DN)

### **Kommissorium**

Arbejdsgruppen skal sammenstille ”state-of-the-art” på en række områder vedrørende NH<sub>3</sub>-emission og –deposition fra dansk landbrug og andre væsentlige kilder samt vurdere en række forhold vedrørende eventuel etablering af bufferzoner til beskyttelse af særligt sårbare naturområder mod belastning af ammoniak fra landbruget stalde, husgødningsopbevaringsanlæg m.v.

Endvidere skal arbejdsgruppen sikre en samfunds- og erhvervsøkonomisk analyse samt en analyse af juridiske forhold forbundet med en eventuel etablering af bufferzoner i tilknytning til særligt sårbare naturområder.

### **Tidsplan, milepæle og afrapportering**

Arbejdet iværksættes i løbet af august 2003 og afsluttes ultimo december 2003.

Arbejdet opdeles i faser, idet analyser af samfundsøkonomi og erhvervsøkonomi først meningsfuldt kan iværksættes, når det tekniske datagrundlag m.v. er tilvejebragt.

Første fase: Afdækning af tekniske problemstillinger m.v. i form en række korte delbidrag (notater), som forventes foreløbigt afrapporteret medio oktober 2003.

Anden fase: Analyse af samfundsøkonomi og erhvervsøkonomi samt juridiske forhold, der afsluttes medio november 2003 (to delrapporter hhv. ca. 20 s. og ca. 10 s.).

Tredje fase: Samlet afrapportering fra arbejdsgruppen ultimo december 2003 (sammendrag 10-15 s.).

## Bilag 2:

5

### Projektbeskrivelse

SKOV- OG NATURSTYRELSEN  
Landbrugs- og  
Bioteknologikontoret  
J.nr. SN 2001-403-0036  
Ref. jje  
Den 23. juni 2003

**for arbejdsgruppe, der skal komme med forslag til løsning af udestående problemer med etablering af bufferzoner til beskyttelse af særligt sårbare naturområder mod belastning med ammoniak fra landbrugets stalde o.lign.**

### Baggrund

Emission af  $\text{NH}_3\text{-N}$ , herunder fra landbrugets punktkilder så som stalde og anlæg til opbevaring af husdyrgødning, fører til, at de sårbare naturtyper forsvinder. Sårbare naturtyper er især højmoser, lobeliasøer, heder og overdrev samt visse skovtyper. Dertil væld, kilder, kær, brunvandede søer og næringsfattige søer i Natura 2000 områder. Det er naturområder, der årligt ikke tåler mere end 5-15 kg N/ha.

### Emission fra landbrugets punktkilder

Der er de senere år gjort betydelige bestræbelser for at tilvejebringe et godt datagrundlag blandt andet til vurdering af forholdet mellem  $\text{NH}_3$ -emission og den resulterende påvirkning af omgivelserne. Dette datagrundlag er under stadig opdatering. Som følge af de stadige fald i  $\text{NH}_3$ -emissionen fra dansk landbrug er der formentlig behov for en fornyet vurdering af niveauet for det aktuelle udslip.

I forbindelse med DMU's og DJF's udredningsarbejde vedrørende  $\text{NH}_3$  fra landbruget – de såkaldte Ammoniakredegørelser (1999) – blev den gennemsnitlige deposition på landjord opgjort til 15 kg N/ha. Heraf tegnede dansk landbrug sig for 8 kg  $\text{NH}_x\text{-N}$ , udenlandske landbrug for 2 kg  $\text{NH}_x\text{-N}$  og deposition fra kvælstofilter blev skønnet til 5 kg  $\text{NO}_y\text{-N}$ . Kvælstofilterne stammer fra energi- og trafiksektoren i Danmark og udland.

Landbrugets N-depositionen blev beregnet på grundlag af en  $\text{NH}_3$ -emission på 92.700 tons N i 1996. Dette niveau er blandt andet revurderet i forbindelse med midtvejsevalueringen af VMP2 i 2001, hvor emissionen blev opgjort til godt 84.000 tons N i 1995/1996 svarende til en overvurdering af emissionen på 9%. Tages den lavere emission i betragtning, reduceres landbrugets gennemsnitlige bidrag til N-deposition på landjord fra 8 til godt 7 kg N/ha.<sup>1</sup> DMU har med arbejdsrapport nr. 130 siden revurderet depositionen af N-ilter fra 5 til 5½ kg N/ha. Samtidig anføres det, at 1996 var et meget tørt år med lav våddeposition. Ved et normalår ville depositionen fra N-ilter derfor være større. På denne baggrund ser det ud til, at dansk landbrug på nu tegner sig for omkring halvdelen af den totale N-deposition på landjord.

<sup>1</sup> Landboforeningerne (2001). Om ammoniak fra landbruget og N-deposition. Notat fra Økonomisk statistisk afdeling, 20. juli.

Emissionen af  $\text{NH}_3\text{-N}$  fra landbrug vil, hvis målsætningerne fra VMP2 indfries, blive reduceret ganske meget. Uanset en sådan positiv udvikling i  $\text{NH}_3$ -emissionen fra dansk landbrug vil den fortsatte emission fra staldanlæg og opbevaringsanlæg til husdyrgødning dog fortsat være én af de vigtigste årsager til, at sårbare naturtyper belastes. Dette ikke mindst på grund af den betydelige lokale deposition af den emitterede  $\text{NH}_3\text{-N}$  fra landbruget.

Der er således betydelig forskel på, hvor stor  $\text{NH}_3$ -deposition forskellige lokaliteter udsættes for. Ved at målrette reguleringen af  $\text{NH}_3$ -emissionen fra husdyrproduktionens punktkilder og ved at sikre, at udvidelse og nyetablering af punktkilder sker på steder, som ikke er i konflikt med sårbar natur, kan reguleringen afgrænses til lokaliteter, hvor gevinsten ved regulering er af væsentlig betydning.

En stor del af  $\text{NH}_3$ -emissionen fra landbruget afsættes i umiddelbar nærhed af kilden. I Faglig rapport fra DMU nr. 311 er det illustreret ved et eksempel, hvor der i et fiktivt punkt i Vejle Amt er etableret et svinebrug, som producerer 4.000 slagtesvin pr. år. Produktionen forårsager et stald- og lagertab på knap 2,5 tons  $\text{NH}_3\text{-N}$  pr. år. Meget tæt på kilden giver  $\text{NH}_3$ -emissionen anledning til en deposition af kvælstof på godt 110 kg N/ha pr. år, som sammen med baggrundsbelastningen på 15 kg N/ha pr. år, giver en samlet N-deposition på omkring 125 kg N pr. ha. Baggrundsbelastningen på 15 kg N pr. ha, som skyldes de mange kilders bidrag, er niveauet uden det fiktive svinebrug. Allerede efter 200 meters afstand fra kilden er den totale deposition af kvælstof reduceret til 20 kg N pr. ha, og ved 300-400 meters afstand er svinebrugets bidrag forsvindende i forhold til den totale deposition. Det betyder ikke, at svinebruget ikke længere bidrager til N-deposition, men på grund af luftopblandingen er svinebruget blevet til én af de mange kilder. Eksemplet viser, at N-depositionen er betydelig i umiddelbar nærhed af kilden. Herefter falder depositionen markant.

Den store deposition af N i umiddelbar nærhed af kilden betyder hyppigt, at landbrugets marker aftager spidsbelastningen fra udslippet af  $\text{NH}_3$  og naturområderne belastes mindre. I ovenstående undersøgelse fra Vejle Amt er det således også vist, at den totale gennemsnitlige deposition af N i Vejle Amt for 1995 udgjorde 17 kg N/ha, hvorimod naturområderne i gennemsnit blev belastet med 1-4 kg N pr. ha mindre. Dette skal ses i sammenhæng med, at de sårbare naturområder som nævnt ikke tåler mere end 5-15 kg N/ha årligt.

#### Emission fra landbrugets marker

I forbindelse med Wilhjelmudvalgets arbejde lå det til grund, at emissionen fra landbrugets marker har ringe eller ingen betydning for depositionen af  $\text{NH}_3$  i sårbare naturområder. Denne antagelse skal kvalitetssikres som led i arbejdsgruppens arbejde.

#### **Emission fra trafik**

Det skal nævnes, at udtræk fra DMU's CORINAIR-database viser, at mens emissionen af  $\text{NH}_3$  er faldet fra landbruget, vil der de kommende år ske en stigning i mængden af emitteret  $\text{NH}_3$  fra trafiksektoren som følge af ændret forbrænding ved montering af katalysatorer på biler. Denne emission er steget fra 100 tons  $\text{NH}_3\text{-N}$  i 1985 til 1.700 tons i 1999.<sup>2</sup> Disse ændringer blev ikke taget i betragtning ved beregningen af depositionen i Ammoniakregørelserne.

---

<sup>2</sup> Se fodnote 1

### Wilhjelmudvalgets anbefaling

Under arbejdet i Wilhjelmudvalget blev det i sommeren 2001 fremhævet, at uden forebyggende foranstaltninger i forbindelse med stalde og opbevaringsanlæg til husdyrgødning kan det totale bidrag af N fra sådanne lokale punktkilder i en afstand af hhv. 100 meter og 200 meter fra punktkilden være faldet til hhv. ca. 30 kg og 20 kg N/ha årligt, se fig. 2 i vedlagte notat fra Landboforeningerne. Wilhjelmudvalget tog ikke stilling til emissionsbidraget fra trafikken.

Wilhjelmudvalget<sup>3</sup> anbefalede på denne baggrund i enighed udlæg af 300 meter bufferzoner omkring alle højmoser, alle lobeliasøer, alle heder over 10 hektar og alle truede og næringsfattige overdrev større end 2,5 hektar samt omkring alle truede heder, overdrev og andre særligt truede naturtyper i Natura 2000 områder.

Skønsmæssigt ville Wilhjelmudvalgets anbefaling potentielt kunne berøre 7% af landbrugslandet svarende til ca. 4½% af landets areal. Der vil være betydelige regionale forskelle i intervallet 4-12% af landbrugsarealet, hvor 12% af landbrugsarealet i Bornholms Amt/kommune kunne blive berørt, mens dette kunne gælde for 4% af landbrugsarealet i Roskilde og Sønderjyllands Amter.<sup>4</sup> Det var Wilhjelmudvalgets vurdering, at bufferzoner ikke ville begrænse husdyrproduktionen. Udgangspunktet var antallet af potentielt berørte lokaliteter, jf. tabellen herunder.

Lokaliteter med sårbare naturtyper	Ca. antal
Alle højmoser	20
Alle lobeliasøer	100
Heder større end 10 hektar	1.105
Overdrev større end 2½ hektar	2.969
Alle heder i habitatområder (excl.>10 hektar)	3.624
Alle overdrev i habitatområder (excl.>2½ hektar)	1.416
Øvrige særligt sårbare naturtyper i habitatområder	2.500 (?)
<b>I alt</b>	<b>11.734 (?)</b>

Med ligelig fordeling mellem amterne altså ca. 800 lokaliteter pr. amt. Dertil kommer, at der ofte vil være flere ejere af den enkelte lokalitet. En betydelig del af lokaliteterne ejes af staten (primært Skov- og Naturstyrelsen og Forsvarsministeriet). Staten ejer eksempelvis 12% af §3-arealet med overdrev, 39% af §3-arealet med heder og 8% af §3-arealet med moser og kær. 13% af §3-arealet med overdrev er beliggende i habitatområder, hvilket også gælder 42% af §3-arealet med heder og 28% af §3-arealet med moser og kær.

I forlængelse af Wilhjelmudvalgets rapport gennemførtes en foreløbig vurdering af de juridiske muligheder for at udlægge en 300 meter bufferzone omkring sårbare naturtyper. Det blev dengang vurderet, at der er hjemmel til at indføre en bestemmelse i husdyrgødningsbekendtgørelsen / miljøbeskyttelsesloven, men at der ikke er hjemmel i naturbeskyttelsesloven til at foretage en sådan beskyttelse af de sårbare naturområder hverken permanent eller midlertidigt. På den baggrund er der behov for en yderligere gennemgang af de juridiske aspekter af eventuel udlægning af bufferzoner, ikke mindst fordi der i løbet af 2003 og 2004 skal gennemføres en revision af naturbeskyttelsesloven.

<sup>3</sup> Wilhjelmudvalget (2001). En rig natur i et rigt samfund.

<sup>4</sup> Handlingsplansekretariatet (2001). Notits af 19. oktober om bufferzoner / "særlige administrationszoner": Relevante naturtyper, størrelse og antal.

## **Regeringens forpligtelser**

Regeringen vil som følge af EU-direktiver<sup>5</sup> været forpligtet til at sikre naturtyper af fællesskabsbetydning, herunder en række sårbare naturtyper i de såkaldte Natura 2000 områder, der er områder omfattet af hhv. Habitatdirektivets og Fuglebeskyttelsesdirektivets bestemmelser. Ca. 7% af Danmarks landareal er udpeget som Natura 2000 områder.

8

Kammeradvokaten har blandt andet på baggrund af nogle domme ved EU-domstolen i en redegørelse<sup>6</sup> til Folketinget fastslået, at Habitatdirektivet pålægger landene i EU ganske vidtrækkende forpligtelser til at bevare en række naturtyper og vilde dyr og planter.

## **Regeringen foreslår arbejdsgruppe**

Med Naturredegørelsen fra oktober 2002 har regeringen lagt op til, at der nedsættes en arbejdsgruppe, der skal se på udestående problemer med etablering af bufferzoner til beskyttelse af særligt sårbare naturområder mod deposition af NH<sub>3</sub> fra landbrugets stalde, gylletanke o.l.

Spørgsmålet om etablering af bufferzoner skal indgå i det igangværende arbejde med regeringens Handlingsplan for biodiversitet og skal tillige ses i sammenhæng med de igangværende forberedelser af VMP3.

Det skal understreges, at det i forhold til landbruget formentlig alene er NH<sub>3</sub>-emissionen fra stalde, gylletanke o.l., det vil sige udslippet fra punktkilder, der tænkes reguleret i sådanne bufferzoner, mens arealanvendelsen og emissionen fra markdriften som sådan næppe berøres.

## **Udestående problemstillinger i forhold til bufferzoner**

Følgende problemstillinger kan indgå i yderligere overvejelser forinden eventuel etablering af bufferzoner:

- Sammenstilling af de nyeste data for NH<sub>3</sub>-emission, transport, deposition og påvirkning af naturen som følge af NH<sub>3</sub>-emission fra landbrugets punktkilder.
- Udviklingen i N-emissionen, herunder NH<sub>3</sub>-emission, fra andre sektorer af væsentlig betydning for den samlede N-emission gennemgås.
  - Den viden, man har om NH<sub>3</sub>-emissionens fortynding i lufthavet efter emissionen fra punktkilder, er under stadig udbygning. Den nyeste viden bør tilvejebringes og lægges til grund for arbejdet med bufferzoner.
  - I Holland har man i maj 2002 med ”The Ammonia and Livestock Law” blandt andet vedtaget, at der ikke må etableres nye husdyrbrug i en zone på 250 meter omkring ”national ecological network”. Med henblik på at gennemføre en effektiv regulering med så få berørte punktkilder som muligt, vil en bufferzone på 250 meter være at foretrække frem én på 300 meter. Fordele og ulemper ved den hollandske model vurderes.
  - Der skal ske en mere præcise afgrænsninger af, hvad der kan og må ske i eventuelle bufferzoner.
- De juridiske rammer for at udlægge bufferzoner bør gennemgås.

<sup>5</sup> Rådets direktiv nr. 79/409 af 2. april 1979 med senere ændringer (EF-fuglebeskyttelsesdirektivet) og Rådets direktiv nr. 92/43 af 21. maj 1992 med senere ændringer (EF-habitatdirektivet).

<sup>6</sup> Kammeradvokaten (2002). Notat om implementering af Habitatdirektivet. 28. november.



- Samfundsøkonomien og erhvervsøkonomien forbundet med eventuel etablering af bufferzoner skal belyses.

### **Arbejdsgruppe**

Som led i koncernmålet ”Aktiv Naturpolitik” med relation til arbejdet med Handlingsplan for biodiversitet og med kobling til det forberedende arbejde med Vandmiljøplan III kan den arbejdsgruppe regeringen lægger op til sammensættes således:

- Skov- og Naturstyrelsen (SNS), formandskab og projektansvar i Landbrugs- og Bioteknologikontoret. Bistand fra Naturbeskyttelseskontoret og Hav- og Habitatkontoret
- Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) (Afd. for Terrestrisk Økologi, Afd. for Landskabsøkologi & Afd. for Systemanalyse)
- Fødevareministeriet (FVM)
  - Danmarks Jordbrugsforskning (DJF)
  - Fødevareøkonomisk Institut (FØI)
- Amtsrådsforeningen ARF)
- Kommunernes Landsforening (KL)
- Dansk Landbrug (DL)
- Danmarks Naturfredningsforening (DN)

### **Arbejdsgruppens økonomi**

Der lægges op til, at DMU påtager sig opgaven med henblik på at udarbejde en teknisk rapport, herunder bidrager til medfinansiering af opgavens løsning.

Der forventes behov for gennemførelse af økonomianalyser. Det kan dreje sig om såvel samfundsøkonomiske cost-benefit-analyser som erhvervsøkonomiske analyser. Som udgangspunkt arbejdes for, at Fødevareministeriet ved FØI som minimum gennemfører erhvervsøkonomiske analyser og at DMU, afd. for systemanalyse, i samarbejde med FØI påtager sig de samfundsøkonomiske analyser.



### Arbejdsgruppens medlemmer

Jørn Jensen (Skov- og Naturstyrelsen, Landbrugs- og Bioteknologikontoret) (formand)

Dorrit Krabbe (Fødevareministeriet)

Jens Abildtrup (Fødevareøkonomisk Institut)

Svend G. Sommer (Danmarks Jordbrugsforskning)

Johnny M. Andersen (Dansk Landbrug)

Irene Wiborg (Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret for Planteavl)

Thomas Færgemann (Danmarks Naturfredningsforening)

Poul Nordemann (Amtsrådsforeningen)

Camilla Nordahl Rask (Kommunernes Landsforening)

Knud Tybirk (Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. f. Vildtbiologi og Biodiversitet)

Jesper S. Schou (Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. f. Systemanalyse)

Ole Hertel (Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. f. Atmosfærisk Miljø)

Sofie Winther (Skov- og Naturstyrelsen, Landbrugs- og Bioteknologikontoret)

Tine Skaft Nielsen (Skov- og Naturstyrelsen, Naturbeskyttelseskontoret)

Lisbeth Andersen (Skov- og Naturstyrelsen, Hav- og Habitatkontoret)

Ditte Mandøe Andreasen (Skov- og Naturstyrelsen, Landbrug og Bioteknologi) (sekretær)



## **Bilag 4:**

13

Danmarks Miljøundersøgelser  
Notat til Arbejdsgruppe vedr. bufferzoner for ammoniak

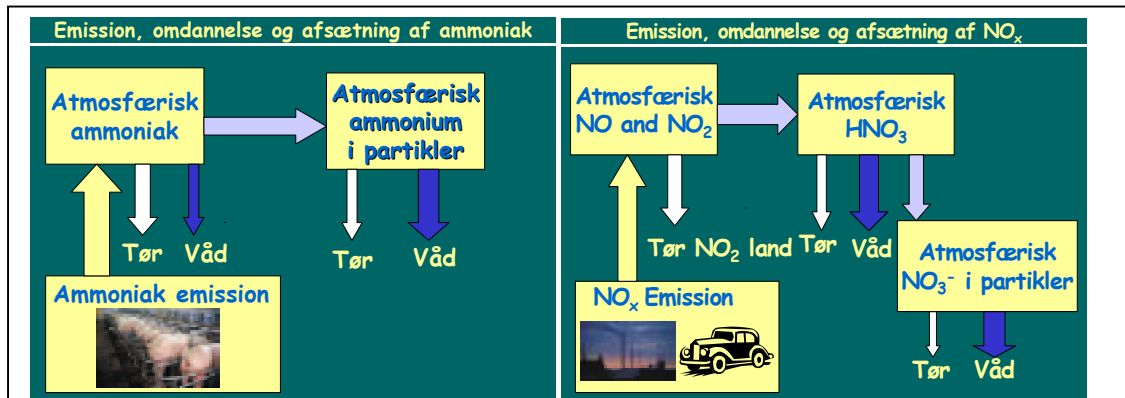
December 2003

### **Emission, opblanding, transport, deposition og effekter af luftbårne kvælstof-forbindelser, herunder især ammoniak**

1. Indledning
2. Emissioner af atmosfæriske kvælstofforbindelser
3. Den regionale kvælstofbelastning
4. Udvikling i regional belastning
5. Ammoniak-belastning i lokalområder
6. Eutrofiering, tålegrænser og kumulative effekter
7. Værktøjer til vurdering af kvælstofbelastning fra landbrugsbedrifter
8. Diskussion og anbefalinger

## 1. Indledning

To grupper af forbindelser bidrager stort set ligeligt til den atmosfæriske kvælstofbelastning i Danmark. Den første gruppe omfatter kvælstofoxiderne som dannes ud fra atmosfærens fri kvælstof ( $N_2$ ) i forbindelse med forbrændingsprocesser ved trafik (for Danmark omkring 64%) samt kraftvarmeværker, industri mm. Den anden gruppe omfatter ammoniak og dens atmosfæriske reaktionsprodukt (partikulært ammonium) og stammer helt overvejende fra landbrugssektoren (for Danmark ca. 98%), dog med et lille bidrag fra personbiler med katalysator (for Danmark ca. 2%). Det atmosfæriske livsforløb for de to stofgrupper er illustreret i Figur 1.



Figur 1. Illustration af de to grupper af forbindelser som bidrager til den atmosfæriske deposition af kvælstof i Danmark. **Til venstre** ammoniak som dels hurtigt kan deponere ved tør- og i mindre omfang vådafsætning og dels hurtigt omdannes til partikulært ammonium. Partikulært ammonium fjernes stort set kun fra atmosfæren ved vådafsætning og kan derfor transporteres over meget store afstande (>1000 km). **Til højre** kvælstofoxiderne der udsendes som kvælstofmonoxid (NO) og kvælstofdioxid (NO<sub>2</sub>). Kvælstofmonoxid afsættes hverken ved tør eller vådafsætning, men omdannes hurtigt (inden for få minutter) til kvælstofdioxid. Kvælstofdioxid udvaskes heller ikke fra atmosfæren, men kan derimod tørafsættes til vegetation mv. Under transporten omdannes kvælstofdioxid til salpetersyre (HNO<sub>3</sub>) som hurtigt kan afsættes men også hurtigt omdannes til partikulært nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Partikulært nitrat fjernes ligesom ammonium stort set kun ved vådafsætning og kan derfor transporteres over store afstande.

lufften, samt  $kg\ NH_3-N\ ha^{-1}\ år^{-1}$  og  $kg\ NO_2-N\ ha^{-1}\ år^{-1}$  for depositioner. Hvis man ønsker at omregne fra enheder af  $NH_3-N$  til  $NH_3$  skal man gange med 17/14 og ønsker man tilsvarende at omregne fra enheder af  $NO_2-N$  til  $NO_2$  46/14. Fordelen ved at regne i N enheder er at bidragene fra de forskellige forbindelser bliver direkte sammenlignelige.

## 2. Emissioner af atmosfæriske kvælstofforbindelser

Landbrugssektorens emission af ammoniak stammer dels fra "punktkilder" (ca. 47%) i form af stalde og gødningsbeholdere og dels fra "fladekilder" (ca. 53%) i form af udbragt husdyrgødning, handelsgødning og emission fra afgrøder. Emission fra afgrøder er estimeret til at udgøre 14%. Emissionen fra afgrøder sker typisk umiddelbart efter gødningsudbringning, eller når kvælstof i bladene translokteres til akset. Imidlertid forekommer der store afvigelser. I litteraturen kan man således finde tal for emissionen som svinger fra  $0,5-15\ kg\ NH_3-N\ ha^{-1}$  (Andersen et al., 2001). Da der mangler vel dokumenterede estimater for forskellen mellem forskellige typer af afgrøder, er det antaget at salgsafgrøder (korn, roer, kartofler etc.) emitterer  $5\ kg\ NH_3-N\ ha^{-1}$  og græs i rotation  $3\ kg\ NH_3-N\ ha^{-1}$ . For økologiske arealer antages en emission på det halve, pga. en lavere kvælstof koncentration i planterne, og for permanente græsarealer og brakmarker antages emission at være nul.

Hvorvidt der er tale om punkt- eller fladekilder har kun betydning for forholdene tæt ved kilden. Efter typisk 500 til 1000 m transport har opblandingen i de nederste 100 til 200 m af atmosfæren ført til at bidrag fra de to kildetyper ikke længere kan adskilles.

Tabel 1. Den årlige emission af ammoniak (kton NH<sub>3</sub>-N) fra Danmark og en række omkringliggende europæiske lande i perioden 1985 til 2000 samt prognose for 2010. Kilde: EMEP (september 2003) ([www.emep.int](http://www.emep.int)). Prognosen for Danmark 2010 er foretaget af DMU. Emissionerne er inklusive bidrag fra afgrøder samt udslip relateret til ludning (ammoniak-behandling) af halm.

	1985	1990	1995	2000	2010
Danmark	113	109	92	83	76
Tyskland	706	630	523	514	453
Holland	204	187	153	126	105
England	281	281	262	245	256
Frankrig	642	628	624	649	642
Sverige	44	42	50	46	47
Norge	19	19	21	21	21
Finland	35	31	29	27	26

De danske ammoniak emissioner er aftaget over perioden 1985 til 2000 fra 113 kton NH<sub>3</sub> til 83 kton NH<sub>3</sub>-N, hvilket svarer til ca. 26%’s reduktion. Reduktionen er et resultat af forbedrede teknikker for udbringning, optimering af foder og opbevaring af ammoniak. Faldet i de danske ammoniak-emissioner kan sammenlignes med tilsvarende tal for en række af vores nabolande Tyskland (-27%), Holland (-38%), England (-13%), Frankrig (+1%), Sverige (+4%), Norge (+9%) og Finland (-23%). For de fleste europæiske lande er der sket et fald. Det skal bemærkes at EMEP angiver usikkerheden i de nationale emissioner til at ligge i størrelsesordenen 30%, og at de er angivne udviklingstendenser derfor er behæftet med betydelig usikkerhed. Det nationale loft for ammoniak-emissionen i 2010 (Gøteborg protokollen) er 57 kton NH<sub>3</sub>-N (eksklusiv afgrøder og ammoniak-behandlet halm). En ny upubliceret DMU prognose for emissionen i 2010 fra Danmark siger 71,2 kton NH<sub>3</sub>-N (60,4 kton NH<sub>3</sub>-N eksklusiv emissioner fra afgrøder og ammoniak-behandlet halm) (M.H. Mikkelsen, pers. medd.), hvilket er ca. 4 kton over det fastsatte loft. Fremskrivningen er delvis baseret på Fødevarer Økonomisk Instituts fremskrivning af landbrugsproduktionen i forbindelse med VMP III (Jacobsen et al., 2003), samt konsekvenserne af ændringerne i EUs landbrugspolitik baseret på Dansk Landbrugs forslag til implementering af reformen i Danmark. Antagelserne inddrager i øvrigt ikke mange af de tekniske løsninger til reducere ammoniak-emissionen, som fremkommer i øjeblikket, hvilket vil reducere emissionen yderligere. Det anbefales derfor at der foretages en ny vurdering når indholdet af en ny vandmiljøplan kendes samt hvordan landbrugsreformen helt præcis implementeres i Danmark.

De danske emissioner af kvælstofoxider er i samme periode 1985 til 2000 faldet fra 90 til 63 kton NO<sub>2</sub>-N, hvilket svarer til omkring 30%. Igen kan der foretages en sammenligning med udviklingen i emissionen fra vore nabolande: Tyskland (-50%), Holland (-29%), England (-40%), Frankrig (-22%), Sverige (-42%), Norge (+5%) og Finland (-14%). Også for kvælstofoxiderne skal det bemærkes at EMEP angiver usikkerheden på de nationale emissionsopgørelser til at ligge i størrelsesordenen 30%, og at udviklingstendenserne derfor er

stærkt usikre. Reduktionen i kvælstofoxiderne skyldes forbedrede rensningsteknikker for skorstensafkast fra industri og kraft- varmereproduktion samt katalysatorer på de benzindrevne køretøjer (selv om der generelt er sket en stigning i trafikken). Prognosen for Danmark siger 76 kton NO<sub>2</sub>-N per år i 2010, hvilket kan sammenholdes med aftalen i Gøteborg protokollen på 39 kton NO<sub>2</sub>-N per år.

Tabel 2. Den årlige emission af kvælstofoxider (kton NO<sub>2</sub>-N) fra Danmark og en række omkringliggende europæiske lande i perioden 1980 til 2000 samt prognose for 2010. Kilde: EMEP (september 2003) (www.emep.int). Prognosen for Danmark 2010 er foretaget af DMU.

	1985	1990	1995	2000	2010
Danmark	90	84	79	63	44
Tyskland	997	824	599	498	329
Holland	179	175	147	128	79
England	773	841	635	460	330
Frankrig	558	578	520	436	247
Sverige	130	106	94	75	45
Norge	65	69	68	68	59
Finland	84	91	79	72	52

### 3. Den regionale kvælstofbelastning

I forbindelse med det landsdækkende overvågningsprogram, NOVA 2003 udføres der som supplement til målingerne årligt beregninger af den gennemsnitlige samlede kvælstoftilførsel fra luften til danske landområder. Beregningerne foretages for felter på 30 km x 30 km for hele det danske område og fordeles efterfølgende på amter og kommuner. For 2001 blev den samlede atmosfæriske deposition af kvælstof til de danske landområder beregnet til 87 kton N, hvoraf under halvdelen stammer fra europæiske emissioner af ammoniak (Ellermann et al., 2002).

I Tabel 4 angives beregningsresultaterne for den samlede kvælstoftilførsel for år 2001 fordelt på amtsniveau. Tabellen er endvidere opdelt i den kvælstoftilførsel, som stammer fra henholdsvis udenlandske kilder og fra de samlede danske kilder. Bidraget fra danske kilder er vurderet ved at sammenholde resultater fra beregninger foretaget med og uden danske kilder. I tabellen er der ligeledes angivet de samlede tilførsler fra dansk landbrug og bidraget fra direkte tørafsætning af ammoniak. Ammoniak har en relativt kort levetid i atmosfæren og kan typisk gennem tørdeposition bidrage til afsætningen i en afstand af op til 50-100 km fra kilden. Der er her tale om beregninger til en gennemsnitlig landoverflade foretaget med henblik på at beskrive de generelle forhold i baggrundsområderne. I naturområderne kan der især tæt ved store landbrugskilder være lokale afsætninger af specielt ammoniak som afviger betragteligt fra disse forhold. De lokale forhold tæt ved kilderne behandles nærmere i afsnit 5.

Tabel 3. Den gennemsnitlige atmosfæriske kvælstoftilførsel til de danske amter i 2001. Beregninger foretaget i forbindelse med baggrundsovervågningsprogrammet (Ellermann et al. 2002, faglig rapport fra DMU nr. 418). Beregningerne er foretaget med emissionsdata for 1999 ved anvendelse af en meget forenklet sæsonvariation i specielt de danske emissioner af ammoniak.



	Samlet kvælstof-tilførsel	Tilførsel fra udenlandske kilder	Samlet N-tilførsel fra danske kilder	Samlet N-tilførsel fra danske landbrug	N-tilførsel fra tørdeposition af ammoniak
	[kg N/ha]	[kg N/ha]	[kg N/ha]	Kg N/ha	[kg N/ha]
Ribe	23	14	9	8	6
Ringkøbing	21	12	9	8	7
Sønderjylland	24	16	8	7	6
Viborg	22	12	10	8	7
Vejle	22	12	10	9	7
Nordjylland	22	12	10	8	6
Århus	22	12	10	7	6
Fyn	20	13	7	5	4
Storstrøm	16	12	4	3	2
Vestsjælland	17	12	5	4	3
Roskilde	19	13	6	4	3
Frederiksborg	17	12	5	3	1
København	18	12	6	2	1
Frederiksberg Komm.	16	12	4	2	1
København Kommune	16	12	4	2	1
Bornholm	14	12	2	1	1
Gennemsnit for alle danske landområder	20	12	8	6	5

Beregningerne inden for baggrundsovervågningsprogrammet testes løbende ved sammenligninger med resultater fra de danske målestationer. En stor nøjagtighed i beregningerne stiller store krav til kvaliteten af input data, det vil primært sige data for emissioner og meteorologi, samt store krav til modellens beskrivelse af de dominerende fysiske og kemiske processer. Sammenligningerne for de årlige totale depositioner af kvælstof ved målestationerne viser generelt overensstemmelse inden for 20 til 30%, men i nogen tilfælde kan afvigelsen være helt op til 50%. Sammenligninger har vist at resultaterne gradvist er forbedret igennem de seneste fem år og der forventes yderligere forbedringer inden for de næste to til tre år i takt med forbedrede procesbeskrivelser og større tidlig og rumlig opløsning i modellerne.

#### 4. Udvikling i regional belastning

Udviklingen i baggrundsbelastningen med atmosfærisk kvælstof i Danmark følges inden for baggrundsovervågningsprogrammet (Ellermann et al., 2002). Våddepositionen måles ved syv stationer fordelt ud over landet. I perioden 1989 til 2001 er der målt et statistisk signifikant fald på 22% i den gennemsnitlige våddeposition af ammonium på stationerne. For nitrat er der målt et gennemsnitligt fald på 10% på målestationer, men faldet er imidlertid ikke statistisk signifikant.

Målinger af tørdeposition er meget ressourcekrævende og derfor estimeres tørdepositionen af atmosfæriske kvælstofforbindelser på baggrund af målte koncentrationer i luften ved 6 målestationer fordelt over landet og depositionshastigheder beregnes ud fra meteorologiske data og antagelser om overfladens egenskaber. Luftkoncentrationerne af summen af ammoniak og ammonium har vist et statistiske signifikant fald på 30-43% i perioden 1989-

2001. For summen af salpetersyre og nitrat er der målt signifikante fald på 20-30% i samme periode. Målinger af kvælstofdioxid er mindre komplette og kan derfor ikke vurderes statistisk, dog synes resultaterne at tyde på et mindre fald i niveauerne.

18

På nuværende tidspunkt er det svært at vurdere om der er sket en generel ændring i den samlede deposition af kvælstof til danske landområder, idet ca. halvdelen af depositionen er våddeposition og den anden halvdel er tørdeposition. Et forsigtigt skøn er, at der ikke er sket tydelige ændringer i perioden 1989-2001. Denne vurdering bygger på, at der kun er sket et lille fald i våddepositionen og at tørdepositionen ikke er ændret betydeligt. Tørdepositionen udgøres for en stor del af deposition af ammoniak, hvor der for hovedparten af målestationerne ikke er observeret nogen statistisk signifikant ændring. Helt lokale forhold kan her føre til helt lokale udviklinger i belastningen som kun kan vurderes ved målinger i det specifikke område.

### 5. Ammoniak-belastning i lokalområder

Vurdering af bidraget fra regionale kontra lokale bidrag til kvælstofafsætningen i et givet område er naturligvis afgørende i forbindelse med reguleringer. Hidtil har det bedste tilgængelige værktøj været i form af modellen i VVM manualen (Bak 2003), men DMU arbejder ihærdigt på at få udviklet nye og bedre modeller til beregning af lokal og regionalt bidrag til depositionen (se afsnit 7). Det er helt afgørende at disse værktøjer grundigt valideres ved eksperimentelle studier. I den forbindelse er det ikke trivielt at adskille lokale og regionale bidrag i resultaterne fra de eksperimentelle studier – det kræver et godt design af studierne og en stor teoretisk indsigt. Luftens indhold af ammoniak nedstrøms for en kilde afhænger således af en række forhold:

- Kildens størrelse og placering/højde af udslip (ventilationsanlæg/gylletank).
- Områdets topografi og vegetationsdække.
- Aktuelle meteorologiske forhold (påvirker spredning og fortynding).

Der er markant mangel på danske studier af de lokale forhold i området tæt ved større ammoniak kilder – studier som kan afklare hvor langt væk fra kilden, man kan forvente en relativt stor afsætning. Der er i litteraturen givet enkelte studier af mere ”ensomt beliggende” kilder. Pitcairn et al. (2002) undersøgte forholdene nedstrøms for en kyllingefarm med en emission på 140 tons  $\text{NH}_3\text{-N}$   $\text{år}^{-1}$ . Tæt ved bygningerne var den årlige middelkoncentration  $60 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$  og i en afstand af 650 m nedstrøms for bygningerne var koncentrationen reduceret til  $3 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ , hvilket må formodes at være meget tæt på baggrundskoncentrationen i området selvom Pitcairn et al. (2002) ikke direkte angiver baggrundsniveauet. Resultaterne viste et eksponentielt fald nedstrøms for kilden. Fowler et al. (1998) har målt koncentrationer af ammoniak omkring en kyllingefarm med en årlig emission på 4.800 kg  $\text{NH}_3$ . Nedstrøms i den fremherskende vindretning var koncentrationen i årsmiddel  $63 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$  i en afstand af 15 m fra kilden, mens den 270 m fra kilden var  $2 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$  (baggrundsniveau). Fowler et al. (1998) angiver det generelle baggrundsniveau til  $1 - 2 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ .

Flechard og Fowler (1998) har fundet, at depositionen af ammoniak i et skotsk baggrundsområde afhænger af koncentrationen, således at overfladens evne til at optage ammoniak falder med stigende koncentration af ammoniak, en slags mætning af overfladen. Det vides ikke, om disse forhold også gælder tæt ved kilden. Fowler et al. (1998) har beregnet depositioner tæt ved en kilde under antagelse af, at mætningsfænomenet gælder og dette

reducerer depositionen tæt på kilde (< 100 m) til ca. en tredjedel i forhold til beregninger med konstant depositionshastighed.

19

Man kan tale om, at et helt økosystem har et såkaldt "kompensationspunkt", som er den koncentration af ammoniak, hvor økosystemet netto hverken modtager eller afgiver ammoniak. Er den atmosfæriske koncentration højere end kompensationspunktet, vil systemet modtage ammoniak, det vil sige, at der afsættes (deponeres) ammoniak til systemet. Under forhold med atmosfæriske koncentrationer lavere end kompensationspunktet, vil systemet afgive ammoniak og der sker derfor en emission af ammoniak fra systemet. Det "stomatale kompensationspunkt" er en del af systemets samlede kompensationspunkt, men også andre forhold spiller ind, bl.a. vandfilmen på overfladen af vegetationen, der kan optage/afgive ammoniak samt forhold i jorden. Det stomatale kompensationspunkt relaterer sig til forholdene i stomata (bladets spalteåbninger). Afhængigt af pH og totalkoncentrationen af  $\text{NH}_3$  og  $\text{NH}_4^+$  i apoplasten (vandfilmen på overfladen af cellerne i inde bladet) er der et partialtryk af gasformigt ammoniak i det intercellulære luftrum i bladet som betegnes det "stomatale kompensationspunkt". Planten vil optage ammoniak gennem stomata, hvis den atmosfæriske koncentration af ammoniak er højere end kompensationspunktet, og afgive ammoniak gennem stomata, hvis den atmosfæriske koncentration er lavere end kompensationspunktet. Svarer den atmosfæriske koncentration til det stomatale kompensationspunkt sker der ingen nettoudveksling.

Beregningseksempler i forbindelse med VMP-III udredninger viser endvidere at bidraget til depositionen fra udbringingsarealer kan være markant.

1. For et område omkring Idom Hede ved Holstebro uden store lokale kilder til ammoniak har der været lavet konkrete feltstudier til fastsættelse af tålegrænsen. I dette område bidrager to punktkilder (ved anvendelse af beregningsmodellen i VVM manualen) med henholdsvis 84 og 71 DE til belastningen med henholdsvis 0,2-0,7 og 0,5-1,8  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ . Det svarer til i alt mellem 1 og 2,5  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  for de to punktkilder (Nielsen og Bak, 2003). Hvis man derudover foretager en lokal beregning af bidraget for samtlige fladekilder omkring heden kan man forvente en reduktion af belastningen af heden med 2,5  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  ved "fuld kontrol" (fx. brakmarker) over emissionen i en 300 m bufferzone og 3  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  ved en 500 m bufferzone.
2. Overdrev (græsland) ved Vilstrup Å er belastet af flere lokale kilder. Tre lokale punktkilder bidrager (ved anvendelse af beregningsmodellen i VVM manualen) med i alt 1-5  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ . Fladekildernes bidrag her er beregnet til 3,5  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  ved 'fuld kontrol' med fladekilderne inden for 300 m bufferzone og 4  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  inden for en 500 m bufferzone.

Ved "fuld kontrol" er det antaget, at alle kilder fjernes, dvs. punktkilder som stalde og gødningslagre fjernes og jorden braklægges eller konverteres til natur. Dette er naturligvis et meget vidtgående indgreb.

Til illustration er der ligeledes foretaget beregninger med OML-DEP, som indgår i DAMOS systemet (se afsnit 7). Beregningerne, som ikke tager hensyn til mætning af overfladen (kompensationspunkt), er foretaget for en bedrift med 250 dyreenheder (emission fra stald 3.600  $\text{kg NH}_3\text{-N år}^{-1}$  og gylletank 1.300  $\text{kg NH}_3\text{-N år}^{-1}$ ). Resultaterne viser bidrag til koncentrationen umiddelbart op af kilden på 35-95  $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$  (afhængig af retningen) og 0,5 til 1,7  $\mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$  i en afstand af 270 m. Disse resultater er i god overensstemmelse

med Fowler et al. (1998), når der tages hensyn til en baggrundskoncentration på ca.  $1 \mu\text{g NH}_3\text{-N m}^{-3}$ . Ligeledes tyder beregningerne på at afsætningen af ammoniak i enkelte punkter umiddelbart op af kilden kan være  $50 - 180 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  (afhængig af vindretningen),  $13 - 80 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  50 m fra kilden og  $5 - 20 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  i en afstand af 100 m. I en afstand af 200 m er belastningen under  $2 - 7 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ , og 300 m fra kilder er belastningen omkring  $1 - 3 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ . I en afstand af 500 m er belastningen omkring  $0,5$  og  $1,5 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  og i en afstand af 2500 m er belastningen reduceret til mellem  $0,05$  og  $0,1 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ .

En anden måde at anskue problemstillingen på er ved at analysere hvor stor en del af emissionen som afsættes tæt ved kilden. En sådan analyse er foretaget for det netop beskrevne beregningseksempel for stald og gylletank. Beregningerne viser i dette tilfælde at knapt 20% af ammoniak emissionen afsættes ved tørdeposition til overfladen inden for de første 2500 m fra kilden, 12% inden for de første 500 m, 8% inden for de første 200 m, og 5% inden for de første 100 m.

Der er ligeledes foretaget beregninger med OML-DEP for virkningen af bufferzoner for markdrift omkring naturområder. I bufferzonen tænkes, at der ikke længere foretages udbringning af gylle eller kunstgødning. For Danmark er den gennemsnitlige ammoniak-emission fra markdrift ca.  $10 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ . I beregningerne er anvendt to bredder af bufferzoner på 300 m og 500 m. Naturområderne er cirkulære med diametre på 200, 400 og 1000 m. I tabel 5 ses, hvor meget depositionen reduceres, når emissionen knyttet til udbringning i bufferzonen fjernes.

Tabel 4. Reduktion af  $\text{NH}_3$ -deposition ( $\text{kg N/ha/år}$ ) som følge af stop for emission relateret til markdrift, det vil sige ingen udbringning af gylle eller kunstgødning. Emissionen er sat til  $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$  svarende omtrent til landsgennemsnittet.

( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ )		Bufferzone				
Naturområde		300 m			500 m	
Diameter (m)	Max.	Middel	Min.	Max.	Middel	Min.
200	1,67	1,24	1,02	1,71	1,50	1,30
400	1,62	0,97	0,72	1,66	1,20	0,96
1000	1,43	0,68	0,43	1,62	0,87	0,61

Naturområdet er cirkulært. 'Max.' er maksimum og er beliggende i kanten af naturområdet, 'Min.' er omtrent midt i området, og 'Middel' er areal-middel.

OML-DEP er endnu ikke fuldt valideret, men er sammensat af en valideret og anerkendt spredningsmodel samt almindeligt benyttede metoder til beregning af afsætningshastigheder. Der er imidlertid markant mangel på danske eksperimentelle data fra eksperimenter designet til validering af modeller af denne type.

## 6. Eutrofiering, tålegrænser og kumulative effekter

Eutrofiering af terrestrisk natur er især en følge af tilførsel af atmosfærisk kvælstof samt lateral tilførsel i lavtliggende områder. Effekterne er mangfoldige og afhænger af forhold som størrelsen af kvælstofpuljen i jorden, klima, jordbund samt areal-anvendelse/pleje (se notat om dette). Påvirkningen ved en forøget kvælstoftilførsel ændrer næringsstofbalance og surhedsgrad i jordbunden. Resultatet kan være forskellige toksiske virkninger, ændret biomasseproduktion samt ændrede konkurrenceforhold mellem arter. Herunder kan nogen arter få forøget følsomhed over for frost, tørke samt insektangreb.

Effekten af terrestrisk eutrofiering kan være kumulativ, dvs. en lille årlig tilførsel til et naturområde over dets tålegrænse vil ikke nødvendigvis få drastiske konsekvenser de(t) første årti(er). Normalt vil en overskridelse imidlertid på sigt ændre systemet. Tålegrænsen for en naturtype kan variere fra et lokalområde til et andet og kan være vanskelig at fastsætte for det specifikke naturareal.

En stor tilførsel af næringssalte vil gennemgående favorisere større og mere hurtigvoksende arter og medføre en mere homogen vegetation. Pleje i form af græsning og fjernelse af opvækst af vedplanter kan være med til at bevare en naturtype. Ved større overskridelser af tålegrænser vil det imidlertid ofte ikke være muligt at bevare naturtypen selv ved disse tiltag.

### **7. Værktøjer til vurdering af kvælstofbelastning fra landbrugsbedrifter**

Det anbefalede værktøj til vurdering af kvælstofbelastningen i området omkring lokale landbrugsbedrifter er i dag VVM manualen fra Skov- og Naturstyrelsen (Bak, 2003). Metoden omfatter en screeningsprocedure over 5 trin:

1. Indledende screening med afgrænsning af det geografiske område hvor væsentlige effekter af emissioner fra en bedrift kan forekomme.
2. Vurdering af påvirkningsgrad for de mulige berørte områder på baggrund af tålegrænser og eventuelle feltobservationer af aktuel påvirkningsgrad.
3. Vurdering af den relative betydning af emissionerne fra bedriften.
4. Usikkerhedsvurdering og følsomhedsanalyse.
5. Analyser vha. målinger af depositioner og/eller resultater fra beregninger med komplekse modeller.

Manualen er netop blevet opdateret bl.a. med nye data for det regionale bidrag til den atmosfæriske kvælstofafsætning på baggrund af resultater fra beregninger i forbindelse med baggrundsovervågningsprogrammet.

Et nyt valideret VVM værktøj DAMOS (Danish Ammonia Modelling System) for beregning af belastningen med ammoniak fra landbrugsbedrifter er under udarbejdelse på DMU. Dette værktøj opbygges omkring to modeller for spredning og afsætning på hhv. regional og lokal skala – en regional model som anvendes inden for baggrundsovervågningsprogrammet, og en lokalskalamodel der tager udgangspunkt i det modelværktøj (OML), som bl.a. anvendes til dimensionering af skorstenshøjder for afkast fra forurenende virksomheder i Danmark. Når arbejdet med modellen er færdigt og resultaterne valideret gennem sammenligninger med målinger, så vil det være målet at udarbejde en revideret VVM manual med udgangspunkt i det nye værktøj.

### **8. Diskussion og anbefalinger**

Den atmosfæriske kvælstofdeposition omfatter bidrag fra emissioner af såvel kvælstofoxider som ammoniak. For en del af de danske naturområder er det regionale bidrag til den atmosfæriske kvælstofafsætning så betydelige i forhold til hvad naturtypen kan tåle at selv et totalt stop for lokale kilder ikke vil kunne føre til en overholdelse af tålegrænserne med mindre emissionerne af ammoniak og kvælstofoxider i Europa reduceres betydeligt.

Lokale bidrag relaterer sig især til tørafsætning af ammoniak på overfladen og det er derfor primært her, der er muligheder for en lokal regulering. Eksperimentelle studier såvel som modelanalyser tyder på, at afsætningen af ammoniak kan aftage kraftigt inden for en relativt

begrænset afstand af større kilder, dvs. store landbrugsbedrifter. Disse resultater understøtter at indførelsen af bufferzoner vil kunne anvendes som et reguleringsværktøj m.h.p. at reducere belastningen af de mest følsomme naturområder.

22

Beregningerne viser ikke overraskende at depositionen er størst nedstrøms i den mest fremherskende vindretning. Derfor kunne bufferzonerne med fordel gives en asymmetrisk form således at zonen er størst opstrøms i den mest fremherskende vindretning og tilsvarende mindre i de mindre forekommende vindretninger.

Tilsvarende er det således at store kilder har effekt relativt længere nedstrøms end små kilder. Derfor var en anden mulighed at lade bufferzonens udbredelse være forskellig alt efter kildestørrelse. I Vestsjællands Amt har man set på effekten af kildestyrken på hvor stor en zone omkring kilden bidrager til depositionen vil overstige en given grænse (Peter Leth, Vestsjællands Amt, personlig information december 2003). Disse overvejelser er gjort på baggrund af metoden i VVM manualen.

Mulighederne for forskellige fysiske udformninger af bufferzonerne er beskrevet i et separat notat (Den fysiske udformning af Bufferzoner).

Det nuværende modelværktøj til anvendelse i forbindelse med regulering af belastninger med ammoniak fra lokale kilder er VVM manualen udarbejdet for Skov- og Naturstyrelsen. Et nyt modelværktøj (DAMOS) er ved at blive udviklet, og der bør derfor iværksættes projekter til validering og efterfølgende implementering af dette værktøj i en revideret VVM manual i løbet af 2004/2005.

Eksperimentelle studier har indikeret at afsætningen af ammoniak kan hæmmes ved en form for mætning af overfladen. Der er behov for eksperimentelt at få kvantificeret dette fænomen yderligere m.h.p. at vurdere om dette kan nedsætte de forurenende effekter af en regulering ved brug af et modelværktøj, hvor det næppe er praktisk at tage højde for sådanne effekter – det kræver stor detailviden om det enkelte lokalområde og vil komplicere fastsættelsen af reguleringstiltag.

Der er et markant behov for danske eksperimentelle studier til yderligere at forbedre procesforståelsen i forhold til ammoniaks spredning og afsætning i lokalområdet omkring en større kilde, samt ikke mindst til validering af de udviklede modelværktøjer.

## Referencer

- Andersen, J., Poulsen, H.D., Børsting, C.F., Rom, H.B., Sommer, S.G., and Hutchings, N.J., 2001. Ammoniakemission fra landbruget siden midten af 80'erne, DMU, Faglig rapport nr. 353, 48 s. 23
- Bak, J., 2003. Manual vedr. Vurdering af de lokale miljøeffekter som følge af luftbårent kvælstof ved udvidelse og etablering af større husdyrbrug. Miljøministeriet, Skov og Naturstyrelse, 107 s.
- Ellermann, T., Hertel, O., Munies, C., and Kemp, K., 2002. NOVA 2003, Atmosfærisk deposition 2001. DMU, Teknisk rapport nr. 418, 82 p. [www.dmu.dk/1\\_viden/2\\_Publikationer/3\\_fagrapporter/rapporter/FR418.pdf](http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR418.pdf)
- Flechard C., and Fowler, D., 1998. Atmospheric ammonia at a moorland site. II: Long term surface atmosphere micrometeorological flux measurements. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, 124, 733-757.
- Fowler, D., Pitcairn, C.E.R., Sutton, M.A., Flechard, C., Lobet, B., Coyle, M., and Munro, R.C., 1998. The mass budget of atmospheric ammonia in woodland within 1 km of livestock buildings. Environmental Pollution, 102, S1, 343-348.
- Jacobsen, J.H., Jensen, J.D., Christensen, T., Andersen, M., Ørum, J.E., Abildtrup, J., Husum, H., Hasler, B., Schou, J.S., Hussain, Z.B. 2003. Omkostninger ved reduktion af næringstoffabet til vandmiljøet. Rapport fra Økonomigruppen (F6b) – Forberedelse af vandmiljøplan III (udkast, november 2003). Danish Research Institute of Food Economics and National Environmental Research Institute. (In Danish)
- Nielsen, K. E., og Bak, J. L., 2003. Tålegrense for kvælstof for Idom Hede, Ringkøbing Amt, DMU, Teknisk rapport nr. 453, s. 50.
- Pitcairn, C.E.R., Skiba, U.M., Sutton, M., Fowler, D., Munro, R., and Kennedy, V., 2002. Defining the spatial impacts of poultry farm ammonia emissions on species composition of adjacent woodland groundflora using Ellenberg Nitrogen Index, nitrous oxide and nitric oxide emissions and foliar nitrogen as marker variables, Environmental Pollution, 119, 9-21.





Dansk Landbrug

15. dec. 2003  
JMA\Miljø\Bufferzone\0002jma**Potentialet ved lokal regulering af N-depositionen**

Regulering af miljøproblemer er selvsagt forbundet med omkostninger, som belaster samfundsøkonomien og dermed velfærden. Følgelig må det være et krav, at reguleringen har en positiv effekt på miljøet/naturen. Ud fra en velfærdsøkonomisk betragtning vil den optimale regulering svare til den situation, hvor de samfundsøkonomiske marginalomkostninger svarer til de samfundsøkonomiske marginalgevinster i form af et bedre miljø/natur. Imidlertid vil problemer med at prisfastsætte miljø-/naturgevinster ofte medføre, at den optimale regulering erstattes af et fiktivt miljø-/naturmål, som søges opfyldt til lavest mulige samfundsøkonomiske omkostninger. Uanset tilgangen er det imidlertid et krav, at reguleringen udmønter sig i en forbedring af miljøet/naturen. Det er derfor afgørende at godtgøre hvorvidt en given regulering har en positiv effekt på miljøet/naturen.

Bufferzonearbejdsgruppen har til formål at forberede en eventuel beslutning om udlægning af bufferzoner omkring sårbare naturområder. Følgelig er det væsentligt at belyse hvorvidt etablering af bufferzoner har en positiv miljø-/natureffekt. Formålet med nærværende notits er at diskutere dette aspekt. Konkret gøres det ved at diskutere rammerne for en regulering og dermed mulighederne for at etablere en gunstig bevaringsstatus for naturområder.

P.t. afsætter der omkring 20 kg N ha<sup>-1</sup>, jf. DMU's overvågningsprogram. De 20 kg N ha<sup>-1</sup> er et gennemsnit, som varierer fra 13 kg N ha<sup>-1</sup> på Bornholm til 24 kg N pr. ha i Sønderjyllands Amt. På lokal skala kan intensiteterne svinge fra over 100 kg N ha<sup>-1</sup> tæt på kilden til nogle få kg under amts gennemsnittet. Den øvre værdi kan selvsagt nedbringes via restriktioner på lokalt niveau, idet den er forårsaget af lokal(e) kilde(r). Den nedre værdi kan derimod ikke nedbringes på lokalt skala, og overskrider den nedre værdi tålegrænsen for en given naturtype gennem et længere tidsrum, forrykkes ligevægten og tidshorisonten for ændringer i økosystemet. Det er derfor væsentligt at danne sig et skøn over den nedre belastning og udviklingen i niveauet, idet det er afgørende for vurderingen af økosystemets overlevelse.

Det nedre belastningsniveau benævnes i det følgende som baggrundsbelastningen, og defineres som den N-deposition, som stammer fra de mange kilder eller den deposition, som ikke hidrører fra lokale kilder<sup>7</sup>. Det er her ikke muligt at definere de lokale kilder ud fra afstanden til receptorområdet, idet kildernes styrke også spiller ind. Fx er der ikke noget til hindre for, at en lille kilde tæt på receptorområdet alene bidrager til baggrundsbelastningen,

---

<sup>7</sup> I princippet kan der beregnes et forsvindende N-bidrag i en betydelig afstand fra receptorområdet for alle kilder. Der skal derfor anlægges en pragmatisk betragtning. Eksempelvis kunne et bidrag på 0,2 kg ha<sup>-1</sup> betragtes som forsvindende, idet kilden kun vil udgøre 1 pct. af et samlet bidrag på 20 kg N ha<sup>-1</sup>. Andre forhold spiller imidlertid også ind ved fastlæggelsen af grænsen.

hvorimod en større kilde i en længere afstand fra receptorområdet vil være at betragte som en lokal kilde.

### Bestemmelse af baggrundsbelastningen

I omstående figur 1 er de respektive bidrag til N-depositionen dekomponeret på kilder. Betragtes bidraget fra de udenlandske kilder, kan der konstateres en syd - nord gradient for både  $\text{NH}_x\text{-N}$  og  $\text{NO}_y\text{-N}$ . I Sønderjyllands Amt, som ligger tæt på den tyske grænse, er der et forholdsvis højt bidrag, som gradvis falder med afstanden mod nord. Tilsammen udgør det udenlandske bidrag  $16 \text{ kg N ha}^{-1}$  i Sønderjyllands Amt; i Nordjyllands Amt er niveauet faldet til  $11 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Det jævne geografiske forløb indikerer, at ses der bort for forskelle i overfladeru-hed, vil der være en begrænset variation i bidraget til N-depositionen inden for amtsgrænsen.

Betragtes det danske bidrag fra emitteret kvælstofilter, er der en øst - vest gradient. Niveauet er størst i Hovedstadsregionen med  $3 \text{ kg N ha}^{-1}$  og falder mod øst til  $1 \text{ kg N ha}^{-1}$  langs vestkysten. Det hænger sammen med, at den fremherskende vindretning kommer fra vest og de store danske byer er lokaliseret ved østkysten. Da kvælstofilterne transporteres over lange strækninger, og da der er en begrænset variation blandt amterne, synes det også her rimeligt at antage, at bidraget til et givet amt vil udvise en begrænset geografisk variation.



Figur 1. N-depositionen i 2001 fordelt efter kilder,  $\text{kg N ha}^{-1}$ .

Kilde: DMU-ATMI.

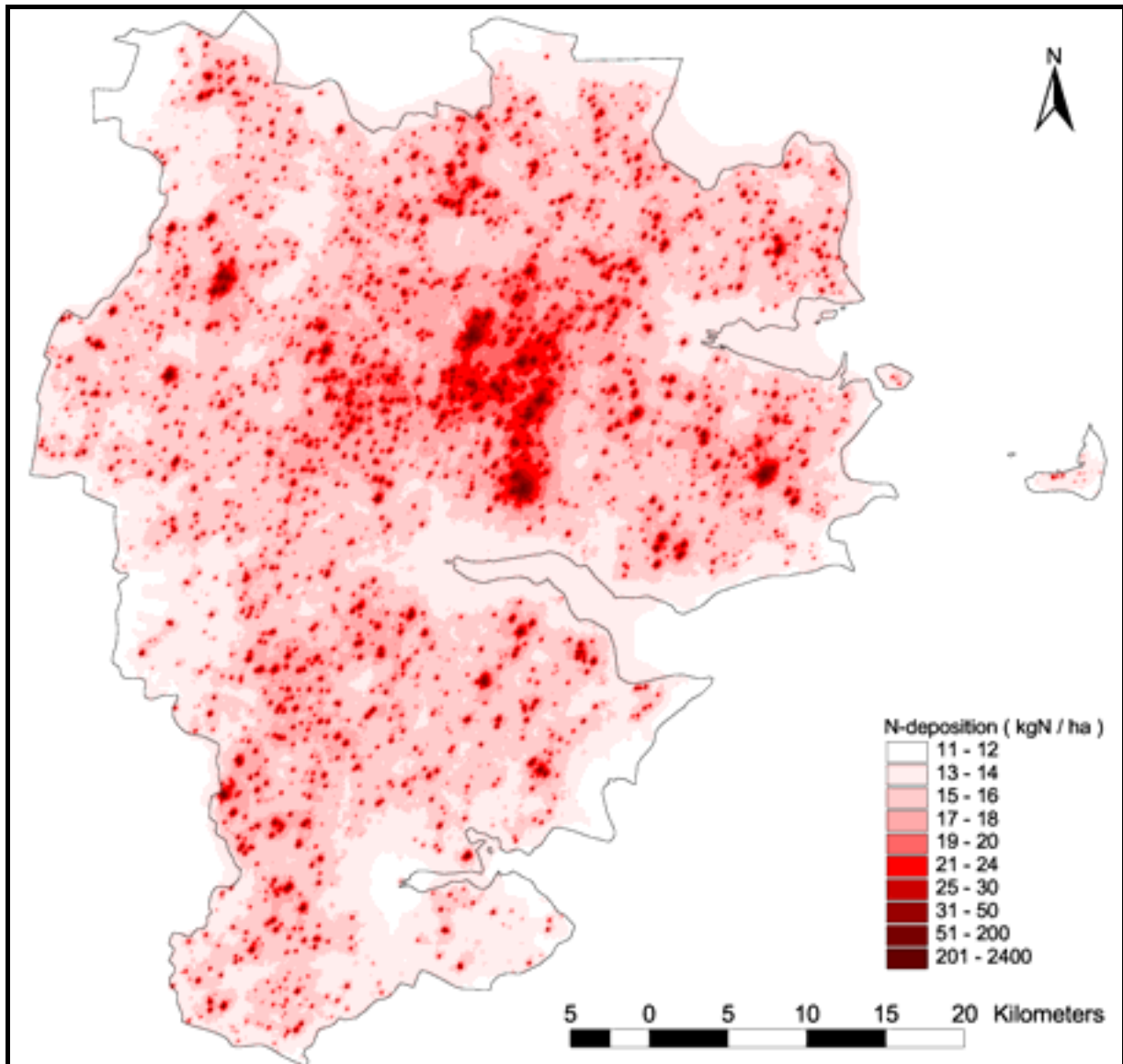
På grundlag af det ovenstående kan det konstateres, at N-depositionen excl. dansk landbrug udgør i knap 14 kg N ha<sup>-1</sup> i gennemsnit svingende fra godt 17 kg N ha<sup>-1</sup> i Sønderjyllands Amt til knap 13 kg N ha<sup>-1</sup> i Nordjyllands Amt. Disse niveauer vil være uberørt af etablering af bufferzoner. Hertil kommer et non - lokalt bidrag fra dansk emitteret ammoniak. Dette bidrag kan ikke afgrænses generelt. Det er imidlertid væsentligt at påpege, at bidraget stammer fra hele landbrugslandet (der ses her bort fra trafiksektorens beskedne bidrag). Følgelig vil en part af bidraget være at betragte som en del af baggrundsbelastningen, som ikke kan reguleres i en lokal sammenhæng.

27

Opdelingen af det danske ammoniakbidrag på baggrundsbelastning og lokalbelastning er i det nedenstående søgt kvantificeret på grundlag af en undersøgelse af N-depositionen i Vejle Amt, jf. Faglig rapport fra DMU nr. 311. Lad det være sagt med det samme - depositionsintensiteterne i undersøgelsen er af flere grunde ikke længere holdbare. På grundlag af DMU's overvågningsprogram er den gennemsnitlige N-deposition opgjort til 22 kg N ha<sup>-1</sup> for Vejle Amt, hvorimod niveauet er opgjort til 16,5 kg N ha<sup>-1</sup> i ovennævnte rapport<sup>8</sup>. Når undersøgelsen alligevel er relevant, skyldes det en opløsning på 100 \* 100 meter celler, hvilket gør det muligt at følge den geografiske variation inden for amtet, jf. figur 2. (næste side) Konkret er emissionen, spredningen og depositionen beregnet for hver enkelt celle til samtlige andre celler i amtet.

---

<sup>8</sup> NO<sub>y</sub>-N bidraget fra ind- og udland blev skønnet til 5 kg N pr. ha for hele landet; i DMU's overvågningsprogram for 2001 er det opgjort til 10 kg N pr. ha for Vejle Amt. Bidraget fra udenlandsk NH<sub>x</sub>-N blev i undersøgelsen opgjort til 2 kg N pr. ha, hvorimod det tilsvarende tal i DMU's overvågningsrapport for 2001 er opgjort til 4 kg N pr. ha, og endelig blev det danske NH<sub>x</sub>-N bidrag opgjort til 9,6 kg N pr. ha i undersøgelsen, hvorimod niveauet i DMU's overvågningsprogram for 2001 er det opgjort til 8,1 kg N pr. ha for Vejle Amt.

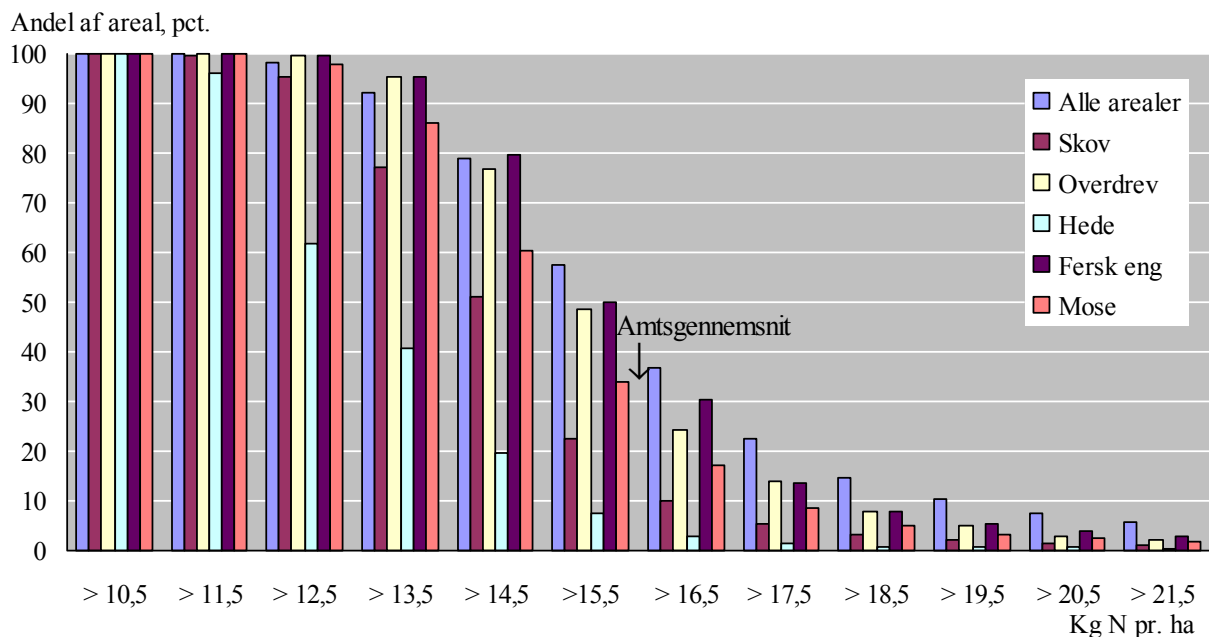


Figur 2. Estimeret N-depositionen i Vejle Amt baseret på et 100 \* 100 meter gridnet. 1995  
Anm. Randområderne til naboamter er behæftet med modelmæssige begrænsninger.  
Kilde: Faglig rapport fra DMU nr. 311.

Ved vurderingen af spredningen i depositionen i figur 2 skal det tages i betragtning, at den geografisk opløste N-deposition alene er beregnet på grundlag af emissionskilder beliggende i Vejle Amt. Det medfører, at depositionen langs grænsen til naboamter er underestimeret, idet det lokale bidrag fra celler i naboamterne ikke er medregnet.

På grundlag af depositions kortet kan det ud fra et visuelt skøn konstateres, at hovedparten af amtet som minimum er belastet med 14 kg N ha<sup>-1</sup> eller op til 1½ kg mindre end den gennemsnitlige deposition i amtet. For byområder (Horsens, Vejle og Kolding), kystområder samt større sammenhængende naturområder uden landbrugsproduktion udgør belastningen minimum 13 kg N ha<sup>-1</sup>. Det gør sig ligeledes gældende for landbrugsområder med lav husdyrtæthed i forhold til amtsgennemsnittet.

Fordelingen af N-depositionen på depositionsintensiteter er vist grafisk i figur 3. I denne opgørelse er amtet reduceret med 1 km langs amtsgrænsen og kystlinien for at eliminere den fejlbehæftede randzone. Af figuren fremgår det at stort set alle arealer bliver belastet med et niveau svarende til 4 kg N under amts gennemsnittet. Undtagelsen herfor er heder, hvor ca. 40 pct. af arealet belastes med 5 kg N under amts gennemsnittet. Omkring 90 pct. af arealerne belastes med 3 kg N under amts gennemsnittet. Det gælder dog kun for 40 pct. af hederne og  $\frac{3}{4}$  af skovarealet. Ved 2 kg N under amts gennemsnittet er 80 pct. af arealet belastes, men for heder og skove er det reduceret til hhv. 20 og 50 pct. af arealet. Den mindre belastning af heder og skove skyldes, at der er tale om større sammenhængende områder, hvor det især er randområderne, som belastes, hvorimod kernen belastes mindre.



Figur 3. Vejle Amt gradueret efter N-deposition (gennemsnit = 16,5 kg N ha<sup>-1</sup>). 1995

Anm. I opgørelsen er amtet reduceret med en randzone på 1 km aht. randzoneeffekten.

Kilde: Münier (2003): Dataekstrakt fra Faglig rapport fra DMU nr. 311, DMU (upubl.).

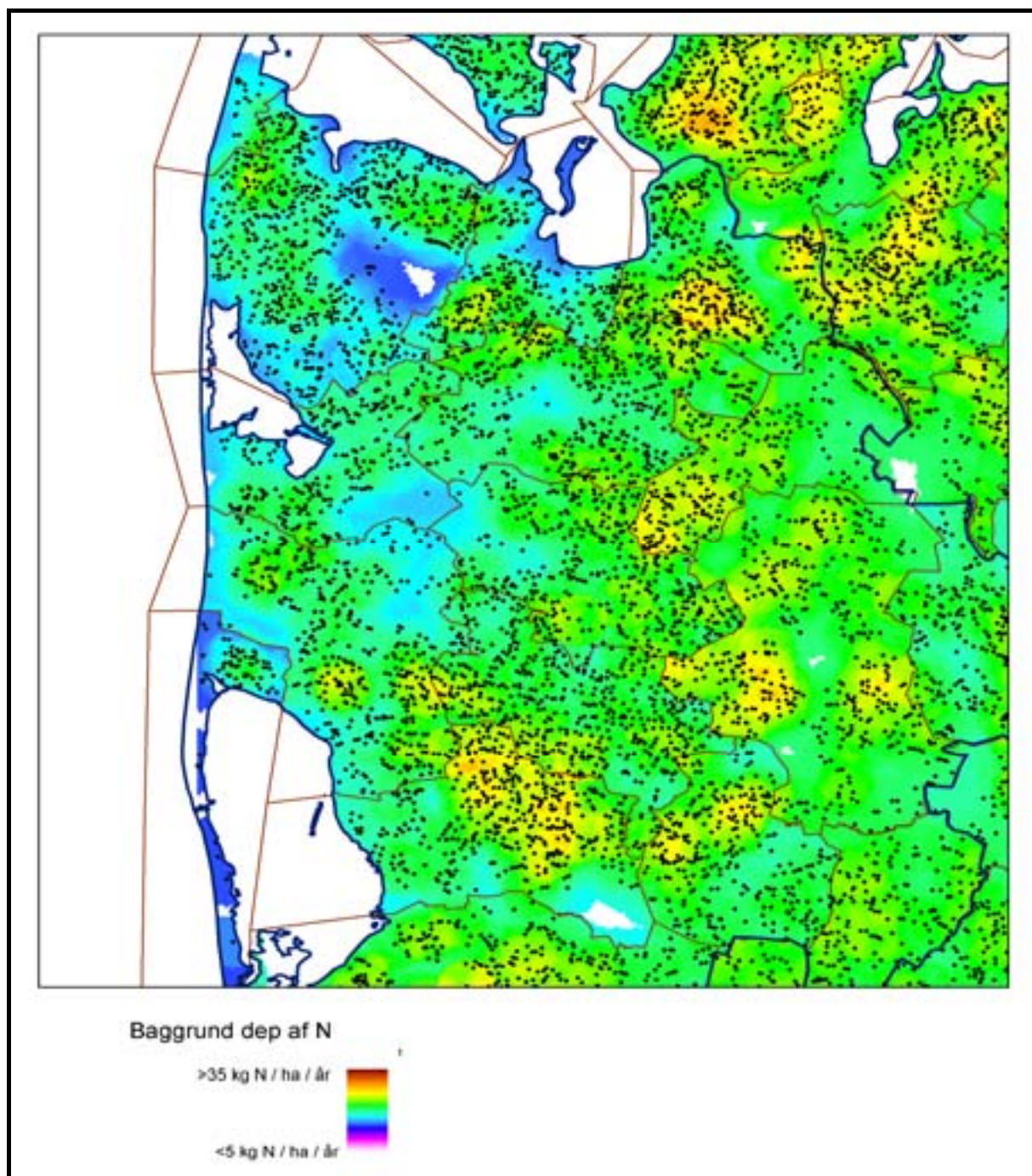
På baggrund af det ovenstående synes det rimeligt at konkludere, at N-depositionen ved en lokal regulering maksimalt kan reduceres med nogle få kg N ha<sup>-1</sup> under amts gennemsnittet. I kystområder og større sammenhængende naturområder er det dog muligt at reducere N-depositionen yderligere med 1-2 kg N ha<sup>-1</sup>. Lignende forhold må forventes at gælde for naturområder lokaliseret i landbrugsområder med lav husdyrtæthed i forhold til amts gennemsnittet.

Ved belysningen af tålegrænsen for Idom Hede, blev N-depositionen i Ringkøbing Amt gradueret med en større geografisk opløsning, jf. figur 4. Gradueringen af depositionen blev fastlagt på grundlag af den gennemsnitlige deposition i kommunerne i årene 1999-01<sup>9</sup> og husdyrtætheden. Det er i den sammenhæng antaget, at N-depositionen i nærområdet ændres med 4,6 kg N ha<sup>-1</sup> ved en ændring i husdyrtætheden på 1 DE ha<sup>-1</sup> i forhold til kommunegennemsnittet (Nielsen *et al.*, 2003). Da nærområdet defineres som et areal med en

<sup>9</sup> Depositionen i Ringkøbing Amt i årene 1999, 2000 og 2001 var med hhv. 20,9, 21,9 og 21,0 kg N ha<sup>-1</sup> forholdsvis ensartet (DMU-ATMI).

diameter på 5 km, afspejles de største depositioner ikke. I stedet fås tilnærmelsesvis baggrundsdepositionen.

30



Figur 4. Baggrundsdepositionen i Ringkøbing Amt i 1999-01,  $\text{kg N ha}^{-1}$ .

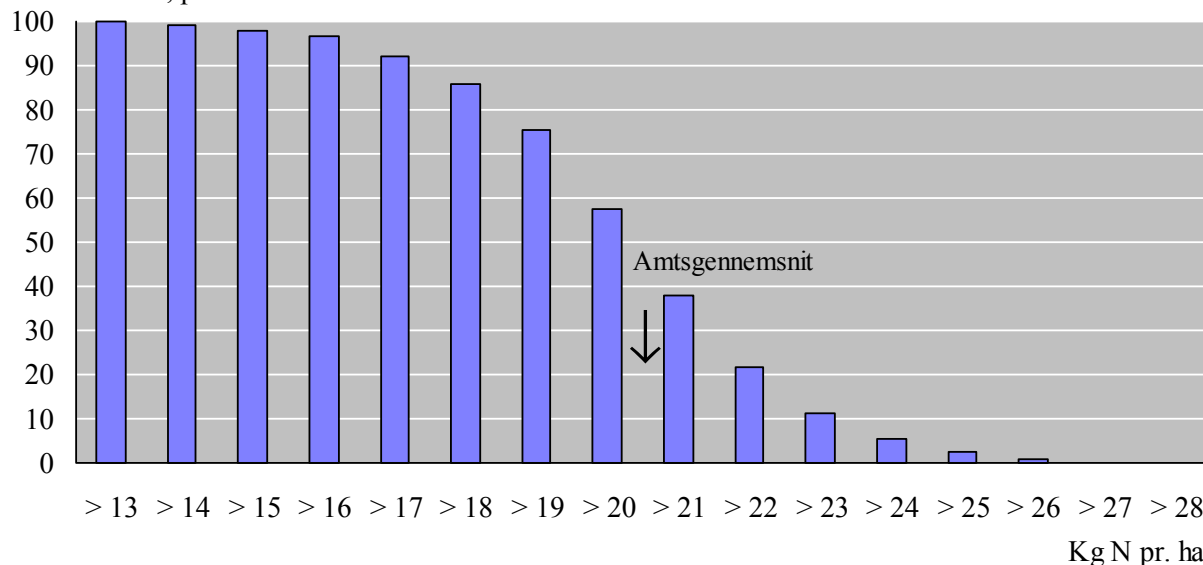
Kilde: Bak (2003): Dataekstrakt fra Faglig rapport fra DMU nr. 453, DMU (upubl.).

Ud fra et visuelt skøn kan det noteres, at hovedparten af amtet udsættes for en baggrundsdeposition på mellem 20 og 25  $\text{kg N ha}^{-1}$ , hvilket skal ses i relation til den gennemsnitlige deposition i amtet i årene 1999-01 var på 21  $\text{kg N ha}^{-1}$ . Langs vestkysten, som også er præget af randeffekten og den fremherskende vestenvind, og i større naturområder er

depositionen betydelig mindre. Og omvendt er der også pletvis områder med større husdyrtæthed, hvor N-depositionen er betydelig større.

I en statistisk sammenhæng er spredningen dog mindre end den umiddelbart ser ud til, jf. figur 5. Næsten alle områderne belastet med minimum 17 kg N ha<sup>-1</sup> eller op til 4 kg mindre end den amtsgennemsnitlige deposition; kun for 8 pct. af arealet er belastningen på 17 kg N ha<sup>-1</sup> eller derunder. Hovedparten af områderne belastes også som minimum med 3 kg N ha<sup>-1</sup> under amtsgennemsnittet; kun 14 pct. af områderne kan slippe med en belastning på 18 kg N ha<sup>-1</sup> eller derunder. Ved et belastningsniveau på 2 eller 1 kg N ha<sup>-1</sup> under amtsgennemsnittet øges arealet derimod til hhv. 25 og 42 pct.

Andel af areal, pct.



Figur 5. Baggrundsdepositionen i Ringkøbing Amt. 1999-01

Anm. Den gennemsnitlige deposition i Ringkøbing Amt i 1999-01 udgjorde 21 kg N ha<sup>-1</sup>.

Kilde: Bak (2003): Dataekstrakt fra Faglig rapport fra DMU nr. 453, DMU (upubl.).

I lighed med Vejle Amt kan det altså konkluderes, at N-depositionen ved en lokal regulering maksimalt kan reguleres med nogle få kg N ha<sup>-1</sup> under amtsgennemsnittet. I kystnære områder og større naturområder er det dog muligt at reducere belastningen med yderligere 1 - 2 kg N ha<sup>-1</sup>.

Muligheden for at reducere baggrundsbelastningen yderligere skal ses i sammenhæng med bidraget fra udlandet og det danske bidrag fra trafik- og energisektoren, som til sammen tegnede sig for 13 ud af 21 kg N ha<sup>-1</sup> i 2001. Da landbruget uden for nærområdet, herunder naboamterne også bidrager til N-depositionen, vil det hyppigt være vanskeligt at reducere belastningen til mere end nogle få kg N under det gennemsnitlige niveau for amtet.

Ovenstående konklusioner kan drages for Vejle og Ringkøbing Amter, hvor der er en forholdsvis stor husdyrintensitet<sup>10</sup>. For amter med lav husdyrintensitet må det forventes, at en forholdsvis større andel af bidraget fra dansk emitteret ammoniak stammer fra naboamter. For disse amter må baggrundsbelastningen i større omfang forventes at være sammenfaldende med amtsgennemsnittet. Det synes derfor rimeligt at konkludere, at depositionen maksimalt

<sup>10</sup> I 2002 udgjorde husdyrtætheden i Ringkøbing og Vejle Amter hhv. 1,18 og 1,07 DE ha<sup>-1</sup>, som skal sammenholdes med landsgennemsnittet på 0,94 DE ha<sup>-1</sup>, jf. St. Eft., Landbrug 2003:5 og 2003:9.

kan reduceres med nogle få kg N ha<sup>-1</sup> under amts gennemsnittet. I husdyrintensive områder er det dog muligt at reducere med yderligere et par kg under amts gennemsnittet i kystnære områder, på større sammenhængende naturområder, samt i områder, hvor husdyrintensiteten er væsentlig mindre end amts gennemsnittet. Det er her væsentligt at understrege, at reduktioner under amts gennemsnittet i den størrelsesorden forudsætter, at den lokale landbrugsproduktion ophører.

Der kan i øvrigt være særlige forhold blandt amterne, som medfører at ovenstående konklusion ikke holder. På Bornholm, hvor det gennemsnitlige ammoniakbidrag fra Danmark i 2001 kun udgjorde 1,2 kg N ha<sup>-1</sup>, jf. DMU-ATMI, kan baggrundsbelastningen selvsagt ikke blive mindre end 1,2 kg N under amts gennemsnittet.

### Ændring i baggrundsbelastningen

Ovenstående konklusion gælder for 2001-situationen. Ved ændringen i emissionsniveauerne vil forholdet mellem baggrundsbelastningen og det lokale bidrag ligeledes ændres. Forholdet er illustreret nedenfor ved Gøteborg-scenariet udarbejdet af Naturintegrationsgruppen, jf. Faglig rapport fra DMU nr. 454. I Gøteborg-scenariet er emissionen i Danmark og nabolandene reduceret i henhold til Gøteborg-protokollen. Reduktionsforpligtigelserne fremgår af tabel 6.

Tabel 6. Reduktionsforpligtigelser i henhold til Gøteborg-protokollen for udvalgte lande

	Ammoniak			Kvælstofilter		
	Reference 1990	Emissions- loft i 2010	Reduktion	Reference 1990	Emissions- loft i 2010	Reduktion
	----- ktors NH <sub>3</sub> -----		pct.	----- ktors NO <sub>2</sub> -----		pct.
Danmark.....	122	69	43	282	127	55
England.....	333	297	11	2.673	1.181	56
Norge.....	23	23	0	218	156	28
Sverige.....	61	57	7	338	148	56
Polen.....	508	468	8	1.280	879	31
Tyskland.....	764	550	28	2.693	1.081	60
Holland.....	226	128	43	580	266	54
Frankrig.....	814	780	4	1.882	860	54
EU15.....	3.671	3.129	15	13.161	6.671	59

Anm. Omregningsfaktorerne fra ammoniak og kvælstofilter til kvælstof udgør hhv. 0,8225 og 0,3045.

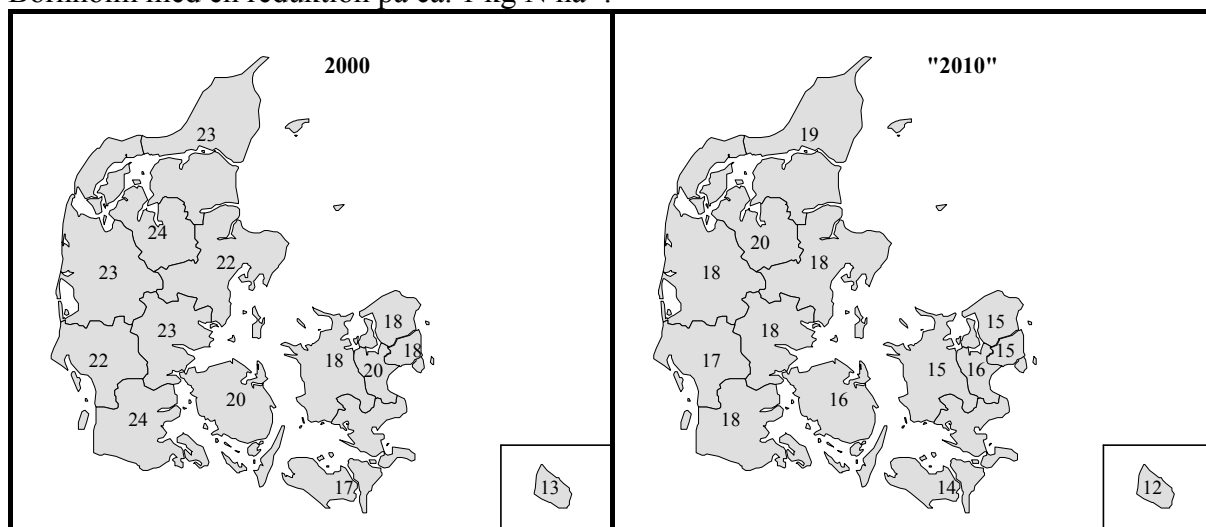
Kilde: EU's tiltrædelse af protokollen til 1979-konventionen om grænseoverskridende luftforurening over store afstande angående reduktion af forurening, eutrofiering og ozon ved jordoverfalden (2003/507/EF).

Såfremt alle lande af betydning for N-depositionen i Danmark efterlever forpligtigelserne, reduceres N-depositionen i gennemsnit til 17 kg N ha<sup>-1</sup> under forudsætning af samme meteorologi, som gjorde sig gældende i 2000<sup>11</sup>. Det svarer til en reduktion på 3 kg N ha<sup>-1</sup> i forhold til 2000.

<sup>11</sup> I Faglig rapport fra DMU nr. 354 er N-depositionen for hele landet i Gøteborg-scenariet indikeret med en middelværdi på 16 kg N ha<sup>-1</sup>. Ved den sædvanlige arealvægtning fås en deposition på 17 kg N ha<sup>-1</sup>.



Reduktionen i N-depositionen er ikke jævnt fordelt. Effekten er størst i de amter, som ligger tættest på Sydeuropa og i de amter, hvor husdyrintensiteten er størst, jf. figur 8. Følgelig er reduktionen størst i Sønderjyllands Amt (ca. 6 kg N ha<sup>-1</sup>). Den laveste reduktion er på Bornholm med en reduktion på ca. 1 kg N ha<sup>-1</sup>.



Figur 6. N-depositionen i 2000 og i "2010" under forudsætning af fuld efterlevelse af Gøteborg-protokollen, kg N ha<sup>-1</sup>.

Anm. Depositionen i "2010" er baseret på meteorologien i 2000.

Kilde: Faglig rapport fra DMU nr. 454.

Resultaterne ved Gøteborg-scenariet er ikke dekomponeret på kilder. Følgelig er det ikke muligt at belyse i hvilket omfang baggrundsbelastningen reduceres. Der kan imidlertid foretages et skøn ved at inddrage effekten af en isoleret dansk opfyldelse af ammoniakemissionsloftet. I tabel 7 er vist N-depositionen i hhv. 2000 (scenarium 1) og ved isoleret dansk efterlevelse af emissionsloftet for ammoniak (scenarium 2). Sammenholdes scenarium 1 og 2, kan det konstateres, at effekten af en dansk enegang mht. ammoniak vil reducere N-depositionen med ca. 0 - 3 kg N ha<sup>-1</sup>. Reduktionen er størst i de husdyrintensive jyske amter.

Tabel 7. N-depositionen i 2000 (Scenarium 1) og ved en isoleret dansk efterlevelse af Gøteborg-protokollen mht. emissionsloftet for ammoniak (Scenarium 2)

	Hoved- stadsreg.	Vestst. Amt	Storstr. Amt	Bornh. Amt	Fyns Amt	Sdr.jyl. Amt	Ribe Amt	Vejle Amt	Ringk. Amt	Århus Amt	Viborg Amt	Nordj. Amt	Hele landet
	----- N-depositionen, kg N ha <sup>-1</sup> -----												
Scenarium 1 (reference).	19	18	17	13	20	24	22	23	23	22	24	23	20
Scenarium 2 .....	18	17	16	13	19	21	19	20	20	20	21	20	18

Anm. Depositionen er baseret på meteorologien i 2000. Reduktion for hele landet er angivet som middelværdi. Dvs. uden arealvægtning.

Kilde: Faglig rapport fra DMU nr. 454.

En nedbringelse af ammoniakemissionen fra dansk landbrug med ca. 0-3 kg N ha<sup>-1</sup> vil ikke alene medføre et mindre bidrag fra dansk landbrug. Det vil samtidig betyde at variationen bliver mindre. Procentuelt vil variationen i det lokale bidrag inden for amtet fortsat være stort, det vil reduktionen ikke øve indflydelse på, men målt i kg N ha<sup>-1</sup> vil spredningen blive

mindre. Det vil derfor også medføre, at baggrundsbelastningen i større omfang vil svare til det amtslige gennemsnit. I de husdyrintensive områder skønnes det derfor maksimalt muligt at nedbringe N-depositionen med  $2 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Herved vil baggrundsdepositionen variere mellem  $15$  og  $18 \text{ kg N ha}^{-1}$  (og  $12 \text{ kg N ha}^{-1}$  på Bornholm).

### Konklusion

Etablering af bufferzoner er forbundet med omkostninger for såvel erhvervet som samfundet. Følgelig må det være et krav, at reguleringen har en positiv effekt på naturen. Det er derfor nødvendigt at afdække hvorvidt etablering af bufferzoner vil kunne bibringe gunstig bevaringsstatus for de N-følsomme naturtyper.

På lokal skala kan intensiteterne svinge fra over  $100 \text{ kg N ha}^{-1}$  meget tæt på kilden til nogle få kg under amts gennemsnittet. Den øvre værdi kan selvsagt nedbringes via restriktioner på lokalt niveau, idet den er forårsaget af lokale kilder. Den nedre værdi kan derimod ikke nedbringes på lokal skala, og overskrider den nedre værdi tålegrænsen for en given naturtype gennem et længere tidsrum, forrykkes ligevægten og tidshorizonten for ændringer i økosystemet. Det er derfor væsentligt at danne sig et skøn over den nedre belastning og udviklingen i niveauet, idet det er afgørende for vurderingen af økosystemets overlevelse.

Ved det nuværende belastningsniveau svinger det udenlandske bidrag og det danske bidrag fra trafik- og energisektoren fra  $17 \text{ kg N ha}^{-1}$  i Sønderjyllands Amt til knap  $13 \text{ kg N ha}^{-1}$  i Nordjyllands Amt. Hertil kommer et non - lokalt bidrag fra dansk emitteret ammoniak. Disse bidrag er at betragte som baggrundsbelastningen, som ikke kan reguleres i en lokal sammenhæng. Disse niveauer vil derfor være uberørt af en evt. etablering af bufferzoner.

Opdelingen af bidraget fra dansk emitteret ammoniak på et lokalt og regionalt bidrag er ikke umiddelbart muligt. På grundlag af detaljerede kort for Vejle og Ringkøbing Amter samt tilhørende statistik skønnes det dog muligt at generalisere, at depositionen maksimalt kan reduceres med nogle få kg  $\text{N ha}^{-1}$  under amts gennemsnittet. I husdyrintensive områder er det dog muligt at reducere med yderligere et par kg under amts gennemsnittet i kystnære områder, på større sammenhængende naturområder, samt i områder, hvor husdyrintensiteten er væsentlig mindre end amts gennemsnittet. Det er her væsentligt at understrege, at reduktioner under amts gennemsnittet i den størrelsesorden forudsætter, at den lokale landbrugsproduktion ophører.

For amter med lav husdyrintensitet må det omvendt forventes, at baggrundsbelastningen i større omfang er sammenfaldende med amts gennemsnittet. Det skyldes, at hovedparten af bidraget fra dansk emitteret ammoniak stammer fra naboamterne.

Ovenstående konklusion er knyttet til det nuværende belastningsniveau. Ved en fuldindfrielse af Gøteborg-protokollen falder den totale N-deposition til gennemsnitligt  $17 \text{ kg N ha}^{-1}$  ved anvendelse af 2000-meteorologi. Depositionen varierer fra  $12 \text{ kg N ha}^{-1}$  på Bornholm til  $20 \text{ kg N ha}^{-1}$  i Viborg Amt. Reduktionen blandt amterne varierer fra  $1 \text{ kg N ha}^{-1}$  på Bornholm til  $6 \text{ kg N ha}^{-1}$  i Sønderjyllands Amt. Reduktionen er størst i de husdyrintensive områder og i de amter, som ligger tættest på Sydeuropa.

Bidraget fra dansk emitteret ammoniak falder med  $0 - 3 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Reduktionen er størst i de husdyrintensive områder. I takt med at ammoniakemissionen reduceres, må det i større

omfang forventes, at baggrundsbelastningen vil være sammenfaldende med amts gennemsnittet. Det skyldes alene en mindre variation målt i  $\text{kg N ha}^{-1}$  inden for amtsgrænsen.

35

Ovenstående har som forudsætning, at Gøteborg-protokollen efterleves for alle de lande, som er af betydning for N-depositionen i Danmark. Efterleves protokollen, og foretages der en massiv regulering/fjernelse af det lokale bidrag, skønnes det i 2010 muligt at kunne nedbringe belastningsniveauerne på de N-følsomme områder til mellem 15 og 18  $\text{kg N ha}^{-1}$  alt afhængig af det pågældende amt (12  $\text{kg N ha}^{-1}$  på Bornholm). Skal niveauet reduceres yderligere, forudsætter det en politisk vilje i internationalt regi til at reducere det generelle niveau yderligere. Det er samtidig grundlaget for vurdering af hvorvidt det er muligt at etablere gunstig bevaringsstatus.

**Kilder:**

Bak, J.L. (2003): Dataekstrakt fra Faglig rapport fra DMU nr. 453, DMU (upubl.).

Danmarks Statistik: Statistisk Efterretninger, Landbrug 2003:5.

Danmarks Statistik: Statistisk Efterretninger, Landbrug 2003:9.

DMU: Faglig rapport fra DMU nr. 454.

DMU: Faglig rapport fra DMU nr. 311.

DMU-ATMI: [http://www.dmu.dk/1\\_viden/2\\_Miljoe-tilstand/3\\_luft/4\\_spredningsmodeller/5\\_ACDEP/deposition.asp](http://www.dmu.dk/1_viden/2_Miljoe-tilstand/3_luft/4_spredningsmodeller/5_ACDEP/deposition.asp)

Münier, B (2003): Dataekstrakt fra Faglig rapport fra DMU nr. 311, DMU (upubl.).

Nielsen, K.E. & Bak, J.L. (2003): Tålegrænse for kvælstof for Idom Hede, Ringkøbing Amt, Faglig rapport fra DMU nr. 453.

## Bilag 6:

37

Danmarks Miljøundersøgelser  
Afd. for Vildtbiologi og Biodiversitet  
Afd. For Terrestrisk Økologi

Marts 2004

Notat til Arbejdsgruppe vedr. bufferzoner for ammoniak

### **Effekten af lokal regulering af ammoniak i henhold til EU direktiver**

Af Knud Tybirk og Rasmus Ejrnæs, Afd. for Vildtbiologi og Biodiversitet og  
Jesper Bak, Afd. For Terrestrisk Økologi

#### *Indhold:*

Sammendrag og anbefalinger

1. Indledning og afgrænsning
2. Habitatdirektivet og forpligtelser mht. gunstig bevaringsstatus
3. Naturens tålegrænser
4. Sammenhæng mellem tålegrænser og kriterier for gunstig bevaringsstatus
5. Tålegrænseoverskridelser i Natura 2000 områder
6. Eksempelberegninger med EUDANA - effekter på vegetation af for stor N-belastning
7. Danmarks forpligtelser i Natura 2000: Kan reduceret belastning sikre sårbare naturtyper på lang sigt?
8. Hvad er konsekvensen for emissionen fra landbruget for at leve op til Emissionsloft-direktivet
9. Pleje på naturarealer
- 10 Litteratur

## Sammendrag og anbefalinger

Notatet gennemgår kortfattet problemstillingen mht. ammoniakpåvirkning af danske naturområder i og uden for Natura 2000 områder i relation til Emissionsloftsdirektiv, VVM-direktiv og Habitatdirektivet. Det vurderes at Habitatdirektivets krav om at opnå gunstig bevaringsstatus i mange tilfælde vil stille skærpede og juridisk forpligtende krav til reduktion af depositionen af kvælstof på de udpegede områder. I mange naturtyper har vi allerede en ophobning efter et par årtier med depositioner over tålegrænsen, og for at kunne nærme sig gunstig bevaringsstatus skal depositionen i mange tilfælde ned under tålegrænsen i en periode.

Effekterne for naturen af høj deposition beskrives kort og begreberne forsinket effekt (Damage Delay Time) og forsinket genopretning af tilstand (Recovery Delay Time) introduceres for at illustrere kompleksiteten mellem en N-deposition og en effekt på struktur og funktion og de tilhørende arters tilstedeværelse i en biotop. Netop de konkrete biologiske effekter er meget dårligt belyst herhjemme, såvel i felten som i vegetationsmodeller. Der er et stort behov for at analysere de konkrete biologiske forandringer i N-følsomme økosystemer, specielt i relation til Habitatdirektivets krav. Der er modelsystemer under udvikling, der kan kombinere jordbundskemiske modeller med plantekonkurrencemodeller og databaser for vegetation på Habitatdirektivets naturtyper. En prototype på dette er i sin vorden på DMU og foreløbige beregninger for græslandstyper præsenteres i rapporten, men der er behov for en mere omfattende indsats på området.

Der er en forventning om fremtidige muligheder for at vurdere N-depositionens konkrete effekter både i relation til VVM-direktivet, men formentlig i højere grad i forbindelse med Habitatdirektivets krav til naturbeskyttelse. Det er ikke nok at vurdere enkelte større anlæg i relation til naturområdets tålegrænser (udvidelser af husdyrbrug) for at opfylde Habitatdirektivets krav om gunstig bevaringsstatus. De omkringliggende kilder til N skal vurderes samlet og bufferzoner kan altid kun være en del af en løsning.

Notatet skitserer nogle eksempler for virkningen af bufferzoner under forskellige depositions-scenarier og forskellig følsomhed af natur. Eksemplerne viser at ved høj deposition får en bufferzone relativ stor reducerende effekt, men er formentlig ikke tilstrækkeligt til at opfylde Habitatdirektivets krav. Ved lav deposition og følsom natur vil en bufferzone ikke få så stor reducerende effekt, men kan alligevel bidrage afgørende til at opnå gunstig bevaringsstatus. Ved mellem-depositions-eksemplerne kan effekten af en bufferzone være virkningsfuld og bidrage positivt til at nærme sig eller komme under tålegrænsen og dermed på sigt at opfylde Habitatdirektivet mht. N-tilførsel. Hvorvidt øget pleje af naturen er foreneligt med Habitatdirektivet kræver yderligere undersøgelser i de konkrete tilfælde.

Eksemplerne viser at effekten af bufferzonerne vil afhænge af deres placering og til dette formål er der brug for en langt bedre lokalisering og beskrivelse af de sårbare naturtyper end dem som findes i form af de §3-registrerede områder. Amternes kortlægning af Habitatdirektivets naturtyper er mere informativ, men endnu ikke afsluttet. Et rigtig godt grundlag for lokale vurderinger og udlægning af bufferzoner forudsætter at der ud over selve kortlægningen også foreligger konkrete data fra arealerne i form af kemiske målinger eller artslistes fra vegetationen.

Det anbefales stærkt at iværksætte studier af effekter af bufferzoner på depositionen og økosystemeffekter lokalt set i relation til andre påvirkningsfaktorer, pleje og muligheder for at

opnå gunstig bevaringsstatus. Der er behov for at øge indsatsen mod at etablere græsningselskaber til at sikre optimal græsning af enge og overdrev.

### **1. Indledning og afgrænsning**

Formålet med denne udredning er at vurdere natur- og miljøgevinster ved begrænsning af lokale luftbårne emissioner af ammoniak fra landbruget.

Udredningen forholder sig derimod *ikke* til effekter af eutrofiering af naturen ved lateral afstrømning af nitrat som i mange tilfælde i lavtliggende eller skrånende terræn kan udgøre en større trussel mod biodiversitet end luftbåret kvælstof i form af ammoniak eller ammonium. En sådan analyse er delvist foretaget i en udredning til forberedelse af VMP-III (Andersen et al. 2003), men en konkret og specifik analyse vil kræve detaljeret kendskab til lokale forhold og forudsætte konkrete undersøgelser og beregninger som ikke ligger inden for opgavens kommissorium. Udredningen forholder sig heller *ikke* til den omfattende eutrofiering af markernes nabobiotoper såsom grøftekanter, gravhøje, vandløbsbræmmer, levende hegn m.v. Effekten af ”spildt” NPK i kantbiotoperne er veldokumenteret og langt mere dramatisk end effekten af N-deposition. Til gengæld er der sjældent så store naturværdier på spil disse steder.

Denne udredning forholder sig *ikke* specifikt til vurderinger af enkelte ejendommers emissioner af ammoniak som reguleres via VVM-direktivet (Bak 2003) eller landbrugs- eller miljølovgivningen, men der er naturligvis et tæt samspil mellem regulering på bedriftsniveau og eventuel regulering ud fra naturarealers tilstand. Ofte vil en enkelt landbrugsbedrifts øgede emission af ammoniak kun påvirke et naturområde marginalt, mens en beskeden reduktion i emissionen fra samtlige landbrug omkring et naturområde kan have langt større effekt.

Udredningen vil ikke bidrage med arealspecifikke beregninger for konsekvenser for samtlige udpegede naturarealer under Habitatdirektivet, da der ikke foreligger tilstrækkeligt datagrundlag for sådanne individuelle vurderinger. Habitatområdernes geografiske afgrænsning kendes, men kortlægningen af naturen indenfor habitatområderne er ufuldstændig og en tilstandsvurdering forventes først efter første cyklus af NOVANA. En vurdering af effekter på naturen kræver data for naturtypernes udbredelse og aktuelle bevaringstilstand. En gennemført naturkvalitetsplanlægning i amterne er endvidere en forudsætning for at gennemføre realistiske scenarier også udenfor habitatområderne. Det er klart at principperne omkring eventuelle bufferzoner også bør bringes i anvendelse omkring naturen uden for Natura-2000 områder.

### **2. Habitatdirektivet og forpligtelser mht. gunstig bevaringsstatus**

I henhold til Habitatdirektivet (Det Europæiske Råd: Rådets direktiv 92/43/EØF af 21. maj 1992 om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter) har Danmark udpeget i alt 254 habitatområder, der skal indgå i et europæisk netværk af særlige bevaringsområder, Natura 2000. Det samlede areal er fordelt med ca. 10.584 km<sup>2</sup> marine områder og ca. 3.590 km<sup>2</sup> over land, svarende til ca. 75 % hav og 25 % land. Arealet på land svarer til 8,4 % af Danmarks samlede landareal. Natura 2000 områderne indeholder ikke alene naturarealer, bl.a. udgør landbrugsarealer ca. 24% af de terrestriske habitatområder. Landbrugsarealerne indbefatter udover arealer i omdrift også flere kategorier af halvnatur som eng og tørt græsland (overdrev) som kan være beskyttet af Naturbeskyttelsesloven. Ca. 40% af §3-beskyttet natur er også udpeget i Habitatområder, dog med en meget skæv fordeling, hvor de små overdrev,

enge og kær er relativt dårligt repræsenteret, mens strandenge og heder er bedre dækket ind. 79% af strandengene er udpeget som Habitatområder, mens det tilsvarende tal for heder er 49%, moser og kær 34%, fersk eng 25% og overdrev kun er 25% (Tabel 1).

40

Tabel 1. Fordeling af §3-områder på statsejet\*, fredet og ikke fredet areal (opdatering af 2001-tabellen fra Aavang-rapporten):

	Overdrev	Hede	Fersk eng	Mose og kær	Strandeng	total
§ 3 beskyttet	28.376	83.777	102.154	90.675	42.690	347.672
Statsejet §3 *	3.398	32.827	3.530	7.949	5.701	
Privatejet §3 - fredet	4.417	17.350	9.089	11.908	9.504	
Privatejet §3- udenfor fredning	20.561	33.600	89.535	70.818	27.485	
Heraf §3 beliggende i Natura 2000-område	7.171	41.128	25.182	31.124	33.683	138.288
§3 i Natura 2000-område (%)	25,3	49,1	24,7	34,3	78,9	39,8
§3 i Habitatområde (2001-tabel)	3.665	35.600	18.560	26.748	32.255	

\*statsejet består alene af Miljøministeriets og dele af Forsvarsministeriets arealer. Fra tidligere opgørelse (1996) vurderes, at der foruden de resterende arealer ejet af Forsvarsministeriet er yderligere ca 20.000 ha offentligt ejede §3-arealer (Fødevarerministeriet, Trafikministeriet, amter og kommune).

Habitatområder udpeges for at beskytte og bevare bestemte naturtyper og arter af dyr og planter, som er af "fællesskabsbetydning". Habitatområderne er en del af Natura 2000. Hvert habitatområde er udpeget for at beskytte bestemte naturtyper og arter af dyr og planter (Se [http://www.skovognatur.dk/natura2000//habitat/arter\\_og\\_naturtyper/default.htm](http://www.skovognatur.dk/natura2000//habitat/arter_og_naturtyper/default.htm))

Naturtyper, der skal beskyttes, omfatter typer

- Der er i fare for at forsvinde i deres naturlige udbredelsesområde
- Der har et begrænset naturligt udbredelsesområde, fordi de er gået tilbage, eller fordi de fra naturens hånd er begrænsede
- Der er karakteristiske for bestemte områder af Europa, de såkaldte biogeografiske regioner.

Direktivet fastslår desuden, at "For de særlige bevaringsområder iværksætter medlemsstaterne de nødvendige bevaringsforanstaltninger .." (artikel 6, stk. 1), hvor bevaring er defineret som "de foranstaltninger, der er nødvendige for at opretholde eller genoprette naturtyper og bestande af vilde dyr og planter i en gunstig tilstand .." (artikel 1). Medlemsstaterne skal således træffe passende foranstaltninger for at sikre, at bevaringsstatus for såvel naturtyper som arter er *gunstig*. I Habitatdirektivet er 'gunstig' bevaringsstatus defineret ud fra en række biologiske parametre, der tilsammen skal danne grundlag for en vurdering af, om en naturtype eller art er sikret en rimelig mulighed for bevaring i fremtiden.

Som nøgle til at vurdere naturens tilstand er altså begrebet *Gunstig bevaringsstatus* for de enkelte naturtyper defineret i Direktivet (Pihl et al. 1998, Søgaard et al. 2003):

- det naturlige udbredelsesområde og de arealer, det dækker inden for dette område, er stabile eller i udbredelse, og
- den særlige struktur og de særlige funktioner, der er nødvendige for dets opretholdelse på lang sigt, er tilstede og sandsynligvis fortsat vil være det i en overskuelig fremtid, samt når
- bevaringsstatus for de arter, der er karakteristiske for den pågældende naturtype, er *gunstig*



Vurdering af den særlige struktur og de særlige funktioner, der er nødvendige for en naturtypes langsigtede opretholdelse, forudsætter et indgående kendskab til de enkelte naturtypes forudsætninger. Vurderingen kompliceres af, at naturen er dynamisk, eksempelvis er successionsprocesser af afgørende betydning for tilstanden i lysåbne naturtyper som klitter, heder, enge og tørt græsland.

41

Disse kriterier for gunstig bevaringsstatus er nu det biologiske og juridiske grundlag for naturbeskyttelse i Danmark. Der er altså fastlagt en konkret ramme for at vurdere naturens tilstand kvalitativt og kvantitativt som danner basis for naturdelen af natur- og miljøovervågningsprogrammet (NOVANA) der træder i kraft januar 2004.

### **3. Naturens tålegrænser**

I Danmark er en meget væsentlig påvirkning af den terrestriske natur luftbårent kvælstof som påvirker naturtypes bevaringsstatus ift. Habitatdirektivet og dermed vore muligheder for at opfylde Direktivet. Effekterne er mangfoldige og afhænger af en række forhold såsom størrelsen af kvælstof- og kulstofpuljen i jorden, klima, jordbund, arealanvendelse/pleje. Virkningen af kvælstof i økosystemerne er oftest betinget af en som regel forholdsvis langsom påvirkning af jordbundskemien, der kan resultere i ændrede næringsstofbalancer og jordforsuring. Resultatet kan også være forandringer af økosystemets biomasseproduktion, og kvælstofniveauet har betydning for konkurrenceforhold mellem arter, og dermed (mulighed for) udkonkurrering af karakteristiske arter (mosser og laver er specielt følsomme). Endvidere kan der optræde en række afledte effekter af øget kvælstoftilgængelighed såsom øget følsomhed af nogle arter over for frost, tørke og insektangreb (fx Lyngens Bladbille). På større skala vil tabet af kvælstoffølsomme arter betyde et tab af biodiversitet.

Effekten af (terrestrisk) eutrofiering er delvist kumulativ, således at tilført kvælstof i vid udstrækning ophobes i økosystemet. Der er stor forskel på økosystemers evne til at ophobe kvælstof, fx kan hedens morlag ophobe en større mængde før der sker synlige skader på systemet, men en enkelt påvirkning som fx et billeangreb vil derefter kunne medføre, at heden springer i græs. Det betyder at en lille årlig tilførsel ikke nødvendigvis vil få drastiske konsekvenser de(t) første årti(er). Men tilførsel af N over tålegrænsen kan forventes at resultere i nogle af de oven for beskrevne konsekvenser og forkorte tidshorizonten til ændringerne indtræffer.

Tålegrænserne for de enkelte naturområder afhænger som nævnt af en række naturgivne forhold samt af driften, og vil dermed være forskellig fra naturområde til naturområde. I nogle tilfælde vil det også være muligt at differentiere tålegrænsen efter målsætning. For skov vil en tålegrænse, der beskytter de mest følsomme arter fx ofte være lavere end en tålegrænse, der beskytter træproduktionen. En bestemmelse af tålegrænsen for et naturområde kræver en grundig undersøgelse af forholdene på den enkelte lokalitet. Der er imidlertid også forskelle i følsomhed mellem forskellige naturtyper, selvom intervallerne tildels overlapper (Tabel 2). Yderligere baggrund og analyser af tålegrænser og overskridelser heraf kan ses i Bak et al. (1999), Bak (2003).

Tålegrænsen for kvælstof-eutrofiering afhænger som nævnt af den forudsatte drift / pleje, idet en plejeform, der fjerner større kvælstofmængder vil give en højere tålegrænse. Det skal dog bemærkes, at en intensiveret pleje i sig selv kan udgøre en væsentlig påvirkning af et naturområde, og dermed i nogen tilfælde umuliggøre en (opretholdelse) af gunstig

bevaringsstatus. I relation til Habitatdirektivet, hvor der er opstillet en række kriterier for gunstig bevaringsstatus for de enkelte naturtyper, vil en permanent intensiveret pleje og dermed anvendelsen af højere tålegrænser formentlig ikke generelt være forenelig med (opretholdelse af) gunstig bevaringsstatus. Der er dog store forskelle mellem de enkelte naturtypers potentiale for ekstra N-fjernelse ved intensiveret pleje. Et eksempel på en sådan intensiveret pleje kan være tørveskrælning af store hedearealer som det har været praktiseret i Holland. Det vil uden tvivl have store konsekvenser for struktur og funktion af økosystemet og for overlevelsen af arterne. Dette kræver en nøje og særskilt vurdering som i mange tilfælde formentlig *ikke* vil være forenelig med gunstig bevaringsstatus.

Tålegrænsen skal således fastsættes konkret for de betragtede områder. Tabel 2 angiver de fastsatte empiriske tålegrænser for udvalgte lysåbne N-følsomme typer i overensstemmelse med internationalt fastsatte grænser (UN-ECE 2003), mens der for Danmark er lavet modelberegnete tålegrænser for skovene jf. VVM-manualen (Bak 2003). Der er ikke fuldstændig overensstemmelse med VVM-manualens tålegrænser og Tabel 2 idet der i forbindelse med en VVM vurdering kan ligge andre kriterier til grund end Habitatdirektivets kriterier om gunstig bevaringsstatus, eksempelvis også beskyttelse af natur eller arter, der ikke specifikt er omfattet af Habitatdirektivet.

Tabel 2. Intervaller af tålegrænser for kvælstofdeposition for udvalgte danske naturtyper efter Habitatdirektivets typeinddeling (Søgaard et al 2003). Depositionen af kvælstof tilført fra udenlandske kilder varierer mellem 12 og 16 kg N/ha/år, lavest mod nord.

Nr	Naturtype i Habitatdirektivet	Kvælstofdeposition (kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> )	evt. plejeindsats
7110	Aktive højmoser	5-10	rydning af opvækst
3110	Lobeliesøer	5-10	-
7230	Alkaliske lavmoser	15-25	evt. græsning, høslet
4030	Tørre heder	10 –20	græsning, slåning, afbrænding, evt. tørveskrælning
2140	Kystklitter med dværgbuske (klithede)	10-20	evt. græsning
6210	Overdrev og krat på kalk	15-25	græsning, rydning af opvækst, evt. høslet
6230	Artsrige overdrev	10-20	græsning, rydning af opvækst, evt. høslet
-	løvskov	10 – 20 (30)*	evt. vitaliseringsgødskning
-	nåleskov	7 – 20 (30)*	evt. vitaliseringsgødskning

\* tålegrænsen er modelberegnet og baseret på Bak (2003).

Tålegrænsen er det niveau for belastning af et naturareal, hvorunder der ikke forventes at forekomme væsentlige effekter på området struktur og funktion. Der kan være væsentlige tidsforskydninger mellem påvirkning og effekter, og den aktuelle og fremtidige tilstand på et naturområde vil derfor også kunne være betinget af tidligere overskridelser af tålegrænsen. De anførte tålegrænser skal dog ikke opfattes sådan, at der slet ikke sker påvirkninger af økosystemet ved tilførsler under tålegrænsen, og heller ikke sådan at størrelsen af depositionen er uden betydning for tilstanden, hvis tålegrænsen allerede er overskredet. Størrelsen af overskridelsen kan fx have væsentlig betydning for, hvornår effekter vil optræde.

#### 4. Sammenhæng mellem tålegrænser og kriterier for gunstig bevaringsstatus

Både i kriterier for gunstig bevaringsstatus og definitionen af tålegrænser indgår begreberne bevarelse af økosystemets struktur og funktion. Tålegrænsen relaterer sig således specifikt til en del af det andet kriterium for gunstig bevaringsstatus. Hvis en naturtype får for meget kvælstof, vil økosystemets funktion blive forandret, hvilket vil påvirke strukturen og de arter der er tilknyttet. Endvidere kan eutrofiering på længere sigt medføre at naturtypen vokser 'ud af' en naturtype i Habitatdirektivet. Dermed kan tålegænseoverskridelser også påvirke udbredelsen og arealet af vore naturtyper.

43

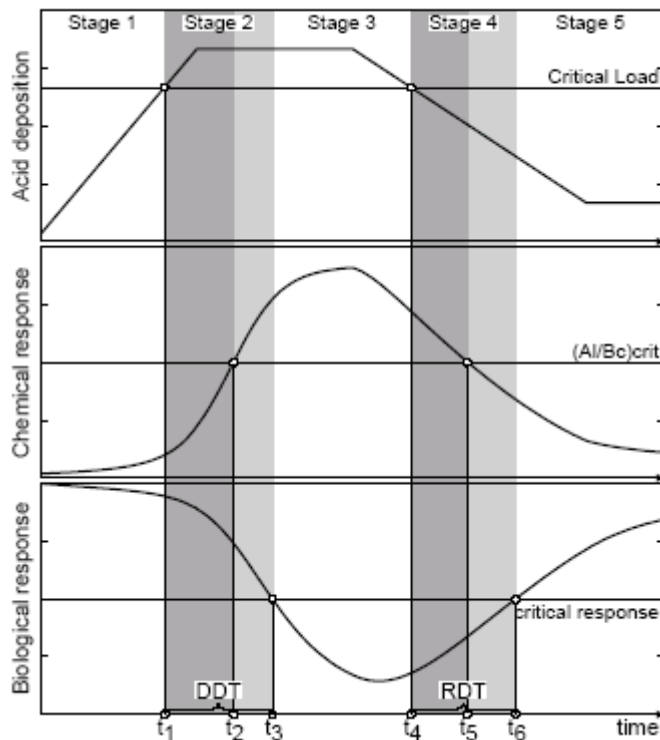
Naturens tålegrænser er i princippet en vurdering af hvor meget kvælstof en naturtype kan tåle i en meget langsigtet ligevægt. For skove kan man med massebalanceberegning opstille en ligevægt over et par århundreder. For mange af vore lysåbne halv-naturtyper er tålegrænserne empiriske og fremkommet på forskellige vis (ofte kombinationer af felteksperimenter, laboratorieforsøg modelberegninger, ekspertvurderinger) og som er internationalt vedtaget (Bobbink et al., 1996). Tidshorizonten for empiriske tålegrænser er typisk i et 30-50-årigt perspektiv.

Danmark har først med Habitatdirektivet fået lavet konkrete og konsistente definitioner af de forskellige naturtyper og deres kriterier for gunstig bevaringsstatus (Søgaard et al, 2003). Habitatdirektivets definitioner er vores bedste reference til hvilken natur der findes i de enkelte typer under gunstig bevaringsstatus.

##### *Effektforsinkelser*

Der er – eller kan være – betragtelige forsinkelser i effekterne af overskredne tålegrænser for visse naturtyper samt store lokale variationer i effekterne (se Figur 1). Øverste del af Figur 1 viser en deposition (her sur deposition, men for eutrofiering gælder tilsvarende) der efter fase 1 overskrider en given tålegrænse. Den midterste figur viser den jordbundskemiske reaktion i relation til det kritiske kemiske kriterium, der ligger til grund for tålegrænsen. Der ses en forsinkelse af den kemiske effekt i fase 2 ift. tålegrænseoverskridelsen. I den nederste del af Figur 1 ses den biologiske respons (fx et skifte fra gunstig til ugunstig bevaringsstatus) som ift. den kemiske reaktion er yderligere forsinket. Fase 2 er altså en forsinket effekt af tålegrænseoverskridelsen, det såkaldte Damage Delay Time (DDT).

Tilsvarende kan der forventes store forsinkelser i en tilbagevenden til tidligere tilstand efter at fx en deposition over den fastsatte tålegrænse er kommet under tålegrænsen (fase 4, Figur 1), idet næringsstoffer er meget vanskelige at fjerne fra naturlige eller halvnaturlige økosystemer og at forsvundne arters genindvandring kan være vanskelig eller umuliggjort. Her er der igen tale om forsinkelser i hhv. den kemiske og biologiske respons, det såkaldte Recovery Delay Time (RDT).



Figur 1. Illustration af fænomenerne Damage Delay Time (DDT) og Recovery Delay Time (RDT). For forklaring, se teksten. Fra Posch et al. 2003.

Vurderingen af gunstig bevaringsstatus er generelt en vurdering der skal foretages på en langt kortere tidshorisont end tålegrænseoverskridelser. Habitatdirektivet tilsiger medlemslandene at der skal foretages en overvågning af Habitatnatures tilstand og vurdering af bevaringsstatus hvert 6. år. Naturens tålegrænser og den tilknyttede usikkerhed indgår nu i kriterier for gunstig bevaringsstatus for en lang række naturtyper (Søgaard et al 2003) i kolonnen under bemærkninger. Men for at opfylde Habitatdirektivet kan man ikke nødvendigvis 'nøjes' med at overholde tålegrænser for N-belastning, da en lang række andre forhold spiller ind. Samtlige danske terrestriske økosystemer har allerede akkumuleret en vis mængde kvælstof ud over det naturlige baggrundsniveau og derfor kan det i realiteten for at opfylde Habitatdirektivet være nødvendigt at operere med et *depositionsloft* (*Target Load*) – altså et mål for depositionen, som vil være lavere end tålegrænsen for den pågældende naturtype for at sikre gunstig bevaringsstatus. Et sådant depositionsloft vil være et niveau der er specifikt for de enkelte områder, og som vil afhænge af de samme lokale forhold som tålegrænsen, samt af den lokale depositions historie og af den acceptable tid for opnåelse af gunstig bevaringsstatus.

Derfor vil opfyldelsen af Habitatdirektivets krav om gunstig bevaringsstatus i nogle tilfælde kunne vise sig at forudsætte yderligere restriktioner på N-depositionen end tålegrænserne.

### 5. Tålegrænseoverskridelser i Natura 2000 områder

Beregninger af overskridelser af tålegrænser foretages løbende med opdateringer ift. aktuel emission, senest ifm. Wilhjæludvalgets udredninger. De beregnede arealer med overskridelser af tålegrænsen er (landsgennemsnit): tørt græsland (overdrev), 57%, hede, 42%, klithede, 7%, følsomme kær, 11%, lobeliesøer, 100%, højmoser, 100%, løvskov, 63% og nåleskov, 94%.

(Bak 2001). Disse beregninger er foretaget på baggrund af kort over §3 arealer og skove og en række andre oplysninger såsom jordbunds- og nedbørskort, jordprofilundersøgelser etc. For en række naturtyper mangler der imidlertid i dag både oplysninger til vurdering af områdernes tilstand – og til vurdering af deres følsomhed for kvælstofbelastning.

I de landsdækkende beregninger af arealet med overskridelser af tålegrænserne er der derfor anvendt sandsynlighedsfordelinger for tålegrænserne for de enkelte naturarealer, ligesom den lokale variation i kvælstofnedfald er modelleret som sandsynlighedsfordelinger for belastningen i det enkelte punkt. Den seneste beregning af arealerne med overskridelser af tålegrænserne er baseret på depositionsregninger fra 1996. En beregning baseret på nye depositionsregninger med opdaterede klimatiske data vil vise væsentligt større overskridelser, idet sådanne nye beregninger viser et betydeligt højere niveau for deposition af NO<sub>x</sub> end tidligere beregnet for Danmark med gamle klimadata på trods af det generelle fald i emissioner (reference).

Andelen af arealer med overskridelser af tålegrænserne vil formentlig være nogenlunde ens indenfor og udenfor habitatområderne. Det skal understreges at en tålegrænseoverskridelse kun er en indikation af at et Natura 2000-område ikke er i gunstig bevaringsstatus eller formentlig vil have svært ved at opretholde gunstig bevaringsstatus.

## **6. Eksempelberegninger med EUDANA - effekter på vegetation af for stor N-belastning**

### *Indledning*

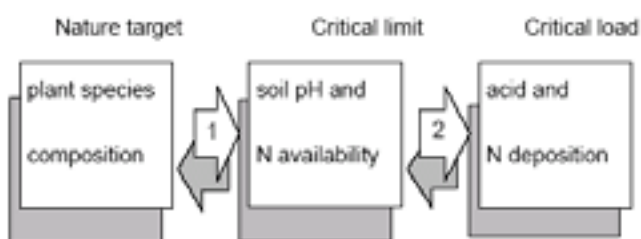
Anvendelsen af tålegrænser er siden starten af firserne blevet et alment accepteret redskab ved vurdering af natur- og miljøeffekter af luftforurening og ved udvikling af kontrolstrategier. Den mest udbredte metode til beregning af tålegrænsen for naturområder er anvendelse af statiske jordbundskemiske modeller kombineret med et kemisk kriterium, der kan relateres til effekter på natur og miljø. Denne metode er bedst etableret for ferskvand, skov og tildels overdrev/græsland. Som supplement til denne metode findes der et sæt af efterhånden ret veletablerede empirisk baserede tålegrænser, der for en række naturtyper giver et interval, hvorunder specifikke effekter ikke er observeret. Intervallerne er ofte ret brede som udtryk for, at tålegrænsen vil variere fra område til område.

Tidshorizonten ved anvendelse af kemiske ligevægtsmodeller er flere hundrede år, medens tidshorizonten ved anvendelse af de empirisk baserede tålegrænser 30-40 år fordi der ikke eksisterer pålidelige data for længere tidshorisonter. En anden forskel er, at de kemiske kriterier, der anvendes sammen med de kemiske modeller, forventes at give en overordnet beskyttelse af økosystemets funktion, men ikke nødvendigvis at beskytte økosystemets biodiversitet. I modsætning hertil er de empirisk baserede tålegrænser baseret på en række indikatorer for overskridelse, der rækker fra ændringer i næringsstofbalancen til tab af specielt følsomme arter. Metoderne kan kombineres ved at anvende den laveste værdi.

Hvor anvendelsen af tålegrænser som beskrevet i ovenstående forventes at give et godt grundlag for langsigtet regulering af luftforureningen, er der også sammenhænge, hvor det kunne være ønskværdigt at forbedre metoderne. Det kan i en række sammenhænge være et problem, at der ikke gives noget svar på den forventede tidshorizont, hvor effekterne af en given påvirkning kan forventes, eller omvendt, hvor effekten af et reguleringstiltag kan forventes. Dette kan både være et problem ift. mere kortsigtet regulering / forvaltning og ift.

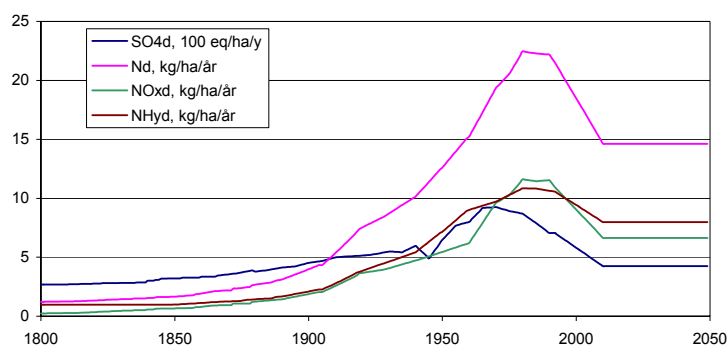
tolkning af forsknings- og overvågningsdata. Det kan endvidere være et problem, at metoderne ikke relaterer sig direkte til politiske mål som for eksempel beskyttelsen af den biologiske mangfoldighed. De eksisterende tålegrænser understøtter desuden kun i beskednen grad anvendelsen af differentierede målsætninger. 46

EUDANA projektet, der gennemføres i DMU i perioden 2002-2003 behandler disse problemer ved afprøvning og anvendelse af den hollandske planteforekomst-model MOVE (Model for VEgetation) (Latour & Reiling, 1993) kombineret med jordbundskemi-modellen VSD (Posch, Hettelingh & Slootweg, 2003) (Figur 2). Begge modeller er udviklet på RIVM. Endvidere analyseres problemerne i forhold til danske referencedata og naturtypebaserede modeller (DANVEG).



Figur 2. Beregning af tålegrænser baseret på mål for bevarelse af arter.

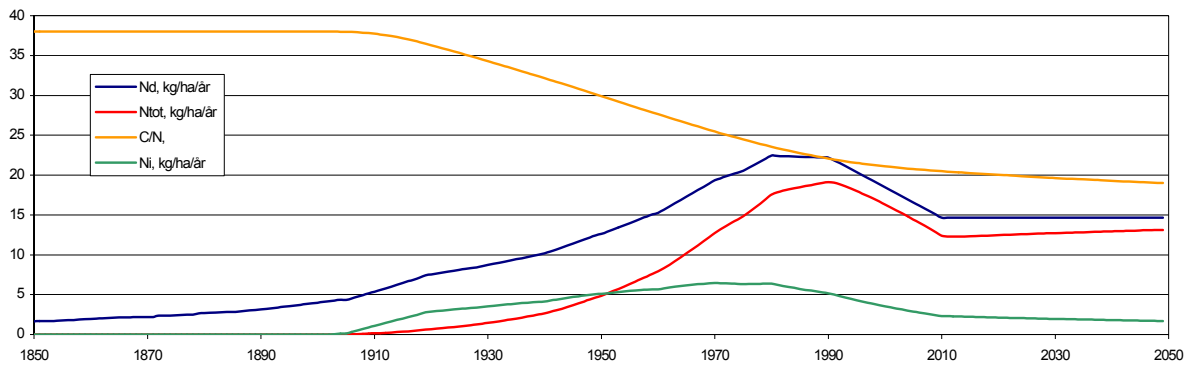
Modelafprøvningen opererer med et opstillet depositionsscenario som indregner emissionsmål for 2010 ift Göteborgprotokollen, men ingen yderligere tiltag herefter (Figur 3)



Figur 3. Depositionsscenario. Samlet kvælstofnedfald på 20 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> i 1996, fuld efterlevelse af Göteborgprotokollen på europæisk plan i 2010, ingen ændring derefter.

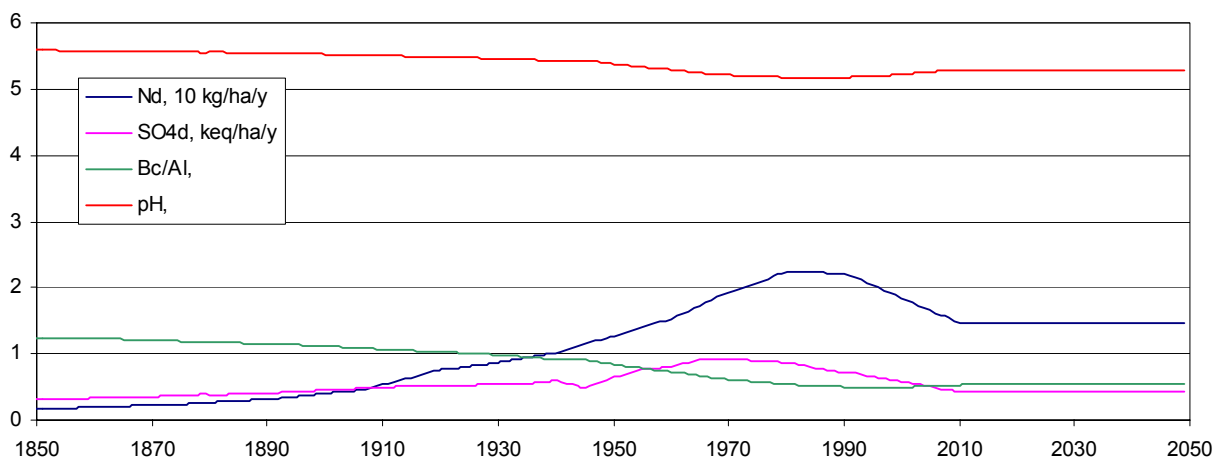
### Resultater

Med anvendelse af det opstillede depositionsscenario (figur 3) er der foretaget en beregning af udviklingen i jordbundskemi, Ellenberg R og Ellenberg N og gennemsnitlig sandsynlighed for forekomst af naturtypernes karakteristiske arter for de tre naturtyper (Figur 4).



Figur 4. Beregnet udvikling i kvælstoftilgængelighed,  $N_{tot}$ , C/N og kvælstof immobilisering, Ni for naturtypen 6230 baseret på depositionsscenarioet i figur 3.

Der beregnes endvidere for alle naturtyperne et kraftigt fald i C/N fra omkring århundredeskiftet og frem (Figur 4). Det er interessant, at for de beregnede scenarier stiger kvælstoftilgængeligheden i jorden efter 2010, hvor nedfaldet er stabiliseret på et noget lavere niveau end det maksimale nedfald i '80'erne og '90'erne. Dette skyldes de store mængder kvælstof, der allerede er akkumuleret i jorden og den deraf følgende stadigt faldende evne til at immobilisere yderligere kvælstof.

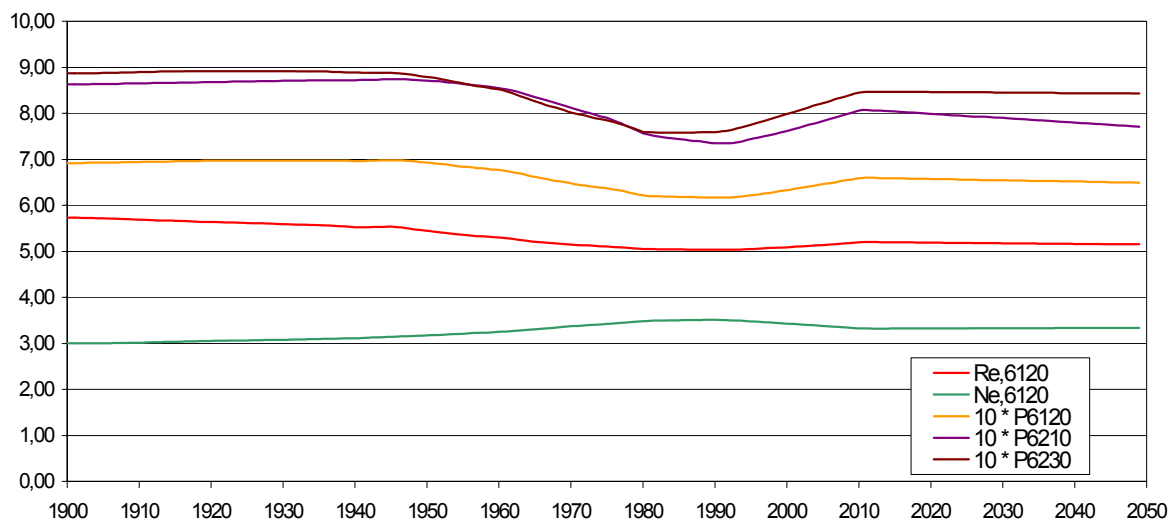


Figur 5. Beregnet udvikling i pH og BC/Al forhold i jorden for naturtypen 6230.

Som reaktion på den kraftige forsurende effekt af kvælstof- og svovlnedfaldet fra århundredeskiftet og frem ses en kraftig reduktion i specielt BC/Al forholdet (Figur 5). BC/Al forholdet er den hyppigst anvendte indikator på jordbundsforurening. Oftest anvendes en kriterieværdi på 1. For det illustrerede scenario falder BC/Al forholdet fra omkring 1,2 til ca. 0,5, og selv efter reduktionerne i depositioner frem til 2010 sker der kun en stigning på få promille frem til 2050.

Den beregnede påvirkning af plantesamfundet er illustreret på Figur 6. Her angives eksempelvis hvordan sandsynligheden for at finde de karakteristiske arter ændres over tid. Her ses som ventet et fald i den gennemsnitlige sandsynlighed for forekomst af de karakteristiske arter som følge af påvirkningen af kemien, specielt fra 1960'erne til

årtusindskiftet. Reguleringen af luftforureningen efterfølgende har i beregningerne nogen effekt, men specielt for 6210 viser beregningerne en stadig forringelse efter 2010.

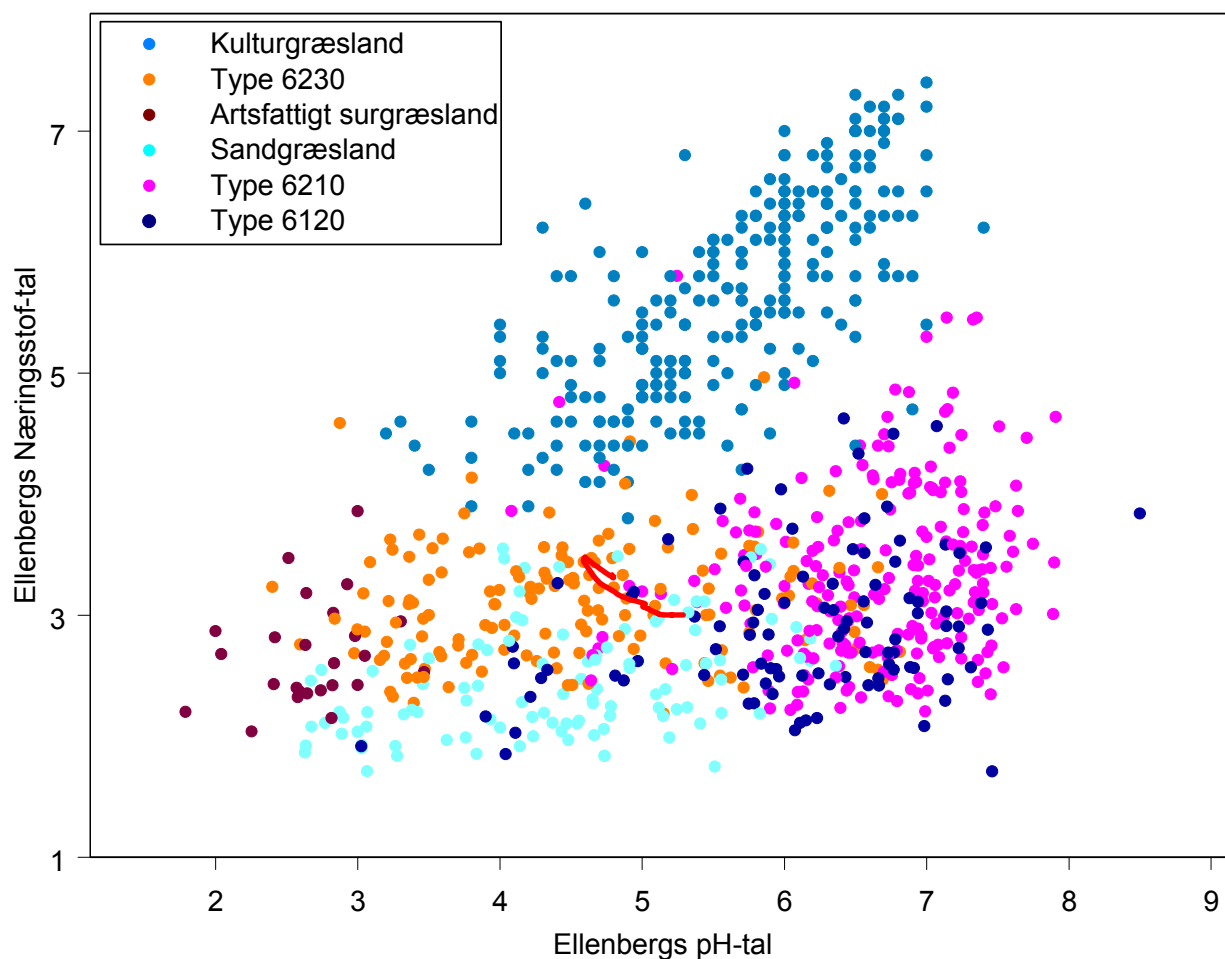


Figur 6. Beregnet udvikling i Ellenberg R (Re) og Ellenberg N (Ne) for naturtypen 6120, samt gennemsnitlig sandsynlighed for forekomst af de karakteristiske arter for naturtyperne 6120, 6210 og 6230 for de beregnede scenarier.

#### *Sammenligning med referencedata i DANVEG*

Den modelberegnete udvikling over modelperioden i Ellenbergs kvælstof-tal og pH-tal kan for naturtypen kalkgræsland (6210) illustreres i relation til variationen i disse to variabler for dansk græsland og gødskede græsmarker (Figur 7).





Figur 7. Scenariet for habitattype 6210 er vist med røde punkter (der tilsammen beskriver en rød streg centralt i diagrammet), som over perioden bevæger sig fra højre og opad mod venstre, for derefter at knække og bevæge sig tilbage mod udgangspunktet igen. På figuren ses variationen i danske græslandsfelter generelt.

Som det ses af Figur 7 er variationen i pH og N i depositionsscenariet relativt lille når man sammenligner med den samlede variation i disse to faktorer for danske græslandslokaliteter og græsmarker. Ikke desto mindre er der tale om en forandring som kan føre til forskydninger i artssammensætning og biodiversitet på den enkelte lokalitet. Ud fra en rent statistisk betragtning bevæger lokaliteten sig i den første del af scenarieperioden nærmere kulturgræsmarkerne (væk fra naturtypen tør græsland, inklusive Habitatdirektivets typer). Dette kan illustreres som på Figur 8 der viser sandsynligheden for at lokaliteten givet værdierne i Ellenberg-pH og Ellenberg-N stadig er at regne som naturtypen græsland beregnet med en statistisk klassifikationsmodel.



Figur 8. Sandsynligheden for at naturtypen vil vedblive med være overdrev/græsland eller den vil forandres til kulturgræsland med det viste depositionsscenario i Figur 2.

Selvom naturtypen vedbliver at være naturtypen græsland, vil forskydninger i N og pH godt kunne føre til et tab af biodiversitet alligevel, idet der kan forsvinde arter som vil være dårligere tilpasset efter at ændringerne er indtruffet. Generelt viser beregninger at en ændring på 1 Ellenberg-N enhed (y-aksen på Figur 7) vil føre til en vegetationsændring på omtrent 2 akseenheder (SD-units) i en DCA-ordination af danske overdrev. Akseenhederne er (når ordinationen er skaleret i SD-units med non-linear rescaling) et udtryk for variationen i artssammensætning langs den underliggende miljøgradient. En gennemsnitlig art dukker op og forsvinder igen over 4 SD-units. Ændringer i størrelsesordenen 0,5-1 SD-units må betragtes som voldsomme, mens ændringer over 1 SD-unit må betragtes som uacceptabelt store med et betydeligt tab af biodiversitet til følge. I det beregnede eksempel ser vi en ændring på Ellenberg pH akse (x-aksen) på omkring 1 enhed og en ændring på Ellenberg N på omkring 0,5 enhed, så det kan 'oversættes' til ret voldsomme ændringer i plantesamfundet.

### 7. Danmarks forpligtelser i Natura 2000: Kan reduceret belastning sikre sårbare naturtyper på lang sigt?

Det er klart at i forhold til Habitatdirektivet har Danmark forpligtet sig til at opretholde eller genskabe gunstig bevaringsstatus for alle de udpegede områder. Den første foreløbige oversigt af prioriterede naturtyper og arter (Pihl et al 2000) konkluderede at

- 1) Vidensgrundlaget om naturtypernes udbredelse, deres karakteristiske arter og deres struktur og funktion er generelt utilstrækkelig til at kunne foretage en sikker vurdering af deres tilstand;
- 2) Vurderingen af bevaringsstatus tegner et billede af en natur, som har været, og stadig er, under betydeligt pres fra menneskelige aktiviteter. Ud af de 13 prioriterede typer vurderes

det, at bevaringsstatus er gunstig for 2 naturtyper, usikker for 6 naturtyper, ugunstig for 3 naturtyper og ukendt for 2 naturtyper.

Eksempelvist vurderedes højmosernes (type 7110) bevaringsstatus som 'ugunstig', mens bevaringsstatus var 'usikker' for andre kvælstoffølsomme typer som grå klit (type 2130) og klitheder med Revling (type 2140).

51

Situationen for øvrige naturarealer udpeget i Natura 2000 netværket kender vi ikke i dag. Der er dog ingen tvivl om at med de store procentuelle tålegrænseoverskridelser vi har er der et godt stykke vej at gå før vi opnår gunstig bevaringsstatus ift. Habitatdirektivet for en lang række naturtyper og skove.

### *Scenarier for effekten af bufferzoner*

Potentielle effekter af reduceret N-belastning som følge af bufferzoner omkring den sårbare natur kan belyses ved forskellige scenarier (Figur 9). Disse er ikke beregnede scenarier men opstillede tænkte eksempler til pædagogisk illustration af effekten af bufferzoner på depositionen af kvælstof i udvalgte naturtyper under forskellige vilkår. Vurderingen kræver en forklaring af den nutidige situation i historisk perspektiv (en fortid som vi ikke har gode data fra og en fremtid vi ikke kender). Derfor skitseres scenarierne derfor kun med de største forhold for værdiernes størrelse – men inspireret af scenarieberegninger for depositioner.

Det fremføres af og til at fordi depositionen gennem årtier har været langt over en række naturtypers tålegrænser kan det ikke nytte noget at reducere belastningen. Populært sagt hjælper det ikke at give kunstigt åndedragt til en død patient. Det forholder sig dog snarere sådant, at man billedlig talt måske har skudt en 'dødsdømt' i benet, men at en bufferzone måske kan været skjoldet mod det næste (måske) dræbende skud. Som illustreret ovenfor kan N-tilførsel ændre på en naturtypes artssammensætning og antal karakteristiske arter. Det betyder måske ikke at naturtypen ødelægges eller forsvinder, men måske at der ikke kan opretholdes eller opnås gunstig bevaringsstatus. I nogle tilfælde kan det medføre at en naturtype vokser ind i en anden type (en klokkelynghede vokser til en blåtopeng eller et rigkær vokser til en aske-elle-sumpskov). Dybest set kan den slags udviklingsprocesser være naturlige, men antropogen N-tilførsel kan øge hastigheden markant og vil derfor være i strid med Habitatdirektivet.

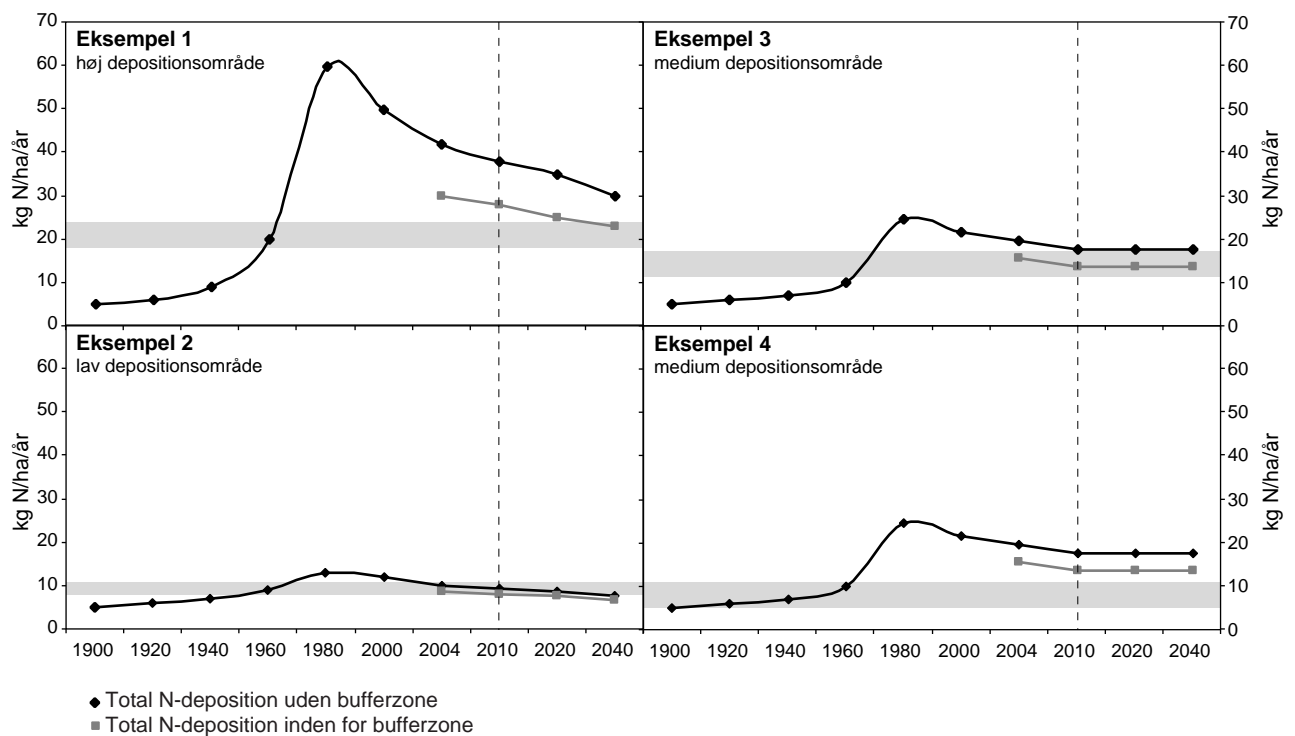
Figur 9 viser 4 tænkte eksempler for hhv. høj (husdyrtæt område), medium og lav (større kystnært naturområde) N-deposition og tålegrænseintervaller for 'tolerant' natur, fx løvskov eller eng med tålegrænse på 18-25 kg N/ha/år og mere følsom natur, fx forskellige hede- eller hedemosetyper med lavere tålegrænser. Bemærk at år 2004 er indsat for at gøre illustrationerne mere tydelige.

Eksemplerne illustrerer potentielle effekter af bufferzoner for depositionen under forskellige forhold. Vi kan antage at det generelle fald i depositionen vil fortsætte ud over hvad der indtil 2010 er aftalt (i Emissionsloftsdirektivet) (Eksempel 1 og 2) eller vi kan skitsere udviklingen efter 2010 uden yderligere tiltag end bufferzoner. Hvorvidt depositionen til et naturområde vil nå under tålegrænsen afhænger således af en række faktorer og de lokale, nationale og internationale tiltag bidrager alle i samme retning.

- Eksempel 1. Ved høj deposition i husdyrtæt område kan en bufferzone få relativ stor lokal effekt i reduceret kg N/ha/år, men alligevel er der langt ned til tålegrænsen for selv relativ

robust natur som løvskov. Bufferzonen gør et 'indhug' i depositionen over tålegrænsen, men det er uvist i hvilket omfang det kan reducere eller forsinke forventede skader som følge af tålegrænseoverskridelserne. I en sådan situation vil det være vanskeligt inden for en overskuelig fremtid at opnå 'gunstig bevaringsstatus'. Konsekvensen vil formentlig være en ændring i bundfloraens sammensætning og på sigt mulighed for nitratophobning i jorden, specielt i skovkanterne. Et forsigtigt skøn (som dog kun kan verificeres med detailkortlægning af naturtyperne) vil være at dette kan være situationen for ca. 1/3 af det danske skovareal (især små og mindre jyske skovområder i landbrugslandet) og for ca 1/3 af de ferske enge, kær og moser og 1/3 af vore overdrev

- Eksempel 2. Ved lav N-deposition vil en bufferzone få relativ lille effekt i reduceret kg N/ha/år, da der formentlig er få lokale kilder. Reduktionen vil muligvis ikke være 'nødvendig' for at holde sig/komme under selv relativ følsom naturs tålegrænser, (skitseret som 9-11 kg N/ha/år, eksempelvis en klithede), men det vil have en positiv betydning for meget følsom natur (tålegrænse på 5-10 kg N). Her er der gode muligheder for inden for en overskuelig fremtid at opnå 'gunstig bevaringsstatus'. Dette kan være situationen for en stor del (75%) af vore klitheder, strandenge og lobeliesøer.



Figur 9. Hypotetiske eksempler til illustration af bufferzoners effekt på helt lokal skala mht. depositionen af kvælstof på naturområder. Figureerne angiver en samlet deposition af N over tid og et tænkt tålegrænseinterval for forskellige naturområder i de skraverede intervaller på hver figur. Depositionskurverne illustrer to tænkte muligheder: Eksempel 1&2: depositionen vil falde yderligere efter 2010 som følge af yderligere (endnu ukendte) internationale og nationale tiltag. Eksempel 3&4: Depositionen vil ikke falde yderligere ud over de allerede vedtagne internationale emissionslofter. Bemærk at at tidsaksen ikke er proportional. For yderligere forklaring af figuren, se teksten.

- Eksempel 3. Ved medium deposition kan bufferzoner have en vis lokal effekt i reduceret kg N/ha/år. Den skitserede bufferzone-effekt på depositionen vil få depositionen ned i tålegrænseintervallet på 13-16 kg N/ha/år (eksempelvist et tørt græsland, overdrev). Her er det muligt at man ved optimeret pleje kan opnå 'gunstig bevaringsstatus' i en overskuelig fremtid med en bufferzone. Konsekvensen af kvælstofdepositionen kan her blive at vi får ændret naturtypen til at være mere eutrof, dvs med større islæt/dominans af konkurrenceplanter på bekostning af nøjsomhedsplanter og evt. at enkelte karakteristiske arter forsvinder.  
Dette kan anslås at være situationen for 1/3 af vore overdrev, 1/3 af vore moser og kær, 1/3 af vore ferske enge.
- Eksempel 4. For den mere følsomme natur (tålegrænse 5-12 kg N/ha/år, fx. lichenrig hede eller højmose) i område med medium deposition vil man med bufferzone lokalt nærme sig en deposition lige over tålegræsen. Her vil det kræve en specifik vurdering af om øget pleje vil kunne bidrage tilstrækkeligt til kvælstofbalancen set i forhold til andre påvirkningsfaktorer. I en sådan situation kan bufferzonen gøre det mere sandsynligt at man kan nærme sig tålegræsen og dermed på sigt kan opnå gunstig bevaringsstatus. Her vil konsekvensen af kvælstofdepositionen blive at karakteristiske arter vil forsvinde og/eller reduceres i antal mens almindelige konkurrenceplanter vil overtage. Dette kan anslås at være situationen for 1/3 af vore overdrev, 1/3 af vore moser og kær, 1/3 af vore ferske enge.

Den konkrete biologiske gevinst ved at komme under tålegræsen på et tidligere eller senere tidspunkt kan være særdeles vanskeligt at afgøre. Hvorvidt arter forsvinder afhænger naturligvis også af andre faktorer, såsom populationsstørrelser, spredningsmuligheder, klimatiske ekstremer osv. Det afgørende er om økosystemet vil kunne opnå gunstig bevaringsstatus.

Hvorvidt naturområdet i dag har gunstig bevaringsstatus eller har taget skade af den forhøjede belastning afhænger af jordbundstypen, plejen og 'Damage Delay Time', og vil kræve en individuel vurdering og beregning. Risikoen for skader på økosystemet øges med overskridelsens størrelse og varighed, da kvælstofdepositionen delvis er kumulativ. I figur 2 er sandsynligheden for at 'skaden er sket' stor i eksempel 1, relativt lille i eksempel 2 og medium i eksempel 3 og 4. En reduceret belastning som følge af bufferzoner vil reducere risikoen (eller udskyde tidspunktet) for hvornår skader vil opstå.

En bufferzone omkring de eksemplificerede naturtyper vil således *ikke give nogen garanti* for at redde den nitrogenbelastede natur, men vil dog kunne bidrage positivt til at reducere belastningen og dermed reducere den akkumulerede overskridelse af tålegræsen uden lokale bufferzonetiltag.

Belastningen vil reduceres

- til alle naturområder med bufferzone med betydelig lokal deposition
- til lokalt at komme nærmere (eller ned under) tålegræsen for visse halv-følsomme naturområder
- og dermed evt. kunne forsinke eller forhindre at økosystemerne får ændret struktur og funktion og at tilhørende arter forsvinder end sammenlignet med tilsvarende situation uden bufferzoner

- og dermed øge sandsynligheden for at man kan opretholde eller genskabe gunstig bevaringsstatus og således opfylde Habitatdirektivets forpligtelser.

Kvantitativt kan en bufferzone på 300 m omkring heder (>10 ha), tørt græsland (>2,5 ha), og alle højmoser uden for Habitatområderne samt alle følsomme arealer inden for Habitatområder (>0,25 ha) medføre at 5% af det danske landbrugsareal berøres af restriktioner.

### **8. Hvad er konsekvensen for emissionen fra landbruget for at leve op til Emissionsloftdirektivet**

Emissionsloftet for Danmark vil ikke i sig selv medføre at depositionen til de følsomme naturtyper kommer under tålegrænsen - fordelingen af emissionsreduktionerne er særdeles afgørende for at opnå optimal naturmæssig effekt.

Den seneste officielle opgørelse over ammoniakfordampningen er fra 2001. Her er Danmarks samlede ammoniakfordampning estimeret til ca. 84.000 tons  $\text{NH}_3\text{-N}$ . Heraf stammer ca. 11.000 tons  $\text{NH}_3\text{-N}$  fra afgrøderne og 2.000 tons  $\text{NH}_3\text{-N}$  fra ammoniakbehandlet halm. Disse to kilder indgår ikke i beregningen af det fastsatte emissionsloft. Iflg. husdyrgødningsbekendtgørelsen er det forbudt at ammoniakbehandle halm fra 1. august 2004.

En fremskrivning af emissionen fra landbruget (Illerup et al. 2002) estimerer emissionen fra landbruget i 2010 til ca. 75.000 tons  $\text{NH}_3\text{-N}$ . Heraf udgør emissionen som skal indgå i emissionsloftet ca. 65.000 tons  $\text{NH}_3\text{-N}$ . I fremskrivningen nås emissionsloftet således ikke.

På nuværende tidspunkt kan det imidlertid ses at nogle af de grundlæggende antagelser i fremskrivningen ikke holder. Bl.a. sker der en større effektivitetsstigning hos malkekvæg end forudset, hvilket betyder at antallet af malkekvæg falder hurtigere end antaget. Herudover har den økonomiske situation i svinesektoren bremset op for stigningstakten i produktionen således at stigningen ikke sker så hurtigt som antaget. I fremskrivningen er der ligeledes ikke taget hensyn til teknologiske tiltag såsom forsuring, luftrensning, skrabere, specielle staldd typer etc. En ny vurdering bør derfor foretages i løbet af nogle år når der er større overblik over hvordan ny teknologi bliver implementeret i landbruget.

### **9. Pleje på naturarealer**

Mht. til den relative betydning af pleje ift. kvælstofbelastning, så afhænger det meget af, hvor man er på skalaen fra naturlige til semi-naturlige økosystemer. For de naturlige økosystemer, som højmoser, kær, klit / klithede og naturskov, vil effekten af kvælstofbelastning klart dominere. For de semi-naturlige økosystemer som indlandshede, enge og overdrev vil der være et samspil mellem kvælstofbelastning og pleje. Plejeindgreb for at fjerne overskydende kvælstof skal derfor nøje afvejes mod effekterne af den samme pleje på økosystemernes struktur, funktion og artssammensætning. For en del naturtyper vil det være muligt at lave intensiveret plejeindgreb i en periode, fx vil høslet to gange årligt kunne fjerne en del biomasse uden nødvendigvis at lave irreversible ødelæggelser af struktur og funktion. På mange naturtyper er høslet imidlertid hverken praktisk mulig eller ønskelig, og her vil græsningen som alternativ kun i beskedent omfang kunne kompensere for eutrofieringen.

De forskellige plejeindgreb for de enkelte naturtyper fremgår af tabel 2 og ofte vil en kombination af flere indgreb være hensigtsmæssigt af landskabelige hensyn.

Det nye forslag til landbrugslov opererer med en rydningspligt for lodsejeren på de lysåbne naturtyper, mens Naturbeskyttelseslovens revision lægger op til at amtet vil kunne pålægge lodsejere en plejepligt på værdifulde naturområder. Græsningselskaber er en af de muligheder som kan komme i spil til fremtidig naturpleje. Derved kan plejen koordineres og systematiseres i store områder med komplicerede ejerforhold. Endvidere er MVJ-ordningerne også særdeles anvendelige i forbindelse med pleje.

#### *Afgræsning - økonomi*

I forbindelse med udarbejdelse af Wilhjelm-udvalgets rapport beregnedes et skøn for omkostningerne i forbindelse med afgræsning af §3-arealer. Omkostningerne vedrører etablering af hegn, vandforsyning og fangefolde samt flytning af dyr. For et rektangulært areal på 40 ha udgør disse omkostninger fra cirka 1.600 kr. til cirka 3.200 kr. årligt pr. dyreenhed alt efter belægningsgraden på arealet (fra 0,5 til 1,0 DE pr. ha). Omkostningerne afhænger meget af arealets beskaffenhed, egnethed til afgræsning, arealstørrelse og tilgængelighed. Da naturarealer ofte er kendetegnet ved at ligge utilgængeligt i stærkt kuperet eller vådt terræn, bør ovennævnte omkostninger betragtes som minimumsskøn.

Afgræsning af visse naturarealer ved malkekvægets kvier kan indebære risiko for fluemastitis og nedsat tilvækst hos kvierne og dermed reducere værdien som malkeko. Det er klart at i mange tilfælde vil mere nøjsomme racer være at foretrække frem for højtydende malkekvæg. Herved kan man også undgå supplerende fodring som i sig selv kan betyde en eutrofiering. 2/3 af danske ammekobesætninger har under 10 ammekøer. For disse besætninger vil der være behov for økonomiske incitamenter til at sikre pasning og flytning af dyr til og fra fjerntliggende græsarealer.

#### *Omkostninger ved pleje vha. mekanisk afpudsning*

Ved kørsel af brakmarksafpudser er prisen ca. 700 kr./time. Ved kørsel på almindelige brakmarker - dvs. gode og jævne stykker er ha. prisen ca. 240 kr. Ved omregning til evt. grenknuser må regnes med en væsentlig lavere effektivitet da enge og overdrev oftest vil være svært fremkommelig. Endvidere er det dyrere at fjerne knust materiale i kuperet og/eller vådt terræn end på landbrugsjord.

En ha. pris må ud fra ovenstående forventes at ligge på omkring 300 kr. hvis der foretages en årlig klipning. Foretages afpudsningen kun hvert andet eller tredje år vil prisen stige pr. ha de år afpudsningen foretages. Dertil kan man lægge skønsmæssigt 300 kr. pr. ha til fjernelse af biomassen hvis denne er lettilgængelig.

Ovenstående priser er baseret på et skøn på baggrund af budgetkalkulerne. En reel markedspris på pleje kan findes ved at lade et amt udlicitere pleje af arealer i et forsøgsområde.

## 10 Litteratur

- Andersen, J.M., Fredshavn, J.R., Krabbe, D., Andersen, L. B., Andersen, K.B., Buttenshön, R., Schou, N., Søgaard, K. og Nielsen, J. 2003. Naturintegration i Vandmiljøplan III. Faglig rapport fra DMU no 454, p 1-74. 56
- Bak, J. 2003. Manual vedr. vurdering af de lokale miljøeffekter som følge af luftbårent kvælstof ved udvidelse og etablering af større husdyrbrug SNS (in press)
- Bak, J., Tybirk, K., Gundersen, P. Asman, W.A.H., Jensen, J.P. & Conley, D. 1999. Natur- og miljøeffekter af ammoniak. Ammoniakfordampning - redegørelse nr. 3. DJF/DMU rapport, 66pp.
- Bobbink, R., Hornung, M., Roelofs, J.G.M. (1996). "Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems." Mapping Critical levels/Loads, UBA, ed., UBA, Berlin, Annex II, pp 1-54.
- Illerup, J.B., Birr-Pedersen, K., Mikkelsen Mette H., Winther, M., Gyldenkerne, S., Bruun, H.G. 2002. Projection models 2010, Danish emissions of SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NMVOC and NH<sub>3</sub>. Neri Technical Report No. 414.
- Pihl, S., Søgaard, B., Ejrnæs, R., Aude, E., Nielsen, K. E., Dahl, K. and Laursen, J. S. 2000. Naturtyper og arter omfattet af EF-Habitatdirektivet. Indledende kortlægning og foreløbig vurdering af bevaringsstatus. Faglig rapport fra DMU 322, s 1-219.
- Posch, M., Hettelingh, J.P., Slootweg, J. & Downing, R.J. (eds.) 2003. Modelling & Mapping of critical thresholds in Europe, CCE status report 2003., pp 29-35. RIVM
- Søgaard, B., Skov, F., Ejrnæs, R., Nielsen, K.E., Pihl, S., Clausen, P., Laursen, K., Bregnballe, T., Madsen, J, Baatrup-Pedersen, A., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Møller, P.F., Riis-Nielsen, T., Buttenschön, R.M., Fredshavn, J., Aude, E. & Nygaard, B. 2003: *Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet.* Danmarks Miljøundersøgelser. 462 s. Faglig rapport fra DMU, nr. 457. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- UNECE 2003. ICP Modelling and Mapping: *Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and geographical Areas where they are exceeded, Chapter 5.2 Empirical Critical Loads,* 15.04.2003. <http://www.oekodata.com/icpmapping/html/manual.html>





Den 5. januar 2003  
Ref. swi

### **Regulering af ammoniakemission fra husdyrbrug i Holland**

*De hollandske erfaringer med og baggrunden for Lov om Ammoniak og Husdyrbrug fra maj 2002, hvor der udlægges bufferzoner på 250 meter*

Den hollandske regering har siden begyndelsen af 1980'erne været meget opmærksom på problemerne ved husdyrproduktion og håndtering af husdyrgødning både mht. tabet af næringsstoffer ved udvaskning og emission af ammoniak til luften. Den hollandske regering mener, at nedbringelse af emissionen er vigtig set i lyset af den betydelige udledning af ammoniak, som belaster skov- og naturområder næsten overalt i Holland.<sup>2)</sup>

I maj 2002 trådte Lov om Ammoniak og Husdyrbrug (Wet Ammoniak en Veehouderij) i kraft. Formålet med den nye lov er at reducere ammoniak emissionen fra husdyrproduktionen. Obligatoriske emissionsnormer til staldsystemer udgør sammen med reglerne om bufferzoner to nye instrumenter i den hollandske ammoniakpolitik.<sup>2)</sup> De obligatoriske emissionsnormer til staldsystemer er rettet mod den generelle ammoniakfordampning fra husdyrproduktionen, mens reglerne om bufferzoner er målrettet særligt følsomme økosystemer og sårbare naturområder<sup>4)</sup>

Dette notat giver en kort status for ammoniakemission i Holland, den hidtidige regulering med fastsættelse af generelle krav til opbevaring og udbringning af husdyrgødning, udarbejdelser af miljøtilladelser af de lokale myndigheder samt den frivillige ordning om etablering af lav-emissions-stalde. Dernæst beskrives de hollandske regler om bufferzoner som trådte i kraft i maj 2002 ved vedtagelsen af Lov om Ammoniak og Husdyrbrug. Den i øjeblikket igangværende diskussion om bufferzonereglerne i forbindelse med det hollandske parlaments behandling af et forslag om ændring af Lov om Ammoniak og Husdyrbrug refereres kort.

#### **Status for ammoniakemission**

Landbruget er den største bidragsyder til emission af ammoniak i Holland. Emissionen fra husdyrgødningen er reduceret signifikant siden 1990:<sup>3)</sup>

Det ses af tabel 1, at ammoniakemissionen fra husdyrgødningen i løbet af 90'erne er faldet med ca. 30 %. Det er den hollandske regerings mål at reducere dette med yderligere 10 % i løbet af de næste 10 år, således at ammoniakemissionsloftet på 128 kt. opfyldes i 2010. Der er samtidig et ønske om at nå den nationale målsætning på 100 kt. Det er den hollandske

regerings forventning, at man vil nå et punkt midt i mellem EU kravene og den nationale målsætning med de tiltag, der er implementeret. Herunder navnlig kravene om lav-emissionsstalde og det forhold at IPPC kravet om at anvende bedst tilgængelig teknik (BAT) ikke alene vil gælde for IPPC virksomheder men for alle svine- og fjerkræbrug uanset størrelse, samt krav om nedfældning af husdyrgødning på græsarealer og sort jord.

Tabel 1

*Ammoniak emission fra husdyrgødning*

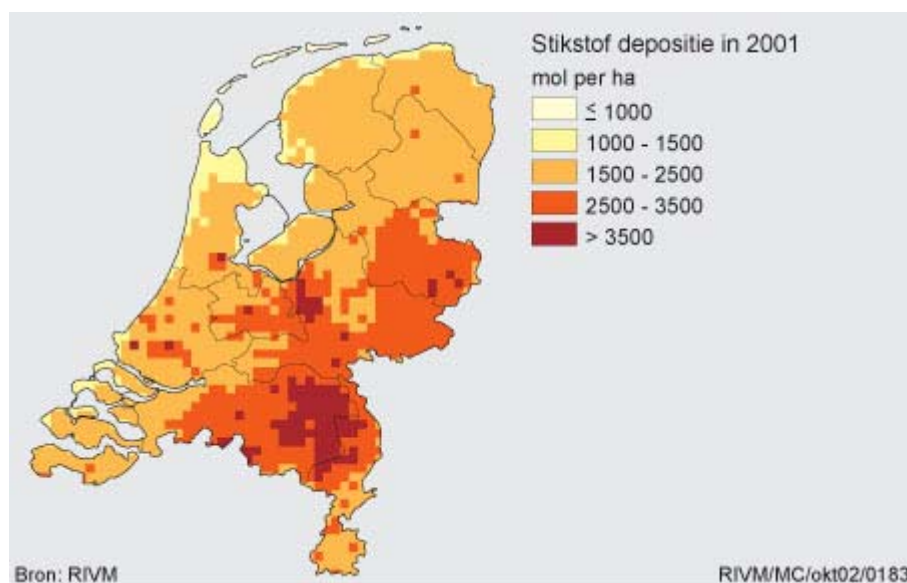
	Emission 1000 tons NH <sub>3</sub>
1990	220
1995	180
1998	160
1999	160
2000	150
2010	100 <sup>1</sup> / 128 <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Nationalt mål i 2010

<sup>2</sup> Emissionsloft for Holland ifølge EUs NEC-direktivet (Direktiv for Nationale Emissionlofter 2001/81/EC)

Faldet i ammoniakemissionen frem til 2002 vurderes at skyldes regler om opbevaring og udbringning af husdyrgødning og den frivillige ordning om etablering af lav-emissionsstaldsystemer. Samtidig er antallet af husdyr ikke er steget i Holland siden 1990 men er p.t. svagt faldende.

I Holland stiger ammoniakemissionen gradvist fra 15-20 kg N/ha i nordvest, hvor depositionen på de aller yderste øer dog kan nå ned under 14 kg N/ha, til den sydøstlige del af landet, hvor husdyrproduktionen er størst. Den gennemsnitlige deposition i den sydøstlige del af landet ligger på 50 kg N/ha, men i nogle områder kommer depositionen op på 70-85 kg N/ha.



Figur 1 Kvælstofdeposition i Holland, 2001<sup>13</sup>

Det er den hollandske regerings forventning at nå ned på en gennemsnitlig ammoniakdeposition på 28 kg N/ha på landsplan svarende til NEC-direktivets krav.

59

I forbindelse med implementering og opfyldelse af NEC-direktivet og Gøteborg protokollen har det hollandske Ministerium for Boliganliggender, Fysisk Planlægning og Miljø udarbejdet en national politik for emissionsmål og miljøkvalitet.

Udmeldingerne i den nationale politik om miljøkvalitetsmålet for kvælstofdepositionen på sårbare naturområder er en deposition på 1550 mol N/ha/år (21,7 kg N) i år 2010. Det er vurderingen, at en gennemsnitlig kvælstofdeposition for alle sårbare områder på 21,7 kg N/ha, vil medføre en beskyttelse af ca. 30 % af naturområderne i Holland. Det tilsvarende miljøkvalitetsmål for 2020 er sat til 900 mol N/ha/år (12,6 kg N), som vurderes at ville medføre en beskyttelse af ca. 80 % af de hollandske naturarealer.

Den nationale politik fastsætter derudover et langsigtet miljøkvalitetsmål for 2030 på 300-500 mol N/ha/år (4,2 - 7 kg N), og dette mål vurderes at ville medføre en beskyttelse af ca. 95 % af naturarealerne. Det nævnes endvidere i den nationale politik, at lang-tidsdepositionsålet på 400-600 mol syre og 300-500 mol kvælstof for de mest følsomme økosystemer til fulde vil beskytte hovedparten af hollandsk natur. Samtidig understreges det, at en sådan depositionsnorm ikke behøves at blive anvendt overalt. For mange økosystemer er niveauer over lang-tids-miljøkvalitetsmålet bæredygtige.

Det fremgår af den nationale politik for emissionsmål og miljøkvalitet, at det endnu ikke med sikkerhed vides om lang-tids-depositionsålet kan nås i 2030. Samtidig fremgår det, at det vurderes at en generel emissionsreduktions politik alene kun vil kunne nedbringe gennemsnitdepositionen til 900-1300 mol syre/ha og 550-900 mol N/ha (7,7 - 12,6 kg N/ha). Det vurderes derfor nødvendigt, at der også tages lokale ammoniak reduktionstiltag for at sikre at depositionen i de mest følsomme økosystemer reduceres yderligere til det ønskede niveau.<sup>10)</sup>

Beregninger foretaget i forbindelse med evaluering af forsuringsmålene i NEC-direktivet og Gøteborg protokollen har vist, at hvis ammoniakemissionen fra husdyrbrug indenfor 500 meter fra de følsomme naturområder blev flyttet til en anden lokalitet i det samme amt (province) ville kvælstofbelastningen af de sårbare områder i 2010 være reduceret med gennemsnitlig ca. 40 %.<sup>10)</sup>

I Holland vurderes det mest hensigtsmæssigt at fastsættelsen af mål for syre- og kvælstofdeposition sker på amtsniveau (provincial level). På grundlag af amtslige depositionsmaal, overskridelse af depositionsnormer (pr. hektar), andelen af beskyttede naturområder og ammoniak emissionen fra landbrug i amtet, søges den nødvendige forbindelse mellem natur- og miljøpolitik og landbrugspolitik sikret.<sup>10)</sup>

## **Hidtidig regulering**

### *Generelle krav*

De generelle krav omfatter, som de danske regler, krav om gødningsopbevaring, overdækning af gødningslagre, forbud mod udbringning af husdyrgødning i perioder af året og krav om

anvendelse af lav-emissions udbringningsmetoder. Kravene er fastsat i Bekendtgørelse om Anvendelse af Husdyrgødning (Use of Livestoc Manure Decree):<sup>5)</sup>

- Krav om tilstrækkelig opbevaringskapacitet.
- Udendørs lager af husdyrgødning er kun tilladt, såfremt det er overdækket.
- Husdyrgødning må kun udbringes inden for en relativ kort perioder af året (størsteparten i foråret).
- På græsarealer skal husdyrgødning nedfældes direkte. På sort jord skal husdyrgødningen nedfældes direkte eller nedpløjes umiddelbart efter udbringning.

60

### *Miljøtilladelser*

For at sikre, at de bedste tiltag tages i forhold til de lokale forhold har alle hollandske husdyrbrug siden slutningen af 1970'erne skulle indhente miljøtilladelse fra de lokale myndigheder. Da kravet om miljøtilladelser har virket i en årrække, er der nu udarbejdet miljøtilladelser for alle husdyrbrug. Ved etablering, udvidelser og ændringer af husdyrproduktionen skal der meddeles fornyet tilladelse fra de lokale myndigheder. I vurderingen af en ansøgning om miljøtilladelse fastsætter de lokale myndigheder de miljømæssige krav, husdyrbruget skal leve op til. Fordele og ulemper ved driften eller udvidelsen af et husdyrbrug for den givne lokalitet skal overvejes.<sup>3)</sup> Miljøkravene tager udgangspunkt i reglerne for fysisk planlægning og lokalisering samt regler om emission af ammoniak, støjforurening, lugt og brandsikkerhed.<sup>1)</sup> En tilladelse kan omfatte skarpere krav end de generelle miljøkrav herunder krav til ammoniaktabet.<sup>3)</sup> Tilladelserne omfatter samtidig tilladelse til en specifik produktionsstørrelse, typisk angivet i årsdyr eller producerede enheder. Miljøtilladelser meddeles for en specifik periode på 4 til 10 år.<sup>1)</sup>

Til støtte for de lokale myndigheders arbejde er der udarbejdet retningslinier for udarbejdelse af miljøtilladelser. I forhold til ammoniakpåvirkning af sårbare områder var der oprindeligt fra 1987 krav om ammoniakbalance på bedriftsniveau nær kvælstoffølsomme natur. Retningslinien for de lokale myndigheder var at et husdyrbrug maksimalt måtte bidrage med en deposition i det følsomme område på ca. 0,2 kg N/ha (15 mol N/ha/år). Det betød, at husdyrbrug med bidrag større end 0,2 kg N/ha ikke måtte tabe mere ammoniak til omgivelserne end ved den daværende produktion.

Dette krav medførte, at husdyrbrug beliggende nær følsomme naturområder ikke kunne udvides (stand-still-principle), idet der ikke måtte ske en stigning i antallet af husdyr, hvilket den hollandske regering fandt uhensigtsmæssigt.

I 1994 blev de lokale myndigheder forpligtet til via planlægningen at udpege områder med kvælstoffølsom natur og udarbejde lokalplaner for områderne. Krav om ammoniaktab-balance var stadig gældende men for hele området for lokalplanen. Den nye lovgivning åbnede mulighed for at husdyrbrug kunne udvide produktionen såfremt andre husdyrbrug indskrænkede deres produktion. En konsekvens af reglerne blev handel med relativt dyre ammoniakkvoter.

I løbet af 1990'erne er mange miljøtilladelser prøvet ved den civile domstol på foranledning af de grønne organisationer. De grønne organisationer har fået medhold i langt hovedparten af sagerne.

### Lav-emissions-stalde

Frem til 2002 har Holland haft en frivillig ordning om etablering af lav-emissionsstalde (Green Label System). En række staldsystemer er blevet godkendt som værende lav-emissionsstalde og landmænd, der har investeret i lav-emissionsstalde, har – for en periode – været undtaget fra nye ammoniak reduktions tiltag.<sup>5)</sup> Der var knyttet økonomisk tilskud og skattefordele til den frivillige ordning.

61

Med ikrafttrædelse af Lov om Ammoniak og Husdyrbrug i 2002 er det blevet obligatorisk at etablere lav-emissionsstalde. Bekendtgørelse om Begrænsning af Ammoniaktab fra Staldsystemer fastsætter maksimum tabsnormer for staldsystemerne med henblik på at reducere den generelle ammoniak emission. Ifølge bekendtgørelsen må husdyr ikke opstaldes i staldsystemer med en emissionsfaktor højere end den maksimale tabsværdi for disse husdyr.<sup>6)</sup>

Bekendtgørelsen gælder for alle typer af husdyrbrug, dog undtagen økologisk husdyrhold. For hver kategori af husdyr er der fastsat bestemte ammoniakemissions krav. Kravene til ammoniakemission er fastsat pr. dyr og baseret på ALARA princippet (As Low As Reasonably Achievable), som balancerer økonomiske omkostninger og miljømæssige principper.

Siden 2002 har al nybyggeri skulle overholde emissionskravene. Eksisterende bygninger er underlagt en overgangsperiode, hvor staldsystemerne i fornødent omfang skal ændres eller erstattes af nye. I 2008 vil lav-emissions stalde være obligatoriske for alle svinebrug og bedrifter til ægproduktion. I 2010 skal alle stalde leve op til tabsnormerne for lav-emissionsstalde.<sup>3)</sup>

Tabel 2

*Ammoniaktab fra husdyrhold (bilag til bekendtgørelse om Begrænsning af Ammoniaktab)<sup>2)</sup>*

Dyrekategori	Maksimal tabsnorm Kg NH <sub>3</sub> pr. stiplads pr. år	Dato for ændring af eksisterende stalde	Danske tabsnormer Kg N pr. stiplads pr. år <sup>12)</sup>
Malkekvæg	4,4 <sup>1)</sup>	1/1-2010	
Pattegrise	0,20	1/1-2008	
Diegivende søer	2,9	1/1-2008	2,7-5,3 <sup>2)</sup>
Gold søer og drægtige søer	2,6	1/1-2008	2,7 <sup>2)</sup>
Slagtesvin	Nybyggeri Øvrige	1/1-2008	0,28-0,4 <sup>2)</sup>
Æglæggende høner	0,013	1/1-2008	
Bursystem	0,125		
Alternative systemer			
Slagtekyllinger	0,045	1/1-2010	

<sup>1)</sup> Den maksimale tabsværdi vedrører staldperioden fra oktober – maj.

<sup>2)</sup> I Danmark udtrykkes ammoniaktabet normalt ikke pr. stiplads pr. år, men i procent af udskilt kvælstof, da emissionen er afhængig af fodringen. N-tab kan beregnes ud fra Beretning 36. Hvis man vil sammenligne med emissioner pr. stiplads kan man regne med, at der går 4 slagtesvin igennem en stiplads pr. år (30-100 kg) og 6,5 smågrise (7-30kg). Men det afhænger naturligvis af ind og afgangsvægte samt tilvækst på den enkelte ejendom. Tabellen angiver skønnede værdier.

Emissionsnormerne justeres hvert fjerde år under hensyntagen til den teknologiske udvikling. Således bestemmer antallet og typen af husdyr og udviklingen inden for staldsystemer emissionsloftet for den enkelte bedrift.<sup>6), 9)</sup>

62

Den hollandske regering forventer, at kravet om at alle husdyrbrug skal etablere lav-emissionsstalde har den største effekt på reduktionen af den generelle ammoniakemission blandt de iværksatte tiltag og dermed til opnåelsen af målet om emissionsloftet for ammoniak på 128.000 tons i 2010.

## **Bufferzoner**

### *Nationalt Økologisk Netværk*

Som led i implementeringen af habitatdirektivet og fuglebeskyttelsesdirektivet har det hollandske Ministerium for Landbrug og Fiskeri foranlediget udpegningen af et nationalt økologisk netværk (National Ecological Network). Det økologiske netværk omfatter arealer, der er vigtige for flora og fauna og korridorer mellem disse områder. Det økologiske netværk repræsenterer de naturområder, der prioriteres højt i Holland og består således ikke kun kvælstoffølsomme naturområder.

Det er pålagt de lokale myndigheder at udpege de kvælstoffølsomme områder inden for det økologiske netværk. I de nationale mål er den nedre grænse for følsomme naturområder på 5 ha, men de lokale myndigheder har mulighed for at udpege mindre områder.

Det vurderes, at den kvælstoffølsomme natur inden for det økologiske netværk udgør ca. 350.000 ha svarende til knap 12 % af Holland. Så længe der ikke er sket en konkret udpegnings betragtes alle arealer inden for det økologiske netværk som følsomme. Konsekvensen af ikke at udpege kvælstoffølsomme områder er således, at alle landbrugsejendomme i det økologiske netværk bliver påvirket af reguleringen.

Målet for den hollandske ammoniakpolitik er at reducere den gennemsnitlige ammoniakdeposition til 28 kg N/ha på landsplan. Analyser viser imidlertid, at der ved en deposition på ca. 20 kg N/ha vil ske en stor stigning i arealet med kvælstoffølsomme naturområder, der vurderes at være tilstrækkeligt beskyttede. Dette er en væsentlig begrundelse for at indføre bufferzoner.

Tilstrækkeligt beskyttede naturområder defineres i Holland med en miljøpåvirkning hvor 80 % af arterne kan overleve. Ved en deposition på ca. 20 kg N/ha vil de mest følsomme naturtyper ikke kunne beskyttes.

Formålet med bufferzonerne er ikke at genoprette naturen i det økologiske netværk, som der også stilles krav om ifølge habitatdirektivet.

### *Lov om Ammoniak og Husdyrbrug*

Med vedtagelsen af Lov om Ammoniak og Husdyrbrug i 2002 har Holland indført bufferzoner omkring sårbare naturområder. Nye husdyrbrug må herefter ikke længere etableres eller udvides i:

- a) sårbare skovområder og wildlife områder som indgår i det Nationale Økologiske Netværk (NATURA 2000), eller

b) inden for en bufferzone på 250 meter rundt om sådanne arealer.<sup>8)</sup>

Formålet med bufferzoner er ikke at reducere det totale ammoniaktab, men at beskytte flere naturområder ved at sørge for, at ammoniaknedfaldet ikke sker i tilknytning til disse områder. Formålet med bufferzonerne er at give den lille ekstra reduktion i den lokale ammoniakemission i forhold til baggrundsbelastningen, der kan være nødvendig for at beskytte et naturområde tilstrækkeligt. Målet er en anden lokalisering af emissionen, idet reglerne om bufferzoner er medvirkende til at få flyttet husdyrene væk for de sårbare naturområder.

63

Fastsættelsen af bufferzoner på 250 meter var et politisk kompromis i forhold til et oprindeligt udspil på 500 meter. Med henblik på at holde reglerne så simple som muligt er de hollandske bufferzoner cirkulære. Der tages således ikke hensyn til parametre som fremherskende vindretning eller typografiske forhold.

Behandlingen af lovforslag om Ammoniak og Husdyrbrug omfattede en ordning, således at landmænd blev forhindret i at tage uhensigtsmæssige tiltag i forventningen af effekten af de nye ammoniak regler. The Lower House blev skriftligt notificeret om ordningen, og ordningen blev annonceret i statstidende.<sup>9)</sup>

Eftersom de 250 meter er en lovfæstet bredde på bufferzonerne, har der i Holland ikke været behov for at diskutere juridiske aspekter knyttet til sandsynliggørelse af sammenhængen mellem kilden til ammoniakemission og den resulterende effekt af ammoniakdepositionen i et kvælstoffølsomt naturområde. Det er generelt de hollandske myndigheders holdning, at såfremt baggrundsdepositionen er højere end tålegrænsen for det givne naturområde, betragtes enhver yderligere kvælstofdeposition for uhensigtsmæssig.

Det vurderes, at bufferzonerne omfatter omkring 7.000 husdyrbrug svarende til omkring 14 % af Hollands ca. 50.000 husdyrbrug.

Den hollandske regering har vedtaget reglerne om bufferzoner med henblik på at yde en indsats for at sikre den sårbare natur. Forbuddet mod oprettelse af nye husdyrbrug har til formål at sikre, at der ikke i umiddelbar nærhed af sårbare naturområder oprettes nye husdyrbrug med heraf følgende højere udledning af ammoniak og dermed belastning af de pågældende områder.<sup>2)</sup>Loven medfører samtidig, at mulighederne for at udvide eksisterende husdyrhold i de sårbare områder og inden for bufferzonerne er reduceret væsentligt, i forhold til husdyrbrug, der er beliggende uden for bufferzonerne.<sup>7)</sup>

Undtaget for bufferzone-reglerne er:

- eksisterende økologiske husdyrbrug,
- husdyrhold, der anvendes til vedligeholdelse af naturarealer,
- husdyrhold med får eller heste,

Disse husdyrbrug, kan udvide uden begrænsninger inden for bufferzonerne og de sårbare naturområder.<sup>6), 9)</sup>

### *Emissionsloft*

For husdyrbrug beliggende inden for bufferzoner fastsætter reglerne et loft for ammoniaktab på bedriftsniveau, som ikke må overskrides. Bedriftens ammoniakloft beregnes ud fra

maksimum tabsnormer for staldsystemer fastsat i bekendtgørelse om Begrænsning af Ammoniaktab fra Staldsystemer. Som tidligere nævnt revideres tabsnormerne løbende, og ammoniakloftet for bedrifter beliggende i bufferzoner vil blive fastsat på grundlag af normerne ved den kommende revision i 2004. 64

Ved vurderingen af om de fastsatte tabsnormer overholdes tages der udgangspunkt i den produktion, virksomheden havde tilladelse til ved ikrafttrædelsen af Lov om Ammoniak og Husdyr. Typen og størrelsen af bedriftens husdyrhold fremgår af den miljøtilladelse, de lokale myndigheder har meddelt virksomheden.

I princippet er det ikke tilladt at udvide et eksisterende husdyrbrug inden for bufferzonerne, men det kan dog ske hvis husdyrbrugets emissionsloft kan overholdes ved brug af ny teknologi. Hvis en ønsket udvidelse medfører tilsvarende eller lavere ammoniakemission end ammoniakemissionen beregnet på grundlag af tilladelsens husdyrhold og de fastsatte tabsnormer (emissionsloftet), skal myndighederne meddele tilladelse. Omvendt, hvis den ansøgte udvidelse medfører et højere ammoniaktab, skal tilladelsen afvises.<sup>11)</sup>

Reglerne åbner ikke mulighed for at afvige de fastsatte tabsnormer, også selvom det for den konkrete bedrift kan dokumenteres at ammoniaktabet er lavere end normerne (gennemsnittet). Den eneste mulighed der for at afvige de fastsatte normer er, hvis det kan dokumenteres, at det staldsystem bedriften har generelt har en lavere emission end de fastsatte værdier.

Hvorvidt der er tale om at emissionsloftet overskrides vurderes ud fra typen og størrelsen af husdyrholdet. Det betyder, at en tilladelse til ændring af staldanlægget, hvor husdyrholdets type og størrelse fastholdes, ikke kan afvises af myndighederne med hjemmel i Lov om Ammoniak og Husdyr, også selvom der kan være en samlet større ammoniakemission fra det ændrede staldanlæg. Et eksempel kan være ændring af staldsystemet med henblik på øget dyrevelfærd.<sup>11)</sup>

I praksis sikrer reglerne om bufferzoner, at niveauet for ammoniakemissionen fra de individuelle husdyrhold i bufferzonerne og inden for de sårbare områder ikke øges, og at den emissions-’gevinst’, der opnås gennem udvikling og anvendelse af nye teknologier bliver indarbejdet ved revision af emissionsnormerne hver fjerde år og herved ikke bliver ophævet ved en tilsvarende stigning i antallet af husdyr.<sup>6), 9)</sup>

Med hensyn til vurderingen af, hvorvidt en husdyrproduktion er beliggende i en bufferzone, afhænger dette af placeringen af staldanlægget. Hvis hele eller dele af staldanlægget ligger inden for 250 meter fra et sårbart naturområde, er bedriften omfattet af reglerne om bufferzoner.

Det er staldanlægget, der betragtes som ammoniakemissionskilden. Der er ikke yderligere krav til udbringning af husdyrgødning i bufferzonen, men de generelle udbringningsregler skal overholdes dvs. husdyrgødningen skal nedfældes på græsarealer og ved udbringning på sort jord. Udbringningsarealerne er således ikke omfattet ved vurderingen af om en virksomhed er beliggende i en bufferzone. Ligeledes medtages ammoniaktab ved udbringning af husdyrgødningen ikke i beregningen af bedriftens emissionsloft eller ved vurderingen af hvorvidt emissionsloftet er overskredet. Bufferzonerne i Holland er med andre ord en regulering, der alene retter sig mod punktkilder.



### *Kvægbrug*

I Holland tages der særlige hensyn til kvægsektoren af tradition. Der er i befolkning, såvel som hos politikere, en generel holdning om, at der bør tages særlige hensyn til kvægbrugene uden nogen særskilt økonomisk, miljømæssige eller anden form for begrundelse. Samtidig er det værd at bemærke at den hollandske kvægsektor vurderes at være økonomisk stærkere og mere konkurrence dygtig end svine- og fjerkræsektoren.

65

For hollandske malkekvægsbedrifter er emissionsloftet ikke fastsat på grundlag af den eksisterende produktion, men ved en produktion på 120 malkekøer og 70 ungdyr. Herved sikres de fleste kvægbrug til en vis grad en øget mulighed for udvidelse, idet de eksisterende kvægbrug inden for bufferzonen må udvide til dette produktionsniveau.

### *Husdyrbrug uden for bufferzonerne*

Uden for bufferzonerne kræves der fortsat miljøtilladelse af de lokale myndigheder. Der er i den nye lovgivning ikke fastsat konkrete krav til indholdet af disse miljøtilladelser. Men det er forventningen, at de hidtidige retningslinier om at ethvert husdyrbrug maksimalt må være årsag til en deposition på 0,2 kg N/ha (15 mol N /ha) i et følsomt naturområde vil sikkert fortsat danne grundlag for de lokale myndigheder.

I Holland er der ikke en direkte sammenhæng mellem VVM-vurderingerne af ændringer eller udvidelse af husdyrbrug og de lokale myndigheders miljøtilladelser, men VVM-vurderingerne kan indgå som argumentationsgrundlag ved udarbejdelse af tilladelserne.

Ifølge den hollandske lovgivning vil alle svine- og fjerkræbrug uanset størrelse fra 2004 falde ind under IPPC-kravene om anvendelse af Bedste Tilgængelige Teknik. Kvægbrug er ikke omfattet af IPPC-kravene.

### *Økonomiske konsekvenser*

Der er ikke foretaget hollandske beregninger af økonomiske konsekvenser af implementeringen Lov om Ammoniak og Husdyrbrug, og der er ikke knyttet økonomisk kompensation til loven.

Det er anslået at, kravet om etablering af lav-emissions-stalde sammen med kravet til alle svine- og fjerkræbrug om investering i Bedst Tilgængelig Teknik (BAT) vil koste erhvervet ca. 100 mil. euro/år. Med Lov om Ammoniak og Husdyrbrug blev etablering af lav-emissions-stalde obligatoriske og den tidligere økonomiske støtte og skattefordel faldt hermed væk. I tilfælde hvor der investeres i staldsystem, der har endnu lavere emission end kravene til BAT er der mulighed for økonomisk støtte.

Der er ikke foretaget analyse af de erhvervsøkonomiske konsekvenser af reglerne om bufferzoner, og det er vurderet, at der ikke er brug for at yde kompensation eller økonomisk støtte i bufferzonerne. Det begrundes ved, at reglerne om bufferzoner ikke indskrænker den enkelte landmands produktionsforhold, men alene hindre udvidelse af bedriften, og at en udvidelse af husdyrholdet er forbundet med betydelig meromkostninger ved køb af høje ammoniakkvoter. Dette skal også ses i forhold til at det nationale husdyrhold ikke er steget siden 1990.

I det nationale handlingsprogram er der afsat ca. 700 mio. euro til restrukturering af områder med høj intensivitet af husdyr. Det vurderes, at 1/3 - 2/3 af disse midler vil blive brugt til at opkøbe jord, der ligger inden i kvælstoffølsomme naturområder. Derudover vil midlerne blive brugt til at købe landmænd til at flytte til kvælstof-robuste områder. Ordningen har ingen EU medfinansiering.

#### *Forslag til ændring af lov om bufferzoner*

Efter ikrafttrædelse af Lov om Ammoniak og Husdyrbrug har Holland fået en ny regering. Regeringen har fremsat forslag til halvering af bufferzoner, med krav om at ingen bufferzoner, der ligger omkring arealer udpeget i medfør af habitat- og fugledirektivet, falder væk.

Miljøministeren har sammen med landbrugsministeren forelagt parlamentet et forslag om at halvere antallet af bufferzoner men til gengæld foreslås de tilbageblevne bufferzoner udvidet til 500 meter, og der foreslås fastsat krav til husdyrbrug, der ligger uden for bufferzonen.

Som retningslinje for de lokale myndigheder foreslås det, at der uden for bufferzonerne i en zone på 500-1500 m skal gives tilladelse til udvidelser af husdyrbrug med en total emission op til 2000 kg N på bedriftsniveau (ca. 55 DE). Uden for de 1500 m skal der gives tilladelse til udvidelse af husdyrbrug med en total emission op til 10.000 kg N (ca. 280 DE). Retningslinierne svarer gennemsnitligt omtrent til de hidtidige retningslinier om, at ethvert husdyrbrug maksimalt må være årsag til en deposition på 0,2 kg N/ha i områder med kvælstoffølsom natur.

En konsekvens af det fremsatte forslag vil være, at de lokale myndigheder skal give miljøtilladelse til husdyrbrug, der emitterer op til 2000 kg N/år i 500-1500 m zonen uanset VVM-vurderingen. Og ligeledes skal husdyrbrug der emitterer på til 10.000 kg N/ha uden for 1500 m zonen have tilladelse uanset VVM-vurderingen - svine- og fjerkræbrug i den størrelse vil imidlertid falde ind under IPPC-direktivkravene om miljøgodkendelse.

Det ligger endvidere i det politiske udspil, at kvægbrug vil være omfattet af reglerne om bufferzoner, men at der i øvrigt ikke vil blive stillet krav til kvægsektoren de næste 10 år, såfremt sektoren frivilligt reducerer ammoniaktabet via fodringen. Reduktion af ammoniaktabet skal kontrolleres via urea indholdet i mælken.

Det vurderes at forslaget til ændring af Lov om Ammoniak og Husdyrbrug med en halvering af antallet af bufferzoner, men en udvidelse af den enkelte bufferzone til 500 m vil medføre at omkring 12.000 husdyrbrug vil blive omfattet af reglerne om bufferzone.

Der har været første behandling af forslaget til ændring af loven - der er endnu ingen konklusioner heraf.

De hollandske landmænd støtter bufferzonesystemet, fordi bufferzonereglerne giver klarere rammerne for deres fremtidige produktion.

**Kilder:**

Notat om Regulering af ammoniakemission fra husdyrbrug i Holland er baseret på en præsentation af de hollandske regler om bufferzoner af Henk Hoving, Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, The Netherlands på mødet den 21. November 2003 i arbejdsgruppen vedr. Bufferzoner. Endvidere er nedenstående kilder anvendt.

- 1) Study of the effect of selected EU environmental legislation on agriculture - The Netherlands. Centre for Agriculture and Environment, April 2003.
- 2) Notifikation af 2001/0355/NL og 2001/0356/NL, uofficiel dansk oversættelse, 2001.
- 3) Manure and the Environment. The Dutch approach to reduce mineral surplus and ammonia volatilisation 2ne edition, 31. December 2001.
- 4) Participation Employment Deregulation, Coalition Agreement, 16 May 2003.
- 5) Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs, July 2003, p. 323-324.
- 6) Uofficiel engelsk oversættelse af udkast til Decree laying down rules limiting ammonia emissions from stock farm housing system, Den Haag, 2003.
- 7) Press release on New ammonia legislation laid before the Lower House of Parliament. Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, June 2001.
- 8) The Ammonia and Livestock Farming Law and the Bird- and Habitat Directive, Kilde ukendt.
- 9) Press release on New ammonia legislation laid before the Lower House of Parliament. Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, June 2001.
- 10) Information on the National policy - Objectives/targets emissions and environmentla quality (2010, 2020 and 2030/Long Term). Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, 2003.
- 11) Ammoniak en veehouderij, LA04 Regelgeving, Handreiking. InfoMil, Den Haag, 2002 (uofficiel oversættelse).
- 12) Personlig oplysninge, Arne Grønkjær Hansen, Dansk Landbrugsrådgivning, 2003
- 13) Kortmateriale udleveret i forbindelse med præsentation den 21. November 2003 af de hollandske regler om bufferzoner af Henk Hoving, Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, The Netherlands



14/10/2003/PNJ

### **Notat vedr. anvendelse af bufferzoner.**

Kommissoriet for arbejdsgruppen vedr. bufferzoner siger, at gruppen skal komme med forslag til beskyttelse af særligt sårbare naturområder mod belastning med ammoniak fra landbrugets stalde og lign. ved etablering af bufferzoner.

Beskytte i forhold til hvad? Et nærliggende mål må være de kriterier for gunstig bevaringsstatus i henhold til Habitatdirektivet, som netop er udsendt.

Det er imidlertid også vigtigt at forholde sig til de mange sårbare områder, som ligger udenfor NATURA 2000 netværket og hvor behovet for beskyttelse ikke nødvendigvis er mindre.

Målet må derfor være at medvirke til at nå de tålegrænser, som den bedst tilgængelige viden nu har opstillet for en række naturtyper og som findes omtalt i andre af gruppens notater.

Formålet med gruppens arbejde må derfor være at forholde sig til disse grænseværdier og give anbefalinger af hvordan regulering af lokale kilder (og her menes virkelig lokale dvs. indenfor 1-3 km fra naturområdet) kan medvirke til at opnå målet. Spørgsmålet om den generelle kvælstofdeposition må henvises til nationale eller internationale reguleringer, men bør ikke give anledning til handlingslammelse med hensyn til begrænsning af den lokale påvirkning.

Nærværende notat er udarbejdet uden særlig skelen til gældende lovgivningsmæssige muligheder, økonomiske konsekvenser eller andre bindinger – det ligger i en anden fase af opgaven.

#### **Nuværende praksis og muligheder.**

På nuværende tidspunkt behandles spørgsmål om ammoniak emission enten i forbindelse med en egentlig VVM behandling eller i forbindelse med en screening for, om der skal gennemføres en egentlig VVM. Det sidste er langt den hyppigste med ca. 150-200 afgørelser om året, hvorimod antallet af egentlige VVM'er ligger på måske 5-10 pr. år (tallene er alene for Århus Amt).

Screeningsprocessen er tænkt som en hurtig vurdering primært på baggrund af eksisterende viden og nogle overslag over emission og effekten af projektet på bl.a. nærliggende naturområder.

Naturklagenævnet har afgjort, at man i en screeningsproces alene skal tage hensyn til effekten af udvidelsen/nyanlægget og ikke se på den samlede udledning fra en produktion. Det betyder, at man i en screening ofte kun forholder sig til en lille del af emissionen og dermed påvirkningen af et naturområde. Videre kan det få den betydning, at merpåvirkningen ”forsvinder” i den samlede kvælstofdeposition, mens den samlede udledning fra produktionen kunne være af betydende størrelse.

I forhold til de særligt kvælstoffølsomme naturtyper kan der lægges vægt på den kumulative effekt. I VVM-Vejledningen er denne defineret således: ”*Forholdet til andre projekter betyder, at tilstedeværelsen af andre virksomheder kan medvirke til, at et yderligere anlæg, der ikke i sig selv vil påvirke miljøet væsentligt, i kumulation med de allerede eksisterende aktiviteter tilsammen må forventes at ville indebære en sådan miljøpåvirkning at den af regionplanmyndigheden skønnes væsentlig og dermed udløser VVM-pligt.*” Det betyder, at selv en ganske lille merbelastning med ammoniak (i praksis anvendes ned til >100 g N/ha/år), der ikke i sig selv kan forventes at medføre væsentlige ændringer i et naturområdes struktur og funktion inden for en tidshorisont på 30-40 år, kan vurderes som værende væsentlig i kumulation med den aktuelle belastning fra andre projekter, når naturområdets tålegrænse er overskredet. Det er dermed langt hen ad vejen muligt gennem VVM-screeninger at regulere en yderligere belastning fra lokale kilder (op til ca. 3 km fra naturområdet).

Anderledes er det i de egentlige VVM'er, idet det er hele produktionen, som kan vurderes (sådan tolkes reglerne i det mindste de fleste steder).

Der har indtil nu været en forskellig praksis i amterne i forbindelse med behandling af ansøgninger om øget husdyrproduktion (screeninger). En del amter har anvendt de tilgængelige beregningsværktøjer (se senere), andre har opereret med en form for zoner indenfor hvilke man så nærmere på deposition og effekt.

### **Den umiddelbare fremtid.**

DMU/SNS har netop frigivet ”Manual til vurdering af ammoniak effekter på lokal skala osv.” hvor der opstilles en række redskaber til beregning af såvel emission som deposition. Manualen er baseret på en individuel tilgang uanset afstand til et naturområde. Desuden indeholder manualen en gennemgang af tålegrænser for en række sårbare naturtyper.

Med udgangspunkt i denne manual og i ønsket om en ensartet administrationspraksis har amter og landbrug udarbejdet en anvisning vedr. behandling af ansøgninger om øget husdyrproduktion

Manual til vurdering af effekten af ammoniak fra husdyrproduktion på naturarealer - til brug i VVM-screeningssager ([www.lr.dk/vvmlandbrug](http://www.lr.dk/vvmlandbrug))

Der var i gruppen enighed mellem amterne og landbrugets repræsentanter om anvendelsen af principperne i DMU's manual, hvorimod der ikke kunne opnås enighed om afskæringskriterierne.

Amterne har siden arbejdet videre hen mod en teknisk anvisning (TA), som bygger på DMU's manual. Denne TA er endnu ikke endelig diskuteret færdig i amtskredse, men der forventes ret stor enighed om at anvende modulerne fra DMU's manual i TA'en.

Såfremt TA'en vinder indpas vil det betyde, at der fremover vil blive foretaget en individuel vurdering af de fleste udvidelser af husdyrproduktion med hensyn til emission og deposition af ammoniak – i princippet uanset afstand til naturområder, men i praksis vil man i screeningssager sjældent gå mere end 3 km fra kilden (fjerkræ/pelsdyr dog 5-6 km). Depositionens størrelse skal så ses i forhold til tålegrænsen samt evt. regionale målsætninger for naturområderne.

En sådan individuel vurdering vil sikre, at der tages de nødvendige hensyn til naturområderne hvad angår lokal ammoniakbelastning fra udvidelser/nyanlæg. men samtidig også at der ikke lægges unødvendige restriktioner ned over produktionen. Hvad angår den del af N-emissionen, der omdannes til ammonium (skønnet til over 80 % i flg. Thomas Ellermann, DMU) og bidrager til baggrundsbelastningen med luftbåren kvælstof (langttransporterede luftforurening), kan VVM-redskabet imidlertid ikke anvendes, da det ikke er muligt at vise en øget påvirkning i et konkret naturområde beliggende langt fra kilden.

Der synes derfor at være de nødvendige redskaber til en administration af etablering og udvidelser af husdyrproduktioner, som kan indarbejde de nødvendige hensyn til naturen hvad angår N-deposition fra lokale kilder.

### **Hvad skal vi med bufferzoner?**

Vilhjelmudvalgets tilgang til bufferzoner var en friholdelse for større punktkilder og en begrænsning af anvendelsen af husdyrgødning til et niveau af størrelsesordenen 100 kg N/ha/år.

Hvis bufferzonebegrebet skulle tænkes anvendt i forbindelse med udvidelser/nyanlæg af husdyrproduktionen i den forstand, at der f.eks. kun var screeningspligt indenfor zonen, ville man enten risikere at udhule naturbeskyttelsen ved for smalle zoner. Det andet alternativ, nemlig at tage udgangspunkt i naturbeskyttelse, ville betyde meget brede zoner med risiko for unødvendige produktionsrestriktioner.

Så til vurdering af udvidelser/nyanlæg er en individuel behandling uden afstands begrænsning formentlig det mest optimale.

I den sagsbehandling vurderes det imidlertid alene, om der i forbindelse med en udvidelse eller nyetablering sker en øget belastning – der er ikke muligheder for at begrænse en eksisterende belastning, såfremt det måtte være nødvendigt af hensyn til naturområdet.

Bufferzoner kan i kombination med en individuel vurdering som beskrevet blive interessante i en naturbeskyttelsessammenhæng på flere forskellige måder:

- 1) Det er hele produktionen der vurderes i forbindelse med en ansøgning om udvidelse eller nyanlæg, dvs. mere eller mindre tvungen VVM, med mulighed for at stille krav om forbedrende foranstaltninger, restriktioner i arealanvendelse m.m.
- 2) Det er alle eksisterende punktkilder indenfor zonen som kan vurderes i forhold til emission/deposition – mulighed for påbud om afhjælpende foranstaltninger.
- 3) Alle udbringningsarealer indenfor zonen kan vurderes – mulighed for forbud mod at udbringe husdyrgødning på arealerne eller strenge krav til emissionsbegrænsende foranstaltninger i forb. m. udbringning
- 4) Produktion og udbringning indenfor zonen udfases helt eller delvist over en årrække.
- 5) En kombination hvor alle muligheder kan bringes i anvendelse.

Ad 1):

Det synes umiddelbart indlysende, at befinder man sig i en "risikozone" omkring et sårbart naturområde må det være den samlede påvirkning fra produktionen, som skal indgå i en vurdering og ikke kun en større eller mindre del. Der vil hermed kunne laves en helhedsløsning for bedriften, hvor der selvfølgelig ikke kun skal være en vurdering af punktkilderne, men også af fladebelastningen.

Derimod vil der ikke være mulighed for at foretage en helhedsvurdering i forhold til naturområdet eller i forhold til, om den pågældende bedrift er den væsentlige emissionskilde. Det er ikke sikkert muligheden er forenelig med direktivet.

Ad 2) og 3):

Med model 2+3 vil der være mulighed for i endnu højere grad at foretage en helhedsvurdering. Ved en sådan samlet gennemgang af emissionerne indenfor en zone vil der være mulighed for at lave en omkostningseffektivisering ved at gribe ind overfor kilderne i forhold til omkostningerne pr. kg fjernet kvælstof.

Ad 4):

I forbindelse med diskussionerne om habitatdirektivets betydning for eksisterende aktiviteter, har denne mulighed været nævnt, primært for aktiviteter i selve det udpegede område, men det må i princippet være ligeså gældende i en zone omkring naturområdet.

Ad 5):

Der er næppe tvivl om, at såfremt bufferzoner skal kunne forbedre tilstanden i udpegede naturområder, kan det være nødvendigt at have en række værktøjer til rådighed som kan bringes i anvendelse afhængig af naturområdets sårbarhed, det samlede pres m.m. Med en sådan ordning vil der være tale om en form for miljøgodkendelse af alle brug indenfor en given afstand fra et naturområde.

Alternativt kan der indføres generelle regler for bufferzonerne – dette vil være mindre ressourcekrævende for myndighederne. F.eks. krav om anvendelse af de mest effektive emissionsbegrænsende foranstaltninger (op til 90 % reduktion) eller krav om en maksimal belastning af naturområderne. En individuel "handlingsplan" for hvert enkelt naturområde vil være ret ressourcekrævende.

### **Hvor bred skal en bufferzone være?**

Når der skal lægges bufferzoner ud, er det væsentligt, at der, ud over hensynet til naturbeskyttelsen, bliver taget hensyn til det operationelle og at grænserne bliver indiskutable. Systemet skal bygges op, så man i en ansøgningssituation entydigt ved hvor grænserne er, hvad de betyder og i givet fald kan indarbejde dem i et projektforslag.

I den ideelle verden bør udlægning af en bufferzone ske individuelt med hensyntagen til naturområdets sårbarhed, fremherskende vindretninger og måske andre faktorer.

Inden vi evt. sætter et antal meter på, bør vi afvente informationer om diskussionen i Holland (250 m eller 500 m eller noget helt tredje?) og måske lave nogle senarieberegninger over en række fiktive områder før og efter en lokal regulering.

Man kan dog beskrive forskellige mulige udformninger af bufferzonerne:



- Bufferzonerne korrigeres i forhold til gennemsnitlige vindhyppigheder i forskellige retninger, således at man får den størst mulige reduktion af N-emissionen i forhold til reguleringens påvirkning af produktionsforholdene.
- I en bufferzone tæt på naturområdet kunne man se på samtlige eksisterende emissionkilder, mens man i en zone længere ude kun ser på større emissionskilder (f.eks. 750-3000 kg N/år). Yderst kunne der være en bufferzone, hvor man ser på de allerstørste emissionkilder (>3000 kg N/år). Bufferzonernes størrelse kan fastlægges f. eks. efter metoderne i SNS's Manual.
- En anden model kunne være at alle husdyrbrug inden for ca. 3 km (korrigeret i f.h.t. vindhyppighed) skulle dokumentere (ved en emissions- og depositionberegning) at deres samlede N-bidrag til naturområder f. eks er <100 g N/ha/år. Denne model vil umiddelbart kunne gennemføres, da beregningsværktøjerne findes.
- Bufferzoner kan gradueres i forhold til naturområdets sårbarhed, således at der lægges de bredeste zoner ud omkring de mest sårbare områder.
- Med hensyn til udbringningsarealer kan der ligeledes fastsættes differentierede afstandsgrenser. Nærmest naturområdet kan der være forbud mod udbringning eller krav om en maksimal fordampning på 2-3 %, mens der længere væk kan være mere lempelige krav vedr. udbringningsmetode og -periode. Et eksempel kunne være regulering af udbringning af gylle på vintersæd om foråret (ca. 20 % fordampning, selv med slæbeslanger jf. DMU/DJF's fordampningskoefficienter).

### **Hvor skal der være bufferzoner?**

Som udgangspunkt skal bufferzoner overvejes i forbindelse med alle de særligt sårbare naturområder. Problemet i dette er imidlertid, at ikke alle disse områder er kortlagt og heller ikke målsat – det er de p.t. end ikke i NATURA 2000 områderne. Denne kortlægning bliver en af de første aktiviteter i det kommende NOVANA program.

Vilhjelm udvalget anbefalede bufferzoner omkring alle sårbare områder omfattet af Naturbeskyttelseslovens §3, dog kun omkring heder > 10ha og overdrev >2,5 ha udenfor NATURA 2000 områderne. Denne indskrænkning skete med baggrund i at begrænse den berørte del af landbrugsarealet.

Det vil på langt sigt muligvis være mest hensigtsmæssigt at tænke bufferzoner ind primært i forbindelse med beskyttelse af naturområder udenfor NATURA 2000 netværket. Frem mod 2009 skal der udarbejdes individuelle naturplaner for alle NATURA 2000 områder indeholdende den nødvendige indsats til at opnå og bevare en gunstig bevaringsstatus. En sådan indsatsplan må nødvendigvis også indeholde tiltag til begrænsning af lokal kvælstofbelastning, men vel næppe begrænset til en zone af en bestemt bredde.

### **Opsummering.**

Bufferzoner skal, hvis de skal have en nyttevirkning, kunne føre videre mod naturbeskyttelse end systemet er gearet til i dag. Sagsbehandlingen vedr. udvidelser/nyanlæg af husdyrproduktion er i VVM regiet lagt i rimeligt faste rammer, uanset projektet er umiddelbar VVM pligtigt eller ej.

Et fælles udspil vedr. screeninger fra amternes side vil forhåbentlig sikre en ensartet vurdering af emissioner og depositionen, hvorimod nationale målsætninger i NATURA 2000 m.m. og

regionale målsætninger må afgøre, hvad der kan accepteres af tilførsel til en bestemt naturtype.

74

Zonerne vil i de førstkommende år kunne få betydning for alle naturområder, men med udarbejdelsen af naturplaner for NATURA 2000 områderne må man forudse at bufferzonerne erstattes af individuelle indsatser for det enkelte naturområde. Herefter vil det formentlig primært være omkring naturområder udenfor NATURA 2000, hvor zonerne vil have en berettigelse.

Landscentret, den 15/12-2003

**Teknologiske muligheder for at reducere ammoniakemissionen  
- med hovedvægt på reduktion fra landbrugets punktkilder**

<u>Indledning</u>	76
<u>BAT</u>	76
<u>Reducering/ optimering af proteinindholdet i foderet</u>	77
<u>Staldsystemer</u>	78
<u>Systemer, der er interessante i forhold til nyetableringer</u>	78
<u>Svin</u>	78
<u>Kvæg</u>	79
<u>Fjerkræ</u>	80
<u>Høns</u>	80
<u>Kyllinger</u>	80
<u>Mink</u>	81
<u>Systemer, der kan være relevante ift. eksisterende anlæg såvel som i nye anlæg</u>	81
<u>Svinestalde</u>	81
<u>Økonomi</u>	82
<u>Svinestalde</u>	82
<u>Kvægstalde</u>	83
<u>Fjerkræstalde</u>	83
<u>Mink</u>	84
<u>Teknologi til nedbringelse af ammoniakfordampning fra lagre</u>	84
<u>Ammoniakfordampning fra udbringning</u>	85
<u>Kilder</u>	88

## Indledning

Dette notat tager primært udgangspunkt i rapporten: ” Forberedelse af Vandmiljøplan III – Teknologiske virkemidler til nedbringelse af næringsstofbelastningen, Afrapportering fra undergruppe F 3”, samt den nyeste viden, der er oparbejdet på Landscentret i forbindelse med udarbejdelsen af BAT-blade

Der findes forskellige tiltag til reduktion af ammoniakfordampningen fra punktkilder, herunder:

1. Reducering (optimering) af proteinindholdet i foderet.
2. Tilsætning af additiver til foderet, som begrænser ammoniakfordampningen.
3. Anvendelse af staldsystemer med lille potentiale for ammoniakfordampning.
4. Anvendelse af gødnings-/gyllehåndteringssystemer med lille potentiale for ammoniakfordampning, herunder eksempelvis gyllekøling og tilsætning af additiver til gyllen/kemisk behandling af gyllen.

I dette notat er der primært fokuseret på mulighederne i pkt. 1, 3 og 4, idet pkt. 2 pt. ingen praktisk betydning har. Det skal dog bemærkes, at Landsudvalget for svin vurderer, at der på sigt er potentialer i at tilsætte additiver. Således viser laboratorieforsøg gode resultater med anvendelse af calcium benzoat - et stof der lige er blevet godkendt.

I nærværende notat er der fokuseret på tiltag, der har en ”væsentlig” effekt, mens tiltag, der har en mindre effekt blot er nævnt som mulige tiltag, der kan bidrage til en reduktion af ammoniakemissionen.

Der er skelnet mellem tiltag, der er realistiske at anvende i eksisterende stalde og tiltag, der kun er realistiske at implementere i forbindelse med nyt staldbyggeri.

Det bemærkes, at nogle tiltag er meget dyre at indføre, og man bør være opmærksom på, at generelle krav om implementering af visse teknikker vil kunne skubbe til strukturudviklingen hen imod få og store enheder.

I notatet er indføjjet økonomiovervejelser i hvilke der er angivet cirka-omkostningerne ved de præsenterede metoder til at reducere ammoniakemissionen.

## BAT

### BAT noter

Miljøbeskyttelsesloven pålægger den enkelte landmand at anvende Bedste Tilgængelige Teknik i produktionen således, at forureningen ud fra en samlet betragtning bliver mindst mulig (Eng: BAT = Best Available Techniques).

EU Kommissionen udsender løbende ”BAT-reference documents” for forskellige sektorer (BREF-rapporter). I juli 2003 udsendte Kommissionen en BREF-rapport for intensive svine- og fjerkræbrug. De nationale myndigheder er forpligtet til at sørge for, at de lokale godkendelsesmyndigheder følger med i eller underrettes om udviklingen inden for den bedste tilgængelige teknik. Rapporten findes på vedlagte link: <http://eippcb.jrc.es/>

Med udgangspunkt i Kommissionens BREF-rapport skal der foretages en vurdering af, hvad der kan betragtes som Bedste Tilgængelige Teknikker under danske produktionsforhold. Skov- og Naturstyrelsen har i den forbindelse kontaktet Dansk Landbrugsrådgivning mhp. en sådan vurdering, samt beskrivelse af bedste tilgængelige teknikker inden for landbruget. Styrelsen har indgået aftale med Dansk Landbrugsrådgivning om at opbygge et system for Byggeblade, således at byggebladene ud over

at beskrive konstruktionsmæssige retningslinier også beskriver miljømæssig effekt og økonomiske omkostninger ved etablering og drift. Dansk Landbrugsrådgivning arbejder på at beskrive en række systemer. Der vil være ca. 20 BAT-blade færdige inden jul. Disse bør vedlægges som bilag eller lign. i den samlede afrapportering fra arbejdsgruppen.

## Reducering/ optimering af proteinindholdet i foderet

Dette afsnit bygger på bidrag fra Landskonsulent Per Tybirk, Landsudvalget for Svin, Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret, Svin.

I nedenstående tabel 1 er normtallene for husdyrgødning fra 2003 præsenteret. I tabellen er datagrundlaget landgennemsnit for foderets proteinindhold og Produktionskontrollens landgennemsnit for foderforbrug og produktivitet i 2002. I tabellen er det angivet, hvor langt man kan komme ned i N-indholdet, hvis man anvender et proteinindhold svarende til det anbefalede minimumsindhold.

Tabel 1 N ab lager for svinebrug ved 1,4 DE pr ha. Normtal og muligt ved ændring af foder og ved god produktivitet.

Dyregruppe	G råprotein/FE		N ab lager kg/ha ved delvis spaltegulv		
	normalt	min*	norm	min1**	min2***
Søer med grise til frav.	148	120	144	112	
Smågrise 7-30 kg	166	173	142	142#	122#
Slagtesvin 30-102 kg	159	150	137	125	112

Kilde: Knud Tybirk, Landsudvalget for Svin

\* Minimumsanbefaling for ford. råprotein pr FEsv med fasefodring - omregnet til totalprotein

\*\* Normtal for foderforbrug, men minimum for proteinindhold

\*\*\* 25% bedste fra E-kontrol og minimum for proteinindhold (2,70 FEsv/kg tilvækst for slagtesvin og 1,90 FEsv pr kg tilvækst for smågrise)

# Minimum for råprotein er sat lig med aktuel praksis (normalt) for smågrise

Det fremgår af tabellen, at der i smågrisefoder faktisk er mindre protein end den vejledende minimumsanbefaling, og at fremskridt derfor alene kan ske ved en bedre foderudnyttelse. For især søer, men også for slagtesvin, er der forsat mulighed for at reducere indholdet i foderet, hvis man anvender fasefodring og minimumsanbefalinger for proteinindhold. De angivne minimumsanbefalinger for totalprotein kan dog sætte begrænsninger på råvarevalget og dermed betyde en højere foderpris, hvis man skal vælge råvarer med høj proteinfordøjelighed. Generelt gælder, at anvendelse af mindre protein end minimumsnormerne forventes at koste produktivitet, fordi grisene mangler de aminosyrer, som endnu ikke er økonomisk realistiske at tilsætte i syntetisk form.

Det fremgår endvidere af tabellen, at effektive besætninger kan komme langt ned i kvælstofindhold i gødningen, hvis de både har god effektivitet og samtidig minimerer kvælstofindholdet i foderet.

Om det er fornuftigt at reducere indholdet fra det nuværende niveau ned til minimumsanbefalingerne afhænger af vægtningen af følgende forhold:

- Reduktion af N-indholdet i gødningen vil minimum medføre et tilsvarende fald i ammoniakfordampningen (men valg af staldsystem og optimal gyllehåndtering ved udbringning har væsentlig større effekter).
- Kvælstofudvaskningen falder med faldende kvælstofmængde fra husdyrgødning, men betydningen er minimal, fordi indholdet i husdyrgødning erstattes af handelsgødning. Hvis man går fra 140 kg N svinegødning til ingen husdyrgødning, vil udvaskningen mindskes med ca. 7 kg pr ha – lidt afhængig af sædskifte. Et fald på 20 kg N i svinegødningen pr ha betyder kun ca. 1 kg mindre udvasket pr ha. Med fornuftig valg af sædskifte og anvendelse af efterafgrøder kan man opnå væsentligt større effekter.
- Ved vådfodring er der ofte problemer med tab af syntetiske aminosyrer pga. forgæring i foderet, og man skal specielt her være forsigtig med lavproteinblandinger. Der er risiko for, at en betydelig del af de tilsatte aminosyrer tabes inden de når grisene. Løsningen kan være lidt højere proteinniveau, og at man sikrer kortest mulig opholdstid for de syntetiske aminosyrer i den færdige blanding før udfodring.
- Reduceret N-indhold i gødningen reducerer gødningsværdien. Det medfører reducerede udbytter i marken, hvis der er mindre N i gyllen end normtallene.
- På nuværende tidspunkt er max-grænsen 1,4 DE pr ha uanset gødningens reelle indhold, og beregningen af antal DE er uafhængig af N-indholdet. Hvis antal DE blev fastlagt ud fra N-indholdet, ville der pludselig blive et betydeligt incitament for at reducere indholdet, fordi man enten kunne øge produktionen eller nøjes med mindre jord.

Sammenfattende kan det konstateres, at incitamentet til yderligere reduktion af N-indholdet umiddelbart er begrænset. For søerne kan man dog forvente, at stigende anvendelse af drægtighedsblandinger vil reducere N-indholdet i gødningen, da reduktion af proteinindholdet i sofoderet faktisk gør foderet billigere.

## Staldsystemer

I praksis findes der stor variation i ammoniakemission fra stald til stald - også inden for samme dyreart og staldtype. De væsentligste årsager til dette er forskelle i staldtyper, indretning, dyreart og fodringsstrategier, staldklima (herunder ventilationsforhold), den menneskelige faktor (driftsledelse, adfærd og styring i relation til daglige funktioner i stalden).

I nedenstående er der peget på systemer for de forskellige husdyr, der pt. er mest anerkendt og som kan bidrage med den største reduktion i ammoniakemissionen.

### Systemer, der er interessante i forhold til nyetableringer

Nedenstående er teknikker, som er mest realistiske at indføre i forbindelse med nyetableringer:

#### Svin

1. Begrænset gylle overflade vha. V-formede kanaler samt hyppig udslusning  
Skråstillede gyllekanaler med glatte sider bidrager til at reducere overfladearealet af den opsamlede gylle. Kanalsiderne skal være glatte, så der ikke tilbageholdes gylle på siderne, da dette ville øge arealet med gylle, hvorfra ammoniak kan fordampe. Kombineres skråstillede gyllekanaler med hyppig udslusning af kanalen reduceres den tid, gyllen er eksponeret i stalden og derved reduceres ammoniaktabet fra stalden. Reduktionsgraden ved daglig skylning vil afhænge af, hvor hyppigt kanalen tømmes.

Reduktion af ammoniakfordampningen vha. denne metode kan bidrage med 30 – 50% reduktion i stalden ift. lodrette kanalsider.

Der er pt. kun opført 2 stalde med V-formede kanaler i Danmark. Der er foreløbig kun et firma på det danske marked, som kan lave disse præfabrikerede kanaler med V-form. De seneste undersøgelser af ammoniakfordampning har vist at såfremt gyllekanalen ikke har hældende sider, så er der yderst ringe eller ingen effekt af at udsluse gylle hyppigt (Ni et al. 1999, Aarnink et al. 1996), samme undersøgelser viste også at i stalde med 25% spalteareal stammer ca. 40% af ammoniakfordampningen fra det faste gulv, ved 50% spalteareal stammer ca. 25% af ammoniakfordampningen fra det faste gulv.

79

## 2. Nedkøling og skrabeanlæg (linespilsanlæg kombineret med nedstøbte køleslanger)

Reduceret gylletemperatur reducerer ammoniakemissionen. En lavere gylletemperatur kan opnås på flere måder, men de to mest oplagte er at vælge staldsystemer med lav staldtemperatur, der indirekte også sænker gylletemperaturen eller foretage en direkte køling af gyllen.

Køling kombineret med linespilsanlæg tegner lovende for så vidt angår reduktion af ammoniakfordampning. Ud fra de foreløbige resultater vurderes det, at der kan opnås en reduktion på 20-50 pct. i stalden i ammoniakfordampning sammenlignet med linespilsanlæg uden køling. Graden af køling vil i de fleste systemer dog blive bestemt ud fra varmebehovet. Den største reduktion må derfor forventes at blive i vinterperioden. Igangværende afprøvninger skal dog afklare variationen over året.

Systemet forventes kun at have effekt for fordampningen fra staldrummet, idet gylletemperaturen i lageret i overvejende grad afhænger af udetemperaturen og ikke af den tilførte gylles temperatur.

Indtil videre findes der kun få stalde med nedstøbte køleslanger i gyllekanaler under linespilsanlæg, og den beskrevne metode med nedstøbning af køleslanger kombineret med skrabe-/linespilsanlæg forventes kun at få en relativ beskedent udbredelse. Dels kræves der relativt lange gyllekanaler for at linespilsanlæg er økonomisk favorable, dels kræves det, at varmen fra varmepumpen kan udnyttes og erstatte varme produceret med anden energikilde. Mange nye drægtighedsstalde opføres dog med linespil af hensyn til at kunne tildele lidt mere halm end søerne æder.

## **Kvæg**

### 1. Fastgulvsystem med profilerede gulve

#### *Skrabere*

I kvægstalde kan ammoniakfordampningen begrænses ved hyppigt at skrabe gyllen ud fra gødearealet. I modsætning til svin flytter kvæg sig for skraberne. Teknologien er primært aktuel i forhold til nye staldanlæg. Der findes på det danske marked følgende gulv/skrabesystemer til kvægstalde:

#### *Præfabrikerede, profilerede gulve med dræn og skraber*

Der er 2 typer af præfabrikerede, profilerede gulve med tilhørende skraber på det danske marked. Den ene type har langsgående riller (som et spaltegulv) og disse riller holdes rene af

fingre på den tilhørende skraber. Den anden gulvtype har rille i et sildebensmønster, hvilket også sørger for at lede aflen til et dræn under gulvet.

Hollandske undersøgelser på lignende gulve har vist, at gulvtypen kan reducere ammoniakemissionen med ca. 50% i stalden i forhold til spaltegulve. Dette kunne tilsyneladende bekræftes i dansk undersøgelse foretaget af Forskningscenter Bygholm og Landscentret i 2002-3 (Farmtest-kvæg nr. 13 2003).

Der er nu etableret 22 stalde med præfabrikerede, profilerede gulve og interessen er stadig stigende. Interessen skyldes, at gulvet har god hygiejne og skridsikkerhed, samtidig med, at det har en god chance for at opfylde myndighedernes krav til begrænsning af ammoniakfordampning i forbindelse med VVM-screeninger (Hansen, 2003, pers. med.).

#### *Profilert gulv støbt på stedet med fald mod midten af gangareal samt skraber*

Denne staldindretning er undersøgt i Holland (Bram et al. 1997), og viser en halvering af emissionen fra gulve med fald mod midten af gangarealet. Undersøgelserne viste at 3 % fald mod midten af gangareal kunne nedbringe emissionen med ca. 50 %. Der anbefales dog maksimalt 2 % fald af hensyn til skridsikkerhed. Det er meget vigtigt at der er korrekt fald mod dræn, dvs. at systemet er udført håndværksmæssigt korrekt. Faste gulve med fald og dræn kan også laves med støbeasfalt (profilering ikke nødvendig). De første målinger fra denne staldtype viser også et meget lavt niveau af emission (Farmtest-kvæg nr. 13 2003).

#### **Fjerkræ**

Fjerkræ udskiller primært overskydende kvælstof som urinstof ( $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ). Urinstoffet hydrolyseres til ammoniumkarbonat, som er i ligevægt med ammoniak. I fjerkræstalder kan ammoniakemissionen derfor begrænses ved lav fugtighed i gødningen f.eks. ved tørring.

#### **Høns**

Der er udviklet forskellige bæltesystemer til æglæggende høns i bure. Principperne bygger alle på en hyppig fjernelse af gødningen til et centralt lager og/eller udtørring af gødning på transportbånd vha. blæsere eller ”flapper” (Whisk forced drying, BAT-ref note 4.5.1.5.2). Emissionen kan begrænses med ca. 60% ved disse metoder. Der er imidlertid krav om berigede bure i Danmark, og der er endnu ikke udviklet stalder med gødningstørring til disse staldtyper. Det er derfor vanskeligt i øjeblikket at pege på endnu et system, som er BAT i DK og det vides ikke hvor store reduktioner der kan opnås med gødningstørring i det nye system..

Dybstrøelsessystemer til høns: I Udlandet kombineres Gødningsmætter nogle steder med lufttørring eller med et område med perforeret gulv og tørring af gødning under dette. (BAT ref. note 4.5.1.2 og 4.5.1.3). Disse systemer giver imidlertid meget høje støv-niveauer i stalden og det forventes derfor ikke, at vi accepterer systemerne som BAT i Danmark.

#### **Kyllinger**

1. Begrænse vandspild/optimeret vandtilledning i stalder med gødningsmætter. Dette er pt. det eneste, der betegnes BAT i EU, idet øvrige teknikker enten er meget omkostningstunge eller har negative sideeffekter.

2. Gulvvarme?



I ældre svenske forsøg har man fundet store reduktioner i ammoniakemissionen i gulvvarmesystemer. Gulvvarme har tilsyneladende positiv indvirkning på tilvækst hos kyllingerne og der forventes derfor en vis udbredelse af systemet alene af denne grund.

I hollandske undersøgelser af gulvvarme kombineret med køling i sidste del af vækstperioden kunne man opnå ca. 30% reduktion af emission. Men systemet kunne ikke accepteres som BAT pga. den relativt store investering.

### **Mink**

Gyllerender er nu lovpligtige i minkhaller, men ved optimal udnyttelse af disse vil man kunne reducere ammoniakemissionen.

Med gyllerende og sandbund under burene og daglig tømning udgør kvælstoftabet via ammoniakfordampning:

0,44 g N/dyr/døgn ved 6 grader C

0,62 g n/dyr/døgn ved 16 grader C

Ved ugentlig tømning er kvælstoftabet:

0,59 g N/dyr/døgn ved 6 grader C

1,45 g N/dyr/døgn ved 16 grader C

Kilde: Grøn Viden, Husdyrbrug nr. 22, september 2001

## **Systemer, der kan være relevante ift. eksisterende anlæg såvel som i nye anlæg**

### **Svinestalde**

Optimering af klimaanlæg samt sænkning af temperaturen i staldene

#### *Syretilsætning:*

Svovlsyrebehandling af gylle kan anvendes både i kvæg- og svinestalde. I Danmark er metoden aktuell under afprøvning i to svinestalde, og de første ammoniakmålinger fra afprøvningsstaldene er meget lovende. Målinger viser en reduktion i ammoniakkoncentration mellem 70 og 80 pct. Det betyder i praksis, at der stort set ikke sker fordampning af ammoniak fra gylleoverflader. Den ammoniakfordampning, der kan måles i de svovlsyrebehandlede sektioner stammer derfor fra tilsvinet spaltegulv, inventar og grise.

I en slagtesvinebesætning med delvist spaltegulv er systemet under indkøring. Det tyder foreløbigt på, at ammoniakfordampningen kan reduceres i størrelsesordenen 50-60 pct. Når reduktionen er relativt lavere ved delvist spaltegulv end ved drænet gulv skyldes det, at fordampningen fra gylleoverfladen samlet set udgør en relativ beskedent del sammenlignet med fordampningen fra tilsvinet fast gulv, spaltegulv, inventar og grise.

Der er installeret en del anlæg til svovlsyrebehandling af gylle primært i det Nordjyske. Anlæggene er stillet op både i forbindelse med både svine-, kvæg og minkanlæg. I alt forventes der ved årsskiftet 2003/04 at være 24 anlæg i brug (Poul Pedersen, Danske Slagterier, pers. kom.)

Kommende afprøvninger vil afklare, om systemet på relativ enkel vis kan etableres i eksisterende stalde eller ej. Hvis det viser sig muligt, vil systemet få en væsentlig hurtigere

udbredelse, bl.a. fordi mange af de øvrige ammoniakreducerende tiltag ikke kan etableres i eksisterende stalde.

Sideeffekter: Der opnås højst en beskedent reduktion i lugtemissionen

82

Arbejds miljø: Risiko for svovlbrinte frigivelse ved svigt i beluftning. Det patenterede system er imidlertid forsynet med alarmer og automatisk regulering.

Forsøg der er gennemført i de to sidste år viser at pH-værdien fastholdes under lagring og under udbringning af gyllen. Den samlede reduktion i ammoniakfordampningen er derfor 60-70% i modsætning til andre tiltag som kun har effekt i det enkelte led. Der henvises til [www.landbonord.dk](http://www.landbonord.dk). Gå ind under Planteavl, forsøgsresultater, gødningsforsøg, hhv. 2002 og 2003. I finder forsøgene og klikker her ind på beluftet/ forsuret svinegylle til .. . Af disse resultater ses at der er en stor effekt af forsuring også på udbringningsdelen

#### *Luftvasker/skrubber til rensning af staldluft for ammoniak*

Der er tekniske muligheder for at ”vaske” ammoniak i afgangsluften fra stalde, men der findes endnu ikke et system, som har påvist driftsmæssige og økonomiske forhold over en længere periode. Der er behov for at belyse miljømæssige konsekvenser, både negative og positive, ved indføring af luftvasker i husdyrproduktionssystemet i Danmark. Endvidere bør systemer med mere simple biofiltre undersøges. Disse systemer har en langt større udbredelse i udlandet, men etableres først og fremmest med henblik på reduktion af lugten, hvorimod effektiviteten overfor ammoniak er meget varierende og afhængig af filtermaterialet. Skrubber kan typisk fjerne ca. 90% af NH<sub>3</sub>. Luftvasker/skrubber vil kun være aktuelle i svine- og fjerkræstalder, men ikke i kvægstalde fordi der anvendes naturlig ventilation. Biofiltre kan typisk fjerne 50% NH<sub>3</sub>. Det bemærkes, at der er risiko for udvikling af lattergas i traditionelle biofiltre!

## **Økonomi**

### **Svinestalde**

I nedenstående tabel 2 er der regnet på en produktion af slagtesvin på 250 DE.

Tabellens øverste linie viser et skøn for ammoniaktabet ved konventionel håndtering. Nedenfor denne linie vises, hvilken reduktion det pågældende tiltag forventes at medføre angivet i kg NH<sub>3</sub>-N og i pct. af det oprindelige tab. Herefter anføres den merinvestering, som tiltaget skønnes at medføre ved indførelse i nye stalde. Dette beløb er efterfølgende omregnet til årlige meromkostninger. Disse reduceres med værdien af det kvælstof, der indvindes som følge af tiltaget, da dette vil være til rådighed for udnyttelse i planteavl. Derved fremkommer en netto-meromkostning, som udtrykkes pr. ton gylle, pr. kg. reduceret N emission og pr. produceret slagtesvin. Tallene for fordampningsreduktionerne er forholdsvis usikre og økonomivurderingerne er baseret på skøn og erfaringer, samt i et vist omfang på producentoplysninger. Der er ikke regnet på indførelse af teknologierne i eksisterende stalde, idet sådanne beregninger ville være meget usikre og i visse tilfælde vil det ikke være realistisk, at teknologien indføres i et eksisterende staldanlæg.

Tabel 2. Foreløbige skøn for omkostninger ved tiltag i stalde, 9000 slagtesvin produceret.

	Svovlsyre- behand. delvist spaltegulv	Svovlsyre- behand. drænet gulv	Luftrens- ning svovlsyre	Luftrens- ning biovasker	V-formet Kumme, delvist spaltegulv	Køling+ skraber delvist spaltegulv
Emission ved Trad. System Kg NH <sub>3</sub> –N	3.402	3.969	3.969	3.969	3.402	3.402
Reduktion ved tiltag Kg NH <sub>3</sub> –N	2.041	2.778	3.572	1.985	680	1.021
Red. i pct.	60 <sup>3</sup>	70 <sup>3</sup>	90 <sup>4</sup>	50 <sup>4</sup>	20 <sup>4</sup>	30 <sup>4</sup>
Merinvest. kr.	450.000	450.000	955.000	600.000	225.000	300.000
Årlige Meromk. kr.	91.220	91.220	182.300	101.000	29.850	45.800
Værdi af N i <sup>2)</sup> Reduceret tab	10.200	13.890	17.850	9.925	3.400	5.100
Meromk. netto kr. pr. år	81.020	77.330	164.450	91.075	26.450	40.700
- pr. ton gylle <sup>1)</sup>	20,2	19,3	41,1	22,7	6,6	10,2
- pr. kg red N	39,7	27,8	46,0	45,9	38,9	39,9
- pr. prod. svin	9	8,6	18,3	10,1	2,9	4,5

Kilde: Poul Pedersen, Landsudvalget for Svin og Fødevareøkonomisk Institut.

OBS der er ikke indregnet det reducerede tab fra lager og udbringning som indtægt fra syrebehandlet

<sup>1)</sup> Ved 0,445 ton gylle pr. produceret svin

<sup>2)</sup> Ved 5 kr. pr. kg. reduceret N tab

<sup>3)</sup> Gælder for alle led i tabskæden

<sup>4)</sup> Gælder kun for stalddabet. Tabet i lageret og under udbringning vil være en smule større end normalt fordi der vil forekomme en højere ammoniakkoncentration i gyllen.

Det fremgår, at netto-reduktionsomkostningerne beløber sig til mellem knap 28 og 46 kr. pr. kg reduceret N og mellem 3 og 18 kr. pr. produceret slagtesvin. Det skal bemærkes, at de anførte teknologier ikke uden videre kan sammenlignes på dette grundlag, idet der kan forekomme positive og negative sideeffekter, som nødvendigvis må tages i betragtning. F.eks. er det ikke afklaret, om syrebehandlingen har betydning for levetiden af gyllekanalernes betonsider, og at den primære interesse i luftrensning hidtil har været reduktion af lugtgener.

### Kvægstalde

Ovenstående nye systemer er ikke dyrere at etablere end det nuværende mest udbredte system med spaltegulve og ringkanaler.

### Fjerkræstalde

Eksisterende stalde til kyllinger anvender allerede vandsystemer med begrænset vandspild. Andre BAT-kandidater er ikke etableret i Danmark.

## Mink

Gødningsrendernes udformning kan måske optimeres så der opsamles mere af gødningen end tilfældet er ved de kanaler som pt. markedsføres. Omkostningerne ved dette samt ved hyppig tømning bør undersøges nærmere.

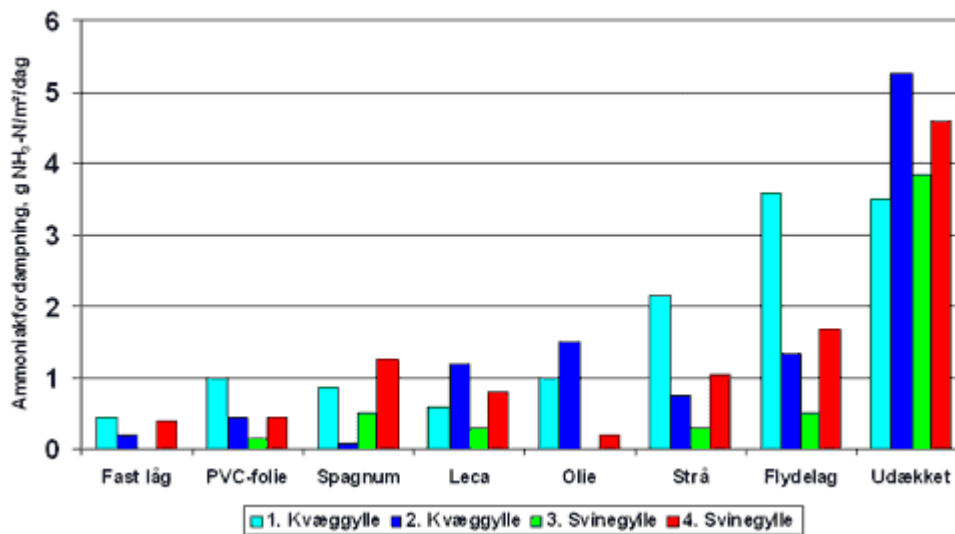
84

## Teknologi til nedbringelse af ammoniakfordampning fra lagre

I og med at der i dag er lovkrav om overdækning eller flydelag på gyllebeholdere vurderes det, at det er en meget begrænset yderligere reduktion af ammoniakemissionen, der kan opnås ad denne vej. Det bemærkes, at hovedparten af husdyrgødningen i dag er gylle. En hollandsk undersøgelse viste, der at der ikke var forskel i ammoniakemissionen ved hhv. overdækning og ved fast flydelag (jf. Torkild Birkmose, Landscentret Panteavl).

Den ovenfor omtalte gylleforsuring forventes også at begrænse ammoniakemissionen fra lageret, idet pH holdes konstant under 6 i hele lagringsperioden. Til gengæld er der ikke noget naturligt flydelag på forsuret gylle, hvorved der evt. kan forekomme øgede lugtgener fra lageret.

Figur 1. En effektiv overdækning reducerer også lugten fra ejendommen



Kilde: Beretning fra Statens Planteavlsvforsøg nr. 6 2209-1992.

Fra lagre af fast svinegødning er der målt tab på ca. 25% af det totale kvælstofindhold i gødningen og på dybstrøelse er der målt tilsvarende tab af ammoniak. Fra fast kvæggødning er der tilsyneladende ikke så stort et tab. Således viser en enkelt undersøgelse, at der kun tabes ca. 5% af det totale kvælstofindhold i denne gødning.

Ammoniakemissionen fra lagre af fast gødning kan begrænses ved at reducere luftskiftet. Dette kan gøres ved komprimering og/eller overdækning.

Ved komprimering fra 450 til 700 kg m<sup>3</sup> reduceres ammoniaktabet fra 27% til 5% af total-N.

Overdækning med presenning eller kompostdug af markstakke (lovkrav fra 1/8-2004) kan reducere ammoniaktabet til ca. 50% af tabet fra udækket komposterende dybstrøelse. Dette øger imidlertid samtidig emissionen af lattergas.

### Ammoniakfordampning fra udbringning

Ammoniakfordampningen under udbringning er under stor indflydelse af klima og jordforhold. Er vejret varmt og blæsende er ammoniakfordampningen stor og gødningen skal hurtigst muligt i jorden. Det er et dilemma, fordi man ønsker at vente med at køre på jorden til den er farbar, så man undgår strukturskader i jorden. I flg. husdyrgødningsbekendtgørelsen må der ikke udbringes husdyrgødning efter høst og frem til 1. februar undtagen i frøgræsmarker og til vinterraps. Husdyrgødning udbragt på sort jord skal indarbejdes indenfor 6 timer. Bredspredning er ikke tilladt fra om med 1. august 2003.

Ammoniaktabet ved forskellige udbringningsmetoder og tidspunkter er angivet i tabel 3 (DMUs emissionsopgørelser for 2002. Tallene er baseret på oplysninger fra Danmarks JordbrugsForskning). Som det ses findes det største ammoniaktab ved udbringning når husdyrgødningen ikke nedbringes i jorden og i løbet af sommeren.

Tabel 3. Ammoniaktab i procent af total N indhold i husdyrgødningen ved forskellige udbringningsmetoder og tidspunkter

Gødnings type	Metode	Afgrødes tatus-	Udbringningstidspunkt	Henliggetid, timer	% tab
Flydende gødning	Ned-fældes	-/+	Vinter-forår	0	2
		-/+	Sommer-efterår	0	2
Slæbe-slanger		-	Vinter-forår	< 6 timer	5,2
		-	Vinter-forår	> 6 timer	10,5
		-/+	Vinter-forår	Ikke nedbragt	20,5
		+	Forår-sommer	Ikke nedbragt	6,5
		+	Sensommer-efterår	Ikke nedbragt	2,5
		-	Sensommer-efterår	< 6 timer	7,2
		-	Sensommer-efterår	> 6 timer	20,5
		-	Sensommer-efterår	Ikke nedbragt	25,5
Fast gødning	Bredspredning	-	Vinter-forår	< 6 timer	3,3
		-	Vinter-forår	> 6 timer	6
		-	Vinter-forår	Ikke nedbragt	11
		+	Forår-sommer	Ikke nedbragt	16
		+	Sensommer-efterår	Ikke nedbragt	16
		-	Sensommer-efterår	< 6 timer	4,3
		-	Sensommer-efterår	> 6 timer	11
		-	Sensommer-efterår	Ikke nedbragt	13,5

Kilde: DMUs emissionsopgørelser på baggrund af oplysninger fra Danmarks JordbrugsForskning

Siden slutningen af 80'erne er en stadig større andel af husdyrgødningen udbragt om foråret (figur 2A) samt afgrøde status ved udbringning (figur 2B). Denne udvikling er nu kulmineret, og det må forventes at den maksimale mængde, der udbringes om foråret er nået med ca. 80%

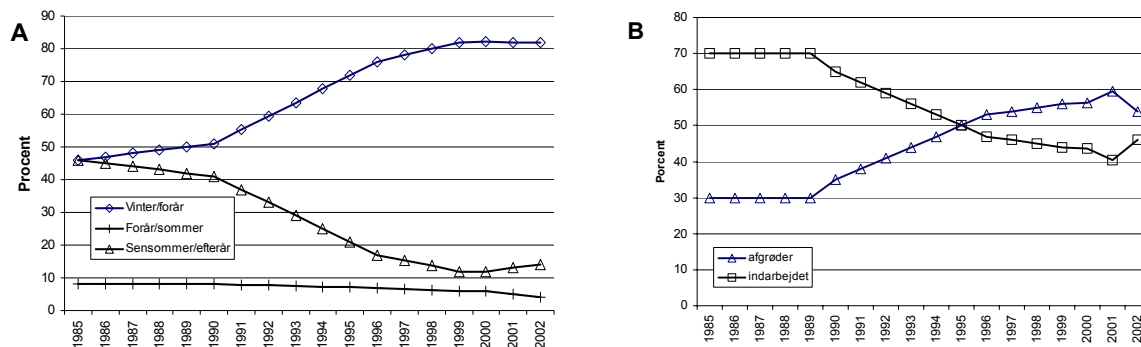
af husdyrgødningen. En stigende andel er endvidere udbragt i voksende afgrøder, hvor husdyrgødningen ikke nedbringes, hvilket har betydet en flytning mod højere emissionstab. Fra 2001 til 2002 er andelen udbragt i voksende afgrøder og som ikke nedbringes for første gang faldet. Det kan tillægges at en større andel nedfældes (20% i 2002) hvilket i figuren er indlagt ,som udbragt på bar jord. Andelen, der nedfældes, forventes at stige til 30-40% i løbet af de næste 6-8 år.

Fra 1985 til 2001 er den samlede emission af ammoniak fra husdyrgødning reduceret med 26% til 62.100 tons  $\text{NH}_3\text{-N}$ . Ammoniaktabet fra udbringning er i samme periode reduceret med 45% fra 39.600 til 23.600 tons  $\text{NH}_3\text{-N}$ . Reduktionen skyldes både krav om indarbejdelse i jorden inden for 6 timer, forbud mod bredspredning, at en større del nedfældes samt et mindre N indhold i husdyrgødningen, som følge af forbedret foderudnyttelse. Modsat trækker anvendelsen af slangeudlægning i voksende afgrøder, hvor husdyrgødningen ikke indarbejdes i jorden. Denne andel er i 2001 opgjort til 60% af al flydende gødning.

På grund af, at det ikke er økonomisk rentabelt at nedfælde i kornafgrøder, forventes nedfældningen at være koncentreret omkring sortjord og græsmarker.

På denne baggrund forventes der et yderligere fald i emissionen fra udbringning frem til 2012, så emissionen vil omfatte 18.900 tons  $\text{NH}_3\text{-N}$  eller et fald på 4.700 tons  $\text{NH}_3\text{-N}$  fra 2001 til 2012.

Figur 2. Tidspunkt for udbringning af husdyrgødning (A) og afgrødestatus ved udbringning (B).



Kilde: Steen Gyldenkerne, DMU, 2003

### Forsøgsresultat

Forsøg med nedfældning af kvæggylle i græs på DJF-Bygholm viste i 1999, at ammoniakfordampningen blev reduceret med 27 til 56 pct. i forhold til slangeudlægning. I 2000 var reduktionen mellem 16 og 76 pct. Generelt var fordampningstab større i 2000 end i 1999. Angiveligt skyldes dette et højere tørstofindhold og et højere ammoniumindhold i den gylle, som blev anvendt i 2000.

Forsøgene understregede, at hvis gylle ikke nedfældes tilstrækkelig grundigt, vil effekten af nedfældningen være meget begrænset. I nedenstående tabel er vist omkostningerne for slangeudlægning og nedfældning af gylle.

## Økonomi

Hovedresultaterne af en prisundersøgelse fremgår af tabel 4:

87

Tabel 4. Gennemsnittet af fakturerede priser for i alt 52 gylleudbringninger fordelt over fire områder i Jylland. Angivet i kr. pr. ton gylle udbragt.

	Slangeudlægning		Sortjordsnedfældning		Græsmarksnedfældning	
	Antal	Pris, kr.	Antal	Pris, kr.	Antal	Pris, kr.
Varde	5	12,23	8	16,04	6	18,50
Skive	5	14,45	6	18,27	5	20,72
Grindsted	2	11,30	4	15,11	2	17,56
Løgumkloster	3	11,57	2	15,39	4	17,84
I alt	15	12,38	20	16,20	17	18,65
Merpris for nedfældning		-		3,82		6,27

Kilde: Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret, 2000

Det fremgår af tabellen, at det i gennemsnit har været 3,82 kr. dyrere at få udbragt gylle med sortjordsnedfælder end med slæbeslanger og tilsvarende 6,27 kr. dyrere at få gyllen udbragt med græsmarksnedfælder. I gennemsnitsberegningen er tallene vægtet til samme køreafstand mellem påfyldningsstedet og marken (1.140 meter hver vej) for alle tre udbringningsmåder. I realiteten har den gennemsnitlige afstand været 1.350 meter ved slangeudlægning, 1.250 meter ved sortjordsnedfældning og 820 meter ved græsmarksnedfældning.

Undersøgelser foretaget ved Landscentret har vist, at det i øjeblikket ikke er økonomisk at nedfælde gylle i voksende kornafgrøder, fordi merindtægten fra sparet kvælstof ikke opvejer de øgede omkostninger og skader på afgrøden.

## **Kilder**

Beretning fra Statens Planteavlfsforsøg nr. 6 2209-1992

88

Integrated Pollution Prevention Control (IPPC) Reference Documents on Best Available Technique for Intensive Rearing of Poultry and Pigs. European Commission, July 2003.

Forberedelse af Vandmiljøplan III – Teknologiske virkemidler til nedbringelse af næringsstofbelastningen, Afrapportering fra undergruppe F 3.

Beretning fra Statens Planteavlfsforsøg nr. 6 2209-1992.

Farmtest-kvæg nr. 13, 2003. Emission af ammoniak og drivhusgasser fra naturligt ventilerede kostalde. Dansk Landbrugsrådgivning 2003 (under trykning).

Bramm, C. R., Ketelaars J.J.M:H and Schmidt M.C. J., Netherlands, 1997. Journal of Agricultural Science 45 (49- 64)

Gyldenkerne, Steen, DMU, Diverse bidrag

Tybirk, Per Landsudvalget for Svin, Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret, Svin. Konferencebilag, Miljøoptimeret gylle, 2003



Dansk Landbrug

9. jan. 2004  
JMA\Miljø\Bufferzone\0003jma**N-deposition fra mark**

I papiret gøres der rede for ammoniakemission fra marker gødsket med husdyrgødning samt den afledte N-deposition (merdeposition) på de tilstødende arealer. Ammoniakemissionen er opgjort ud fra den maksimale mængde af udbragt husdyrgødning inden for harmonikravsbestemmelserne under hhv. den værste, den bedste og den gennemsnitlige udbringningspraksis. Den afledte merdeposition er estimeret fra marker under forskellige forudsætninger. Desuden er effekten af variationen i vindretninger inddraget.

**Ammoniakemission under og efter udbringning af husdyrgødning**

Emissionen fra udbragt husdyrgødning er betinget af gødningens indhold af ammonium, gødningens pH-værdi, udbringningsmetoden, gødningens henliggetid inden nedbringning, temperaturen, luftfugtighed, jordens beskaffenhed mv. Ved estimeringen af emissionen generaliseres forholdene ofte til udbringningsmetode, udbringningstidspunkt, gødningens henliggetid og afgrødestatus ved udbringning af hhv. fast og flydende gødning.

I følge Husdyrgødningsbekendtgørelsen skal husdyrgødning nedbringes inden for de første 6 timer, og pr. 1. august 2003 er det ikke længere muligt at bredsprede gylle og ajle. På det grundlag kan udfaldsrummet for udbragt husdyrgødning skitseres som vist i tabel 1.

*Tabel 1. Ammoniakemission under og efter udbringning af husdyrgødning (Sommer, 1998 & pers. kom.)*

Årstid	Afgørde- status	Gødningens hen- liggetid inden nedbringning <sup>1</sup>	Udbringningsmetode		
			Gylle og ajle		Fast gødning, bredspreddt
			Slangeudlagt	Nedfældet	
----- NH <sub>3</sub> -N i pct. af N ab lager -----					
Forår	-	< 6 timer	5	2	3
Forår	+	Ingen nedbringning	21	2	11
Forår-sommer	+	Ingen nedbringning	7	2	16
Sensommer-efterår	+	Ingen nedbringning	3	2	16
Sensommer-efterår	-	< 6 timer	7	2	4

<sup>1)</sup> Angivelsen af henliggetid gælder selvsagt ikke for nedfældere.

Anm. *Sensommer-efterår* dækker perioden indtil høst eller indtil 15. oktober, jf. lovgivningen.

Af tabel 1 fremgår det, at emissionen fra udbragt gylle og ajle varierer mellem 2 og 21 pct. af N ab lager. Tidligere undersøgelser har vist, at omkring 85 pct. af gyllen udbringes om foråret, hvoraf ca. 40 pct. udbringes i voksende afgrøder med slæbeslanger eller bredspredes (Landboforeningerne, 2002). Økonomiske analyser har endvidere vist, at det er mest hensigtsmæssigt at nedfælde gylle på sort mark og udbringe gylle med slæbeslanger i voksende afgrøder (Landbrugets Rådgivningscenter, 2001). På den baggrund er der god grund til at tro, at den hidtidige bredspredte gylle fremover vil blive slangeudlagt i voksende afgrøder og nedfældet på bar mark. Herved vil den gennemsnitlige emission umiddelbart falde til 11 pct. af N ab lager. Niveauet må imidlertid forventes at falde yderligere over tid. Det skyldes, at slangeudlagt gylle på bar mark i større omfang må forventes at blive nedfældet, idet det er mere lønsomt. Sidstnævnte vurdering er sammenfaldende med Illerup *et al.* (2002).

Ammoniaktabet fra fast gødning under og efter udbringningen varierer mellem 3 og 16 pct. af N ab lager. Omkring 2/3 af den faste gødning udbringes om foråret og resten om efteråret. Hovedparten af den faste gødning udbringes på bar mark; kun 10-15 pct. af den faste gødning udbringes i voksende afgrøder, og i disse tilfælde vil udbringningen hyppigst finde sted om foråret. P.t. udgør ammoniaktabet fra udbragt fast gødning i gennemsnit 6 pct. af N ab lager for såvel dybstrøelse som fast staldgødning (Landboforeningerne, 2002).

Loftet over mængden af udbragt husdyrgødning er bestemt af Husdyrgødningsbekendtgørelsens harmonikravsbestemmelser. Med de nuværende regler må der maksimalt udbringes husdyrgødning svarende til 1,7 dyreenheder (DE) pr. ha på kvægbrug. Hvis mere end 70 pct. af bedriftens gødningseggede areal består af roer, græs og græsefterafgrøder, udgør græsen dog 2,3 DE pr. ha. For øvrige brug må der maksimalt udbringes husdyrgødning svarende til 1,4 DE pr. ha<sup>12</sup>. En DE svarer i princippet til 100 kg N ab lager, men da fodereffektiviteten til stadighed forbedres, vil gødningens indhold af kvælstof falde over tid<sup>13</sup>.

På den baggrund kan den maksimale ammoniakemission fra den flydende gødning - alt afhængig af udbringningspraksis - opgøres til mellem 5 og 47 kg N pr. ha for kvæggødning og mellem 3 og 29 kg N pr. ha for husdyrgødning af anden herkomst, jf. tabel 2. Ved den gennemsnitlige udbringningspraksis udgør ammoniakemissionen 25 kg N pr. ha for kvæggødning og 15 kg N pr. ha for øvrig gødning ved gødskning til harmonikravsgrænsen. For den faste gødning varierer den maksimale ammoniakemissionen mellem 8 og 37 kg N pr. ha for kvæggødning og mellem 5 og 22 kg N pr. ha for gødning af anden herkomst. Ved den gennemsnitlige udbringningspraksis udgør ammoniakemissionen maksimalt 14 kg N pr. ha for kvæggødning og 8 kg N pr. ha for den øvrige faste gødning.

<sup>12</sup> Det er dog indtil 1. august 2004 muligt at udbringe pelsdyr- og fjerkrægødning svarende til 1,7 DE pr. ha.

<sup>13</sup> Hanne Damgaard Poulsen *et al.* (2003) skønner, at N-udskillelsen fra husdyrgødningen kan reduceres med 23.000 tons N frem mod 2010 ved uændret produktion, hvoraf halvdelen af reduktionen forudsætter en yderligere indsats. Reduktionen på 23.000 tons N svarer til ca. 8-9 pct. Det er især gødningens indhold af ammoniumkvælstof, som reduceres. Effekten på ammoniakemissionen vil derfor være større, idet hovedparten af gødningen håndteres som gylle, hvor ammoniumindholdet er grundlaget for ammoniakemissionen.

Tabel 2. Ammoniakemission under og efter udbringning af husdyrgødning ved udbringning af husdyrgødning til harmonikravsgrænsen 91

Årstid	Afgørde-status	Gødningens henliggetid inden nedbringning <sup>1</sup>	Udbringningsmetode		
			Gylle og ajle		Fast gødning, bredspredd
			Slangeudlagt	Nedfældet	
----- kg HH <sub>3</sub> -N pr. ha -----					
<b>2,3 DE pr. ha</b>					
Forår	-	< 6 timer	12	5	8
Forår	+	Ingen nedbringning	47	5	25
Forår-sommer	+	Ingen nedbringning	15	5	37
Sensommer-efterår	+	Ingen nedbringning	6	5	37
Sensommer-efterår	-	< 6 timer	17	5	10
<b>1,4 DE pr. ha</b>					
Forår	-	< 6 timer	7	3	5
Forår	+	Ingen nedbringning	29	3	15
Forår-sommer	+	Ingen nedbringning	9	3	22
Sensommer-efterår	+	Ingen nedbringning	4	3	22
Sensommer-efterår	-	< 6 timer	10	3	6

<sup>1)</sup> Angivelsen af henliggetid gælder selvsagt ikke for nedfældere.

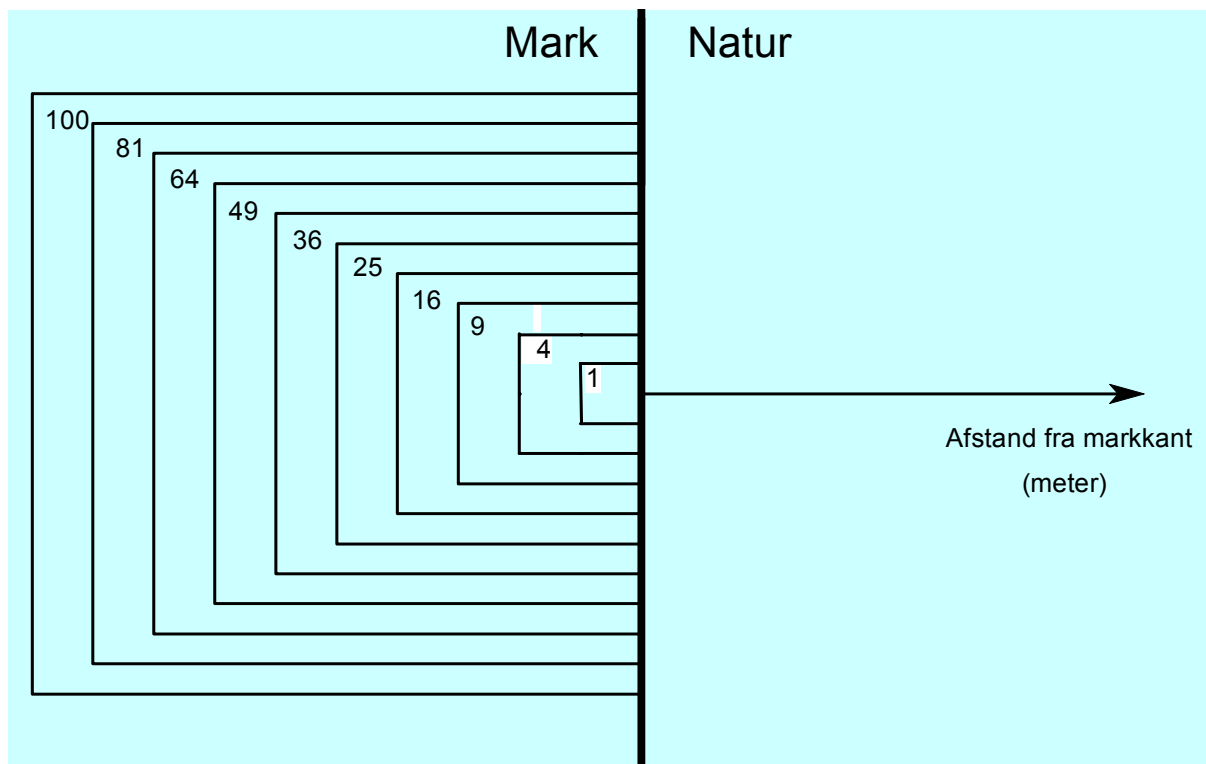
Anm. *Sensommer-efterår* dækker perioden indtil høst eller indtil 15. oktober, jf. lovgivningen.

I forhold til det ovenstående kan det indvendes, at det for flere afgrøder er muligt at udbringe mere end hhv. 230 og 140 kg N pr. ha i husdyrgødning. Fx vil udbringning af husdyrgødning til vinterkorn kunne andrage 400 kg N i dybstrøelse, idet gødningsnormen udgør næsten 180 kg N til vinterkorn og kravet til N-udnyttelsen i dybstrøelse udgør 45 pct. (Plantedirektoratet, 2002). Imidlertid vil hensyntagen til udnyttelsen af fosfor og kalium i husdyrgødningen indebære, at husdyrgødningen ikke vil blive tilført det samme areal år efter år. Over tid vil der derfor maksimalt blive udbragt husdyrgødning svarende til harmonikravsgrænsen.

### N-deposition fra udbragt husdyrgødning

I det følgende belyses N-depositionen (merdepositionen) fra udbragt husdyrgødning i vinkelret afstand fra markkant ved en markstørrelse med henholdsvis 1 ha (100 \* 100 meter), 4 ha (200 \* 200 meter), 9 ha (300 \* 300 meter), 16 ha (400 \* 400 meter) ... og 100 ha (1.000 \* 1.000 meter). Den varierende markstørrelse (eller rettere markmosaik ved større arealer) skal anskueliggøre effekten på depositionen ved større markarealer. Depositionen er beregnet ved hjælp af NDEP2, jf. Asman (1999), men med en skal, som implicit opløser emissionen fra mark til 10<sup>6</sup> punktkilder.

Depositionen estimeres i første ombæring på grundlag af en gennemsnitlig vindretning. Senere tages der også hensyn til de fremherskende vindretninger baseret på dansk meteorologi for perioden 1974-84 (Asman, 1999).



Figur 1. Principskitse fra estimeret merdeposition fra udbragt husdyrgødning på mark i vinkelret afstand fra kvadratisk mark på hhv. 1, 4, 9, 16, ... og 100 ha

Konstruktionen indebærer, at naturarealet kun modtager ammoniak fra en side svarende til at naturarealet ligger i udkanten af landbrugsarealet. For naturtyper, der er placeret som øer i agerlandet, vil belastningen selvsagt være større. Niveaulet vil selvsagt være betinget af 'øens' størrelse. Ved meget store øer vil den depositionscurve, der kan dannes på grundlag af figur 1, være retvisende. Ved mellemstore øer vil merdepositionen ved markkant tilnærmelsesvis være korrekt, men i større afstand fra markkanten vil merdepositionen være op til 4 gange så stor. Og ved helt små øer vil merdepositionen ved markkant være noget nær dobbelt så stor. Forholdet er belyst senere i papiret.

Depositionen er estimeret på grundlag af emissionen ved den størst mulige udbringning af husdyrgødning. Dvs. gødskning med husdyrgødning til harmonikravsgrænsen. Da harmonikravsgrænsen er forskellig for kvæg og andre husdyrkategorier, herunder svin er der sondret mellem kvæg- og svinegødning. Endvidere er der skelnet mellem den værst mulige udbringningspraksis, den bedst mulige udbringningspraksis og den p.t. gennemsnitlige udbringningspraksis. Af hensyn til antallet af beregninger er der alene fokuseret på udbragt gylle, som er den mest hyppige gødningshåndtering<sup>14</sup>.

<sup>14</sup> Flydende gødning giver p.t. også anledning til en større emission end fast gødning og dermed en større deposition. I en reguleringsmæssig sammenhæng er det derfor mest hensigtsmæssigt at fokusere på den flydende gødning.

På den baggrund er der opstillet 6 scenarier:

- Udbragt kvæggylle svarende til 2,3 DE pr. ha
  1. med værst mulig udbringningspraksis (47 kg NH<sub>3</sub>-N pr. ha),
  2. med bedst mulig udbringningspraksis (5 kg NH<sub>3</sub>-N pr. ha) og
  3. med p.t. gennemsnitlig udbringningspraksis (25 kg NH<sub>3</sub>-N pr. ha).
- Udbragt svinegylle svarende til 1,4 DE pr. ha
  4. med værst mulig udbringningspraksis (29 kg NH<sub>3</sub>-N pr. ha),
  5. med bedst mulig udbringningspraksis (3 kg NH<sub>3</sub>-N pr. ha) og
  6. med p.t. gennemsnitlig udbringningspraksis (15 kg NH<sub>3</sub>-N pr. ha).

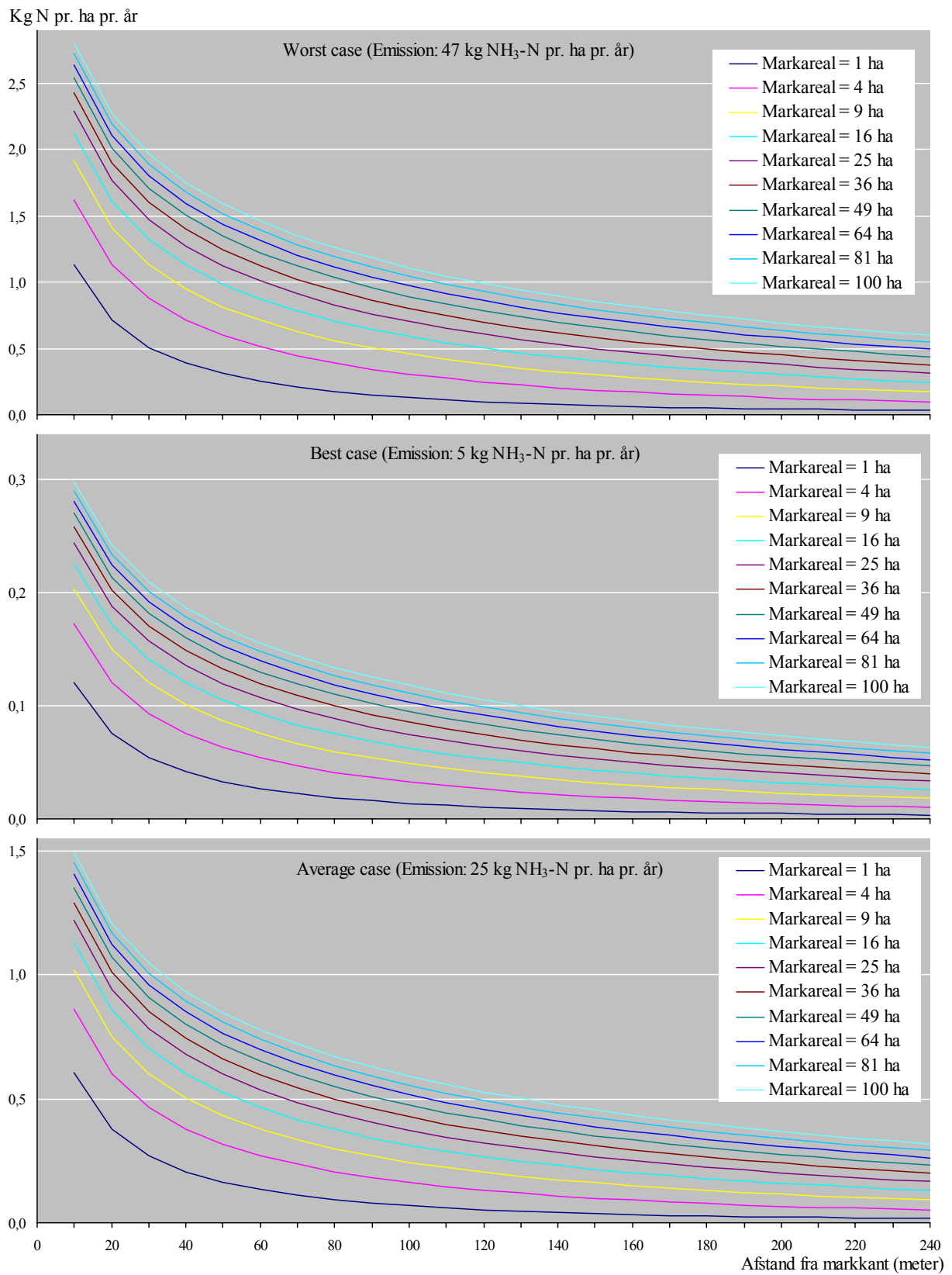
Begrundelsen for valg af scenarier er flersidet: *For det første* er det ønsket at anskueliggøre den størst mulige emission inden for de nuværende lovgivningsrammer. Derfor fokuseres der på størst mulig mængde udbragt husdyrgødning med den værst mulige udbringningspraksis. Da mængden af udbragt husdyrgødning er betinget af husdyrkategori skelnes der mellem kvæg og andre husdyr kategorier, herunder svin. *For det andet* er det væsentligt at påpege effekten af at anvende den bedst mulige udbringningspraksis (nedfældning). Det er særlig relevant, når det tages i betragtning, at nedfældning fortsat bliver mere almindeligt i takt med at eksisterende udstyr udskiftes. Og endelig *for det tredje* kan det være hensigtsmæssigt at anskueliggøre effekten af den gennemsnitlige udbringningspraksis anno 2003 ved udbringning af husdyrgødning til harmonikravsgrænsen.

Estimaterne fra udbragt **kvæggylle** fremgår af omstående figur 2. Udgør markarealet 1 ha, vil merdepositionen med den værst mulige udbringningspraksis udgøre 1,1 kg N pr. ha i 10 meters afstand fra markkanten. Ved en markstørrelse eller rettere markmosaik på 100 ha vil merdepositionen udgøre 2,8 kg N pr. ha i samme afstand.

Af figuren ses, at effekten af markstørrelsen er aftagende; fra 1 ha til 4 ha stiger merdepositionen med 0,5 kg N pr. ha og fra 81 til 100 ha stiger merdepositionen med knap 0,1 kg N pr. ha. Det mindre bidrag fra de sidste arealer skyldes selvsagt opblanding/fortynding af ammoniakken, som tiltager med afstanden fra kilden.

Det ses også af figuren, at merdepositionen fra større marker falder hurtigere. På 10 meters afstand udgør forskellen i merdepositionen 1,7 kg N pr. ha mellem 1 og 100 ha; i 100 meters afstand fra markkant er forskellen reduceret til 1 kg N pr. ha.

Et tilsvarende billede tegner sig ved anvendelse af den bedst mulige udbringningspraksis (nedfældning). Depositionsniveauet er blot mindre. Emissionsniveauet er 9,4 gange mindre og følgelig er depositions niveauet ligeledes 9,4 gange mindre. Det er imidlertid ikke irrelevant at kunne konstatere, at anvendelse af bedst mulig udbringningspraksis gør det muligt at reducere merdepositionen til mellem 0,1 og 0,3 kg N pr. ha i 10 meters afstand fra markkant selv om der udbringes husdyrgødning svarende til harmonikravsgrænsen.



Figur 2. Merdeposition i vinkelret afstand fra kvadratisk mark på 1, 4, 9, 16, ... og 100 ha ved maksimal tilførsel af kvæggylle (Estimeret via NDEP2, jf. Asman, 1999)

Ved vurdering af effekten af markstørrelsen er det også nødvendigt at vurdere sandsynligheden for at alle marker tilføres maksimal mængde husdyrgødning og at alt husdyrgødning ud-bringes med hhv. den dårligste eller den bedste udbringningspraksis. Betragtes meget husdyrintensive områder er maksimal tilførsel af husdyrgødning på alle arealer meget plausibelt; i mindre intensive områder må det derimod forventes, at 'kvoten' for udbragt husdyrgødning ikke er opbrugt på alle arealer, og følgelig vil emissionen og den afledte deposition være overestimeret. Da der opereres med en harmonikravsgrænse på 2,3 DE pr. ha, må det forventes, at det er et begrænset antal områder i landet, hvor kvægbrug forvolder en husdyrintensitet på 2,3 DE pr. ha eller mere. I gennemsnit hører kvægbrug således til de husdyrbrug, hvor husdyrintensiteten er mindst, jf. Danmarks Statistik (2003).

Sandsynligheden for at den udbragte husdyrgødning sker med hhv. værst mulig eller bedst mulig udbringningspraksis på hele markmosaikken er derimod mindre plausibel uanset husdyrtæthed. Da hovedparten af husdyrgødningen udbringes om foråret, er valget af udbringningsmetode også betinget af afgrøderne. På sort mark før vårsæd nedbringes den slangeudlagte gødning inden for 6 timer, hvorved emissionen og dermed den afledte deposition reduceres til en fjerdedel af resultatet ved den værst mulige udbringningspraksis. I vintersæd vil det omvendt ikke være lønsomt at anvende nedfælder. I stedet vil gødningen blive udbragt med slæbeslanger uden nedbringning tidligt om foråret, hvor emissionen vil være høj på grund af afgrødens ringe lævirkning, eller i det sene forår, hvor emissionen vil være lavere på grund af afgrødens lævirkning. Da der er lille sandsynlighed for, at hele markmosaikken består af enten vårsæd eller vintersæd, må risikoen/muligheden for at anvende hhv. værst og bedst mulig udbringningsmetode på hele arealet antages at være lille.

Den maksimale deposition på et lille markareal vil altså alene være betinget af den specifikke udbringningspraksis, hvor hhv. bedst mulig og værst mulig udbringningspraksis udgør udfaldsrummet. Ved større markarealer må udfaldsrummet forventes at blive indskrænket som følge af bindinger i forhold til afgrøden. Ved disse indskrænkninger vil emissionen for nogle af markerne reduceres til en fjerdedel af emissionen ved den værst mulige udbringningspraksis og øges med en faktor 3-10 ved den bedst mulige udbringningspraksis. Det gør det mere sandsynligt at operere med gennemsnitlig udbringningspraksis ved større markmosaik.

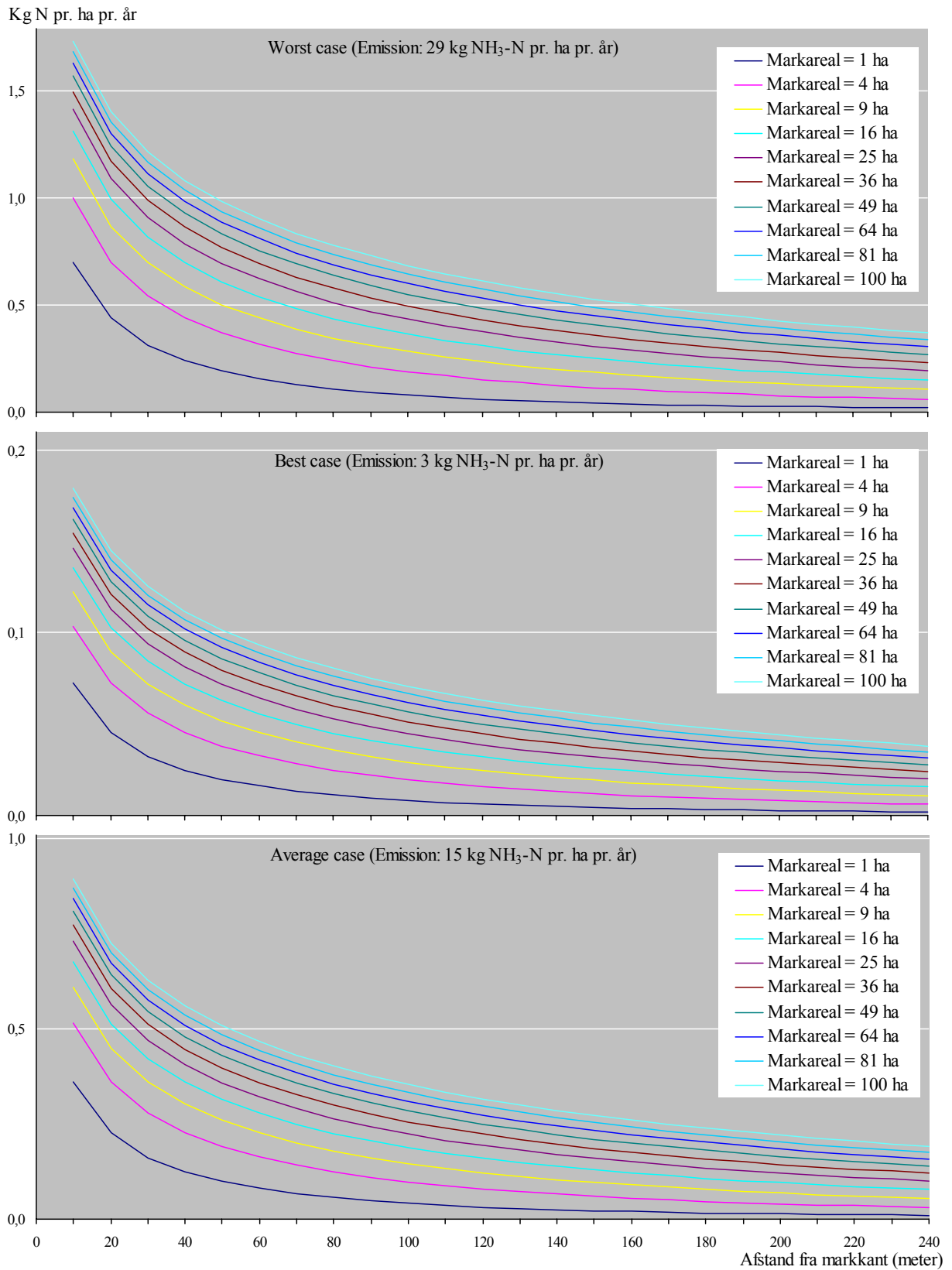
Af sidste del af figur 2 fremgår det, at merdepositionen ved maksimal tilførsel af kvæggylle ved anvendelse af gennemsnitlig udbringningspraksis udgør 1,5 kg N pr. ha ved en markmosaik på 100 ha. Den aftagende merdeposition i takt med afstanden fra markkanten følger samme forløb som gælder for den værst og bedst mulige udbringningspraksis.

Estimaterne for udbragt **svinegylle** fremgår af figur 3. Da den maksimalt mulige udbragte mængde svinegylle er mindre end for kvæggylle (knap 40 pct.), er merdepositionen - alt andet lige - knap 40 pct. mindre for svinegylle i forhold til kvæggylle.

Ved den værst mulige udbringningspraksis varierer merdepositionen i 10 meters afstand fra markkanten fra 0,7 kg N pr. ha ved en markstørrelse på 1 ha til 1,7 kg N pr. ha ved en markstørrelse på 100 ha. Ved den bedst mulige udbringningspraksis varierer merdepositionen i 10 meters afstand fra markkant fra 0,1 kg N pr. ha ved en markstørrelse på 1 ha til 0,2 kg N pr. ha ved en markstørrelse på 100 ha.

Igen er der behov for at vurdere sandsynligheden for, at der ved en markmosaik på 100 ha udbringes maksimalt mulig husdyrgødning på alle marker, og at der anvendes hhv. bedst mulig og værst mulig udbringningspraksis på alle arealer. Da harmonikravsgrænsen for svinehold 'kun' andrager 1,4 DE pr. ha, må niveauet anses for meget sandsynlig i husdyrintensive områder. I områder, hvor der også er kvægbrug, kan der endog være tale om, at nogle af arealerne vil blive tilført mere husdyrgødning end det der svarer til 1,4 DE pr. ha. Herved undervurderes emissionen og dermed depositionen. 96





Figur 3. Merdeposition i vinkelret afstand fra kvadratisk mark på 1, 4, 9, 16, ... og 100 ha ved maksimal tilførsel af svinegylle (Estimeret via NDEP2, jf. Asman, 1999)

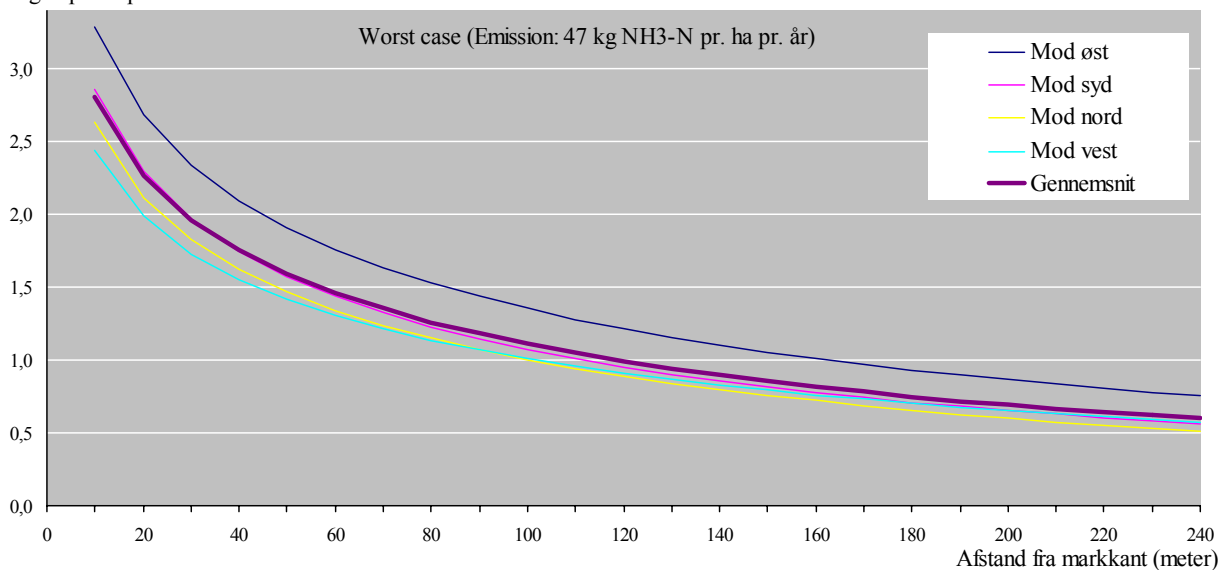
Sandsynligheden for at hele markmosaikken anvender hhv. bedst mulig og værst mulig udbringningspraksis er derimod lige så usandsynlig som det er for kvægbrug. Nedbringning af slangeudlagt gylle på sort mark på nogle arealer vil reducere den størst mulige emission, ligesom slangeudlagt gylle i vintersæd om foråret frem for nedfældning vil øge den mindst mulige ammoniakemission.

Ved større markmosaik er det altså igen mere hensigtsmæssigt at operere med en gennemsnitlig udbringningspraksis, jf. sidste del af figur 3. Af figuren fremgår det, at den maksimalt udbragte gødningsmængde vil give anledning til en merdeposition på 0,9 kg N pr. ha i en afstand fra markkant på 10 meter.

#### Effekten af de fremherskende vindretninger

Ovenstående estimerer er baseret på gennemsnitlige vindretninger uden hensyntagen til de fremherskende vindretninger. I Danmark kommer vinden imidlertid hyppigt fra vest, hvilket bevirker, at depositionen vil være større i østlig retning og omvendt. Dette er anskueliggjort i nedenstående figur 4 på grundlag af gennemsnitlige vejrforhold<sup>15</sup>. I eksemplet er der taget udgangspunkt i den størst mulige emission med den værst tænkelige udbringningspraksis (slangeudlagt gylle svarende til 2,3 DE pr. ha om foråret i voksende afgrøder) fra en markmosaik på 100 ha, men proportionerne gælder også ved et lavere emissionsniveau.

Kg N pr. ha pr. år



Figur 4. Merdeposition i vinkelret afstand fra kvadratisk mark på 100 ha ved maksimal tilførsel af kvæggylle (Estimeret via NDEP2, jf. Asman, 1999)

I 10 meters afstand fra markkant vil merdepositionen i gennemsnit udgøre 2,8 kg N pr. ha pr. år. Variationen svinger imidlertid mellem 3,3 kg N pr. ha i østlig retning til 2,4 kg N pr. ha i vestlig retning. Forskellen i merdepositionen i forhold til gennemsnittet udgør 17 pct. i østlig retning og 13 pct. i vestlig retning.

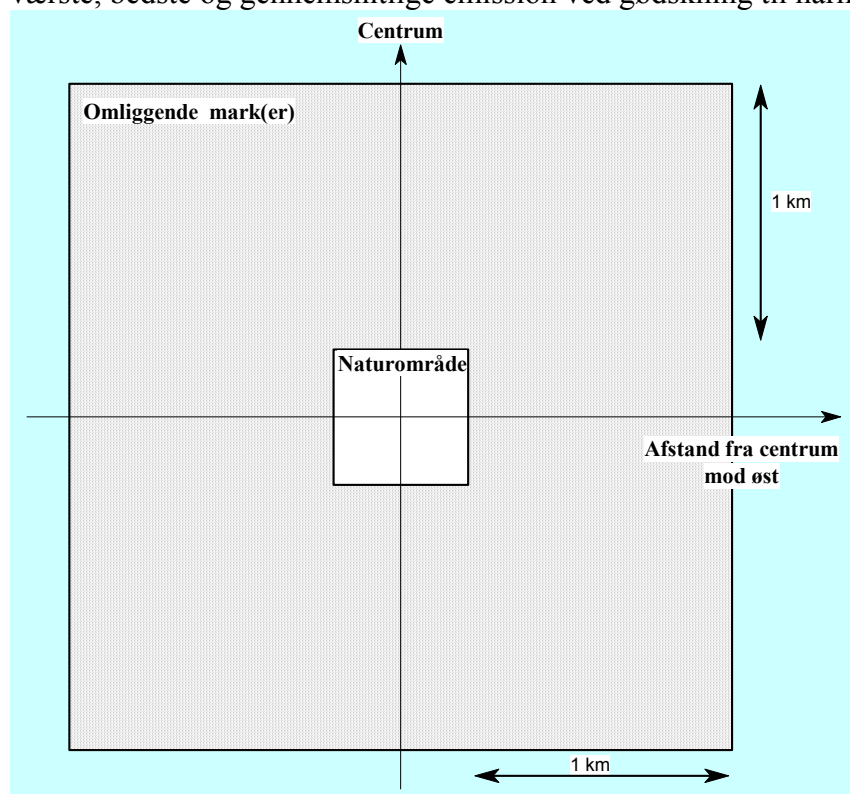
<sup>15</sup> NDEP2 estimerer den afledte N-deposition i specificerede punkter på grundlag af punktkildens placering og styrke, hvor vindforholdene implicit reflekteres. Figur 2 og 3 er således reelt dannet som gennemsnittet af flere punkter (vindretninger).

Vindretningens indflydelse på merdepositionen er størst tæt på kilden. Forskellen mellem gennemsnittet og depositionen i østlig retning udgør  $\frac{1}{2}$  kg N pr. ha i 10 meters afstand fra markkant; i 90 meters afstand er forskellen reduceret til det halve. I vestlig retning udgør forskellen til den gennemsnitlige deposition knap 0,4 kg N pr. ha; i 50 meters afstand er forskellen reduceret til halvdelen.

Ovenstående effekter af de respektive vindretninger gælder ved den størst mulige emission fra en markmosaik på 100 ha. Som tidligere nævnt er det ikke særlig sandsynligt, at der på alle marker tilføres maksimal mulige mængder kvæggylle samtidig med at den værste mulige udbringningspraksis bringes i anvendelse. Forskellene i forhold til gennemsnittet målt i absolutte talstørrelser vil derfor være mindre, selv om de relative forskelle vil være uforandrede.

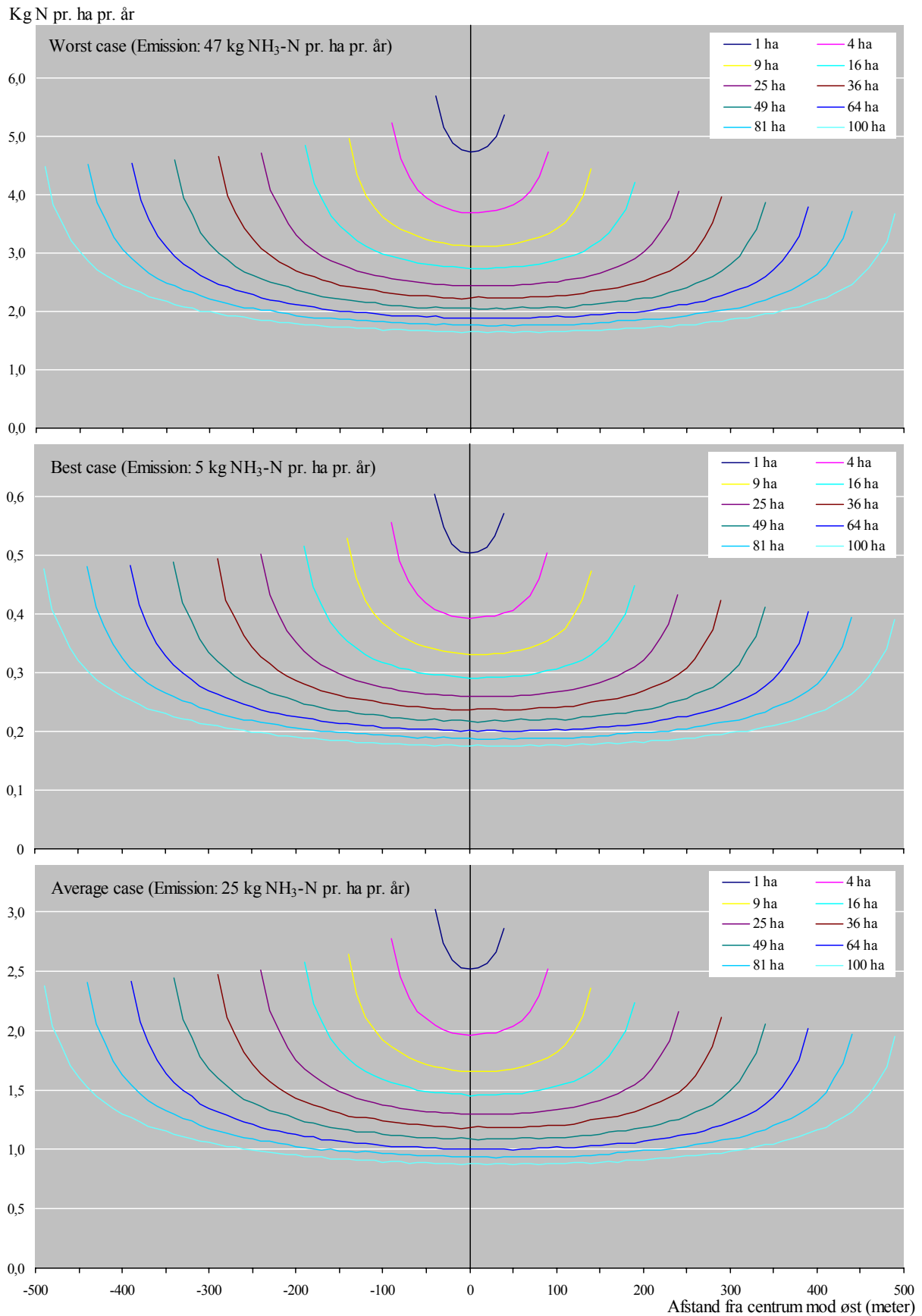
Naturområde placeret som  $\emptyset$  i agerlandet

I det ovenstående er merdepositionen på naturområdet opgjort fra det tilstødende landbrugsareal. Det gælder hvis naturområdet er stort. Hvis naturområdet derimod er lille og placeret som en  $\emptyset$  i agerlandet, vil naturområdet blive belastet fra flere sider. Herved øges den samlede deposition. Merdepositionen på et kvadratisk naturområde er i det nedenstående estimeret under forudsætning af, at det omgivende landbrugsareal udstrækker sig i en vinkelret afstand på 1 km fra naturområdet, jf. figur 5. Depositionen er baseret på hhv. den værste, bedste og gennemsnitlige emission ved gødsugning til harmonikravsgrænsen.

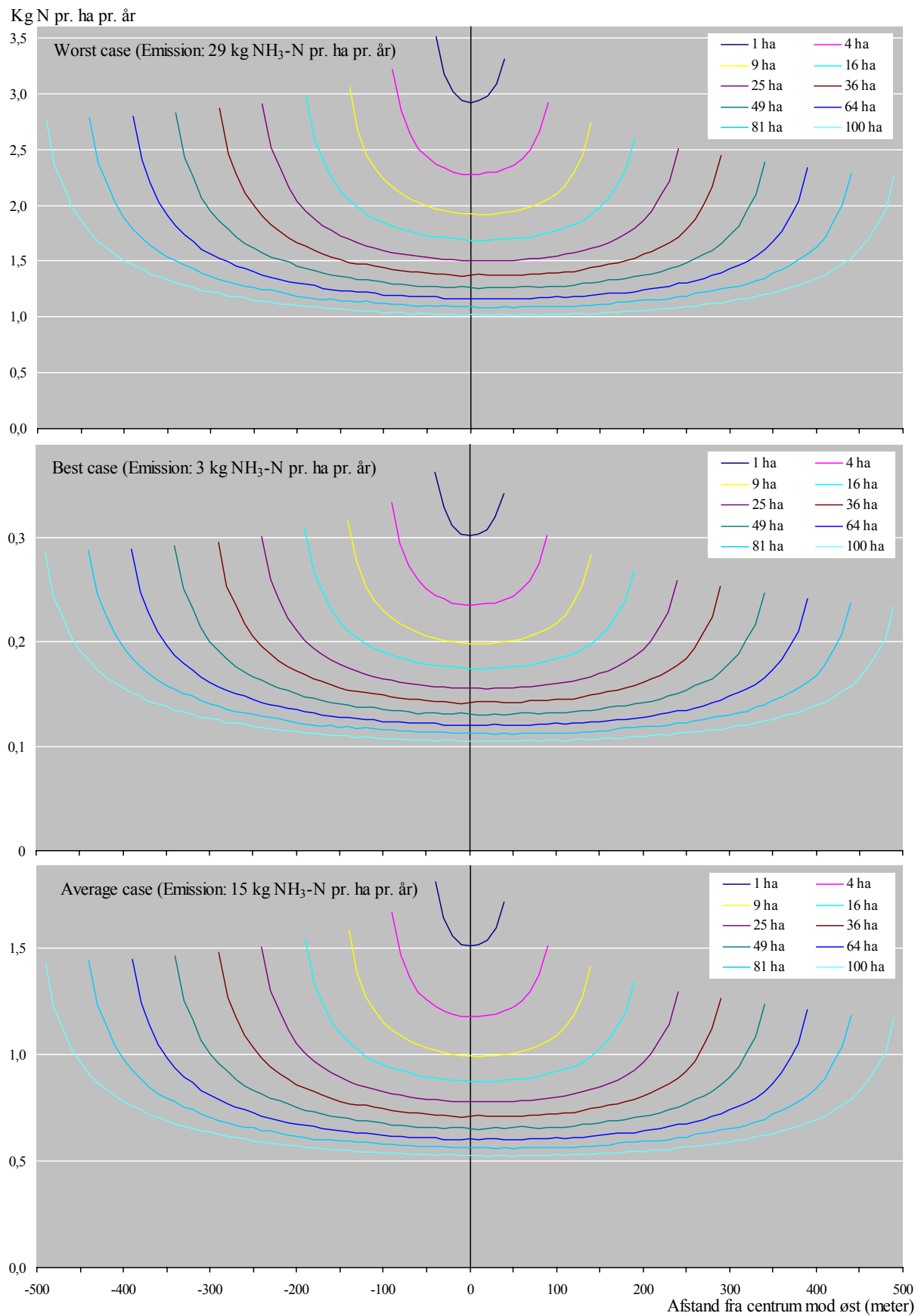


Figur 5. Principskitse for estimeret merdeposition fra udbragt husdyrgødning på naturområde lokaliseret i midten af en markmosaik. Naturområdet udgør hhv. 1, 4, 9, 16, ... og 100 ha

Depositionen ved udbringning af kvæg- og svinegylle fremgår af figur 6 og 7. Variationen i depositionerne på lige store naturområder skyldes alene forskelle i mængden af udbragt husdyrgødning og den anvendte udbringningspraksis.



Figur 6. Merdeposition på kvadratisk naturområde på hhv. 1, 4, 9, 16 ... og 100 ha ved maksimal tilførsel af kvæggylle. Merdepositionen er angivet i tværsnit. Landbrugsarealet udstrækker sig i en vinkelret afstand på 1 km fra naturområdet (Estimeret via NDEP2, jf. Asman, 1999)



Figur 7. Merdeposition på kvadratisk naturområde på hhv. 1, 4, 9, 16 ... og 100 ha ved maksimal tilførsel af svinegylle. Merdepositionen er angivet i tværsnit. Landbrugsarealet udstrækker sig i en vinkelret afstand på 1 km fra naturområdet (Estimeret via NDEP2, jf. Asman, 1999)

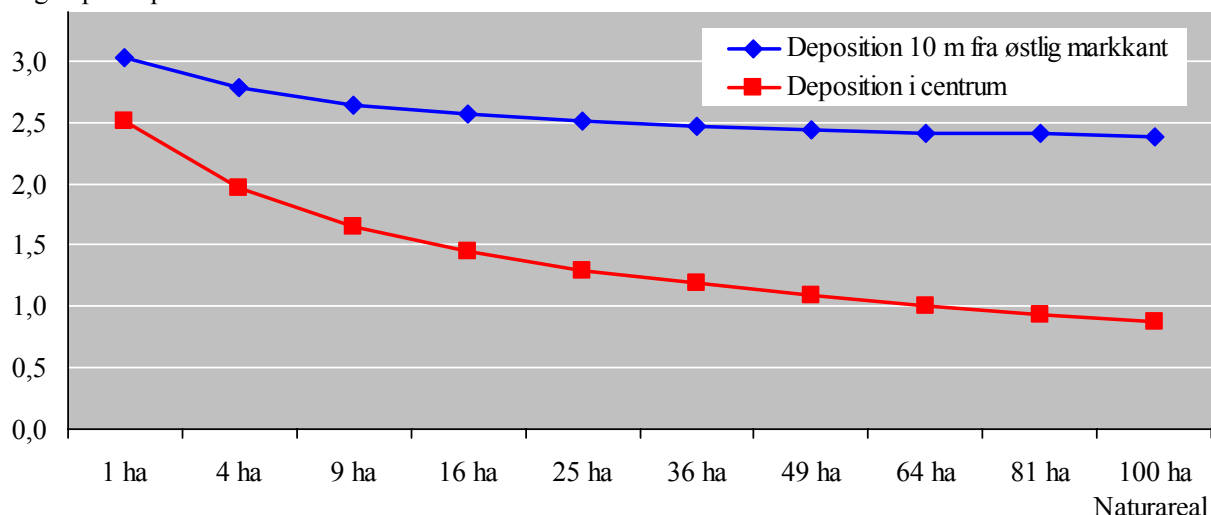
Landbrugsarealet omkring naturområderne har et sådant omfang, at arealerne består af flere marker (markmosaik). Heraf følger bindinger til de respektive afgrøder, som medfører, at anvendelse af gennemsnitlig udbringningspraksis er grundlaget for den mest sandsynlige beskrivelse af depositionen, jf. tidligere fremført argumentation. For fuldstændighedens skyld er depositionen også vist ved hhv. værst og bedst mulig udbringningspraksis. Det skal også ses i sammenhæng med, at den anvendte udbringningspraksis på marken tættest på naturområdet, er væsentlig for bestemmelsen af merdepositionen.

Tages der udgangspunkt i den gennemsnitlige udbringningspraksis, ses det af figur 6 og 7, at depositionsintensiteten ved et naturareal på 1 ha udgør 2,9-3,0 kg N pr. ha i 10 meters afstand fra markkanten ved maksimal udbringning af kvæggylle og 1,7-1,8 kg N pr. ha ved maksimal udbringning af svinegylle. I centrum af naturområderne udgør de tilsvarende depositionsintensiteter hhv. 2,5 og 1,5 kg N pr. ha.

Ved større naturområder vil depositionen overalt i naturområdet være lavere. Det skyldes, at afstanden til de mange marker øges. Depositionen bliver dermed i større omfang et spørgsmål om bidraget fra de marker, som ligger tættest på den betragtede del af naturområdet. Ved et naturområde på 16 ha (400 \* 400 meter) udgør depositionen i 10 meters vinkelret afstand fra markkanten 2,2-2,6 kg N pr. ha ved maksimal udbringning af kvæggylle ved anvendelse af gennemsnitlig udbringningspraksis. For svinegylle udgør depositionsintensiteten under de tilsvarende forhold 1,3-1,5 kg N pr. ha. Ved endnu større naturarealer vil ændringen i depositionsintensiteten i 10 meters afstand fra markkanten være 0,1 kg N pr. ha eller mindre.

Forholdet er illustreret i figur 8, som viser merdepositionen i 10 meters afstand fra markkant ved forskellige størrelser af naturareal. Af figuren ses, at ændringer i depositionsniveauet er størst blandt de mindre naturarealer. Ved de større naturarealer er ændringerne begrænset.

Kg N pr. ha pr. år



Figur 8. Merdeposition i 10 meters afstand fra markkant og i centrum på kvadratisk naturområder på hhv. 1, 4, 9, 16 ... og 100 ha ved en emission fra de tilstødende marker på 25 kg  $\text{NH}_3\text{-N}$  pr. ha (Estimeret via NDEP2, jf. Asman, 1999)

Af figur 8 ses også, at merbelastningen af naturområdernes centrum er lavere ved større naturarealer. Forskellen i depositionsniveauet ved de respektive naturarealer er større end ved markkanten, hvilket skyldes, at centrum i større omfang - om end i mindre grad - er udsat fra

belastningen fra de mange marker. Det skal her understreges, at der i denne fremstilling ikke er taget højde for evt. ændringer i overfladeruhed, herunder turbulens.

### Konklusion

Ammoniakemissionen fra udbragt husdyrgødning er betinget af mængden af udbragt husdyrgødning og den anvendte udbringningspraksis. Mængden af udbragt husdyrgødning er igen betinget af afgrødernes behov for næringsstoffer. I gennemsnit vil den udbragte gødningsmængde dog være begrænset af harmonikravsbestemmelserne til maksimalt at udgøre gødningen fra 1,7 - 2,3 DE pr. ha for kvægbrug og 1,4 DE pr. ha for øvrige husdyrbrug. Da miljøeffekten er knyttet til påvirkningen af økosystemets langsigtede ligevægt, må harmonikravsbestemmelserne betragtes som loftet for maksimal tilførsel af husdyrgødning. P.t. betyder det, at den maksimale tilførsel af husdyrgødning andrager 230 kg N pr. ha på kvægbrug og 140 kg N på svinebrug.

Forbedringen af fodringseffektiviteten indebærer imidlertid, at den maksimale tilførsel af husdyrgødning til stadighed bliver mindre. Det er især gødningens indhold af ammoniumkvælstof, som reduceres, hvilket er af betydning for ammoniakemissionen fra den flydende gødning. Effekten på ammoniakemissionen og dermed på depositionen af kvælstof, er derfor større end reduktionen i N-udskillelsen umiddelbart indikerer.

Med den nuværende udbringningspraksis varierer ammoniakemissionen under og efter udbringningen fra 3 til 21 pct. af N ab lager. Med det nuværende regelsæt udgør gennemsnittet ca. 11 pct. af den udbragte kvælstof. Da det er lønsomt at nedfælde gylle på bar mark, må gennemsnittet imidlertid forventes at falde i takt med at eksisterende udstyr nedslides.

På grundlag af gødningsmængden og udbringningspraksis vil ammoniakemissionen variere fra 5 til 47 kg N pr. ha på kvægbrug og med et gennemsnit på 25 kg N pr. ha. For øvrige brug, herunder svinebrug vil emissionen variere fra 3 til 29 kg N pr. ha og med et gennemsnit på 15 kg N pr. ha. Dette under forudsætning af gødskning op til harmonikravsgrænsen. Ved disse niveauer vil den afledte merdeposition i vinkelret afstand fra markkant udgøre 0,1 - 2,8 kg N pr. ha i 10 meters afstand, 0,0 - 2,0 kg N pr. ha i 30 meters afstand og 0,0 - 1,1 kg N pr. ha i 100 meters afstand. De nærmere omstændigheder fremgår af nedenstående tabel 3.

Tabel 3. Merdeposition i vinkelret afstand fra kvadratiske marker ved maksimal tilførsel af gødning

Markareal	Afstand fra markkant								
	10 meter			30 meter			100 meter		
	Min.	Gns.	Max.	Min.	Gns.	Max.	Min.	Gns.	Max.
kg N pr. ha pr. år									
<b>Kvægbrug (2,3 DE pr. ha)</b>									
1 ha	0,1	0,6	1,1	0,1	0,3	0,5	0,0	0,1	0,1
4 ha	0,2	0,9	1,6	0,1	0,5	0,9	0,0	0,2	0,3
9 ha	0,2	1,0	1,9	0,1	0,6	1,1	0,0	0,2	0,5
16 ha	0,2	1,1	2,1	0,1	0,7	1,3	0,1	0,3	0,6
100 ha	0,3	1,5	2,8	0,2	1,0	2,0	0,1	0,6	1,1
<b>Øvrige brug (1,4 DE pr. ha)</b>									
1 ha	0,1	0,4	0,7	0,0	0,2	0,3	0,0	0,0	0,1
4 ha	0,1	0,5	1,0	0,1	0,3	0,5	0,0	0,1	0,2
9 ha	0,1	0,6	1,2	0,1	0,4	0,7	0,0	0,1	0,3
16 ha	0,1	0,7	1,3	0,1	0,4	0,8	0,0	0,2	0,4
100 ha	0,2	0,9	1,7	0,1	0,6	1,2	0,1	0,4	0,7

Anm. Merdeposition er estimeret under forudsætning af, at det tilstødende naturareal er placeret i udkanten af landbrugsarealet. Hvis naturområdet er placeret som en ø i agerlandet vil merdepositionen være større.

De maksimale og minimale merdepositioner i tabel 3 danner et udfaldsrum, som må anses for realistisk i områder, hvor der gødskes til harmonikravsgrænsen. De maksimale niveauer angiver den værst mulige udbringningspraksis og de minimale niveauer angiver det niveau merdepositionen kan nedbringes på ved anvendelse af nedfældning. For store landbrugsarealer indeholdende mange marker, er det dog ikke sandsynligt, at der på alle marker anvendes hhv. værst eller bedst mulig udbringningspraksis, idet der er bindinger i forhold til afgrøden. For sådanne områder må den gennemsnitlige udbringningspraksis anses for mere realistisk. Dog vil merdepositionen være præget af den anvendte udbringningspraksis på de marker, som ligger tættest på det tilstødende naturareal.

Merdepositionen i det ovenstående er estimeret på grundlag af en gennemsnitlig vindretning. Tages der højde for de fremherskende vindretninger vil merdepositionen være større på østvendte arealer og mindre på vestvendte arealer. I sydlig og nordlig retning vil merdepositionen i større grad svare til gennemsnittet. Effekten af vindretningerne er vist i nedenstående tabel 4, hvor depositionsangivelserne i tabel 3 i stedet er vist som et interval dækkende depositionen i hhv. vestlig og østlig retning.

Tabel 4. Merdeposition i vinkelret afstand fra kvadratiske marker ved maksimal tilførsel af gødning (vestlig retning - østlig retning)

Markareal	Afstand fra markkant								
	10 meter			30 meter			100 meter		
	Min.	Gns.	Max.	Min.	Gns.	Max.	Min.	Gns.	Max.
kg N pr. ha pr. år									
<u>Kvægbrug (2,3 DE pr. ha)</u>									
1 ha	0,1-0,1	0,6-0,7	1,0-1,3	0,1-0,1	0,3-0,3	0,5-0,6	0,0-0,0	0,1-0,1	0,1-0,2
4 ha	0,2-0,2	0,8-1,0	1,4-1,9	0,1-0,1	0,4-0,6	0,8-1,0	0,0-0,0	0,2-0,2	0,3-0,4
9 ha	0,2-0,2	0,9-1,2	1,7-2,2	0,1-0,1	0,5-0,7	1,0-1,3	0,0-0,1	0,2-0,3	0,4-0,6
16 ha	0,2-0,3	1,0-1,3	1,9-2,5	0,1-0,2	0,6-0,8	1,2-1,6	0,1-0,1	0,3-0,4	0,6-0,7
100 ha	0,3-0,4	1,3-1,8	2,4-3,3	0,2-0,2	0,9-1,2	1,7-2,3	0,1-0,1	0,5-0,7	1,0-1,4
<u>Øvrige brug (1,4 DE pr. ha)</u>									
1 ha	0,1-0,1	0,3-0,4	0,6-0,8	0,0-0,0	0,2-0,2	0,3-0,4	0,0-0,0	0,0-0,1	0,1-0,1
4 ha	0,1-0,1	0,5-0,6	0,9-1,2	0,1-0,1	0,3-0,3	0,5-0,6	0,0-0,0	0,1-0,1	0,2-0,2
9 ha	0,1-0,1	0,5-0,7	1,0-1,4	0,1-0,1	0,3-0,4	0,6-0,8	0,0-0,0	0,1-0,2	0,3-0,3
16 ha	0,1-0,2	0,6-0,8	1,2-1,5	0,1-0,1	0,4-0,5	0,7-1,0	0,0-0,0	0,2-0,2	0,3-0,4
100 ha	0,2-0,2	0,8-1,1	1,5-2,0	0,1-0,1	0,6-0,7	1,1-1,4	0,1-0,1	0,3-0,4	0,6-0,8

Anm. Merdeposition er estimeret under forudsætning af, at det tilstødende naturareal er placeret i udkanten af landbrugsarealet. Hvis natur- området er placeret som en ø i agerlandet vil merdepositionen være større.

Ovenstående gælder for naturområder, hvor belastningen alene kommer fra én side. Ved mindre naturområder, som er placeret som øer i agerlandet, vil belastningen komme fra flere sider og dermed øge den totale belastning. Dette er vist i tabel 5 for kvadratiske naturområder af forskellig størrelse. Ved meget små naturarealer, vil merdepositionen ved markkant tendere til at være dobbelt så stor som ved ensidig belastning, og merdepositionen på centrum af naturområdet vil tendere at være 4 gange så stor.

Merdepositionen i tabel 5 er estimeret under forudsætning af, at de omliggende landbrugsarealer udgør et bælte på 1 km. Landbrugsareal i det omfang indebærer mange marker med heraf følgende afgrødebindinger. Følgelig er gennemsnitlig udbringningspraksis



et mere sandsynligt grundlag for beskrivelsen af emissionen end hhv. bedst mulig eller værst mulig udbringningspraksis. Under de forudsætninger udgør merdepositionen på et kvadratisk naturareal på 1 ha i 10 meters afstand fra markkant 1,7-1,8 og 2,9-3,0 kg N pr. ha ved udbringning af hhv. svine- og kvæggylle til harmonikravsgrænsen.

Ved større naturarealer vil merdepositionen være væsentlig mindre, hvilket skyldes længere afstand til de mange marker. Allerede ved et naturareal på 16 ha (400 \* 400 meter) er merdepositionen reduceret til 1,3-1,5 og 2,2-2,6 kg N pr. ha ved anvendelse af gennemsnitlig udbringningspraksis for hhv. udbragt svine- og kvæggylle til harmonikravsgrænsen. Ved endnu større naturarealer reduceres merdepositionen kun med 0,1 kg N pr. ha eller mindre.

*Tabel 5. Merdeposition i tværsnit på kvadratiske naturområder placeret som øer i agerlandet ved maksimal tilførsel af gødning. Min., Gns. og Max. afspejler effekten af variationen i udbringningspraksis. Intervallet spænder over en harmonikravsgrænse på hhv. 1,4 og 2,3 DE pr. ha*

Naturareal	10 meters afstand fra markkant						Centrum af naturområde		
	Østlig retning			Vestlig retning			Min.	Gns.	Max.
	Min.	Gns.	Max.	Min.	Gns.	Max.			
	kg N pr. ha pr. år								
1 ha	0,4-0,6	1,8-3,0	3,5-5,7	0,3-0,6	1,7-2,9	3,3-5,4	0,3-0,5	1,5-2,5	2,9-4,7
4 ha	0,3-0,6	1,7-2,8	3,2-5,2	0,3-0,5	1,5-2,5	2,9-4,7	0,2-0,4	1,2-2,0	2,3-3,7
9 ha	0,3-0,5	1,6-2,6	3,1-5,0	0,3-0,5	1,4-2,4	2,7-4,4	0,2-0,3	1,0-1,7	1,9-3,1
16 ha	0,3-0,5	1,5-2,6	3,0-4,8	0,3-0,4	1,3-2,2	2,6-4,2	0,2-0,3	0,9-1,5	1,7-2,7
25 ha	0,3-0,5	1,5-2,5	2,9-4,7	0,3-0,4	1,3-2,2	2,5-4,1	0,2-0,3	0,8-1,3	1,5-2,4
36 ha	0,3-0,5	1,5-2,5	2,9-4,6	0,3-0,4	1,3-2,1	2,4-4,0	0,1-0,2	0,7-1,2	1,4-2,2
49 ha	0,3-0,5	1,5-2,4	2,8-4,6	0,2-0,4	1,2-2,1	2,4-3,9	0,1-0,2	0,7-1,1	1,3-2,0
64 ha	0,3-0,5	1,4-2,4	2,8-4,5	0,2-0,4	1,2-2,0	2,3-3,8	0,1-0,2	0,6-1,0	1,2-1,9
81 ha	0,3-0,5	1,4-2,4	2,8-4,5	0,2-0,4	1,2-2,0	2,3-3,7	0,1-0,2	0,6-0,9	1,1-1,8
100 ha	0,3-0,5	1,4-2,4	2,8-4,5	0,2-0,4	1,2-2,0	2,3-3,7	0,1-0,2	0,5-0,9	1,0-1,7

Anm. Merdeposition er estimeret under forudsætning af, at det omliggende landbrugsareal udstrækker sig i 1 km afstand vinkelret på natur- området.

Ved et naturareal på 1 ha udsættes centrum for en merdeposition på 1,5 og 2,5 kg N pr. ha ved udbringning af hhv. svine- og kvæggylle til harmonikravsgrænsen ved anvendelse af gennemsnitlig udbringningspraksis. Ved større naturarealer vil merbelastningen af centrum være væsentlig mindre. Det skyldes større afstand til de mange marker. Ændringen i depositionsniveau ved større naturarealer er større end ændringen i depositionsniveauet ved markkanten. Det skyldes, at centrum i større omfang - om end i mindre grad - er udsat fra belastningen fra de mange marker.

**Kilder:**

Asman, W.A.H (1999): NDEP – et program til beregning af kvælstofdeposition til brug ved VVM-vurdering af ammoniakemitterende virksomheder, Danmarks Miljøundersøgelser. 106

Danmarks Statistik (2003): Husdyrtætheden i landbruget i 2002, St. Eft., Landbrug 2003:9.

Illerup, J.B. *et al.* (2002): Projection Models 2010. Danish Emissions of SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NMVOC and NH<sub>3</sub>. National Environmental Research Institute. - NERI Technical Report 414.

Landboforeningerne (2002): En fjerdedel af gyllen nedfældes i Jylland, Statistik Nyt nr. 10.

Landbrugets Rådgivningscenter (2001): Gylle – nedfældning eller slangeudlægning ?

Plantedirektoratet (2002): Vejledning til mark- og gødningsplaner 2002/03.

Poulsen, Hanne Damgaard *et al.* (2003): Notat vedr. muligheder for at reducere husdyrgødningens indhold af kvælstof via fodringen. Forberedelse af Vandmiljøplan III.

Sven G. Sommer (1998): Ammoniakfordampning i Danmark 1988-1995. Vand & Jord nr. 4.

## Den fysiske udformning af bufferzoner

1. Indledning
2. Løsningsmuligheder
3. Eksempler på beregninger af arealer af bufferzoner
4. Diskussion
5. Konklusioner

### 1. Indledning

Ideen med at etablere en bufferzone er i et eller andet omfang at beskytte et naturområde mod kvælstofbelastning fra lokale kilder til ammoniak. Imidlertid kan der anlægges forskellige strategier for den fysiske udformning af bufferzonen. Den enkleste er den løsning man har valgt i Holland, hvor der lægges en 200 m zone omkring naturområderne. Imidlertid kan man med en mere kompleks tilrettelæggelse af zonerne opnå en bedre beskyttelse af naturområdet uden nødvendigvis at øge det areal som udlægges som bufferzone. Det skyldes at forskellige vindretninger ikke optræder lige hyppigt og at kilder opstrøms i den mest fremherskende vindretning derfor vil bidrage mere end kilder med tilsvarende emissioner, som er placeret i samme afstand men i en anden vindsektor.

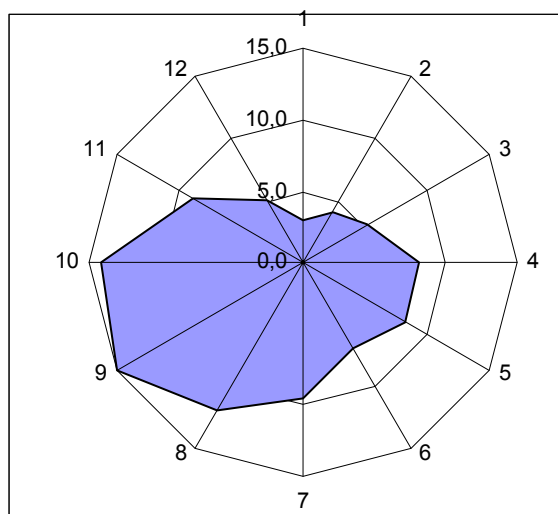
En anden problemstilling er den at kildestyrken har stor betydning for hvor langt nedstrøms for kilden der er tale om en særligt stor indflydelse på den samlede deposition. Man kunne derfor tænke sig at bufferzonens udbredelse var en funktion af kildestyrken. I Vestsjællands Amt har man set på influenszoner omkring kilder til ammoniak som funktion af kildestyrken (Peter Leth, Vestsjællands Amt, personlig kommunikation, december 2003). Dette arbejde har ikke været i forbindelse med udformning af bufferzoner, men derimod i forbindelse med VVM godkendelser og baseret på metoderne beskrevet i VVM manualen (Bak, 2003).

I dette notat ses der specifikt på mulighederne for at lade bufferzonens udbredelse være en funktion af frekvensen i vindretninger. I det følgende er der derfor foretaget en række beregninger af arealer af bufferzoner for forskellige udformninger af naturområder og for henholdsvis bufferzoner med en fast udbredelse på 250 m og i tilfælde af en vægning efter frekvensen i vindretning.

### 2. Løsningsmuligheder

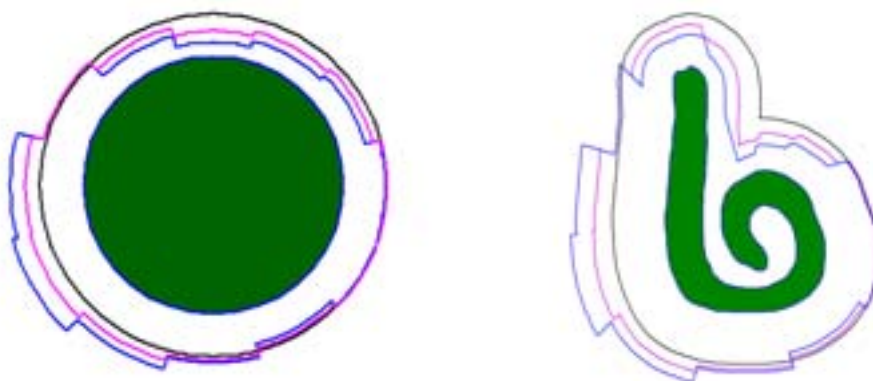
Information om frekvensen af forskellige vindretninger kan ganske enkelt indsamles fra standard meteorologiske målinger fx på danske lufthavne. Figur 1 viser en middel vindrose som er tegnet på baggrund af målte vindretning ved lufthavnene Kastrup, Beldringe og Karup. Som det fremgår er den mest fremherskende vindretning fra sydvest. Det er således kilder

opstrøms i denne retning i forhold til et naturområde, som vil bidrage mest til depositionen af kvælstof til naturområdet.



Figur 1 Vindrose tegnet på baggrund af den gennemsnitlige frekvens af vindretninger målt ved lufthavnene i Kastrup, Beldringe og Karup.

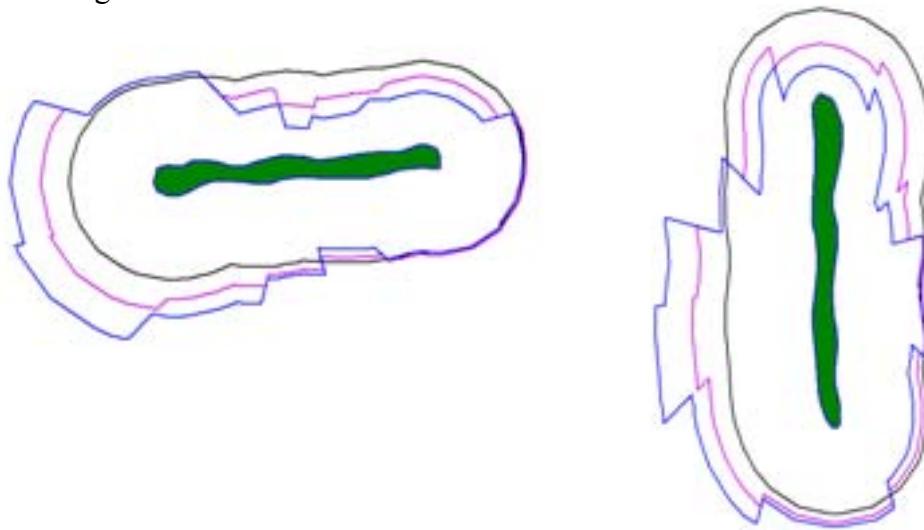
Den enkleste måde at vægte på er ved direkte at anvende frekvensen af vindretningen. En sådan vægtning fører til ganske store forskelle mellem smalleste og bredeste udbredelse af zonen. For et cirkulært naturområde på 180 ha (en radius på 750 m) svinger udbredelsen mellem ca. 80 m og ca. 450 m (Figur 2). Spredningen af luftforurening foregår med kvadratet på afstanden fra kilden. Derfor bør der anvendes en fordeling, hvor der vægtes efter kvadratroden på frekvensen af vindretninger. En sådan vægtning er ligeledes vist i Figur 2, og giver som forventeligt en lidt mindre variation i udbredelsen.



Figur 2 Udbredelse af bufferzonen omkring et naturområde (grøn) ved anvendelse af forskellige metoder til fastsættelse af zonen. Til venstre et cirkulært naturområde med en radius på 750 m og et areal på 1,8 km<sup>2</sup>. Til højre et komplekst naturområde. Den sorte linie er en bufferzone på fast 250 m bredde og areal 1,37 km<sup>2</sup>. Den blå linie er en bufferzone vægtnet med frekvensen af vindretningen og et areal på 1,41 km<sup>2</sup>. Den lyserøde linie er en buffer vægtnet med kvadratroden på frekvensen af vindretningen og et areal på 1,38 km<sup>2</sup>. For de to vægtede bufferzoner har begge en gennemsnitlig bredde på 250 m.

Hvilken retning naturområdet er orienteret vil naturligvis have stor betydning for zonen udbredelse. Figur 3 viser udbredelsen af zonen for et aflangt naturområde ved to forskellige orienteringer af området.

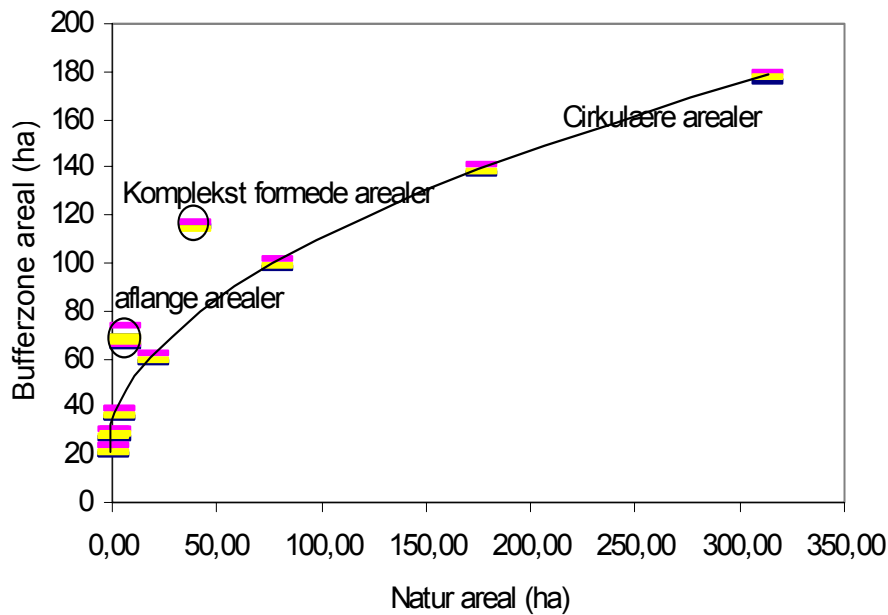
109



Figur 3 Udbredelsen af bufferzonen ved aflangt naturområde orienteret i to forskellige retninger. Den sorte linie angiver igen en fast bufferzone på 250 m, den blå er vægtet med frekvensen af vindretningen og den lyserøde med kvadratroden på frekvensen af vindretningen.

### 3. Eksempler på beregninger af arealer af bufferzoner

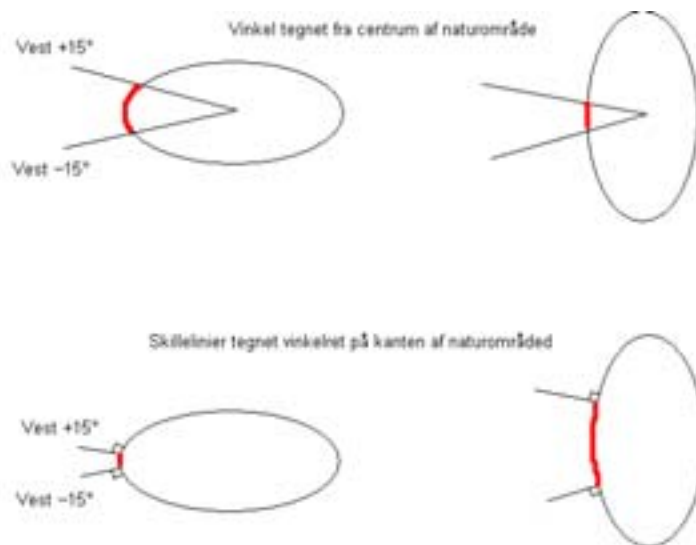
Generelt medfører en bufferzone vægtet proportionalt med frekvensen i vindretning kun meget begrænset ændring af bufferzonens samlede areal. Anvendes en vægtning efter kvadratroden på frekvensen er forskellen yderligere begrænset. Hvor stor forskel der er tale om afhænger i sagens natur af udformningen af arealet og hvorledes det ligger i forhold til den fremherskende vindretning. Figur 4 viser arealet af bufferzonen som funktion af naturområdets udbredelse ved de tre former for fastlæggelse af zonen udbredelse. Beregningerne er foretaget for forskellige former for naturarealer: aflange rektangler, komplekst formede arealer samt naturområder med cirkulær form.



Figur 4 Arealet af bufferzonen som funktion af naturområdets areal. Den blå linie viser arealet ved en fast 250 m zone, den røde linie arealet for en proportional vægtning med frekvensen af vindretninger og den gule linie for en vægtning efter kvadratroden på frekvensen af vindretninger.

#### 4. Diskussion

Anvendes en vægtning efter frekvensen af vindretningerne kræver det, at der foretages en række definitioner. Den vigtigste knytter sig til hvorfra man tager udgangspunktet ved definition af sektorer der skal vægtes efter ved en given position på kanten (Figur 5). Umiddelbart kan det virke logisk at tage udgangspunkt i centrum for naturområdet, men dels kan en kompleks form give vanskeligheder ved at fastlægge centrum, og dels kan en meget snoet form betyde at det ikke er indlysende hvor på kanten vægtningen for en sektor skal anvendes for. En placering af cirklen på selve kanten giver en enklere implementering og er da også den fremgangsmåde, som er anvendt i beregningerne præsenteret i afsnit 3.



Figur 5 Illustration af betydningen ved at anvende to forskellige tilgange til at bestemme hvilken måde de forskellige sektorer skal defineres på. Den ene metode tager udgangspunkt i naturområdets centrum og den anden har sit udgangspunkt i kanten af naturområdet.

Udbredelsen af bufferzonen bør vægtes med kvadratroden af vindfrekvensen, snarere end med selve vindfrekvensen. Argumentet bygger på det faktum af forurening fra punktkilde spredes med omtrent kvadratet på afstanden. Mere præcist bør man anvende frekvensen opløftet i 0.6, men det vil kun føre til minimale forskelle i forhold til at anvende kvadratroden (svarer til at opløfte i 0.5). Den første ekstra meter bufferzone bredde tæt ved naturområdet giver derfor potentielt større beskyttelse end den sidste og yderste meter gør. Omvendt har anvendelsen af kvadratroden på frekvensen af vindretningen den effekt, at variationen i bufferzone bredderne glattes ud, og den ligner derfor mere den faste udbredelse af bufferzonen.



Figur 6 En meget kompleks form af et naturområde kan give anledning til lommer som ikke er omfattet af bufferzonen.

## 5. Konklusioner

Der er gode argumenter for at vælge en udformning af bufferzonens udbredelse som vægtes efter frekvensen i vindretninger. Det skyldes, at en kilde opstrøms i den fremherskende vindretning vil belaste et naturområde mere end en kilde opstrøms for en mindre fremherskende vindretning. For at vurdere effekten af en sådan fremgangsmåde bør der foretages en række beregninger for konkrete naturområder.





## Bilag 12:

113

NOTAT

SKOV- OG NATURSTYRELSEN

Landbrugs- og  
Bioteknologikontoret  
Ref.: pwe

### Juridiske rammer for at udlægge bufferzoner

Den 24. februar 2004

#### Indledning

Til brug for arbejdet i bufferzonegruppen er Skov- og Naturstyrelsen blevet bedt om at udarbejde et notat om de juridiske rammer for at udlægge bufferzoner.

Dette notat er en revision af et notat, der i marts 2000 blev udarbejdet som grundlag for en analyse af miljøreguleringen af landbruget. Notatet indeholder en beskrivelse af den mest relevante gældende lovgivning på området. Kun Miljøministeriets egen lovgivning er taget med, mens f.eks. lovgivningen under Fødevareministeriets ressort ikke er inddraget. Skribenterne tog i sin tid udgangspunkt i den beskrivelse af lovgivningerne, som findes i Strukturdirektoratets rapport "Landbruget i planlægningen" (1996).

Notatet er revideret i lyset af de ændringer, der siden 2000 er sket i de forskellige lovgivninger, ligesom beskrivelse af den lovgivning, der ikke synes relevant i forhold til arbejdet med bufferzoner, er slettet. Notatet belyser alene de enkelte lovgivningers rækkevidde og der foretages ikke analyser af hjemmelsgrundlag for eventuelle bufferzoner i forhold til naturfølsomme områder.

Det skal bemærkes, at igangværende arbejde med gennemførelse af vandrammedirektivet og habitatdirektivet samt naturbeskyttelsesloven i form af netop vedtagne og ikke vedtagne lovforslag alene omtales.

## De mest relevante love

### A. Planloven m.v.

#### *(1) Indledning*

VVM (vurdering af virkningerne på miljøet) er et internationalt anerkendt miljøpolitisk instrument til at sikre en sammenhængende miljøbeskyttelse og -regulering af konkrete projekter. Inddragelse af offentligheden i beslutningsprocesserne er et meget væsentligt element i VVM. VVM blev introduceret i den amerikanske miljølovgivning i slutningen af 1960'erne for siden hen gennem FN-anbefalinger, EU-samarbejdet, Verdensbanken og andre internationale organisationer at vinde indpas i stort set alle landes miljølovgivning. I EU fastlægger VVM-direktiverne fællesskabets regler om VVM. VVM er således et vigtigt forebyggende miljøpolitisk redskab. VVM-direktiverne er i Danmark implementeret i planloven.

#### *(2) Beskrivelse af reglerne*

De generelle regler om planlægningen i region-, kommune- og lokalplaner samt landzonebestemmelserne har navnlig indirekte betydning for arealanvendelsen. Princippet i loven er, at de forskellige arealudpegninger og landzonebestemmelserne som udgangspunkt ikke griber ind i den almindelige landbrugsdrift. Udpegningerne danner grundlag for myndighedernes administration af lovgivningens bestemmelser og den mere detaljerede planlægning. Der er knyttet retsvirkninger i medfør af anden lovgivning til nogle af de arealudpegninger, der foretages i forbindelse med regionplanlægningen. Fx må der ikke skovtilplantes i områder, der udpeget som område, hvor skovtilplantning er uønsket, i regionplanen. Og der ydes fx tilskud til skovtilplantning i områder, der er udpeget som skovrejsningsområder i regionplanen.

#### *2.1. Landzonebestemmelserne*

Der kræves ikke landzonetilladelse til byggeri, der er erhvervsmæssigt nødvendigt for driften af en landbrugsejendom. Bebyggelse kan uden landzonetilladelse tages i brug til landbrug. Ibrugtagning af et areal i landzone til landbrug kræver ikke landzonetilladelse, og omlægninger af driften med deraf følgende ændringer i anvendelsen af de enkelte marker kræver heller ikke tilladelse. Der kræves dog landzonetilladelse til beliggenhed og udformning af landbrugsbygninger, der opføres uden tilknytning til ejendommens hidtidige bebyggelsesarealer. Der skal dog meddeles tilladelse til en af hensyn til markdriften ønsket placering, medmindre væsentlige hensyn til landskab, natur og miljø samt naboer taler afgørende imod placeringen. Kommunalstyrelsen skal stille vilkår om, at gyllebeholderen afskærmes med beplantning, og at beholderen fjernes, når den ikke længere er nødvendig for driften.

Landbrugsbyggeri, der er fælles for flere ejendomme, og byggeri, der ikke er nødvendigt for driften af ejendommen kræver landzonetilladelse. Det sidste afhænger af en konkret vurdering, men i praksis er grænsen for, hvornår der kræves landzonetilladelse, som regel sammenfaldende med de obligatoriske krav om VVM-vurdering samt krav om miljøgodkendelse. Det er landzonemyndigheden, som vurderer om der skal gives tilladelse. Afgørelsen kan påklages til Naturklagenævnet efter de almindelige regler for landzonesager. Det er således ikke usædvanligt, at der ved etablering af en svinefarm både kræves VVM-vurdering (regionplantillæg), landzonetilladelse, miljøgodkendelse, og evt. en dispensation fra

naturbeskyttelsesloven. Kommunalbestyrelsen er både landzonemyndighed og miljømyndighed. Amtsrådet, HUR og Bornholms Regionsråd er regionplanmyndighed og myndighed i eventuelle fredningsspørgsmål. Ankeinstanserne er Naturklagenævnet og Skov- og Naturstyrelsen/Miljøklagenævnet.

### 2.2. Lokalplaner i landzone

Landbrugets arealanvendelse i det åbne land kan ikke reguleres i en landzonelokalplan. Det følger af planlovens 15, stk. 5, hvorefter en lokalplan uden for landsbyer for landzonearealer, der fastlægges til jordbrugsmæssig anvendelse, ikke kan indeholde bestemmelser efter § 15, stk. 2, nr. 3 (om udstykningsforhold), nr. 6 (om bygningernes placering), nr. 8 (om anvendelse af bygningerne) og nr. 9 (om udformning, anvendelse og vedligeholdelse af ubebyggede arealer).

Lokalplaner har således ingen betydning for landbrugets arealanvendelse. Lokalplaner anvendes som en plan for udlægning af arealer, der skal overgå til anden anvendelse, fx anden anvendelse end landbrug.

Der kan efter planlovens § 47 eksproprieres dels til byudvikling på grundlag af kommuneplanen dels til virkeliggørelse af en lokalplan.

### 2.3. VVM-reglerne

Siden 1989 har det været en del af regionplanlægningen at udføre VVM (en vurdering af virkningerne på miljøet) af større enkeltanlæg, der må antages at påvirke miljøet væsentligt. Herved anvendes en eksisterende og kendt procedure med offentliggørelse og en sammenfattende arealplanlægning, som i forvejen omfatter en række af de elementer, som skal indgå i vurderingen af et enkeltanlæg, der er omfattet af VVM-pligt.

De nærmere regler for VVM er fastsat i bekendtgørelse nr. 428 af 2. juni 1999 med senere ændringer (samlebekendtgørelsen).

Efter samlebekendtgørelsens bilag 1, pkt. 17, er VVM-vurdering obligatorisk for:

- a) alle anlæg til intensiv husdyrproduktion (bortset fra produktion af slagtekyllinger) med kapacitet for mere end 250 DE, dog 270 DE, hvis mindst 90% af DE'erne stammer fra søer med tilhørende smågrise til 30 kg, og
- b) alle anlæg til intensiv produktion af slagtekyllinger med en kapacitet for mere end 210 DE.

Anlæg til intensiv husdyrproduktion med et mindre antal DE skal vurderes konkret (screenes) og er omfattet af VVM-pligt, hvis det må antages, at de vil påvirke miljøet væsentligt, jf. samlebekendtgørelsens § 3, stk. 2, og bilag 2, pkt. 1, e.

Ud over anlæg til intensiv husdyrbrug omfattes en række andre landbrugsprojekter også af VVM-reglerne. Meget store projekter vedrørende brugssammenlægninger, opdyrkning af naturområder, vandforvaltning og dræning samt skovrejsning og -rydning er således også omfattet af VVM-pligt, jf. samlebekendtgørelsens bilag 1, (nr. 26, 27, 28, 29 og 30). Er der tale om samme typer af projekter men mindre projekter er omfattet af VVM-pligt, hvis de må antages at kunne påvirke miljøet væsentligt, jf. samlebekendtgørelsens bilag 2.

For enkeltanlæg, der er VVM-pligtige, skal der vedtages regionplanretningslinjer om **beliggenhed og udformning** af anlægget med en tilhørende redegørelse.

Anlæg, der er omfattet af VVM-pligt, forudsætter en konkret tilladelse eller godkendelse, før de må iværksættes. Er anlægget således ikke omfattet af krav om godkendelse i henhold til bekendtgørelse om godkendelse af listevirksomhed eller af krav om tilladelse m.v. til anlæg, der er omfattet af miljøvurderinger, forudsætter et VVM-pligtigt anlæg regionplanmyndighedens VVM-tilladelse.

Regionplanretningslinjer fastsætter rammerne for den efterfølgende tilladelse eller (miljø)godkendelse. Det forudsætter et samspil mellem de forskellige systemer - nemlig planlægning og godkendelse. For de VVM-pligtige anlæg, der kræver miljøgodkendelse er reglerne da også udbygget med en bestemmelse om, at der samtidig med offentliggørelsen af et regionplanforslag for et VVM-pligtigt anlæg skal offentliggøres et forslag til miljøgodkendelse, hvis anlægget er omfattet af krav om miljøgodkendelse.

Der er flere grunde til, at VVM-reglerne, der omfatter en lang række projekttyper ud over husdyrproduktion, er knyttet til regionplanlægningen.

For det første er de forhold, der indgår i vurderingen efter VVM-reglerne, væsentlige elementer i regionplanlægningen. Det er f.eks. forhold som varetagelse af natur, vandmiljø, landskab og naboer. Forhold der især indgår i vurderingen efter VVM-reglerne af husdyrprojekter og landbrug i øvrigt.

For det andet tjener kravene om offentlighedens inddragelse i regionplanlægningen til at opfylde de krav, der er om offentlighedens inddragelse i medfør af VVM-direktivet. Regionplanen udgør således et vigtigt grundlag for reguleringen af landbrugsproduktionen.

#### *2.4. Anmeldeordningen*

Etablering, udvidelse eller ændring på maksimalt 100 DE af en intensiv husdyrproduktion kan anmeldes til VVM-myndigheden på et særligt anmeldeskema. Skemaet består af 10 konkrete spørgsmål om natur- og miljøforhold, der alle skal kunne besvares med et ”ja” for at anmeldeordningen kan anvendes. Endvidere skal der afgives en række faktuelle oplysninger (anmeldeordningens skema er vedlagt i slutningen af dette bilag).

Svarene på spørgsmålene afklarer, om den udvidede produktion vil overbelaste grundvand, natur, naboer og omgivelserne i øvrigt. De nødvendige oplysninger til brug for besvarelsen af spørgsmålene vil i de fleste situationer kunne hentes direkte fra internettet.

Anmeldeordningen skal sikre, at landmænd, der ønsker at etablere, udvide eller ændre en husdyrproduktion på maksimalt 100 DE, kan få et hurtigere svar fra myndighederne, hvis de kan omfattes af anmeldeordningen. VVM-myndighederne skal således senest 10 dage efter, at en ny husdyrproduktion er anmeldt, meddele, om projektet kan accepteres.

Anmeldeordningen retter sig som nævnt mod alle fremtidige husdyrproduktioner, der ikke overstiger 100 DE. 100 DE svarer til en årsproduktion af fx 3.600 slagtesvin med et knap 72 ha stort areal til udspreddning af husdyrgødning.

Anmeldeordningen ændrer ikke ved de obligatoriske krav om miljøkonsekvensvurdering, som dansk lovgivning rummer. Ordningen ændrer heller ikke ved offentlighedens mulighed for at få indblik i de fremtidige ændringer af husdyrbrugene, eller borgerens ret til at klage over amternes afgørelser i disse sager. VVM-myndighedens afgørelse i anmeldesagerne offentliggøres således og kan påklages til Naturklagenævnet.

Det skal desuden nævnes, at der i januar 2001 er udsendt vejledende materiale til brug for regionplanmyndighedens screening af husdyrprojekter. I det vejledende materiale er opført et spørgeskema, som myndigheden kan anvende til at afgrænse hensyn, der skal overvejes i forbindelse med en screening af et projekt til husdyrproduktion.

### *(3) Samspil med andre regler*

Der er som følge af den sammenfattende vurdering i VVM-redegørelsen generelt et samspil mellem reglerne i planloven og reglerne i miljø- og naturbeskyttelseslovene, fordi de hensyn, der skal varetages efter lovene, indgår i beskrivelsen af anlægget i redegørelsen og dermed i beslutningen om lokalisering og udformning af anlægget. Disse hensyn indgår også i den screening, der skal foretages af projekter, for at afgøre om de er omfattet af VVM-pligt (samlebekendtgørelsens bilag 2), jf. screeningskriterierne i samlebekendtgørelsens bilag 3.

Der er endvidere et helt konkret samspil mellem VVM-reglerne og det pågældende lovområde i de tilfælde, hvor regionplanretningslinjerne skal følges op i f.eks. en miljøgodkendelse og/eller en tilladelse efter miljøbeskyttelsesloven, vandforsyningsloven, vandløbsloven, okkerloven, naturbeskyttelsesloven, råstofloven samt planloven.

## **B. Miljøbeskyttelsesloven m.v.**

### *(1) Udviklingen de seneste år.*

Danmark har i mange år haft en miljøgodkendelsesordning i miljøbeskyttelseslovens kapitel 5, herunder også omfattende større husdyrbrug. I starten af 90'erne lod EU sig inspirere af den danske ordning, hvilket resulterede i vedtagelsen af et EU-direktiv, IPPC-direktivet, som skulle være implementeret i medlemslandene ved udgangen af oktober 1999.

Implementeringen krævede enkelte ændringer i miljøbeskyttelsesloven og en revision af bekendtgørelse om godkendelse af listevirksomhed (godkendelsesbekendtgørelsen).

Reglerne bygger fortsat på princippet om, at der skal foretages en integreret vurdering og regulering af udledninger til luft, vand og jord fra de omfattede virksomheder. De ændringer i det danske regelsæt, som direktivet førte med sig, handler om bedre inddragelse af offentligheden i forbindelse med behandling af ansøgningen, krav om regelmæssig revurdering af godkendelsens vilkår og krav om revurdering i særlige tilfælde.

For så vidt angår spørgsmålet om landbrugets arealanvendelse indeholder "IPPC-regelsættet" ingen ændringer i forhold til tidligere. Men debatten i forbindelse med lovforslagets behandling – som allerede var i gang under Drikkevandsudvalgets arbejde i 1997 og som også havde vist sig under behandling af konkrete sager – gjorde det mere klart for alle, hvad en miljøgodkendelse egentlig kan og ikke kan regulere.

Der findes ca. 600 godkendelsespligtige husdyrbrug (kvæg-, svin-, fjerkræbrug mv. samt blandede husdyrbrug) i Danmark i dag, hvilket er en beskedent andel af de knap 38.000 husdyrbrug, der i alt findes.

118

## *(2) Beskrivelse af reglerne.*

Ifølge miljøbeskyttelseslovens kapitel 5 (§ 33) må listevirksomhed ikke anlægges eller påbegyndes før godkendelse. Kapitel 5 indeholder endvidere krav om, at der skal fastsættes vilkår for virksomhedens drift og lægger som udgangspunkt en 8-årig retsbeskyttelse på vilkårene, som dog kan gennembrydes, jf. lovens § 41 a, stk. 2.

Det fremgår af bilag 1 til godkendelsesbekendtgørelsen, hvilke virksomheder, der skal godkendes i medfør af kapitel 5. Af bilagets punkt I.1. fremgår, at alle anlæg til husdyrproduktion for mere end a) 250 DE dog 270 DE hvis mindst 90 % af DE'ne stammer fra søer med tilhørende smågrise til 30 kg, b) 100 DE i slagtekyllinger, c) 230 DE i æglæggende høns, eller d) 210 DE i slagtesvin (over 30 kg) er omfattet af kravet om godkendelse.

I godkendelsesmyndighedens vurdering af, om en ansøgning kan imødekommes og i givet fald på hvilke vilkår, indgår en vurdering af driftsbygninger mv. og anlæg og herunder en vurdering af gødningsanvendelsen på ejede og forpagtede arealer.

I husdyrgødningsbekendtgørelsen er fastsat harmonikrav (d.v.s. krav til, hvor stort et udbringningsareal, der skal være til en given husdyrproduktion), afstandskrav til beboelse, vandløb m.v., regler om indretning af stalde m.v., krav til opbevaringsmåde og -kapacitet. Af særlig relevans i denne sammenhæng er harmonikravene, som er udtryk for et ønske om at fordele gødningen, så den udnyttes bedst muligt til gavn for miljøet. Harmonikravene gælder generelt, også for de såkaldte gylleaftalearealer.

Ifølge husdyrgødningsbekendtgørelsens § 1, stk. 4, har godkendelsesmyndigheden mulighed for at skærpe husdyrgødningsbekendtgørelsens krav i forbindelse med en kapitel 5-godkendelse, herunder også harmonikravene. Der kan også på andre måder fastsættes vilkår om gødningsanvendelsen, som indebærer en skærpelse i forhold til de generelle regler – for eksempel en mg/l-grænse for nitratudvaskningen. Dette gælder dog ikke gylleaftalearealer, da de ikke kan betragtes som en del af kapitel 5-virksomheden og dermed ikke er underlagt godkendelsespligt. En skærpelse af de generelle regler skal være miljømæssigt begrundet.

IPPC-direktivets udgangspunkt er, at spørgsmålet om gødningsanvendelse skal inddrages i godkendelsen. Direktivet åbner dog samtidig mulighed for, at ”fastsætte bestemte krav til bestemte kategorier af anlæg i almindeligt bindende forskrifter i stedet for i godkendelsesvilkårene” (direktivets art. 9, pkt. 8). Direktivet kræver dog, at den generelle regulering sikrer et lige så højt miljøbeskyttelsesniveau, som ellers er indeholdt i konkrete godkendelser og at der anvendes en integreret fremgangsmåde.

Danmark regulerer som nævnt gødningsanvendelsen bl.a. via harmonireglerne i husdyrgødningsbekendtgørelsen. I forbindelse med behandlingen af L 161 til implementering af IPPC-direktivet blev det lagt til grund, at harmonikravet ikke i alle tilfælde kan betragtes som tilstrækkeligt til at opfylde kravene i direktivets art. 9. Som følge deraf blev det præciseret, at godkendelsesmyndigheden kan fastsætte skærpede vilkår til

gødningsanvendelsen efter en konkret vurdering. Ved besvarelse af FMPU-spørgsmål blev der endvidere lagt vægt på, at de generelle regler ikke i alle tilfælde vil være tilstrækkelige til at sikre Danmarks overholdelse af nitratdirektivet.

119

#### *Ikke-godkendelsespligtige husdyrbrug - Husdyrgødningsbekendtgørelsen*

Reglerne om anvendelse af husdyrgødning er fastsat i medfør af miljøbeskyttelsesloven og fremgår af bekendtgørelse nr. 604 af 15. juli 2002 om erhvervsmæssigt dyrehold, husdyrgødning, ensilage m.v. Bekendtgørelsens bestemmelser tager sigte på at begrænse forurening og gener fra dyrehold, herunder produktion, opbevaring og anvendelse af husdyrgødning og ensilage m.v.

Desuden gennemfører husdyrgødningsbekendtgørelsen dele af Rådets direktiv 91/676/EØF af 12. december 1991 om beskyttelse af vand mod forurening forårsaget af nitrater, der stammer fra landbruget (Nitratdirektivet).

For husdyrbrug, som ikke er godkendelsespligtige efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 5, jf. ovenfor, gælder husdyrgødningsbekendtgørelsens regler om etablering, udvidelse og ændring af husdyrbruget. Herefter skal der alene foretages en anmeldelse til kommunalbestyrelsen ved etablering, udvidelse eller ændring af henholdsvis anlæg og dyrehold. Anlæg skal etableres og drives i overensstemmelse med bekendtgørelsens regler herom.

Hvis et anlæg ønskes etableret, udvidet eller ændret inden for en afstand af 50 meter fra nabobebyggelse kan dette imidlertid kun ske efter godkendelse fra kommunalbestyrelsen. Det samme gælder inden for en afstand af 300 meter fra en samlet bebyggelse i landzone, til eksisterende eller ifølge kommuneplanens rammedel fremtidig byzone eller sommerhusområde, eller til område i landzone, der i en lokalplan er udlagt til boligformål, blandet bolig og erhverv eller til offentlige formål med henblik på beboelse, institutioner, rekreative formål og lignende.

Godkendelsen skal meddeles på nærmere fastsatte vilkår for at begrænse risikoen for forurening og ikke uvæsentlige gener for omgivelserne. Ved vurderingen af, hvilke vilkår der bør fastsættes i den enkelte godkendelse, indgår også en vurdering af niveauet for belastning af naboejendomme med støj, lugt og flueplager.

For husdyrbrug herunder svinebrug uden for de afstandskrav, der er fastsat i bekendtgørelsen kan kommunalbestyrelsen efter miljøbeskyttelseslovens § 42 meddele påbud, hvis der konstateres uhygiejniske forhold eller væsentlig forurening

Bekendtgørelsen fastsætter endvidere som ovenfor nævnt regler om udspreddingen af husdyrgødning og størrelsen af det landbrugsareal, husdyrgødningen må udspreddes på, det såkaldte harmoniareal.

#### *(3) Samspil med andre regler.*

##### 3.1. VVM.

Hvis en produktion er omfattet af både VVM og kapitel 5 skal der foreligge et forslag til miljøgodkendelse samtidig med offentliggørelse af regionplanforslaget og VVM-vurderingen. Omvendt kan der ikke meddeles miljøgodkendelse før de nødvendige regionplanretningslinier er vedtaget.

## C. Vandforsyningsloven m.v.

Afsnittet om vandforsyningsloven er ikke opdateret, idet afsnittet alene er relevant som beskrivelse af et lovgivningssystem, der indeholder mulighed for at regulere sårbare områder. 120

### 1. Udviklingen de senere år.

Danmark er særligt begunstiget med grundvand, der stort set uden behandling kan pumpes ud til forbrugerne og drikkes direkte fra hanen. Dette er et gode, som regeringen i de sidste 6-7 år har prioriteret højt. I juli 1998 vedtog folkettingen en ændring af vandforsyningsloven, miljøbeskyttelsesloven og planloven til yderligere beskyttelse af grundvandsressourcerne. Lovændringen var en gennemførelse af Drikkevandsudvalgets anbefalinger samt de regionale foranstaltninger i Vandmiljøplan II til gennemførelse af Nitratdirektivet. Beskrivelsen af vandforsyningsloven medtages som illustration til, hvorledes en lovgivning til beskyttelse af særlig sårbare områder er udformet.

### 2. Beskrivelse af reglerne.

Beskrivelsen af beskyttelsen af grundvandsressourcerne i Strukturdirektoratets rapport "Landbruget i planlægningen" (1996) er til dels dækkende. Ved ændringen af vandforsyningsloven, miljøbeskyttelsesloven og planloven i 1998 (lov nr. 479 af 1. juli 1998) blev der dog vedtaget en række udvidelser, som har væsentlig betydning for landbrugets arealanvendelse specielt i områder udpeget som indsatsområder vedrørende nitrat.

#### 2.1. Amternes kortlægningsforpligtelse.

Ved regionplanrevisionen i 1997 skulle amterne på baggrund af en klassificering af grundvandsressourcerne med hensyn til grundvandsbeskyttelsen -kvalitet og -mængde lade foretage en inddeling og udpegning af grundvandsressourcerne i:

- områder med særlige drikkevandsinteresser
- områder med drikkevandsinteresser, og
- områder med begrænsede drikkevandsinteresser.

På baggrund af bemærkningerne til den statslige udmelding i 1997 samt den senere vedtagelse af L 56 om lov om ændring af vandforsyningsloven m.v., miljøbeskyttelsesloven og planloven (FT 1997-1998) blev det i bemærkningerne til den statslige udmelding til regionplanrevision 2001 anført, at plangrundlaget for områder med særlige drikkevandsinteresser skal justeres.

Regionplanerne skal derfor også indeholde en udpegning af følsomme indvindingsområder med angivelse af hvilken eller hvilke typer forurening området anses for følsomt overfor. Der stiles mod en samlet vandressourceplanlægning, der i princippet medtager og gør op med alle kendte forureninger herunder forurening fra depoter samt nitrat- og pesticidforurening. Det er en meget kompleks opgave amterne skal gennemføre inden for de næste par år. Det fremgår af bemærkningerne til loven, at amterne i første omgang skal udpege de nitratfølsomme områder. Når udpegningen er sket, skal der for udpegede indsatsområder udarbejdes en indsatsplan. For områder udpeget som indsatsområder vedrørende nitrat er der mulighed for at gennemføre forbedrende foranstaltninger ved generelle reguleringer/ indskrænkninger uden erstatninger og ved aftalte eller pålagte arealrestriktioner som medfører erstatning, jf. nedenfor punkt 2.2.- 2.4.



### *2.1.1. Specielt for pesticider.*

Kortlægningen og udpegningen af områder, som er særlig følsom overfor pesticider vil først kunne lade sig gøre, når der er udarbejdet materiale om områders sårbarhed overfor pesticider. Dette arbejde vil tage flere år.

### *2.1.2. Specielt for nitrat.*

For at kunne afklare hvilke initiativer, der i givet fald skal gennemføres i et område udpeget som nitratindsatsområde, skal amtet for hvert udpeget område gennemføre en zoneringsplan. Zoneringsplanen forestilles at være gennemført, når amterne har indhentet materiale om områdets hydrogeologi, grundvandskemi, afgrænsning af grundvandsdannende områder, vurdering af arealanvendelsen og forureningskilder samt eventuelt en detailkortlægning af beskyttende dæklag (f.eks. lerlag) og grundvandsmagasiner. Detailkortlægningen indbefatter bl.a. en kortlægning med geofysiske metoder til beregning af, hvor tykt lerdækket er i området. Detailkortlægningen kan i enkelte tilfælde udelades (i områder, hvor det er godtgjort, at der alene er sandaflejring).

### *2.2. Generelle reguleringer uden erstatning.*

Ministeren har ved lovændringen fået bemyndigelser til henholdsvis at kunne fastsætte en generel godkendelsesordning for udbringning af husdyrgødning og slam (nitratgodkendelsesordningen, miljøbeskyttelseslovens § 19, stk. 6) og en forbudsordning mod gylleaftaler og slamaftaler (miljøbeskyttelseslovens § 19, stk. 7) i indsatsområder vedrørende nitrat. Godkendelsesordningen omfatter udvidelser og etableringer af landbrug i indsatsområder vedrørende nitrat, mens forbudsordningen kommer til at gælde alle landbrug i indsatsområder vedrørende nitrat. Ingen af ordningerne udløser kompensation over for de berørte landmænd. Alle indsatsområder vedrørende nitrat skal være udpeget senest ved regionplanrevisionen 2001.

For områder udpeget som indsatsområder vedrørende nitrat i regionplanrevisionen år 2001 skal der for dem alle udarbejdes indsatsplaner med blandt andet oplysninger om tiltag og initiativer til beskyttelse af området. Regionplanrevisionen skal samtidig for hele planperioden indeholde en tidsplan og prioritering for gennemførelse af indsatsplanerne i området (vfl § 11, stk. 1, nr. 6). Det skal således bemærkes, at som reglerne er udformet i dag behøver amterne ikke at have gennemført den nærmere zoneringsplan til dokumentation for områdets sårbarhed.

### *2.3. Arealrestriktioner gennemført ved aftale og mod fuld erstatning.*

Når zoneringsplanen er gennemført har amterne desuden mulighed for mod fuld erstatning at indgå aftaler om ændret arealanvendelse med landmændene i området. Reglerne herfor er fastsat i vfl §13 ff og giver desuden under nærmere betingelser kommunerne og ejere af almene vandforsyninger mulighed for også at kunne indgå sådanne aftaler. En væsentlig betingelse for at indgå aftaler er, at der for området er udarbejdet en indsatsplan, og at aftalen er en del af planen. Indsatsplanen skal udarbejdes efter en fastlagt procedure og indeholde oplysning om alle de tiltag og begrænsninger, der er besluttet for området. Planen må ikke stride mod regionplanlægningen, vandressourceplanlægningen, vandforsyningsplanen eller andre vedtagne indsatsplaner.

#### 2.4. Arealrestriktioner gennemført ved pålæg og mod fuld erstatning.

Hvis en ejer af en ejendom ikke vil indgå en aftale, er der nu i miljøbeskyttelsesloven indføjet en hjemmel i § 26 a. Denne hjemmel giver amterne eller kommunerne mulighed for at pålægge ejeren af ejendommen at gennemføre rådighedsindskrænkninger eller andre foranstaltninger, som er nødvendige for at sikre nuværende eller fremtidige drikkevandsinteresser. Det er en betingelse, at der er udarbejdet en indsatsplan, og at det ikke har været muligt at indgå en frivillig aftale. Pålæg efter § 26 a medfører fuld kompensation og følger i øvrigt de procedurer, der er fastsat for gennemførelse af ekspropriationer i henhold til vejloven. Erstatningens størrelse i tilfælde af uenighed fastsættes af taksationskommissionen. Spørgsmål om ekspropriationens omfang, rimelighed mv. kan påklages efter miljøbeskyttelseslovens almindelige klagesystem.

#### 2.5. Specielt om VVM- og godkendelsespligtige brug beliggende i indsatsområder.

For landbrug, der ligger i områder, der er udpeget som indsatsområder, og som samtidig skal godkendes efter reglerne om VVM må det lægges til grund, at VVM vedrører fremtidige forhold og at begrænsninger i fremtid anvendelse som udgangspunkt ikke kan udløse erstatning, hvorimod VVM ikke som udgangspunkt kan gribe ind overfor allerede lovligt bestående forhold. I forbindelse med kapitel 5 godkendelser må det lægges til grund, at rådighedsindskrænkninger besluttet i en indsatsplan som udgangspunkt ikke udløser kompensation efter mbl § 26 a. Et andet spørgsmål er om den pågældende ejer af ejendommen og amtet vil forhandle en aftale igennem i henhold til vfl § 13 d. Det vil i praksis sige, om vfl § 13 d kan finde anvendelse over for ejere af godkendelsespligtige brug, hvilket ikke er afklaret i vfl eller bemærkningerne hertil.

Det skal bemærkes, at reglerne i vandforsyningsloven om drikkevandsbeskyttelse for tiden er under omlægning på baggrund af ændringer begrundet i implementeringen af Vandrammedirektivet.

Ved udgangen af 2003 vedtog Folketinget to lovforslag herom, L 15 om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder (miljømålsloven) og L 16 om ændring af lov om vandforsyning m.v., lov om miljøbeskyttelse, lov om jordforurening og lov om planlægning. (Ændringer som følge af lov om miljømål m.v. for vandområder og internationale naturbeskyttelsesområder). Sidstnævnte lovforslag sigter imod at foretage de nødvendige konsekvensændringer i vandforsyningsloven, miljøbeskyttelsesloven, jordforureningsloven og planloven som følge af det nævnte lovforslag.

### D. Naturbeskyttelsesloven

#### (1) Beskrivelse af reglerne.

Udpegningen af EF-habitatområder fremgår af bekendtgørelse nr. 477 af 7. juni 2003 om afgrænsning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder. Den 22. oktober 2003 blev der udsendt udkast til lovforslag om ændring af naturbeskyttelsesloven i høring. Lovforslaget indeholder blandt andet en supplerende af den hidtidige implementering af habitatdirektivet, jfr. nærmere nedenfor i afsnit 2.1

De generelle (erstatningsfri) arealreguleringer i den gældende naturbeskyttelseslov er karakteriseret ved, at hidtidig lovlig landbrugsdrift som hovedregel kan fortsætte. Reglerne

har kun betydning, hvis landmanden ønsker at ændre driften, idet reguleringerne kan betyde en begrænsning af de fremtidige udviklingsmuligheder for arealerne.

Ønsker fra myndighedernes side om ændringer i landmandens hidtidige drift kan kun ske efter aftale (f.eks. naturforvaltningsaftaler), gennem opkøb, som led i en tilskudsordning eller ved fredning med fuld kompensation, jfr. dog nedenfor under afsnit 2.1.

I nogle tilfælde er der gennem den generelle arealregulering fastsat bestemmelser, der indebærer, at den hidtidige arealanvendelse skal ophøre. Det gælder f.eks. ved den 2m brede beskyttelseszone omkring fortidsminder.

Ved andre beskyttelseslinier (f.eks. strandbeskyttelseslinien) er der forbud mod tilplantning . Med lovændringen i 1999 blev reglerne dog lempet, for så vidt angår erhvervsmæssig tilplantning af frugttræer og bærbuske indenfor den udvidede strandbeskyttelseszone på 300 m.

Byggeri, der er nødvendigt for landbrugsdriften, reguleres af visse af bestemmelserne om forbud mod bebyggelse inden for beskyttelseslinierne. For landbrugsbyggeri inden for beskyttelseslinierne, der kræver zonetilladelse, følges en restriktiv administrativ praksis.

#### *(2) Særligt vedrørende internationale naturbeskyttelsesområder.*

EF-habitatdirektivet er hovedsagelig implementeret i dansk lovgivning ved bekendtgørelsen om afgrænsning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder, der er udstedt med hjemmel i bl.a. planlovens § 3, stk. 1 og 2 og som udpeger de internationale naturbeskyttelsesområder, jfr. bekendtgørelse nr. 477 af 7. juni 2003. Bekendtgørelsen fastsætter bindende forskrifter til myndighederne om planlægning og administration af lovgivning, der berører internationale naturbeskyttelsesområder.

Bekendtgørelsen indebærer, at myndighederne ved administrationen af en række bestemmelser i bl.a. planloven, vandløbsloven, skovloven og naturbeskyttelsesloven har pligt til at sikre, at der ved tilladelser m.v. ikke sker forringelser af områdets naturtyper og levesteder for arter eller tillades aktiviteter, der kan medføre forstyrrelser med betydelige konsekvenser for de arter, området er udpeget for.

En redegørelse fra Kammeradvokaten har imidlertid vist, at der er behov for at justere den danske lovgivning, således at der skabes den nødvendige præcise retlige ramme for gennemførelsen af de nødvendige bevaringsforanstaltninger. Medlemsstaterne er forpligtet til at sikre, at reglerne også omfatter aktiviteter, der ikke nødvendigvis kræver en forudgående godkendelse, f.eks. landbrug, fiskeri eller skovbrug, såfremt sådanne aktiviteter vil kunne medføre forringelser eller betydelige forstyrrelser.

For fuldt ud at opfylde direktivforpligtelserne er det derfor fundet nødvendigt at fastsætte regler, der såvel passivt som aktivt beskytter de internationale naturbeskyttelsesområder mod forringelser og væsentlige forstyrrelser samt skaber grundlag for at iværksætte de nødvendige bevaringsforanstaltninger.

Lovforslaget indeholder bestemmelser om:

- at der inden iværksættelse af visse aktiviteter i internationale naturbeskyttelsesområder, der i øvrigt ikke kræver forudgående tilladelse eller på anden måde er underkastet forudgående konsekvensvurdering, skal ske skriftlig meddelelse herom til amtsrådet (anmeldeordning),
- at amtsrådene får ret og pligt til at gennemføre en aktiv forvaltning på grundlag af en rullende naturplanlægning. Forvaltningen udmøntes i aftaler eller konkrete afgørelser
- at amtsrådene får ret og pligt til i særlige tilfælde at beslutte foreløbigt at pålægge ejeren af en ejendom i eller udenfor de internationale naturbeskyttelsesområder de driftsændringer og andre foranstaltninger, som er nødvendige for at undgå varige forringelser af de naturtyper og levesteder eller væsentlige forstyrrelser af de arter, for hvilke områderne er udpeget, hvis skaderne ikke kan afværges gennem aftaler eller på anden måde, og
- at amtsrådene får pligt til inden vedtagelsen af Natura 2000-planen midlertidigt at gribe ind overfor aktiviteter i eller udenfor de internationale naturbeskyttelsesområder, hvis disse aktiviteter medfører forringelser af de naturtyper og levesteder eller betydelige forstyrrelser for de arter, for hvilke områderne er udpeget, og et indgreb ikke kan afvente amtsrådets Natura 2000-plan i medfør af lovforslaget om lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder.

### *(3) Samspil med andre regler.*

Der er et konkret samspil mellem naturbeskyttelsesloven på den ene side og miljøbeskyttelsesloven, vandforsyningsloven, vandløbsloven, okkerloven samt råstofloven på den anden side, idet tilladelser efter disse love som hovedregel ikke har bonusvirkning i forhold til naturbeskyttelsesloven.

Lovforslag om en ny skovlov indeholder bl.a. en implementering af direktiverne således, at miljøministeren skal udarbejde Natura 2000-skovplaner, at der indføres en anmeldeordning for visse driftsændringer m.v., som ikke kræver en godkendelse el. lign. efter gældende lovgivning. Endvidere får ministeren ret og pligt til at iværksætte de nødvendige bevaringsforanstaltninger i de internationale naturbeskyttelsesområder og til at indgå aftaler eller træffe afgørelser om de nødvendige ændringer af driften eller anden råden over arealerne. Der henvises i øvrigt til vedlagte høringssvar.

Der er endvidere et konkret samspil mellem VVM-reglerne og naturbeskyttelsesloven i de tilfælde, hvor regionplanretningslinierne skal følges op af en tilladelse efter denne lov.

Endelig er der et samspil mellem VVM-reglerne og de krav, der i bekendtgørelsen om internationale naturbeskyttelsesområder stilles til vurderingen af planer og projekter i eller nær internationale fuglebeskyttelsesområder og konsekvenserne af denne vurdering.

## **E. Vandløbsloven**

### *(1) Beskrivelse af reglerne.*

Ifølge vandløbslovens formålsbestemmelse tilstræbes det ved loven at sikre, at vandløb kan benyttes til afledning af vand, navnlig overfladevand, spildevand og drænvand. Fastsættelse og gennemførelse af foranstaltninger efter loven skal ske under hensyntagen til de miljømæssige krav til vandløbskvaliteten, som fastsættes i henhold til anden lovgivning.

Ifølge lovens § 3, stk. 2, er det tilladt ejeren af en grund, der støder op til et vandløb, fra egen grund at aflede såvel overfladevand som vand fra almindelige drænings- og udgrøftningsanlæg til vandløbet, den såkaldte frie dræningsret.

125

Efter lovens § 69 må der ikke i landzone i en bræmme på 2 m langs naturlige eller i regionplanen højt målsatte vandløb foretages dyrkning, jordbehandling, plantning, terrænændring, anbringelse af hegn eller opførelse af bygværker.

*(2) Samspil med andre regler.*

Der er især samspil med naturbeskyttelseslovens regler om beskyttede naturtyper, navnlig vandløb og søer.

Bræmmebestemmelsen, hvis formål primært er at beskytte vandløbets brinker mod erosion m.v., har den virkning, at den til en vis grad beskytter mod udsivning af miljøfremmede stoffer i vandløbene og virker på den måde sammen med miljøbeskyttelseslovens § 27.

## **F. Kommende regulering**

Lov om miljømål er at gennemføre vandrammedirektivets og habitatdirektivets planlægningsforpligtelser, herunder at oprette vanddistrikter. Det er en rammelov, som fastlægger procedurer og tidsrammer for udarbejdelse af vandplaner og natura2000-planer, som vil være bindende for myndighederne og indgå som forudsætning for den fremtidige regionplanlægning.

Vandplanerne foreslås at erstatte vandplanlægningen i regionplanerne og vandressourceplanlægningen i vandforsyningsloven, mens natura2000-planerne fortsat kan suppleres af en regional naturplanlægning udenfor de udpegede internationale naturbeskyttelsesområder.

*Samspillet med andre regler:*

Vand- og natura2000-planerne bliver en forudsætning for regionplanlægningen. Planerne indeholder bl.a. mål for tilstanden og et indsatsprogram. Indsatsprogrammet er forpligtende og skal gennemføres gennem sektorlovgivningens bestemmelser, herunder lægges til grund ved meddelelse af tilladelser, godkendelser m.v.

Det udkast til ændring af naturbeskyttelsesloven, som pt er i høring, har f.eks. en vedtaget natura2000-plan som forudsætning for anvendelse af påbudsbestemmelser.

Anmeldeskema, der skal anvendes ved anmeldelse af etablering, ændring eller udvidelse af en husdyrproduktion på 100 dyreenheder (DE) eller derunder efter § 3a, stk. 2 i bekendtgørelse nr. 655 af 7. juli 2003 om ændring af bekendtgørelse om supplerende regler i medfør af lov om planlægning (bekendtgørelsens bilag).

126

## **Anmeldelse om etablering/udvidelse/ændring på maksimalt 100 dyreenheder af husdyrbrug (under VVM-reglerne)**

Anmeldeskema og brugervejledning er elektronisk tilgængelig på Miljøministeriet, Landsplanafdelingens hjemmeside: [www.lpa.dk](http://www.lpa.dk)

## Oplysninger om natur- og miljøforhold

Spørgsmål (sæt kryds)		JA	NEJ
1	Er det aktuelle projekt om etablering, udvidelse eller ændring på maksimalt 100 dyreenheder?		
2	Er det aktuelle projekt samt anmeldte etableringer, udvidelser eller ændringer inden for de sidste 3 år sammenlagt på maksimalt 100 dyreenheder?		
3	Ligger det aktuelle projekts udspretningsarealer uden for arealer, der har et direkte fald på 12 <sup>o</sup> eller mere ned mod den øverste kant af søer og vandløb?		
4	Ligger det aktuelle projekts udspretningsarealer længere væk end 50 m fra søer over 100 m <sup>2</sup> ?		
5	Ligger det aktuelle projekts udspretningsarealer uden for de nitrutfølsomme indvindingsområder, der er udpeget i regionplanen?		
6	Ligger det aktuelle projekts bygninger uden for de potentielle vådområder, der er udpeget i regionplanen, og uden for kortlagte lavbundsarealer?		
7	Ligger det aktuelle projekts udspretningsarealer og bygninger længere væk end 300 m fra internationale naturbeskyttelsesområder?		
8	Ligger det aktuelle projekts bygninger længere væk end 300 m fra: heder over 5 ha, overdrev, moser og søer, der er målsat i regionplanen?		
9	Ligger det aktuelle projekts udspretningsarealer og bygninger uden for fredede områder?		
10	Overholder det aktuelle projekt afstandskravene til naboer, som er fastlagt i § 4, stk. 3 i husdyrgødningsbekendtgørelsen, henholdsvis § 2 og § 3 i pelsdyrbekendtgørelsen samt de generelle krav til gødningsopbevaring, udledning af spildevand og til opsamling, transport og bortskaffelse af farligt affald i henhold til husdyrgødningsbekendtgørelsen/pelsdyrbekendtgørelsen, spildevandsbekendtgørelsen og affaldsbekendtgørelsen?		

## Faktuelle oplysninger

<b>Anmelder</b>					
Navn og adresse			Telefon 128		
<b>Ejer/ejere af ejendom/ejendomme</b>					
Navn og adresse			Telefon		
<b>Ejendom/ejendomme</b>					
Adresse			Matrikelnummer, ejerlav og sogn		
<b>Landbrugsjorder</b>					
	Til udspredning før anmeldelse		Til udspredning efter anmeldelse		
Ejet areal (ha)					
Forpagtet areal (ha)					
Skriftlige aftaler om overførsel af husdyrgødning (ha)					
Areal i alt (ha)					
Braklagte arealer efter anmeldelse (ha)					
Arealer med MVJ-ordning (MiljøVenlige Jordbrugsforanstaltninger), der indgår i driften efter anmeldelse (ha)					
<i>Anmeldelsen vedlægges kort, der viser udsprængningsarealers placering før og efter anmeldelse og med markering af ejede og forpagtede arealer samt arealer med skriftlige aftaler om overførsel af husdyrgødning. Arealer med MVJ-ordning angives også.</i>					
<b>Bygninger</b>					
	Grundplan i m <sup>2</sup>		Bygningshøjde i m		
Bygningsmæssige udvidelser og ændringer af eksisterende bygninger					
Nyt byggeri					
<i>Anmeldelsen vedlægges kort, der viser beliggenheden af nuværende bygninger og af planlagt byggeri med angivelse af grundareal og bygningshøjder for de enkelte bygninger.</i>					
<b>Husdyrproduktion</b>					
Besætningsstørrelse før anmeldelse			Besætningsstørrelse efter anmeldelse		
Dyreart	Antal dyr	Dyreenheder	Dyreart	Antal dyr	Dyreenheder
I alt			I alt		



<b>Tidligere vurderinger af virkninger på miljøet</b>			
	Ingen tidligere etablering/udvidelse/ændring	Tidligere etablering/udvidelse/ændring er vurderet ikke VVM-pligtig	Tidligere etablering/udvidelse/ændring er vurderet VVM-pligtig
Afgørelse om VVM-pligt (sæt kryds)			

Jeg bekræfter, at ovenstående er i overensstemmelse med de faktiske forhold

.....

Dato og underskrift

Danmarks Miljøundersøgelser

# **Samfundsøkonomiske analyser af ammoniakbufferzoner**

Udarbejdet af

**JESPER S. SCHOU**  
**STEEN GYLDENKÆRNE**  
Afdeling for Systemanalyse

**JESPER L. BAK**  
Afdeling for Terrestrisk Økologi

Udredning for Skov- og Naturstyrelsen

Marts 2004

# Indholdsfortegnelse

131

<i>Forord</i>	<i>132</i>
<i>Sammenfatning</i>	<i>133</i>
<i>Summary</i>	<i>134</i>
<i>1.Introduktion</i>	<i>135</i>
<i>2.Analysens indhold og metode</i>	<i>135</i>
<i>3.Konsekvensbeskrivelse af arealscenarier</i>	<i>137</i>
3.1. Definition af arealscenarier .....	137
3.2. Landbrugsarealer og ejendomme omfattet af bufferzoner .....	138
<i>4.Konsekvensbeskrivelse og budgetøkonomisk analyse af tiltag</i>	<i>139</i>
4.1. Mulige tiltag .....	139
4.2. Syretilsætning til gylle.....	140
4.3. Nedfældning af husdyrgødning.....	142
4.4. Reduktion af husdyrproduktion .....	143
<i>5.Velfærdsøkonomisk analyse af tiltag</i>	<i>145</i>
<i>6.Samfundsøkonomiske konsekvenser af arealscenarier</i>	<i>146</i>
6.1. Principper for scenarierne.....	146
6.2. Effekter for jordrente og emissioner .....	148
6.3. Effekter for beskæftigelse .....	150
6.4. Krav alene for udvidelse af husdyrproduktionen .....	152
<i>7.Diskussion</i>	<i>152</i>
<i>Referencer</i>	<i>155</i>

## **Forord**

Nærværende rapport er udarbejdet efter opdrag fra Skov- og Naturstyrelsens Landbrugs- og Bioteknologi kontor, som en del af det faglige grundlag for arbejdsgruppen vedr. bufferzoner. 132

Medlemmerne af arbejdsgruppen har deltaget i diskussionen om indholdet af analyserne og løbende givet gode bemærkninger. Særligt skal der rettes en tak til Johnny M. Andersen (Dansk Landbrug), Jens Abildtrup (Fødevareøkonomisk Institut) og Irene Wiborg (Landscenteret for Planteavl), som har nærlæst rapporten i flere omgange. Ansvar for analyser og konklusioner er naturligvis forfatterens alene.

Rapporten er udarbejdet af Jesper S. Schou, medens Steen Gyldenkærne og Jesper L. Bak har givet et centralt bidrag i form af analyser af arealkonsekvenserne af de forskellige scenarier for udlægning af bufferzoner.

Sidst skal der rettes en tak til Skov- og Naturstyrelsens Landbrugs- og Bioteknologi kontor, som har finansieret arbejdet.

Danmarks Miljøundersøgelser  
Roskilde  
Marts 2004

## Sammenfatning

Formålet med de samfundsøkonomiske analyser er at belyse de samlede konsekvenser af at udlægge bufferzoner omkring særligt sårbare naturområder, som er under påvirkning af ammoniakbelastning. Konkret er tre scenarier analyseret omfattende bufferzoner på 250 meter omkring alle naturområder omfattet af Natura 2000-udpegninger, Wilhjelmudvalgets anbefalinger (WU) samt en udvidelse af lokaliteterne, som er indeholdt i Wilhjelm-udvalgets anbefalinger (WU+). De tre scenarier berører hhv. 4, 7 og 15 procent af det samlede landbrugsareal, samt hhv. 13, 23 og 55 procent af alle landbrugsejendomme. Analyserne omfatter konsekvenserne af at alle ejendomme med stalde beliggende i bufferzonen implementere syretilsætningsanlæg, samt anvendelse af nedfældning ved udbringning af husdyrgødning i bufferzonen for øvrige ejendomme.

Hovedresultaterne er som følger:

- De samlede velfærdsøkonomiske omkostninger er på hhv. 15, 30 og 105 mio. kr årligt. Omkostningerne er afhængige af tidshorizonten for tiltagens gennemførelse, samt typen af tiltag.
- Opgjort pr. ha bufferzone er de årlige omkostninger ca. 150 kr pr. ha (Natura 2000 og WU) og 300 kr pr. ha (WU+). Forskellen i omkostningerne pr. ha mellem WU+ og de to øvrige scenarier skyldes, at der gennemsnitligt er større forekomst af staldanlæg i bufferzonerne omkring de ekstra lokaliteter, som WU+ omfatter.
- Emissionseffekterne af scenarierne er på hhv. 10, 10 og 20 procent af de berørte ejendommers samlede ammoniakemission. Hvorvidt ændringerne også fører til en permanent ændring af de nationale emissioner, eller blot repræsenterer en omfordeling af disse, afhænger af de konkrete politik-tiltag.
- Såfremt scenarierne antages at føre til ophør med husdyrproduktionen på de mindre ejendomme, hvor der stilles krav om investering i syreanlæg anslås de beskæftigelsesmæssige konsekvenser til ca. 500, 1.200 og 4.600 heltidsbeskæftigede i primær- og følgeindustrierne. Tilskud til dækning af investeringsomkostningerne vil reducere beskæftigelseseffekterne.
- Såfremt kravene alene vedrører udvidelser af produktionen inden for bufferzonen, vil den budgetøkonomisk omkostning årligt være ca. 50 kr pr. ha landbrugsjord.

## Summary

In this report the welfare economic consequences of protecting nature areas vulnerable to ammonia eutrophication by appointing so called bufferzones around them. Three scenarios involving bufferzones of 250 m are analysed. The first involve bufferzones around all nature areas under the EU Habitat Directive (Nature 2000 areas). The second comprises all nature areas included in the recommendations by the Wilhelm committee (WU scenario), and the third involve an extension of the second scenario (WU+ scenario). The scenarios affect 4, 7 and 15 percent of the total agricultural area and 13, 23 and 55 percent of all farms. In the scenarios it is assumed that all farms with stables located within the bufferzones implement acidification-treatment of manure, where manure applied on areas within the bufferzones are injected into the soil.

The main results are as follows:

- Aggregate welfare economic costs are 15, 30 and 105 mill. DKK per year. The costs are dependent of the time horizon for implementation and the actions taken in the bufferzones.
- Measured per hectare the yearly cost amount to 150 DKK per hectare (Natura 2000 and WU scenarios) and 300 V (WU+ scenario). The differences between the two firsts and the third scenario relates to the fact, that relatively more stables are located within the bufferzones in the WU+ scenario.
- Effects on ammonia emissions amount to 10, 10 and 20 percent of total emissions on the farms affected by bufferzones. Whether these reductions represent a permanent reduction in national emissions or only a redistribution depend on the actual policy chosen for implementing the measures.
- If the scenarios lead to a stop with husbandry production in the smaller farms due to the investment costs from implementing acidification-treatment of manure, the effects on employment are estimated to 500, 1,200 and 4,600 numbers of full employed. If a subsidy is given to cover the investment costs, the employment effects are reduced.
- In the scenarios are reduced to only affect future expansions in animal production, the yearly costs is estimated to 50 DKK per hectare farmland.

## Introduktion

Formålet med de samfundsøkonomiske analyser er, at belyse de samlede konsekvenser af at udlægge bufferzoner omkring særligt sårbare naturområder, som er under påvirkning af ammoniakbelastning. Bufferzonerne tænkes udlagt i landzonen og retter sig mod at reducere ammoniakbelastningen fra lokale landbrugskilder, dvs. både belastning fra faste anlæg (stalde og opbevaringsanlæg for husdyrgødning) samt fra markdriften (udbringning af husdyrgødning). Rent praktisk er udgangspunktet, at der tænkes pålagt ensartede krav til husdyrejendomme med faste anlæg og/eller markarealer beliggende i bufferzonerne, som har til formål at minimere ammoniakemissionerne herfra. De økonomiske analyser skal belyse de nettoomkostninger samt ændrede ammoniakemissioner, som dette medfører for forskellige scenarier for udlæg af bufferzoner.

Der gennemføres både budget- og velfærdsøkonomiske analyser. I den budgetøkonomiske analyse estimeres de økonomiske konsekvenser af bufferzoner for landbruget. Endvidere kvantificeres effekten på ammoniakemissionerne. I de velfærdsøkonomiske analyser opgøres de samlede konsekvenser for samfundets forbrugsmuligheder, som følger af ændringerne i landbrugsproduktionen. Grundet manglende vidensgrundlag foretages der ikke en prissætning af bufferzonernes direkte effekt på værdien af naturområderne (som i en egentlig Cost Benefit Analyse), men afledte miljøeffekter søges inddraget.

## Analysens indhold og metode

Analyserne af at implementere specifikke teknologikrav i bufferzoner gennemføres for en typisk markdrift og typisk staldtype, idet der tages hensyn til de væsentligste forskelle inden for husdyrproduktionen. Derefter indeles de konkrete ejendomme med arealer i bufferzonerne efter dominerende produktionsform, hvilket muliggør aggregering i forhold til de forskellige scenarier.

For alle tiltag gennemføres en konsekvensbeskrivelse, en budgetøkonomiske analyse af tiltagens nettoomkostninger samt en velfærdsøkonomisk analyse, hvor evt. afledte miljøeffekter søges inddraget. Resultaterne fra den budgetøkonomiske analyse har til formål at kvantificere omkostningerne for forskellige aktører. Derved kan de budgetøkonomiske resultater understøtte planlægningen og gennemførelsen af tiltag, efter der er truffet afgørelse om prioriteringen mellem disse.

De velfærdsøkonomiske analyser belyser, hvordan det danske samfunds forbrugsmuligheder ændres, idet opgørelsen sigter på at give en økonomisk vurdering af de enkelte tiltag for det danske samfund. I nærværende analyse afgrænses den økonomiske vurdering til primærlandbruget, medens konsekvenserne i forsynings- og forarbejdningssektorerne belyses gennem en vurdering af beskæftigelseseffekterne. Således understøtter resultaterne grundlaget for at prioritere mellem tiltag. Prioriteringen vedrører ideelt set både valg mellem enkelte tiltag og valg af, hvor de mest hensigtsmæssigt kan iværksættes.

Analysen omfatter følgende aktiviteter:

*1. Konsekvensbeskrivelse.* 1A. Scenarieopstilling herunder opgørelse af bufferzonernes arealomfang samt antal berørte produktionsanlæg og markarealer for de tre arealscenarier. I forbindelse hermed koordineres internt på DMU, så der opnås konsistens med tidligere opgørelser for Wilhjelmudvalget. 1B. Beskrivelse af teknologier med henblik på fastlæggelse

af konkrete reduktionstiltag, herunder forskellige forudsætninger for implementering samt deres emissionseffekter. Denne del koordineres med Fødevarøkonomisk Institut.

2. *Budgetøkonomisk analyse.* Opgørelse af driftsøkonomiske nettoomkostninger for de udvalgte tiltag ved anvendelse af faktorpriser på grundlag af konsekvensbeskrivelsen.

3. *Velfærdsøkonomisk analyse.* Opgørelse af velfærdsøkonomiske nettoomkostninger ved anvendelse af velfærdsøkonomiske beregningspriser. Afledte miljøeffekter inddrages, medens der ikke foretages en prissætning af de primære benefits (effekterne for de sårbare naturområder). Endvidere vurderes beskæftigelseseffekterne af ændringer i landbrugsproduktionen.

4. *Sammenfattende vurdering.* Her indgår resultaterne fra 1, 2 og 3 i en vurdering af de samlede effekter af at udlægge bufferzoner i de beskrevne omfang. Dette omfatter de budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger samt en vurdering af emissionseffekten. Sidstnævnte kan betragtes som en meget grov indikator for den reducerede ammoniakbelastning af naturområderne, idet det skal understreges, at denne rettelig skulle omfatte ændringen i kvælstofdepositionen.

Den overordnede disponering af notatet følger de fire beskrevne aktiviteter. Dog er konsekvensbeskrivelsen af teknologierne (1B) og de budgetøkonomiske analyser slået sammen til et kapitel.

I analyseskemaet er indhold og forudsætninger sammenfattet (tabel 1).

**Tabel 1. Analyseskema**

Formål med analysen	At belyse de samlede konsekvenser af at udlægge bufferzoner omkring særligt sårbare naturområder, som værn mod ammoniakbelastning.	
Metode	Først foretages en beskrivelse af arealomfanget af bufferzonerne samt det berørte antal landbrugsejendomme og landbrugsareal. Herefter foretages kalkuler af omkostningerne ved at gennemføre udvalgte tiltag til reduktion af ammoniakfordampningen. Herefter kombineres resultaterne så de samlede beregninger af omkostningerne ved at indføre bufferzoner i forskelligt omfang estimeres. Betydning af afledte miljøeffekter inddrages.	
Målvariabel	Omkostninger beregnet som ændret jordrente. Miljøeffekt beregnet som ændrede ammoniakemissioner. Direkte og afledt beskæftigelse.	
Forudsætninger	Budgetøkonomisk analyse	Velfærdsøkonomisk analyse
- Kalkulationsrente	6 procent p.a.	3 procent p.a.
- Tidshorisont	Uendelig hhv. 20 år	Uendelig hhv. 20 år



## Konsekvensbeskrivelse af arealscenarier<sup>16</sup>

### Definition af arealscenarier

Beregningerne gennemføres for forskellige scenarier med hensyn til omfanget af de naturområder, der omfattes af bufferzoner. Herunder beskrives de arealafgrænsninger, som kombineret med de udvalgte tiltag angiver det samlede scenariekompleks.

137

1. Wilhjelmudvalgets anbefaling om bufferzoner fra 2001 (kaldes herefter *WU*).
2. Som en delmængde af Wilhjelmudvalgets anbefaling gennemføres en særskilt analyse af etablering af bufferzoner omkring særligt følsom natur i Natura 2000 områderne (kaldes herefter *Natura 2000*).
3. Endelig gennemføres analyser af Wilhjelmudvalgets anbefaling samt bufferzoner omkring alle særligt sårbare naturtyper uden for Natura 2000 områder (kaldes herefter *WU+*).

I tabel 2 er arealscenarierne specificeret, idet det skal pointeres, at arealscenarierne ikke omfatter lokaliteter med skovnatur.

**Tabel 2. Specifikation af de tre arealscenarier**

Naturtype	Natura 2000	WU	WU+
Højmoser og lobeliasøer	Kun i Natura 2000 områder	Alle lokaliteter i Danmark	Alle lokaliteter i Danmark
Heder	Kun i Natura 2000 områder	Alle lokaliteter i Danmark større end 10 ha	Alle lokaliteter i Danmark
Overdrev	Kun i Natura 2000 områder	Alle lokaliteter i Danmark større end 2,5 ha	Alle lokaliteter i Danmark
Anden særligt kvælstoftruede §3 natur (f.eks. enge)	Kun i Natura 2000 områder	Kun i Natura 2000 områder	Alle lokaliteter i Danmark

Ses der på de naturtyper, som Wilhjelmudvalget anbefalede beskyttet af bufferzoner, omfatter disse generelt naturtyper, der med sikkerhed vides at være kvælstoffølsomme. Dette er konkretiseret til de næringsfølsomme §3-naturtyper omfattende heder, overdrev, højmoser, lobeliasøer, kilder, væld, kær samt brun- og lavvandede søer. Idet der arbejdes med §3-udpegningen af naturområderne, ligger der implicit en nedre arealgrænse på 2.500 m<sup>2</sup> (¼ ha).

Det ses, at samtlige naturtyper (undtagen skov) indgår i arealscenarierne, men i forskellige omfang. Således omfatter Natura 2000-scenariet kun arealer i Natura 2000-områder. WU-scenariet omfatter hele landet for så vidt angår lokaliteter med højmoser, lobeliasøer, heder og overdrev, dog således at der er en nedre arealgrænse på hhv. 10 og 2,5 ha for lokaliteter med de to sidstnævnte naturtyper. For de øvrige naturtyper omfatter WU-scenariet alle de, som er beliggende i Natura 2000-områder. Det sidste scenarie (WU+) adskiller sig fra WU-scenariet ved at de øvrige naturtyper medtages for hele landet, samt at den nedre arealgrænse for heder og overdrev på hhv. 10 og 2,5 ha er ophævet.

For alle scenarier gælder det, at der arbejdes med bufferzoner udlagt med en afstand til kanten af naturområderne på 250 m. Til forskel herfra tager Wilhjelmudvalgets anbefalinger udgangspunkt i bufferzoner på 300 m. Arbejdsgruppen vedr. bufferzoner har valgt at basere analyserne på en 250 m bufferzone ud fra en vurdering af inden for hvor stor afstand de lokale kilder har et depositionsbidrag af en størrelse, som giver juridisk grundlag for individuel regulering. Da de juridiske vurderinger p.t. er foreløbige, skal der tages forbehold herfor.

<sup>16</sup> Dette afsnit er baseret på dataanalyser udført af Jesper L. Bak og Steen Gyldenkerne.

Foruden antallet af lokaliteter, hvorom der lægges bufferzoner, har størrelsen af bufferzonerne naturligvis betydning for det samlede landbrugsareal, som berøres. Bak (2001) foretog således analyser for Wilhjelmudvalget af konsekvenserne af forskellige størrelser af bufferzoner. Disse viste, at såfremt størrelsen øges fra 300 til 400 m, øges andelen af landbrugsarealet i WU-scenariet, som berøres af bufferzoner, fra 5 til 7 procent af landbrugsarealet i omdrift.

Også formen på bufferzonerne kan fra et naturbeskyttelsessynspunkt være væsentlig. Dette skyldes ønsket om at beskytte lokaliteterne mod luftbåren belastning, hvorfor den fremherskende vindretning er en afgørende faktor for, i hvilket omfang en reduktion i emissionen fra en mark eller punktklide også fører til en reduceret belastning. Der er foretaget analyser i DMUs afdeling for Atmosfærisk Miljø (Hertel, 2004), hvor betydningen af forskellige relevante udformninger af bufferzonerne ("cirkulær" vs. "dråbeformet") er vurderet, og de viser, at arealet omfattet af bufferzoner stort set er uafhængigt af deres udformning. Derfor arbejdes med "cirkulære" bufferzoner i de videre analyser, idet disse analytisk er mest fremkommelige. Resultaterne af de økonomiske analyser vurderes dog at gælde for forskellige udformninger, såfremt det samlede berørte landbrugsareal og de omfattede naturtyper i scenarierne ikke ændres.

#### *Landbrugsarealer og ejendomme omfattet af bufferzoner*

På grundlag af de præsenterede arealscenarier, samt specifikation af bufferzonernes størrelse og form, er der gennemført en lokalisering af marker og landbrugsbygninger i bufferzonerne for de tre scenarier. Denne lokalisering er sket ved at samkøre CHR- og GLR- registeret<sup>17</sup> for 2002, og på grundlag heraf er det kvantificeret, hvor stort et landbrugsareal og hvor mange landbrugsejendomme, der omfattes af bufferzonerne. Endvidere knyttes landbrugsejendommens husdyrhold til opgørelsen, således at det kvantificeres, hvor mange husdyrejendomme fordelt på produktionstypene kvæg, svin, andet, og hvor stort et husdyrhold som berøres.

Resultaterne er præsenteret i tabel 3.

**Tabel 3. Strukturanalyse af de tre arealscenarier for bufferzoner**

	Natura 2000	WU	WU+
Naturareal med bufferzone omkring	104.548 ha	147.844 ha	253.062 ha
Antal berørte ejendomme	9.507	16.857	39.218
- heraf med stald i bufferzone	725	2.183	8.517
Ejendommens samlede areal	812.743 ha	1.352.743 ha	2.442.338 ha
- heraf i bufferzonen	113.799 ha	181.016 ha	407.961 ha
- i omdrift i bufferzonen	62.257 ha	111.254 ha	315.318 ha
Antal DE på ejendommene	625.100 DE	1.081.097 DE	1.929.010 DE
- heraf på ejendomme med stald i bufferzone	34.714 DE	85.340 DE	350.965 DE

Indledningsvis skal det oplyses, at der i 2002 alt i var 71.913 ejendomme registreret i GLR og CHR fordelt på 50.462 i CHR og 21.451 i GLR, som ikke genfindes i CHR. Set i forhold hertil betyder det, at de tre arealscenarier berører hhv. 13, 23 og 55 procent af landbrugsejendommene (Natura 2000, WU og WU+). Arealet omfattet af bufferzoner er hhv. 4, 7 og 15 procent af det samlede landbrugsareal og hhv. 3, 5 og 12 procent af omdriftsarealet. Ses der på fordelingen af areal i og uden for omdrift, som er berørt af bufferzonerne, udgør

<sup>17</sup> Centrale Husdyrbrugs Register og Generelle Landbrugs Register. CHR omfatter de fleste landbrugsejendomme med husdyrhold samt bygningernes placering. GLR omfatter alle landbrugsarealer, hvortil der er søgt om EU-tilskud, samt markernes geografiske placering i markblokke. I gennemsnit er der 3 marker pr. markblok.

arealet uden for omdrift omkring 40 procent af bufferzonearealet i Natura 2000- og WU-scenariet, medens det er ca. 20 procent i WU+-scenariet. Til sammenligning er ca. 6 procent af det samlede danske landbrugsareal uden for omdrift. Analyserne viser den tendens, at jo nærmere en ejendom ligger på et naturområde, des større andel udgør vedvarende græs af dens samlede areal.

De ejendomme, hvor staldanlægget ligger inden for bufferzonen, udgør små 8 procent af samtlige berørte ejendomme i Natura 2000- og WU-scenariet, medens det er godt 20 procent i WU+-scenariet. Arealkonsekvenserne af scenariet er illustreret i kortbillaget.

Sidst skal det understreges, at der er en ikke uvæsentlig usikkerhed ved afgrænsningen og dermed størrelsen af de enkelte naturlokaliteter, idet der endnu forestår en præcis registrering af disse. Dette betyder naturligvis også, at det reelle landbrugsareal, som berøres af bufferzoner i de enkelte arealscenarier, er tilsvarende usikkert.

### Konsekvensbeskrivelse og budgetøkonomisk analyse af tiltag

#### Mulige tiltag

Indledningsvis skal det pointeres, at den eksisterende teknik og de eksisterende staldtyper er meget bestemmende for potentialet ved ændret udbringningspraksis. Da der findes en lang række staldtyper, vil der i en konkret situation kunne være betydelig variation i de enkelte ejendommers reduktionspotentiale.

I et notat fra Landscenteret (2003a), udarbejdet for bufferzoneudvalget, er en lang række teknologier til reduktion af ammoniakfordampningen fra stald og mark gennemgået, og resultaterne er sammenfattet i tabel 4.

I tilknytning til tabellen skal det omtales, at sammenholdt med de eksisterende regler vedr. opbevaring af husdyrgødning, findes der i dag kun et meget beskedent reduktionspotentiale ved nye teknologier til opbevaring af husdyrgødning. Undtagelsen herfor er opbevaring af fast staldgødning, som dog emissionsmæssigt har en meget begrænset betydning. Desuden gennemføres der ikke analyser i relation til fjerkræ- og pelsdyrbesætninger, idet denne produktionsform er meget beskeden sammenholdt med kvæg- og svineproduktionen.<sup>18</sup>

**Tabel 4.** Mulige tiltag fordelt på husdyrtyper

Tiltag	Relevant for husdyrtype	Reduktionspotentiale
V-formede gyllekanaler	Svin (ny anlæg)	30-50 procent
Nedkøling af gylle	Svin (ny anlæg)	20-50 procent
Skrabere i kvægstalde	Kvæg (ny anlæg)	50 procent
Profileret staldgulv m. fald	Kvæg (ny anlæg)	50 procent
Hyppig fjernelse og tørring af gødning	Høns	60 procent
Syrebehandling af gylle	Kvæg og svin	70-80 procent
Luftvasker/skrubber	Svin og fjerkræ	90 procent
Biofiltre	Svin og fjerkræ	50 procent
Slangeudlægning i voksende afgrøde	Udbringning af husdyrgødning	Emission på 3-4 procent af N-indhold
Nedfældning af husdyrgødning	Udbringning af husdyrgødning	Emission på 2 procent af N-indhold

Kilde: Landscenteret (2003a).

<sup>18</sup> På konkrete naturlokaliteter kan fjerkræ- og pelsdyrproduktion naturligvis være afgørende for belastningen, men da ønsket med nærværende analyser er at fokusere på teknologier med en - på national skala - stor generaliserbarhed, er teknologier af relevans herfor ikke medtaget. Ca. 87 procent af landbrugets samlede ammoniakemissioner stammer fra kvæg- og svineproduktionen.

Af tabel 4 ses det, at teknologierne med syretilsætning og luftskrubber fører til de største emissionspotentialer i stalden. I marken er nedfældning det mest effektive (ikke at forveksle med omkostningseffektive) alternativ til den eksisterende slangeudlægning. Syretilsætning har – til forskel fra luftskrubberne – den egenskab, at den reducerer emissionen både fra stalden og fra udbringning, og på dette grundlag indgår følgende tiltag til reduktion af ammoniakbelastningen i de videre analyser:

1. tilsætning af svovlsyre til husdyrgødning i stalde
2. nedfældning af husdyrgødning
3. ophør med husdyrproduktion

Ophør med husdyrproduktion indgår som tiltag, eftersom investering i syretilsætning ikke vil være rentabelt på mindre husdyrbrug som følge af forholdsvis høje investeringsomkostninger.

Referencen for analyserne er, at lovkravene for udbringning af husdyrgødning fra 1. august 2003 overholdes, dvs. at bredspredning af flydende gødning er forbudt.

Med henblik på at knytte analyserne af de udvalgte teknologitiltag til bedriftsstrukturen, og dermed muliggøre en aggregering på landsniveau, opgøres konsekvenserne for indtjening og emissioner af de udvalgte tiltag pr. dyreenhed (DE) eller pr. ha. For tiltag, som kræver nyinvestering – dvs. etablering af syreanlæg – opgøres konsekvenserne for en bedriftsstørrelse på 250 dyreenheder. Da der på landsplan er under 2000 ejendomme af denne størrelse betyder det, at de økonomiske konsekvenser repræsenterer et underkantsskøn, medens effekten på ammoniakemissionerne ikke vurderes at være påvirket af bedriftsstørrelsen. Der gennemføres derfor en vurdering, med henblik på at belyse omkostningerne pr. dyreenhed for forskellige besætningsstørrelser. Dermed kan det også indikeres, hvornår omkostningerne pr. dyreenhed ved etablering af syreanlæg overstiger jordrentebidraget – dvs. hvornår kravet om etablering af syreanlæg reelt vil føre til driftsophør. Resultatet herfra vil indgå i de konkrete scenarieanalyser.

I alle analyser prissættes gødningsværdien af reduceret ammoniakfordampning – og dermed det højere kvælstofindhold i plantetilgængelig kvælstof i husdyrgødningen (højere udnyttelsesgrad) – til 6 kr pr. kg N. Dermed approximeres værdien af den øgede udnyttelsesgrad ved marginalindtjeningen, som følger af den øgede effektive gødningstildeling. Denne skyggepris på ekstra kvælstof er højere end den gennemsnitlige pris på handelsgødning på 5 kr pr. kg N, idet gødningstildelingen gennem kvælstofnormerne er reguleret til under det gennemsnitlige driftsøkonomisk optimale niveau.

I de følgende afsnit beskrives de udvalgte tiltag og grundlaget for at belyse de økonomiske konsekvenser af disse.

### *Syretilsætning til gylle<sup>19</sup>*

Metoden har været kendt i en årrække, men der har hidtil ikke været udviklet en teknik, som sikrer, at der ikke udvikles svovlbrinte-gasser ved tilsætningen. Forsøg med et nyudviklet syre-anlæg synes dog at have fjernet problemet.

---

<sup>19</sup> Beskrivelser er baseret på Landscenteret (2002 + 2003b).

Teknologien er relevant for både kvæg- og svinebrug og består i, at gyllen tilsættes svovlsyre indtil pH er sænket til 5,5. Herved kan ammoniakfordampningen fra stalden reduceres med 70 til 80 procent, således at der er 10 til 15 procent mere N i gyllen, når den forlader stalden. Dette betyder at udnyttelsesprocenten stiger fra 75 til 90 procent (i forhold til handelsgødning). Der er ikke registreret nogen effekt på lugtgenerne ved produktionen. I de videre analyser antages det, at ammoniaktabet reduceres med 70 procent i alle led i gødningshåndteringen, dvs. stald, lager og mark.

Den nødvendige mængde svovlsyre pr. ton gylle er 5 kg for svinegylle og op til 4 kg for kvæggylle. Teknikken kan indføres i tilknytning af eksisterende staldanlæg, men stiller krav til den anvendte beton i gyllekanaler og –beholder. I de videre analyser antages det, at anvendte beton opfylder kravene til syretilsætning, hvorfor der ikke er yderligere omkostninger til afskrivninger. Det vurderes af Landscenteret (2003b), at dette i nye anlæg kan opfyldes med få eller ingen meromkostninger.

Etablering af et syretilsætningssystem vurderes at kræve en investering på 500.000 kr. Dertil kommer driftsomkostninger ved indkøb af syre til en pris af 1 kr/kg (dvs. 5 kr pr. ton gylle), samt energiforbrug (el) på 1,35 kr pr. ton gylle. Omkostningen til vedligehold pr. år sættes til 5 procent af investeringen. Der forventes intet ekstra arbejdskraftforbrug ved driften af anlægget.

I tabel 5 er de gennemsnitlige årlige budgetøkonomiske omkostninger præsenteret sammen med emissionerne.

Opgørelsen er lavet for et staldanlæg med fuldt drænet gulv og en produktion på 9.000 slagtesvin pr. år svarende til 250 DE. Den annuierede værdi af forrentning og afskrivninger er beregnet med 6 procent rente og 20 års tidshorisont. Værdi af øget kvælstofindhold i gyllen er som førnævnt prissat til 6 kr pr. kg N. Det ses, at de samlede årlige bruttoomkostninger ved at etablere syreanlægget er 94.000 kr. Indregnes den ekstra gødningsværdi, fås årlige nettoomkostninger på ca. 61.000 kr. Omregnet pr. slagtesvin er den årlige omkostning på små 7 kr under forudsætning om en årlig produktion på 9.000 slagtesvin.

**Tabel 5.** Budgetøkonomisk analyse af meromkostninger ved syretilsætning til svinegylle. Annuierede værdier for besætning med produktion af 9.000 slagtesvin (250 DE) pr. år og 445 kg gylle pr. slagtesvin (16 ton gylle pr. DE). Beregnet med 20 års tidshorisont.

Emission, stald, lager og mark <sup>1)</sup>	7.820 kg
Reduktion i emission	5.474 kg
Forrentning og afskrivninger	43.600 kr
Vedligehold	25.000 kr
Forbrug af svovlsyre	20.000 kr
Energiforbrug	5.400 kr
Bruttoomkostninger i alt	94.000 kr
Værdi af øget kvælstofindhold	32.800 kr
Nettoomkostninger i alt	61.200 kr
Nettoomkostninger pr. ton gylle	15,3 kr
Nettoomkostning pr. DE	245 kr
Nettoomkostning pr. slagtesvin	6,8 kr

1) Bemærk, at i rapporten fra VMPIII arbejdet forholder man sig kun til staldtabet. Her betragtes hele systemet, idet det forudsættes, at den samlede ammoniakemission reduceres 70 procent.

Kilde: Egne beregninger baseret på Afrapportering fra VMPIII-undergruppe F3: [http://www.vmp3.dk/Files/Filer/Rap\\_fra\\_t\\_grupper/VMP-III-rapport-040703.pdf](http://www.vmp3.dk/Files/Filer/Rap_fra_t_grupper/VMP-III-rapport-040703.pdf), samt Landscenteret, 2002 og 2003b.

Teknologien er altid mulig i nye og eksisterende anlæg, hvor der produceres gylle. I staldd typer, hvor der både produceres gylle og fast gødning vil omkostningerne være større og emissionseffekten mindre. I stalde med dybstrøelse er syretilsætning ikke mulig, og derfor kan der være et modsætningsforhold med ønsker om dyrevelfærd. Ses der på eksisterende stalde i 2003, skønnes etablering af syretilsætningsanlæg at være mulig for 70 til 80 procent af de danske staldanlæg (baseret på vurderinger ud fra Gyldenkerne & Mikkelsen, 2004).

#### *Nedfældning af husdyrgødning*

Nedfældning af gylle og ajle sker ved at gødningen placeres nede i jorden samtidigt med at den udbringes. Teknikken betyder, at ammoniakfordampningen kan reduceres ned til 2 procent af den udbragte mængde N, hvilket svarer til ammoniakfordampningen ved anvendelse af handelsgødning. Næsten samme effekt kan opnås ved anvendelse af slæbeslanger i voksende afgrøder i efteråret, men det kræver, at perioden for udbringning af gødningen er begrænset. Derfor ses alene på nedfældning. Dette betyder også, at der ikke må udbringes fast gødning, idet denne antages at kunne omplaceres og erstattes med handelsgødning. Ved skift fra slangeudbringning til nedfældning, reduceres ammoniakfordampningen fra gennemsnitligt 10,5 procent til 2,0 procent af N ab lager, baseret på den gennemsnitlige udbringningspraksis med slæbeslanger i 2001. Med 100 kg N pr. DE ab lager fås en reduktion i ammoniakfordampningen på 8,5 kg N pr. DE eller 0,5 kg N pr. ton gylle.

Meromkostningerne ved at nedfældning frem for slangeudbringning skyldes dels lavere udbringningskapacitet og dels forskelle i investeringsprisen på udstyret. Herfra skal trækkes den øgede gødningsværdi. Baseret på gennemsnitlige maskinstationstakster anslås meromkostningen til 5 kr pr. ton gylle<sup>20</sup>, medens den øgede gødningsværdi beregnes som 0,5 kg N pr. ton gylle multipliceret med merindtjeningen ved øget kvælstoftildeling, dvs. i alt 3,0 kr pr. ton gylle. Dermed får en samlet nettoomkostning på 2,0 kr pr. ton gylle eller ca. 48 kr pr. ha ved udbringning fra 1,4 DE pr. ha. Det skal bemærkes, at meromkostningerne og emissionseffekten ved nedbringning varierer betydeligt afhængigt af tidspunkt, og om udbringningen sker i græs eller på sort jord samt husdyr- og stalddtype.

I scenarieberegningerne antages det for gyllen, at en andel svarende til andelen af bedriftens areal, beliggende inden for bufferzonen, udbringes med nedfælder frem for slangeudbringer. Der korrigeres for, at godt 20 procent af gyllen nedfældes i dag. Med denne beregningsmetode fås et overkantsskøn baseret på eksisterende udbringningspraksis. Der er tale om et overkantsskøn, idet det på en del ejendomme vil være mulighed for at omfordele husdyr- og handelsgødningen, således at den husdyrgødning, som hidtil er udbragt i

<sup>20</sup> Den skønnede meromkostning på 5 kr pr. ton gylle svarer til den, der bruges i arbejdet til forberedelse af VMPIII. Prisen er under forudsætning af, at maskinerne kan afskrives fuldt, eller at eventuelle ikke indvundne afskrivninger kan realiseres ved salg af udstyret i forbindelse med skift af udbringningsteknologi.

bufferzonerne, erstattes af handelsgødning. Den eventuelle meromkostning herved vil primært skyldes et ekstra transportbehov, såfremt gyllen skal køres meget længere end hidtil.

### *Reduktion af husdyrproduktion*

Konsekvenserne ved ophør eller reduktion af husdyrproduktionen i bufferzonerne estimeres ved den gennemsnitlige reduktion i jordrenten baseret på repræsentative gennemsnitsopgørelser fra FØI (2003). Resultaterne vil afhænge af en række forudsætninger, dog primært husdyrtype, husdyrintensitet samt tidshorisonten for afviklingen af produktionen.

Vedrørende husdyrtype omfatter analyserne i dette notat alene kvæg- og svineproduktion. Ved analyserne af omkostningerne ved ophør med husdyrproduktion anvendes et gennemsnit for jordrenten i slagtesvineproduktionen. Dette skyldes, at svineproduktionen vurderes at være retningsgivende for indtjeningspotentialet i husdyrproduktionen. Dette giver sig også til udslag i, at der de seneste år er sket en strukturændring i husdyrproduktionen med reduktion i kvægbestanden og forøgelse af svinebestanden. Analysen gennemføres som en bidragsanalyse pr. slagtesvin og relateres efterfølgende til arealet under antagelse om en husdyrintensitet på 1,4 DE/ha og 36 slagtesvin pr. DE, jf. Husdyrbekendtgørelsen.

De budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske omkostninger ved reduceret husdyrproduktion er senest analyseret i forbindelse med det forberedende arbejde til VMPIII (Jacobsen et al., 2004, kapitel 11), og resultaterne herfra anvendes i det følgende. Analyserne er i øvrigt en opdatering af analyser der tidligere er udført for Wilhjelmudvalget (Schou et al. 2002).

Analyserne viser, at slagtesvineproduktionen i 2001 gav anledning til et budgetøkonomisk nettooverskud (jordrentebidrag) på 25 kr pr. slagtesvin, hvilket var det bedste i mange år. Som et gennemsnit over 10 år har nettooverskuddet for den samlede slagtesvineproduktion været negativ. Her skal det bemærkes, at den gennemsnitlige produktion af slagtesvin pr. bedrift var godt 2.200 stk. eller godt 60 DE. Det vil sige, at der er tale om mange forholdsvis små produktioner. Tages i stedet udgangspunkt i bedrifter med en produktion på 6.000 slagtesvin årligt (ca. 166 DE)<sup>21</sup>, er indtjeningen på disse bedrifter ca. 70 procent højere end for gennemsnittet. Dette skyldes ca. 6 procent lavere omkostninger pr. produceret slagtesvin, hvilket som gennemsnit for de seneste 10 år giver en nettoindtjening på ca. 13 kr pr. slagtesvin eller 470 kr pr. DE. I de følgende analyser anvendes derfor et budgetøkonomisk jordrentebidrag fra husdyrproduktionen svarende til 470 kr pr. DE, idet de større bedrifter anses for retningsgivende for indtjeningspotentialet fremover.

Den anlagte tidshorisont i analyserne har betydning for den gængse antagelse ved beregning af jordrenten, at den faste kapital og andre produktionsinput kan finde alternativ anvendelse. For bygninger og andet fast anlæg betyder dette, at de forudsættes fuldt afskrevet i forbindelse med produktions afvikling. Dette er rimeligt, såfremt der arbejdes med en lang tidshorisont for implementering af ændringerne samt for faste investeringer med kort levetid. Men det kan være relevant at belyse meromkostningerne, såfremt kapitalen ikke er afskrevet – dvs. hvor der optræder det, som i økonomisk terminologi kaldes *sunk costs* (forstået som allerede afholdte omkostninger). Som en følsomhedsanalyse er det derfor beregnet, at såfremt der antages en halvering af levetiden for bygninger i slagtesvineproduktionen fra 20 til 10 år, fører det til en forøgelse af kapitalomkostningerne til bygninger på godt 60 procent (ved 6

---

<sup>21</sup> Dette er de største bedrifter der publiceres data for i FØI's driftsgrensstatistik.

procent kalkulationsrente). Dette øger de årlige nettoomkostninger med ca. 20 kr pr. slagtesvin eller 720 kr pr. DE, hvilket giver godt en fordobling af omkostningerne ved driftsophør fra 470 kr pr. DE til 1.190 kr pr. DE.

Ophør med husdyrproduktion fører til en emissionseffekt både i form af bortfald af emissioner fra stald og opbevaring samt reducerede markemissioner. Denne reduktion skal fradrages emissionsbidraget fra handelsgødning, idet tidligere udbragt husdyrgødning erstattes af handelsgødning. Herved fås netto-emissionseffekten. I tabel 6 er emissionseffekten opgjort som et gennemsnit for slagtesvineproduktionen, og i tabel 7 er emissionseffekten tilsvarende opgjort for malkekøer.

**Tabel 6.** Gennemsnitlig emissionseffekt ved ophør med husdyrproduktion. Baseret på slagtesvin, 30-100 kg.

	Stald	Lager	Udbringning	I alt
Ammoniakemission i alt, 1000 kg N <sup>1)</sup>	10.573	2.696	7.874	21.144
Ammoniakemission pr. produceret slagtesvin, kg N	0,46	0,12	0,34	0,91
Ammoniakemission pr. DE, kg N	16,5	4,2	12,3	33,0
Ammoniakemission fra ekstra handelsgødning, kg N/DE <sup>2)</sup>	-	-	1,5	1,5
Netto-effekt på Ammoniakemission, kg N/DE	16,5	4,2	10,6	31,5

1) For 23.126.723 producerede slagtesvin i 2001.

2) Se tekst.

Kilde: Beregninger på grundlag af Gyldenkærne & Mikkelsen (2004).

Opgørelserne af emissionsbidraget fra husdyrproduktionen er baseret på Gyldenkærne & Hjort-Mikkelsen (2004), medens beregningen af emissionsbidraget fra den ekstra tildeling af handelsgødning er som følger: Fjernet N-indhold i husdyrgødning (100 kg N/DE) multipliceret med udnyttelsesgraden på 0,75 ( $0,75 \times 100 \text{ kg N/DE} = 75 \text{ kg N/DE}$ ). Ammoniakemissionen beregnes som 2 procent heraf ( $0,02 \times 75 \text{ kg N/DE} = 1,5 \text{ kg N/DE}$ ). For kvæggylle er udnyttelsesgraden 0,70, hvilket vil give en ammoniakemission på 1,4 kg N pr. DE.

**Tabel 7.** Gennemsnitlig emissionseffekt ved ophør med husdyrproduktion. Baseret på malkekøer, alle racer (uden opdræt).

	Stald	Lager	Udbringning	I alt
Ammoniakemission i alt, 1000 kg N <sup>1)</sup>	4.172	1.881	7.762	13.815
Ammoniakemission pr. årsmalkeko, kg N	6,7	3,0	12,5	22,2
Ammoniakemission pr. DE (0,85 pr. DE), kg N	5,7	2,6	10,6	18,8
Ammoniakemission fra ekstra handelsgødning, kg N/DE <sup>2)</sup>	-	-	1,4	1,4
Netto-effekt på Ammoniakemission, kg N/DE	5,7	2,6	8,3	17,4

1) For 623.358 malkekøer i 2001.

2) Se tekst.

Kilde: Egne beregninger på grundlag af Gyldenkærne & Mikkelsen (2004).

Den beregnede emissionseffekt relaterer sig, som omtalt, til tabet fra både stald, lager og mark, og angiver således den maksimale reduktion af ammoniakemissionen inden for bufferzonen. Denne effekt vil kun opstå, såfremt en bedrift har stald, lager samt samtlige marker inden for bufferzonen.



### Velfærdsøkonomisk analyse af tiltag

Den velfærdsøkonomiske analyse skal som førnævnt belyse, hvordan samfundets velstand påvirkes af de betragtede tiltag. Dette gøres ved at omregne de budgetøkonomiske konsekvenser til en proxy for, hvordan det samlede danske samfunds forbrugsmuligheder ændres. Konkret korrigeres de anvendte faktorpriser (dvs. de priser, som producenterne oplever) for skatter og afgifter med den såkaldte nettoafgiftsfaktor (NAF). For indenlandsk producerede varer anvendes en NAF på 1,17, medens den for internationalt omsatte varer er 1,25. Forskellen skyldes, at den internationale NAF også inkluderer told og andre handelsrelaterede overførsler.

Endvidere anvendes en diskonteringsfaktor på 3 procent i de velfærdsøkonomiske analyser mod 6 procent i de budgetøkonomiske. Årsagen hertil er, at diskonteringsfaktoren i de velfærdsøkonomiske analyser skal afspejle omkostningen ved at udskyde et planlagt forbrug (tidspræferencen), medens den i de budgetøkonomiske opgørelser skal afspejle kapitalomkostningerne ved at opretholde produktionsaktiviteterne (låneomkostningerne). Derfor approximeres den velfærdsøkonomiske diskonteringsrate ved den typiske rente på statsobligationer, medens den budgetøkonomiske approximeres ved den typiske udlånsrente på realkreditmarkedet.

En sidste væsentlig forskel mellem de budget- og velfærdsøkonomiske analyser er, at afledte miljøeffekter af de betragtede tiltag søges medtaget og indregnet i de velfærdsøkonomiske nettoomkostninger. Hvis de afledte effekter af tiltag, som ønskes sammenlignet, varierer meget, vil det betyde, at sammenligningen bliver inkonsistent, såfremt de ikke inkluderes. De væsentligste afledte effekter af tiltagene vurderes at være knyttet til reduktion af husdyrholdet, i form af ændret emission af klimagasser. Disse inddrages ved anvendelse af skyggeprisen på CO<sub>2</sub>-reduktion, ligesom i arbejdet til forberedelse af VMPIII (Jacobsen et al., 2004, kapitel 10 og 11).

Ændringer i en afledt miljøeffekt kan prissættes ved dens såkaldte skyggepris, såfremt der foreligger en målsætning for reduktion af den pågældende effekt, samt at der er iværksat initiativer til at nå denne. Iværksættes der efterfølgende andre miljøtiltag med afledte effekter på den opstillede målsætning, er rationalet, at de oprindeligt iværksatte initiativer kan lempes tilsvarende. Denne lempelse repræsenterer en omkostningsbesparelse, som anvendes til at prissætte den afledte effekt. På dette grundlag anslås de afledte effekter på klimagasserne at andrage 250 kr pr. DE.<sup>22</sup>

Endvidere må kvælstofudvaskningen også forventes at kunne reduceres i størrelsesorden 15 kg N pr. reduceret DE, jf. VMPIII-arbejdet. Der er dog ikke grundlag for en monetær inddragelse, dels fordi der ikke findes danske prissætningsstudier vedr. effekterne heraf, og dels fordi en prissætning ved skyggepriser ikke synes rimelig, nu hvor den eksisterende politik på området er under revision.

<sup>22</sup> I VMPIII arbejdet anslås den samlede gevinst i form af reducerede klimagasemissioner ved en 10 procent reduktion af husdyrholdet at være ca. 64 mio. kr pr. år baseret på en skyggepris for reduktion af CO<sub>2</sub> på 120 kr pr. ton. Med godt 2,5 mio. DE i Danmark svarer dette til 64 mio kr / 0,25 mio DE = 256 kr pr. DE årligt beregnet med en uendelig tidshorisont. Den anvendte skyggepris afspejler den eksisterende nationale målsætning for reduktion af klimagasemissioner, samt de eksisterende reduktionsteknologier. Skulle disse forudsætninger ændres, vil skyggeprisen ændres.

For en udtømmende diskussion af beregningsprincipper og rationale bag de budget- og velfærdsøkonomiske opgørelser kan henvises til Møller et al. (2000) eller Schou et al. (2002, s. 16-20).

I tabel 8 ses resultaterne af de budget- og velfærdsøkonomiske kalkuler for de udvalgte tiltag, som anvendes i de videre analyser. Opgørelsen de driftsøkonomiske omkostningerne ved syretilsætning og ophør ved husdyrproduktion er således repræsenteret ved økonomien i slagtesvineproduktionen, medens emissionseffekterne er opgjort for henholdsvis kvæg og svin.

**Tabel 8.** Årlige budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger samt emissionseffekter ved udvalgte tiltag i bufferzoner

Tiltag	Budgetøkonomi	Velfærdsøkonomi	Reduktion i ammoniakemission	
			Svin	Kvæg
Syretilsætning	245 kr/DE	240 kr/DE	21,9 kg N/DE	12,1 kg N/DE
Nedfældning	48 kr/ha	51 kr/ha	8,5 kg N/DE	8,4 kg N/DE
Ophør med husdyrproduktion <sup>1)</sup>	468 kr/DE	1.100 kr/DE	31,5 kg N/DE	17,4 kg N/DE

1) Afledte effekter ved ophør med husdyrproduktionen er ikke inkluderet.

Det ses, at de budgetøkonomiske omkostninger ved investering i syreanlæg ikke overstiger den anslåede nettoindtjening fra husdyrproduktionen (= omkostningen ved ophør med samme), men nettooverskuddet vil reduceres betydeligt med ca. 50 procent. Da indtjeningen for husdyrproduktionen er beregnet for forholdsvis store bedrifter på 166 DE, med deraf følgende størrelsesøkonomiske fordele betyder det, at kravet om investering i syreanlæg reelt vil føre til ophør med husdyrproduktion på de mindre bedrifter. Dette må forventes at ske for bedrifter, hvor nettoindtjeningen er under ca. 250 kr/DE. Hvis der ses på slagtesvineproduktionen, sker dette allerede for bedrifter med mellem 110 og 166 DE.<sup>23</sup>

Den store forskel mellem den budget- og velfærdsøkonomiske omkostning ved ophør med husdyrproduktion skyldes, at medens en stor del af produktionsomkostningerne består af indenlandsk producerede tjenesteydelser og anlæg, omsættes hele produktionen på det internationale marked. Derfor multipliceres hele produktionsværdien med NAF på 1,25, medens en stor del af omkostninger multipliceres med NAF på 1,17. Dertil kommer betydningen af den anvendte diskonteringsrate. Bemærk, at afledte miljøeffekter ikke er inddraget i den velfærdsøkonomiske opgørelse i tabel 8.

Emissionseffekten ved syretilsætning for svine- og kvægproduktionen er beregnet ud fra tabel 6 og 7 under forudsætning af, at emissionen reduceres med 70 procent.

### Samfundsøkonomiske konsekvenser af arealscenarier

#### Principper for scenarierne

I dette kapitel anvendes resultaterne fra kapitel 4 og 5 til at give et skøn for de samlede budget- og velfærdsøkonomiske effekter af at implementere de omtalte krav i bufferzoner omkring kvælstoffølsomme naturtyper. Kravene til driftsændringer repræsenterer de generelt effektive tiltag med hensyn til at reducere ammoniakfordampningen fra stald, lager og udbringning (se kapitel 4). Idet der ikke er foretaget en prissætning af de resulterende

<sup>23</sup> Egen vurdering baseret på FØI (2003).

natureffekter, foretages en vurdering af effekten på ammoniakemissionerne. Emissionseffekten kan betragtes som en meget grov indikator for den reducerede ammoniakbelastning af naturområderne, idet det skal understreges, at denne rettelig skulle baseres på ændringen i kvælstofdepositionen. En sådan analyse har desværre ikke været muligt inden for de givne ressourcer.

Der gives herunder en præsentation af de beregningsforudsætninger, som er anvendt i scenarieanalyserne. Der er tale om en forholdsvis grov analyse, hvilket skyldes to forhold. For det første anvendes de beregnede standardtal fra kapitel 5 som indikation for effekterne på indtjening og emissioner ved implementering af de opstillede tiltag. Dermed tages der kun i beskedent omfang hensyn til de betydelige heterogenitet i staldd typer, udbringningspraksis for husdyrgødning, mv. som karakteriserer landbrugsproduktionen. For det andet, foretages, som nævnt ovenfor, ikke en modellering af de ændrede naturpåvirkninger. Samlet betyder dette, at resultaterne skal betragtes som et skøn for effekterne på nationalt plan af at gennemføre bufferzonescenarierne inklusive de beskrevne tiltag. Derimod bør resultaterne ikke relateres til konkrete lokaliteter. Med de eksisterende data og modeller ville det være muligt at lave en ganske detaljeret *bottom-up* analyse, som inddrager disse forhold på lokal skala, men dette vil kræve en væsentlig større arbejdsindsats, end det her har været muligt.

Beregningsforudsætningerne for scenarierne er som følger:

- For husdyrejendomme med staldanlæg inden for bufferzonen stilles krav om at indføre syretilsætningsanlæg. For ejendomme med 110 DE og derover antages dette at medføre, at der investeres i syretilsætningsanlæg. For ejendomme med færre end 110 DE antages kravet at føre til afvikling af husdyrproduktionen. Grundet meromkostningerne ved at investere i syretilsætningsanlæg for stalde inden for bufferzonen, antages det, at produktionen flytter ud af bufferzonen, når alle produktionsanlæg er afskrevet. Derfor beregnes omkostningerne kun for en 20 års periode, som er den typiske afskrivningshorisont for landbrugsbygninger.
- For husdyrejendomme med arealer (men *ikke* staldanlæg) inden for bufferzonen, stilles krav om nedfældning af den del af husdyrgødningen, som udbringes i bufferzonen. Denne mængde antages at være proportional med driftens arealandel, som ligger inden for bufferzonen. Da husdyrproduktionen i dag er bundet til jorden gennem harmonikravene, vil kravet om nedfældning også ændre optionsværdien af jorden. Et øvre estimat herfor beregnes ved at forudsætte, at kravet om nedfældning gælder hele bufferzonearealet og udbringning af husdyrgødning fra 1,4 DE/ha. For kvægbrug anvendes 2,1 DE/ha svarende til harmonikravsgrænsen for denne driftsform. Ved beregningerne tages hensyn til, at gennemsnitligt 20 procent af gyllen allerede i dag nedfældes. Derfor reduceres effekterne af tiltaget på indtjening og emissioner med 20 procent i scenarieberegningerne.
- For ejendomme *uden* husdyr med arealer i bufferzonen foretages en beregning af den maksimale ændring i jordens optionsværdi. Optionsværdien afspejler, at jorden med de eksisterende lovkrav om sammenhæng mellem husdyrhold og arealtilliggende, har en optionsværdi som fremtidig ”harmonijord”. Idet der stilles ekstra krav til udbringningsteknologi, såfremt landbrugsarealet i bufferzonerne indgår som harmonijord, vil det resultere i reduktion af optionsværdien. Denne reduktion antages at svare til meromkostningerne ved kravet om nedfældning. Effekten for optionsværdien realiseres

kun så længe harmonikravene eksisterer, og i det omfang der ikke er andre restriktioner på udbringning af husdyrgødning på arealerne.

148

Med de antagelser, som er gennemgået overfor, skal der foretages korrektioner i de tidligere præsenterede enhedsomkostninger. Konkret betyder det, at de budgetøkonomiske omkostninger ved ophør med husdyrproduktion reduceres med 31 procent og de velfærdsøkonomiske reduceres med 53 procent. Korrektionen foretages ikke for syretilsætning, som i udgangspunktet er analyseret for en 20 års tidshorisont. Endvidere reduceres værdierne for nedfældning med 20 procent, med henblik på at afspejle, at nedfældning allerede i dag er en del af udbringningspraksis.

I tabel 9 er de korrigerede tal vist.

**Tabel 9.** Årlige budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger samt emissioner som anvendes i scenarieanalyserne (se tekst overfor for forklaring).

Tiltag	Budgetøkonomi	Velfærdsøkonomi	Reduktion i ammoniakemission	
			Svin	Kvæg
Syretilsætning <sup>1)</sup>	245 kr/DE	240 kr/DE	21,9 kg N/DE	12,1 kg N/DE
Nedfældning	38 kr/ha	41 kr/ha	6,8 kg N/DE	6,8 kg N/DE
Ophør med husdyrproduktion <sup>1)</sup>	323 kr/DE	414 kr/DE	31,5 kg N/DE	17,3 kg N/DE

1) Omkostninger er beregnet med tidshorisont på 20 år. Afledte effekter ved ophør med husdyrproduktionen er ikke inkluderet.

I lighed med de øvrige velfærdsøkonomiske værdier, skal de afledte gevinster ved reduceret husdyrhold opgøres for en 20 års tidshorisont. Herved fås afledte gevinster af reducerede klimagasemissioner på 120 kr pr. DE.

#### Effekter for jordrente og emissioner

Med de specificerede scenarieforudsætninger og enhedsomkostningerne i tabel 9, er de samlede budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger beregnet. Endvidere er effekterne på ammoniakemissionerne i bufferzonerne skønnet. Resultaterne er vist i tabel 10, 11 og 12.

Det skal indledningsvis bemærkes, at scenarierne er arealmæssigt konsistente. Således kan eksempelvis meromkostningen ved at øge bufferzonearealet fra udpegningerne i Natura 2000-scenariet til udpegningerne i WU-scenariet beregnes som forskellen i omkostningerne mellem de to.

**Tabel 10.** Budgetøkonomiske resultater (ændret jordrente), 1000 kr pr. år.

	Natura 2000	WU	WU+
Krav om syretilsætning (ejendomme på 110 DE og derover)	7.000	12.200	51.800
Ophør med husdyrproduktion (ejendomme under 110 DE)	5.100	11.400	45.000
Krav om nedfældning i bufferzonen	2.600	4.100	7.500
Direkte omkostninger i alt	14.700	27.700	104.300
Optionsværdi af krav om nedfældning	1.000	1.700	4.400
Omkostninger i alt incl. optionsværdi	15.700	29.400	108.700

I Natura 2000- og WU-scenariet, fås årlige budgetøkonomiske omkostninger i landbruget incl. optionsværdi på hhv. 15, 29 og 108 mio. kr. Den markante forskel mellem scenarierne skyldes, at lokaliteterne med bufferzoner i WU+-scenariet omfatter et væsentligt større antal

lokaliteter, som er geografisk spredt ud over landet. Derfor berører WU+-scenariet væsentligt flere staldanlæg end de to øvrige scenarier.

149

Ses på de årlige velfærdsøkonomiske omkostninger, ligger disse på 15 mio. kr hhv. 29 mio. kr i Natura 2000 og WU-scenariet, medens de er på 104 mio. kr i WU+-scenariet. Det fremgår også, at de afledte miljøeffekter i form af reducerede klimagasser har indflydelse på resultatet, idet de fører til en reduktion af de samlede velfærdsøkonomiske omkostninger med godt 10 procent.

**Tabel 11.** Velfærdsøkonomisk resultater (ændret jordrente), 1000 kr pr. år.

	Natura 2000	WU	WU+
Krav om syretilsætning (ejendomme på 110 DE og derover)	6.800	12.000	50.700
Ophør med husdyrproduktion (ejendomme under 110 DE)	6.600	14.600	57.700
Krav om nedfældning i bufferzonen	2.800	4.400	8.100
Omkostninger i alt	16.200	31.000	116.500
Optionsværdi af krav om nedfældning	1.000	1.800	4.700
Omkostninger i alt incl. optionsværdi	17.200	32.800	121.200
Afledte miljøeffekter	1.900	4.200	16.700
Omkostninger i alt incl. afledte miljøeffekter	15.300	28.600	104.500

De anslåede reduktioner i ammoniakemissionerne er vist i tabel 12. Sat i forhold til den gennemsnitlige ammoniakemission i referencesituationen fra de berørte landbrugsejendomme, svarer reduktionerne til ca. 10 procent af ejendommens samlede ammoniakemissioner i Natura 2000 og WU-scenariet. I WU+-scenariet er reduktionen små 20 procent. Forskellen mellem scenarierne skyldes samme forhold som omtalt under omkostningerne.

Reduktionen i WU+-scenariet svarer til godt 10 procent af den totale danske ammoniakemission, hvilket vil være et ikke uvæsentligt bidrag til at nå Danmarks forpligtigelser i forhold til Göteborg-protokollen, såfremt reduktionen er varig. Omvendt indikerer dette, at WU+-scenariet næppe kan betragtes som en lokal regulering.

De relative reduktioner i emissionerne er opgjort for ejendommene som helhed, medens de reelt er geografisk målrettet mod bufferzonerne. Derfor vil reduktionerne inden for bufferzonerne være forholdsvis højere end de omtalte procentvise reduktioner. Konkret hvor stor reduktionen inden for bufferzonerne er, set i forhold til den eksisterende emission, har det ikke været muligt at vurdere, idet det kræver en modellering af referencesituationen inden for bufferzonerne.

**Tabel 12.** Effekt på årlige ammoniakemissioner fra stald, lager og mark i bufferzoner, 1000 kg N pr. år

	Natura 2000	WU	WU+
	I alt	I alt	I alt
Reference <sup>1)</sup>	14.180	24.990	45.170
Krav om syretilsætning (ejendomme på 110 DE og derover)	490	850	3.610
Ophør med husdyrproduktion (ejendomme under 110 DE)	330	780	3.210
Krav om nedfældning i bufferzonen	460	740	1.340
- heraf optionsværdi	170	300	780
Emissionseffekt i alt incl. optionsværdi	1.450	2.670	8.940

1) Samlet emission fra ejendomme med arealer i bufferzone.

Kilde: Egne beregninger. Referencen er baseret på Gyldenkerne & Mikkelsen, 2004.

I tabel 13 er resultaterne sammenfattet og opgjort pr. hektar bufferzone, således at enhedsomkostningerne for de tre arealscenarierne kan sammenlignes.

**Tabel 13.** Årlige konsekvenser af bufferzoner opgjort pr. ha bufferzone

	Natura 2000	WU	WU+
Landbrugsareal i bufferzone	113.799 ha	181.016 ha	407.961 ha
Budgetøkonomiske omkostninger	130 kr/ha	160 kr/ha	270 kr/ha
Velfærdsøkonomiske omkostninger	150 kr/ha	180 kr/ha	300 kr/ha
Ændrede emissioner i bufferzonen	13,0 kg N/ha	14,5 kg N/ha	22,0 kg N/ha

Det ses, at effekterne pr. hektar er af samme størrelsesorden i Natura 2000 og WU scenarierne, medens de er godt 50 procent større for WU+-scenariet. Forskellen må henføres til det forhold, at WU+-scenariet berører relativt flere staldanlæg end de to øvrige scenarier, hvorfor det omkostningstunge – men også mere emissionsreducerende – tiltag med syretilsætningsanlæg i stalde optræder hyppigere i dette scenarie. Dette betyder, at omkostningen pr. reduceret kg N emission i WU+ scenariet ikke afviger væsentligt fra de andre to scenarier (hhv. 11,5; 12,5 og 13,6 kg pr. kg N).

Dette peger også på, at der er stor forskel i de omkostninger som vil opstå for de enkelte ejendomme. En ejendom med 10 ha beliggende i bufferzonen, vil således have en årlig budgetøkonomisk meromkostning grundet kravet om nedfældning på ca. 500 kr (beregnet som 10 ha x 50 kr/ha). Samme ejendom vil have en yderligere omkostning på godt 60.000 kr årligt (nettoomkostningen ved investering i syretilsætningsanlæg på en ejendom med 250 DE), såfremt den har staldanlæg beliggende inden for bufferzonen.

Sættes de velfærdsøkonomiske omkostninger ved etablering af bufferzoner i forhold til det naturareal, som er omfattet af bufferzoner, fås gennemsnitlige årlige omkostninger på hhv. 150 kr/ha (Natura 2000), 190 kr/ha (WU) og 410 kr/ha (WU+).

#### *Effekter for beskæftigelse*

Ved analyser af miljøpolitiske tiltag, som i større omfang har betydning for produktionsniveauet i landbruget, vil det være relevant at søge at belyse omfanget af evt. afledte effekter i forsynings- og forarbejdningsindustrien. Scenarierne i denne analyse fører i forskelligt omfang til forventede reduktioner i husdyrproduktionen. Reduktionerne forventes dog kun at være midlertidige, idet de sker i omstillingsperioden fra kravene i bufferzonerne indføres, til produktionen er genetableret uden for bufferzonerne. Dette er anslået til en 20 års periode, så set ud fra den typiske tidshorisont for makroøkonomiske prognoser, må der siges at være tale om en længerevarende effekt og ikke ”blot” en strukturbetinget ledighed.

Et estimat for beskæftigelseseffekterne kan fås ved anvendelse af såkaldte beskæftigelsesmultiplikatorer, som angiver beskæftigelsesvirkningen der følger af den økonomiske aktivitet i forskellige sektorer. En helt afgørende forudsætning for anvendelse af disse er, at ingen af de frigjorte arbejdskraftressourcer kan finde anvendelse i andre erhverv. Derfor er der tale om et maksimumskøn. Multiplikatorer beregnes ved anvendelse af en input-output tabel, som Danmarks Statistik udarbejder for hovedsektorerne i den danske samfundsøkonomi (Danmarks Statistik, 2001). Desuden har Fødevareøkonomisk Institut gennem en årrække udarbejdet en landbrugsspecifik input-output model, hvor

landbrugssektoren er disaggregeret på hovedsektorer (Jacobsen, 1996). Sidstnævnte er senest opdateret i 1992, medens Danmarks Statistiks seneste opgørelser hidrører fra 1999. Derfor anvendes Danmarks Statistiks opgørelser i de videre vurderinger.

Ifølge Danmarks Statistik (2001) førte en omsætning i landbruget (inklusive gartneri og skovbrug) på 1 mio. kr til en direkte beskæftigelse i landbruget svarende til 1,57 heltidsbeskæftigede, og en afledt beskæftigelse i forsynings- og forarbejdningssektorerne på 1,13 heltidsbeskæftigede. Det vil sige, at den samlede direkte og indirekte beskæftigelsesvirkning (beskæftigelsesmultiplikator) for landbrugssektoren er på 2,7 heltidsbeskæftigede pr. mio. kr. Denne multiplikator refererer til 1997, og da udviklingen i arbejdskraftproduktiviteten fører til et årligt fald i multiplikatoren, fremskrives denne til 2003-niveau baseret på Danmarks Statistiks (2001) tidsserier. Herved fås en 2003-multiplikator for landbruget på 2,2 heltidsbeskæftigede pr. mio. kr, som anvendes i de videre vurderinger.

Scenariernes effekt på landbrugets omsætning relaterer sig til ændringer i husdyrproduktionen. Jf. scenarieantagelserne fører kravene i bufferzonerne til ophør med husdyrproduktionen på ejendomme med mindre end 110 DE. Anslås det, at en DE er forbundet med en årlig omsætning på ca. 15.000 kr<sup>24</sup> kan beskæftigelseseffekten af kravene i bufferzonerne vurderes (tabel 14).

Det ses, at beskæftigelsesvirkningen for Natura 2000- og WU-scenarierne er forholdsvis beskeden, sat i forhold til landbrugssektorens direkte og afledte beskæftigelseseffekt på omkring 65.000 heltidsbeskæftigede (Danmarks Statistik, 2001). Det skal samtidigt erindres, at beregningen forudsætter, at ingen af de frigjorte arbejdskraftressourcer kan finde anvendelse i andre erhverv, hvilket må siges at være meget pessimistisk. Desuden relaterer effekterne sig til en 20 års periode, hvorefter husdyrproduktionen forventes at være genetableret uden for bufferzonerne.

**Tabel 14.** Skønnet effekt på årlige produktionsværdi og beskæftigelse.

	Natura 2000	WU	WU+
Reduceret husdyrproduktion	15.996 DE	35.357 DE	139.345
Reduceret produktionsværdi	240 mio. kr	530 mio. kr	2.090 mio. kr
Reduceret beskæftigelse, heltidsbeskæftigede	530 stk.	1.170 stk.	4.600 stk.

Effekterne fordeler sig med ca. 60 procent i landbruget og 40 procent i afledte erhverv. Vedrørende effekterne i afledte erhverv skal omtales to ting. For det første forudsætter effekterne i forarbejdningsindustrierne, at de reducerede leverancer fra dansk landbrug ikke erstattes af importerede landbrugsvarer. Hvis dette er tilfældet reduceres beskæftigelseseffekterne i forarbejdningserhvervene naturligvis ikke, men til gengæld påvirkes valutaindtjeningen. Dette trækker i retning af, at skønnet for beskæftigelseseffekterne er overkantsskøn. I modsat retning trækker der forhold, at Danmarks Statistiks multiplikatorer er baseret på en antagelse om, at alle input bidrager ligeligt til beskæftigelsesvirkningen i forarbejdningserhvervene. Dette er naturligvis en forsimpning, idet aktiviteten i eksempelvis mejerierne er 100 procent afhængig af leverancen af mælk; Eller med andre ord: hvis leverancen af mælk stopper, ophører produktionen i mejerierne også, uanset hvor meget der er til rådighed af øvrige input i produktionen.

<sup>24</sup> Egen vurdering baseret på FØI (2003).

### *Krav alene for udvidelse af husdyrproduktionen*

I den hidtidige analyse har udgangspunktet været, at der stilles krav til den eksisterende produktion i bufferzonerne. Et alternativ hertil, som også blev behandlet af Wilhjelmudvalget er, at kravene alene vedrører udvidelser af produktionen, hvilket har en lighed med den eksisterende VVM-ordning. Her vil konsekvenserne både for økonomi og emissioner være betydeligt mindre, idet disse alene vil relatere sig til optionsværdien af jorden.

152

Et krav om investering i syretilsætningsanlæg ved udvidelser af staldanlæg inden for bufferzonerne, vil formentligt svare til et *de facto* stop for udvidelser. Men i det omfang der kan fås tilladelse til udvidelser uden for bufferzonen, vil konsekvensen heraf være ubetydelig, forudsat arealerne i bufferzonerne fortsat kan benyttes som harmoniareal. Derimod vil kravet om nedfældning give en reel omkostning i form af reduktion af optionsværdien af jorden. Den årlige budget- og velfærdsøkonomiske omkostning vil være i størrelsesorden 50 kr pr. ha (tabel 8), eller svarende til en budgetøkonomisk nutidsværdi (= reduktionen i jordprisen) på godt 800 kr pr. ha ved en kalkulationsrente på 6 procent p.a. Denne omkostning i form af reduceret optionsværdi vil kun realiseres såfremt harmonikravene bibeholdes. Emissionsgevinsten vil være på ca. 80 procent af den eventuelle fremtidige stigning i ammoniakemissionerne forudsat at alternativet til nedfældning er slangeudlægning af husdyrgødningen.

### **Diskussion**

De gennemførte analyser tilføjer en række perspektiver til diskussionen af bufferzoner med henblik på at beskytte kvælstoffølsom natur mod ammoniakbelastning. Der er set på tre arealscenarier af forskelligt omfang, og det er karakteristisk, at hvor bufferzonerne i de tre arealscenarier berører hhv. 4, 7 og 15 procent af det samlede landbrugsareal (Natura 2000, WU og WU+), er andelen af landbrugsejendomme som berøres af bufferzonerne væsentligt større, hhv. 13, 23 og 55 procent. Dette indikerer, at gennemførelse af bufferzoner kan føre til en forholdsvis stor administrativ byrde, idet reguleringen – hvis den indføres generelt - skal implementeres og kontrolleres i forhold til et stort antal landmænd.

Dette fører også til spørgsmålet om kontrol. Her er der en væsentlig forskel mellem mulighederne af at kontrollere implementeringen af tiltag i stalde, som i sagens natur er stationære, over for tiltag rettet mod udbringning af husdyrgødning, som kun foregår i en begrænset tidsperiode. Således må tiltag i relation til stalde forventes at være væsentlige enklere at kontrollere.

For to af de betragtede tiltag, som relaterer sig til ejendomme med staldanlæg i bufferzonerne (syretilsætning og ophør med husdyrproduktion), er analyserne gennemført med en tidshorisont på 20 år. Rationalet er, at de meromkostninger, som pålægges de faste anlæg, på længere sigt vil føre til en flytning af husdyrproduktionen ud af bufferzonerne. Såfremt det i stedet antages, at husdyrproduktionen ikke kan genetableres uden for bufferzonen, og således i stedet fortsætter permanent med det højere omkostningsniveau hhv. ophører permanent, skønnes de samlede budgetøkonomiske omkostninger at øges med ca. 20 procent, medens de velfærdsøkonomiske omkostninger godt og vel fordobles. Ligeledes vil det medføre, at emissionsreduktionen i bufferzonerne ikke blot skyldes en omfordeling af kilderne, men medfører en reel reduktion i den nationale ammoniakemission.



Resultaterne af de gennemførte analyser afhænger naturligvis af de teknologier, der er analyseret samt forudsætningerne vedr. bedriftenes tilpasning, herunder det konkrete valg af politik. Blandt andet ville forudsætningen om, at bedrifter med under 110 DE nedlægger husdyrproduktionen, såfremt de pålægges krav om syretilsætning, ikke være relevant, såfremt det blev ledsaget af et tilskud, som dækkede netto-investeringsomkostningerne. Dette ville naturligvis medføre en finansiel udgift for staten men også, som nævnt ovenfor, at emissionseffekterne blev permanente samt at effekterne på produktion og beskæftigelse blev minimale.

Endnu et forhold ved analysen er, at der er set på konsekvenserne af krav over for eksisterende produktion. Fokus har således været på, om udlægning af bufferzoner kan reducere den eksisterende belastning. En anden gevinst ved bufferzoner er, at de kan virke profylaktisk, dvs. modvirke, at den lokale belastning øges som følge af nyetableringer nær kvælstoffølsomme naturområder.

Et væsentligt udestående i analyserne er effekten i form af reduceret belastning af de enkelte naturlokaliteter. Det er uomtvisteligt, at der findes lokaliteter, hvor en regulering af det lokale landbrugsbidrag gennem en bufferzoneudpegning vil mindske belastningen væsentligt. Men i hvilket omfang – og under hvilke forudsætninger - dette er generelt gældende, har det ikke været muligt at kvantificere i denne analyse, idet den overvejende har haft til sigte at opgøre de økonomiske konsekvenser.

Såfremt der ikke kan identificeres en væsentlig generel natureffekt af bufferzoner, vil det pege på, at gevinsterne næppe vil stå mål med omkostningerne ved en generel implementering af krav til landbrugsproduktionen i bufferzoner. Bufferzoneudpegningen kan i stedet indgå som grundlag for individuelle vurderinger af kilderne til belastning af de enkelte naturlokaliteter, kombineret med tilskud til miljøvenlige produktionsteknologi, som det kendes fra MVJ-ordningerne.

Denne skelnen mellem generel og individuel regulering i sammenhæng med bufferzonerne har konsekvenser, både juridisk og for valg af relevante reguleringsinstrumenter. Det anbefales derfor, at disse aspekter, sammen med en inddragelse af de miljømæssige konsekvenser, gøres til genstand for nærmere undersøgelser. Herunder er der også et behov for en videre analyse af mulighederne for udformning og implementering af lokalt målrettet regulering i relation til bufferzoner samt en bredere økonomisk analyse af mulige teknologiske tiltag.

Dette leder også frem til det sidste forhold, at konsekvenserne af bufferzoner skal betragtes i sammenhæng med – eller rettere som et supplement til - den eksisterende naturpolitik. Således vil bufferzoner i de tilfælde, hvor de har en markant lokal effekt, også kunne føre omkostningsbesparelser med sig, idet behovet for naturpleje kan reduceres. Dette vil naturligvis også være tilfældet i det omfang de nationale og internationale ammoniakbidrag reduceres. Her er det relevant at bemærke, at den gennemsnitlige velfærdsøkonomiske omkostning pr. ha naturareal med bufferzoner varierer fra 150 kr/ha til 410 kr/ha i de tre scenarier. Til sammenligning er omkostningerne ved at etablere naturvenlig drift på de af Danmarks §3- og Natura 2000 arealer, hvor driften i dag ikke vurderes at være i overensstemmelse med en gunstig naturpleje, af Hasler & Schou (2003) estimeret til 2.100 kroner pr. ha årligt. Der kan således – afhængigt af de lokale forhold - være en

velfærdsøkonomisk gevinst ved udlægning af bufferzoner om de lokaliteter, hvor bufferzoner kan erstatte øvrige naturbevarende aktiviteter.

## Referencer

Bak, J.L. 2001. *Supplerende beregninger vedr. ammoniak-punktkilder og sårbare naturtyper i det åbne land*. Notat for Wilhjelmudvalget. Danmarks Miljøundersøgelser.

Danmarks Statistik. 2001. Input-output tabeller og analyser 1999. Import, beskæftigelse og miljø.

FØI (2003). *Økonomien i landbrugets driftsgrene 2002 (serie B)*. Fødevarøkonomisk Institut, side 12. [www.foi.dk](http://www.foi.dk).

Gyldenkerne & Mikkelsen. 2004. Diverse personlig kommunikation vedr. *opgørelser af luftemissioner for dansk landbrug*.

Hasler, B. & Schou. 2003. *Samfundsøkonomisk analyse af sikringen af naturvenlig drift på §3- og naturskøvsarealer*. Udredning for Skov- og Naturstyrelsen, Landbrugs- og bioteknologikontoret. Danmarks Miljøundersøgelser, November 2003, p. 80.

Hertel, O. 2003. *Den fysiske udformning af bufferzoner*. Notat til Arbejdsgruppe vedr. bufferzoner for ammoniak. Danmarks Miljøundersøgelser

Jacobsen, L.B. 1996. En landbrugsspecifik input-output tabel for Danmark. Rapport nr. 91. Fødevarøkonomisk Institut.

Jacobsen, B.H., J.D. Jensen, T. Christensen, M. Andersen, J.E. Ørum, J. Abildtrup, H. Huusom, B. Hasler, J.S. Schou, Z.B. Hussain. 2004. *Omkostninger ved reduktion af næringsstoffabet til vandmiljøet*. Rapport fra Økonomimodelgruppen (F6a). Fødevarøkonomisk Institut & Danmarks Miljøundersøgelser.

Landscenteret. 2002. *Informationsside udarbejdet af Arne Grønkjær Hansen*. [www.lr.dk](http://www.lr.dk).

Landscentret. 2003a. *Teknologiske muligheder for at reducere ammoniakemissionen med hovedvægt på reduktion fra landbrugets punktkilder*. Notat udarbejdet for bufferzoneudvalget.

Landscenteret. 2003b. *Byggeblad: Vejledning i valg af beton i forbindelse med forsuring af gylle; arkiv nr. 102.17-19*. [www.lr.dk](http://www.lr.dk).

Møller, F., S.P. Andersen, P. Grau, H. Huusum, T. Madsen, J. Nielsen & L. Strandmark. 2000. *Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter*. Miljø- og Energiministeriet.

Schou, J.S., F. Møller & K. Birr-Pedersen. 2002. *Omkostninger ved udvalgte landbrugstiltag til styrkelse af biodiversiteten i Danmark*. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 158, 2002, p 55. [www.dmu.dk](http://www.dmu.dk).