

Arbejdsrapport fra DMU nr.: 130

# Samfund og Miljø

**Titel:** Landbrugsproduktion,  
ammoniakemission og  
N-deposition - scenarieanalyser

**Tema:** Samfund og Miljø - Integrerede  
miljøinformationssystemer  
(IMIS)

DANMARKS  
MILJØUNDERSØGELSE  
BIBLIOTEKET  
Vejlsovej 25, Postboks 314  
8600 Silkeborg

Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser

**Arbejdsrapport fra DMU nr.: 130**

**Samfund og Miljø - Integrerede  
miljøinformationssystemer (IMIS)**

**Landbrugsproduktion, ammoniakemission og N-deposition  
- scenarieanalyser**

**Johnny M. Andersen**  
*Afdeling for Systemanalyse*

**Willem A.H. Asman**  
**Lise M. Frohn**  
**Ole Hertel**  
*Afdeling for Atmosfærisk Miljø*

DANMARKS  
MILJØUNDERSØGELSER  
BIBLIOTEKET  
Vejløvej 25, Postboks 314  
8600 Silkeborg

Miljø- og Energiministeriet  
Danmarks Miljøundersøgelser  
Maj 2000

## Datablad

**Titel:** Landbrugsproduktion, ammoniakemission og N-deposition  
- scenarieanalyser

**Undertitel:** Samfund og Miljø - Integrerede Miljøinformationssystemer (IMIS)

**Forfattere:** Johnny M. Andersen<sup>1</sup>, Willem A.H. Asman<sup>2</sup>, Lise M. Frohn<sup>2</sup> og Ole Hertel<sup>2</sup>

**Afdelinger:** Afdeling for Systemanalyse<sup>1</sup>  
Afdeling for Atmosfærisk Miljø<sup>2</sup>

**Serietitel og nummer:** Arbejdsrapport fra DMU nr. 130

**Udgiver:** Miljø- og Energiministeriet  
Danmarks Miljøundersøgelser©

**URL:** <http://www.dmu.dk>

**Udgivelsestidspunkt:** Maj 2000

**Layout:** Ann-Katrine Holme Christoffersen

**Bedes citeret:** Andersen, J.M., Asman, W.A.H., Frohn, L.M. & Hertel, O. (2000): Landbrugsproduktion, ammoniakemission og N-deposition - scenarieanalyser. Samfund og Miljø - Integrerede Miljøinformationssystemer (IMIS). Danmarks Miljøundersøgelser. 36 s. - Arbejdsrapport fra DMU nr. 130.

Gengivelse er tilladt med tydelig kildeangivelse.

**Sammenfatning:** I projektet belyses ammoniakemissionen fra landbruget i 1996, men under forudsætning af, at produktionen var underlagt de forudsætninger og tiltag, som er indeholdt i *Vandmiljøplan II*. Emissionsniveauet sammenholdes med emissionsloftet i den nyunderskrevne UN/ECE-protokol. På den baggrund analyseres ammoniakemissionen og N-depositionen ved varierende svineproduktion og underlagt forskellige reduktionstiltag. Intentionen hermed er dels at analysere målopfyldelsen og dels at analysere N-belastningen.

**Frie emneord:** Landbrug, svineproduktion, ammoniakemission, N-deposition, reduktions-scenarier, UN/ECE protokol

**ISSN:** 1395 - 5675

**Papirkvalitet:** Genbrugspapir  
**Tryk:** Grafisk Service, RISØ  
**Sideantal:** 36  
**Oplag:** 200

**Pris:** kr. 45,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)

**Købes i boghandelen eller hos:**

Danmarks Miljøundersøgelser  
Frederiksborgvej 399  
Postbox 358  
4000 Roskilde  
Tlf. 46 30 12 00  
Fax 46 30 11 14

Miljøbutikken  
Information og Bøger  
Læderstræde 1  
1201 København K  
Tlf. 33 37 92 92  
Fax 33 92 76 90  
E-mail: butik@mem.dk  
URL: [www.mem.dk/butik](http://www.mem.dk/butik)

# Indholdsfortegnelse

Forord.....	5
<b>1 Sammenfatning.....</b>	<b>6</b>
<b>2 Indledning.....</b>	<b>9</b>
2.1 Reduktionsmål for emissionen af ammoniak.....	9
2.2 Produktionsvolumen og reduktionsmålet for ammoniak.....	10
2.3 Projektets intentioner.....	11
2.4 Disposition og det anvendte modelsystem.....	12
<b>3 Ammoniakemissionen fra dansk landbrug.....</b>	<b>13</b>
3.1 Emissionen i referencescenariet.....	13
3.2 Emissionen ved reduceret henliggetid for husdyrgødningen.....	15
3.3 Emissionen ved øget nedfældning af husdyrgødningen.....	17
3.4 Emissionen ved optimal fordeling på eksisterende staldtyper.....	19
3.5 Emissionen ved optimal kombination af tiltag.....	21
3.6 Sammenfatning.....	23
<b>4 N-depositionen.....</b>	<b>24</b>
4.1 Beregning af $\text{NH}_x$ -depositionen.....	24
4.2 Beregning af $\text{NO}_y$ -depositionen.....	25
4.3 Reduktionsscenarierne og den totale N-deposition.....	27
4.4 Overfladeruhedens indflydelse på tørdepositionen af ammoniak.....	29
<b>5 Diskussion af resultater.....</b>	<b>31</b>
<b>6 Referencer.....</b>	<b>35</b>



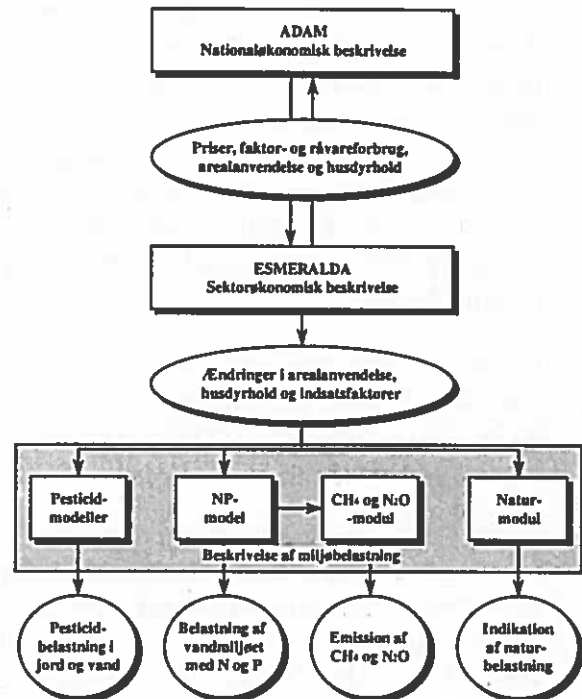
## Forord

Nærværende projekt er udarbejdet under Miljø- og Energiministeriets aktiviteter vedrørende Integreerede MiljøInformationsSystemer (IMIS). Disse aktiviteter blev påbegyndt i 1995 med indgåelse af en projektkontrakt mellem Danmarks Miljøundersøgelser og Miljø- og Energiministeriets departement.

Et af delprojekterne omhandlede udvikling af et fremskrivningsværktøj for landbrugssektoren og dens miljøbelastning. Formålet med projektet var at tilvejebringe et samlet modelsystem, der kunne belyse såvel økonomiske som miljømæssige konsekvenser af landbrugs- og miljøpolitiske indgreb. Intentionerne var at udvikle et integreret system på basis af eksisterende modeller, der på konsistent vis kunne analysere effekterne af alternative udviklingsforløb.

Modelkomplekset er skitseret overfor. Kasserne indeholder de anvendte modeller, mens ellipserne indeholder de variable, der binder modellerne sammen.

Modelkomplekset er nylig anvendt til at belyse de økonomiske og miljømæssige konsekvenser af markedsordningerne i EU's landbrugsreform - Agenda 2000 (Andersen *et al.*, 2000a) for så vidt angår kvælstof, fosfor, metan og lattergas. I forbindelse med Agenda



Skitse af det fuldt udbyggede landbrugsmodelkompleks (Andersen *et al.*, 1998)

2000 -projektet blev modelsystemet suppleret med baggrundsdepositionen af  $\text{NO}_y\text{-N}$  bestemt via modellen ACDEP (Hertel *et al.*, 1995). Denne mulighed for at bestemme den totale N-deposition er ligeledes anvendt i nærværende projekt, hvor modelkomplekset er indskrænket til at omfatte ammoniakemissionen og N-depositionen.

# 1 Sammenfatning

I slutningen af 1999 blev der i Göteborg underskrevet en UN/ECE-protokol, som har til formål at reducere forsureningen, eutrofieringen og mængden af jordnær ozon. I Protokollen er der bl.a. sat loft over ammoniakemissionen, som senest i år 2010 skal være reduceret med 17 pct. i forhold til 1990-niveauet. Reduktionsmålet gælder for Europa som helhed.

Danmark skal reducere ammoniakemissionen med 43 pct., og emissionsloftet i år 2010 er herved fastsat til 69.000 tons ammoniak svarende til 56.700 tons kvælstof.

I forbindelse med udredningsarbejdet til den bebudede danske Ammoniakhandlingsplan, blev den totale ammoniakemission fra landbruget opgjort til 92.700 tons kvælstof for 1996. Tages der hensyn til effekten af de vedtagne handlingsplaner til og med *Vandmiljøplan II*, så forventes det, at emissionen falder til i alt 72.200 tons kvælstof.

Sammenholdes emissionen fra landbruget i 1996, estimeret under forudsætning af fuld implementering af *Vandmiljøplan II*, med emissionsloftet i UN/ECE-protokollen, skal emissionen tilsyneladende reduceres yderligere med 15.500 tons kvælstof. I Protokollen er der imidlertid ikke taget højde for ammoniakemissionen fra halmludning og afgrøder, som udgør i alt knap 16.000 tons kvælstof. Heraf følger, at reduktionsmålet i Protokollen

kan indfries med de hidtil vedtagne handlingsplaner under forudsætning af, at produktionsniveauet og -sammensætningen i landbruget ikke stiger i forhold til 1996.

Kvæg- og svinesektoren er de største bidragsydere til ammoniakemissionen. Følgelig er det primært produktionsudviklingen i disse sektorer, som er udslagsgivende for hvorvidt UN/ECE-protokollens målsætning kan opfyldes.

Hovedparten af ammoniakemissionen fra kvægsektoren stammer fra malkekøer, og da mælkeproduktionen er underlagt EU's kvoteordning, vil udsving i produktionen være begrænset. Anderledes forholder det sig med svinesektoren, som ikke er underlagt produktionsrestriktioner. Fra 1996 til 1999 steg svineproduktionen i Danmark således med 12 pct., og ved dette niveau ville emissionsloftet i UN/ECE-protokollen blive overskredet. Det er derfor nødvendigt at supplere de hidtil vedtagne foranstaltninger og/eller sætte loft over produktionsvolumen.

På den baggrund undersøges effekten på ammoniakemissionen ved en ændring i svineproduktionen på 25 pct. og ved iværksættelse af hhv. reduceret henliggetid for udbragt husdyrgødning, nedfældning af husdyrgødning på bar mark, optimal staldtypekombination og optimal kombination af ovenstående foranstaltninger, jf. tabel 1.1.

Tabel 1.1. Den samlede ammoniakemission i referencescenariet (1996-situationen under forudsætning af fuld implementering af *Vandmiljøplan II*), ved reduceret henliggetid, øget nedfældning, optimale staldd typer og optimal kombination af tiltag ved hhv. uændret produktion og ved en ændring i svineproduktionen på 25 pct.

	Uændret produktion	25 pct. færre svin	25 pct. flere svin
	----- tons ammoniakkvælstof pr. år -----		
1996-landbruget ved fuld impl. af <i>Vandmiljøplan II</i> .....	72 200	66 600	77 800
Reduceret henliggetid for udbragt gødning.....	66 600	61 600	71 600
Øget nedfældning af husdyrgødning.....	67 200	62 200	72 200
Optimale staldd typer (minimal emission) .....	66 200	61 500	70 900
Optimal kombination af scenarier.....	59 300	55 400	63 300
	----- indeks. 1996-landbruget ved fuld impl. af VMP II = 100 -----		
1996-landbruget ved fuld impl. af <i>Vandmiljøplan II</i> .....	100	92	108
Reduceret henliggetid for udbragt gødning.....	92	85	99
Øget nedfældning af husdyrgødning.....	93	86	100
Optimale staldd typer (minimal emission) .....	92	85	98
Optimal kombination af scenarier.....	82	77	88

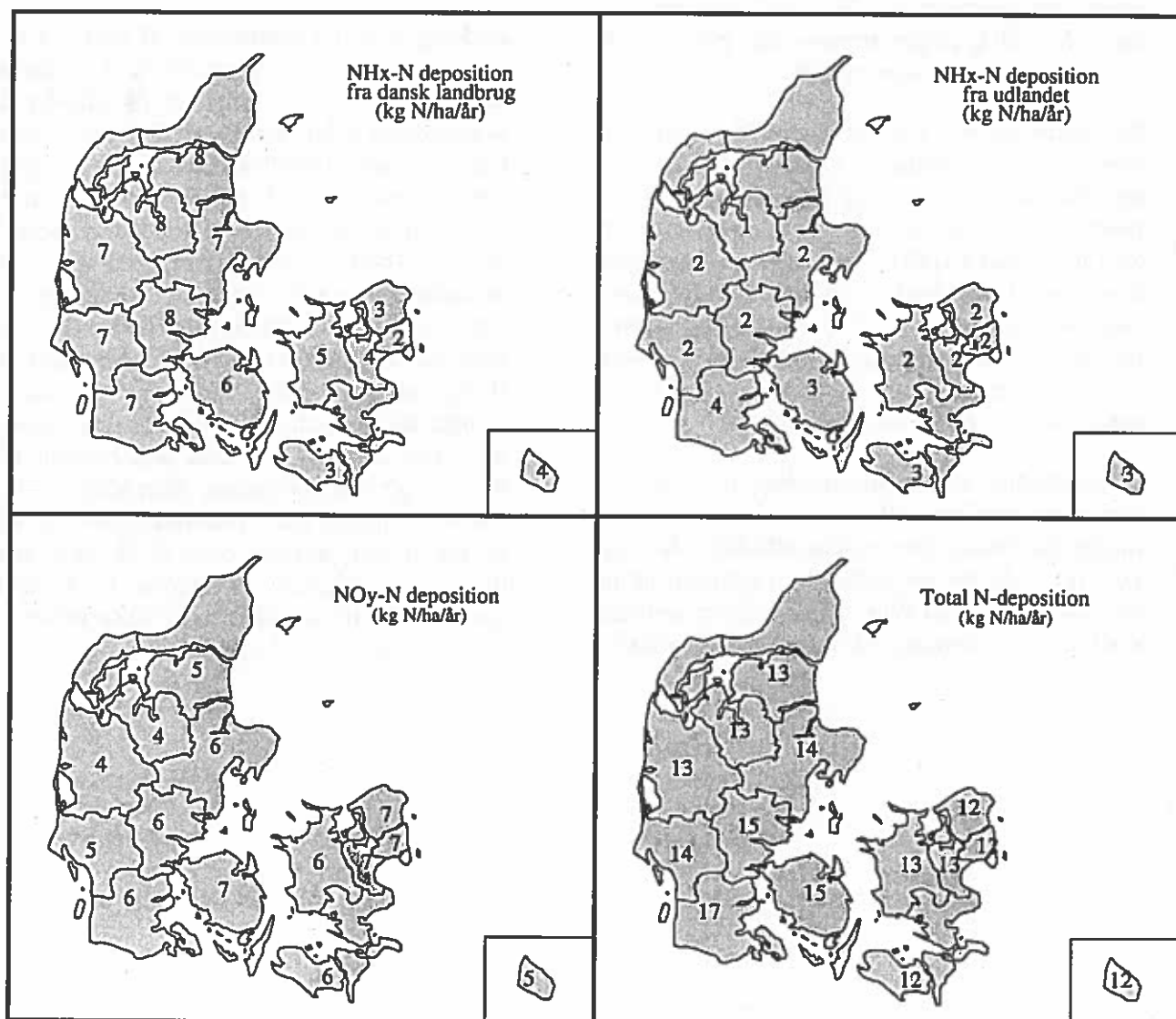
Analysen viser, at ved en forskydning i svine-sektoren på 25 pct. hhv. stiger og falder ammoniakemissionen med 8 pct. i forhold til 1996-landbruget under forudsætning af fuld implementering af *Vandmiljøplan II*.

Ved reduktionsscenerierne er emissionen estimeret til at falde med 7 - 8 pct. i forhold til 1996-landbruget ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*. Ved en optimal kombination af tiltagene falder emissionen derimod med 18 pct., jf. tabel 1.1.

Ved en forskydning i svineproduktionen falder emissionen med 7 - 9 pct. ved hver af de respektive foranstaltninger. Der er her en tendens til, at effekten af tiltagene øges relativt ved en stigende svineproduktion. Det

skyldes, at emissionen fra husdyrgødning herved udgør en større andel af den samlede emission, og tiltagene er netop rettet mod emissionen fra husdyrgødning. Konsekvensen heraf er, at emissionen vil falde i forhold til referencesceneriet ved en øget svineproduktion på 25 pct. såfremt ét af de analyserede tiltag iværksættes. Et enkelt af de analyserede tiltag er altså tilstrækkeligt til at sikre UN/ECE-protokollens målsætning ved en stigning i svineproduktionen på 25 pct.

Ammoniakemissionen varierer selvsagt med husdyrtætheden, idet husdyrholdet tegner sig for næsten  $\frac{3}{4}$  af den samlede emission i referencesceneriet. Da husdyrtætheden tiltager vestover, øges emissionstætheden ligeledes vestover.



Figur 1.1. Total N-depositionen i 1996-situationen under forudsætning af fuld implementering af *Vandmiljøplan II* (referencesceneriet) og disaggregeret på NH<sub>x</sub>-N fra dansk landbrug, NH<sub>x</sub>-N fra udlandet og NO<sub>y</sub>-N fra kvælstofoxider



Den større ammoniakemission vestover betyder også, at depositionen af ammoniak og reaktionsproduktet ammonium ( $\text{NH}_x$ -depositionen) fra de danske kilder tiltager vestover, jf. figur 1.1. Bidraget fra den udenlandsk emitterede ammoniak giver derimod anledning til en større  $\text{NH}_x$ -deposition i de sydlige amter. Og endelig giver emissionen af kvælstofoxider anledning til den største deposition af kvælstofoxider og deres reaktionsprodukter ( $\text{NO}_y$ -depositionen) omkring de store østvendte byer.

Summa summarum er der en tendens til, at depositionsgradienterne nivellerer den amtslige variation. Målt i depositionstætheder varierer den samlede N-deposition på amter således kun mellem 12 og 17  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ , jf. figur 1.1. Billedet er dog også præget af en nord-syd gradient fra  $\text{NO}_y$ -depositionen og især fra  $\text{NH}_x$ -depositionen fra den udenlandsk emitterede ammoniak.

Forskydningen i den samlede N-deposition som følge af ændringer i svineproduktionen og/eller reduktionstiltag varierer maksimalt med 2  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ . Der er flere grunde til den begrænsede effekt, men den væsentligste årsag er, at kun knap halvdelen af den samlede N-deposition i referencescenariet stammer fra dansk landbrug. Heraf følger, at selv om den danske emission fjernes, så vil den samlede N-deposition kun halveres.

Ovenstående kunne foranledige til at tro, at det er en tvivlsom affære at reducere ammoniakemissionen. Det er ikke tilfældet. Anlægges der i stedet en global betragtning, så er det indlysende, at  $\text{NH}_x$ -depositionen reduceres i samme omfang som ammoniakemissio-

nen. Ved en snæver national betragtning fokuseres der kun på den nationale N-deposition, og herved fremstår effekten begrænset.

Det skal ligeledes bemærkes, at ved den anvendte metode nivelleres de lokale variationer. Tidligere studier har således indikeret, at der er en betragtelig geografisk variation i  $\text{NH}_x$ -depositionen inden for et amt, idet en stor del af ammoniakken afsættes som tørdeposition tæt ved kilden. Herved kan naturområderne være højere eller lavere belastet end den gennemsnitlige deposition som følge af bedrifternes og naturområdernes indbyrdes placering. Således kan den lokale N-belastning påvirkes anderledes end den regionale belastning ved ændringer i svineproduktionen og/ eller ved iværksættelse af reduktionstiltag.

Endelig skal det bemærkes, at den regionale opgørelse af  $\text{NH}_x$ -depositionen er modelleret på baggrund af en ensartet overfladeruhed svarende til et landbrugsområde med spredte træer. Denne overfladeruhed giver også et nogenlunde korrekt resultat for heder, højmøser og enge, men ikke for skove, som har en langt større ruhed. Virkningen af den større ruhed for skove er meget kompleks, og indvirker på en række parametre af betydning for depositionen, hvilket gør det vanskeligt at generalisere. Forholdet er ikke entydigt; tørdepositionen kan således være både større eller mindre end den modellerede. Foreløbige undersøgelser, som alene er baseret på målinger på 3 punkter, tyder imidlertid på, at  $\text{NH}_x$ -depositionen til løvskov svarer til det modellerede, hvorimod tørdepositionen af  $\text{NH}_x$  til nåleskov kan være dobbelt så stor som det modellerede.

## 2 Indledning

I februar 1998 blev der indgået aftale om *Vandmiljøplan II*. Som et led heri forpligtigede Miljø- og Energiministerens og Fødevareministeren sig i fællesskab til at fremlægge en handlingsplan til reduktion af ammoniakfordampningen fra landbruget i folketingssamlingen 1998/99 (Miljøstyrelsen, 1998). Til forberedelse af dette arbejde nedsatte Miljøstyrelsen og Fødevareministeren en styringsgruppe, som rekvirerede en række udredningsarbejder.

De respektive udredningsarbejder blev ikke efterfulgt af en Ammoniakhandlingsplan. Evt. tiltag til at reducere landbrugets ammoniakfordampning, blev i stedet udskudt til midtvejsevalueringen af *Vandmiljøplan II*. Den faglige del af midtvejsevalueringen er p.t. under udarbejdelse af Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks JordbrugsForskning, og arbejdet forventes færdigt pr. 1. december 2000. Dvs. at en evt. Ammoniakhandlingsplan tidligst kan komme på tale i 2. halvår af folketingssamlingen 2000/01.

### 2.1 Reduktionsmål for emissionen af ammoniak

I stedet blev den bebudede Ammoniakhandlingsplan overhalet indenom af en UN/ECE-protokol (Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone), som blev underskrevet 1. december 1999 i Göteborg.

I Protokollen er der bl.a. sat loft over ammoniakemissionen. Emissionen af ammoniak skal således reduceres med 17 pct. senest i år 2010 i forhold til 1990-niveauet. Dette reduktionsmål gælder for hele Europa. For EU-landene blev det gennemsnitlige reduktionsmål 15 pct. For Danmark, som sammen med Holland fik det største reduktionsmål, skal ammoniakemissionen reduceres med 43 pct. (UN/ECE, 1999).

Loftet for den danske emission af ammoniak i år 2010 er fastsat til 69.000 tons ammoniak i UN/ECE-protokollen svarende til 56.700 tons

kvælstof (UN/ECE, 1999). I dette niveau er der dog ikke taget højde for ammoniakemissionen fra afgrøder og halmludning. Emissionen fra disse kilder er for 1996 estimeret til knap 16.000 tons kvælstof, jf. tabel 2.1.

Tabel 2.1. Ammoniakemissionen i 1996 og ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* (Andersen *et al.*, 1999)

	1996	Fuld impl. af VMP II
	----- tons NH <sub>3</sub> -N år <sup>-1</sup> -----	
Kvæggødning.....	28 000	20 700
Svinegødning.....	32 200	23 200
Fjerkrægødning.....	5 300	4 300
Pelsdyrgødning.....	4 000	3 900
Heste- og fåregødning.....	700	600
Husdyrgødning i alt.....	70 200	52 600
Emission fra handelsgødning.....	6 500	3 500
Emission fra spildevandsslam.....	100	100
Emission fra halmludning.....	4 200	4 200
Emission fra afgrøder.....	11 700	11 700
<b>Samlet emission.....</b>	<b>92 700</b>	<b>72 200</b>

Ann. Produktionsniveau og -sammensætning svarer i begge tilfælde til 1996-landbruget.

I forbindelse med udredningsarbejdet til understøttelse af den bebudede danske Ammoniakhandlingsplan, blev den totale ammoniakemission fra landbruget opgjort til 92.700 tons kvælstof for 1996<sup>1</sup>. En del af emissionen skyldes mangelfuld efterlevelse af regler. Tages der højde for handlingsplaner gældende pr. 1. august 1997, ville ammoniakemissionen falde til 85.200 tons kvælstof. Tages der ligeledes højde for effekten af *Vandmiljøplan II*, så forventes ammoniakemissionen at falde yderligere til 72.200 tons kvælstof (Andersen *et al.*, 1999). Det er her underforstået, at produktionsniveauet og -sammensætningen i alle scenarierne svarer til 1996-landbruget.

Sammenholdes emissionsopgørelsen ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* med emissionsloftet i UN/ECE-protokollen, og tages der samtidig højde for Protokollens udeladelse af emissionen fra halmludning og

<sup>1</sup> Landbruget tegner sig for over 99 pct. af den samlede ammoniakemission i Danmark (Winter *et al.*, 1999), og i det følgende benyttes ammoniakemissionen fra landbruget som synonym for ammoniakemissionen fra Danmark.

afgrøder, så kan det konstateres, at reduktionsmålet i UN/ECE-protokollen kan indfries ved de hidtil vedtagne foranstaltninger. Det har dog som forudsætning, at produktionsniveauet og -sammensætningen ikke overstiger 1996-landbruget. Sidstnævnte gør sig ikke nødvendigvis gældende, jf. nedenstående, og følgelig kan det blive problematisk at indfri UN/ECE-protokollens målsætning alene med de hidtil iværksatte foranstaltninger.

## 2.2 Produktionsvolumen og reduktionsmålet for ammoniakemissionen

UN/ECE-protokollen medregner alene emissionen fra husdyrgødningen og handelsgødningen, og betragtes disse poster alene, så tegner kvæggødningen sig for 37 pct. af emissionen og svinegødningen for 41 pct., jf. tabel 2.1. De øvrige bidrag fra husdyr- og handelsgødning udgør tilsammen kun 12 pct. af den samlede emission. Dvs. at det i forhold til UN/ECE-protokollen primært er kvæg- og svineproduktionens størrelse, som er udslagsgivende for hvorvidt reduktionsmålet kan nås med de hidtil iværksatte foranstaltninger på landbrugsområdet<sup>2</sup>.

### Kvægproduktionen

Hovedparten af ammoniakemissionen fra kvægsektoren stammer fra malkekøer, som alene tegnede sig for 60 pct. af emissionen fra kvæg i 1996 (Andersen *et al.*, 1999). Det indebærer, at mælkeproduktionens udviklingsbetingelser er af væsentlig betydning for ammoniakemissionen.

Mælkeproduktionen er underlagt EU's kvoteordninger, hvilket i praksis betyder, at der er sat loft for mælkeproduktionen i de enkelte medlemslande. For malkekvægsektoren som helhed er det altså ikke muligt at øge mælkeproduktionen. For den enkelte landmand vil det dog fortsat være et økonomisk potentiale i at øge mælkeydelsen pr. malkeko, og desuden kan han ekspandere ved køb eller tilforpagtning af kvoter.

<sup>2</sup> De hidtil iværksatte foranstaltninger er alle rettet mod nedbringelse af belastningen af vandmiljøet med kvælstof, men flere af tiltagene har en reducerende effekt på ammoniakemissionen.

Alt andet lige vil væksten i mælkeydelse være forbundet med øget udskillelsen af kvælstof pr. malkeko, men i forhold til mælkeydelsen vil N-udskillelsen være mindre. Da væksten i mælkeydelsen samtidig indebærer, at mælkeproduktionen kan tilvejebringes ved et lavere antal malkekøer, så vil antallet af tyre og opdræt aftage i forhold til mælkeydelsen, hvilket ligeledes reducerer den samlede kvælstofudskillelse.

Over tid kan der således forventes en mindre N-udskillelse fra malkekvægsektoren, hvilket også er inddraget i den faglige vurdering af *Vandmiljøplan II* (Iversen *et al.*, 1998). Følgelig kan der også forventes en mindre ammoniakemission, hvilket er afspejlet i opgørelsen i tabel 2.1.

### Svineproduktionen

For svinesektoren er det også forventet, at der over tid kan høstes produktivitetstgevinst i form af et stigende antal smågrise pr. årssø<sup>3</sup> samt en større foderudnyttelse<sup>4</sup>. Begge aspekter har en reducerende effekt på ammoniakemissionen, hvilket er afspejlet i opgørelsen vist i tabel 2.1.

I tabel 2.1 er der derimod ikke taget højde for udsving i produktionsvolumen, og svineproduktionen er i modsætning til mælkeproduktionen ikke underlagt produktionsrestriktioner. Fra 1996 til 1999 er produktionen således steget med 12 pct., jf. tabel 2.2.

Tabel 2.2. Udviklingen i svineproduktionen (Danmarks Statistik, 1999 og Danmarks Statistik, 2000)

	1996	1997	1998	1999
	----- indeks. 1990 = 100 -----			
Svineproduktion...	126	130	140	141

Stigningen i produktionen var størst i 1998, hvorefter væksten synes at have stabiliseret sig. Der er imidlertid intet til hinder for, at produktionen kan stige yderligere.

<sup>3</sup> Stigning i kuld størrelsen vil øge N-udskillelsen pr. årssø, men udskillelsen pr. produceret smågris vil blive reduceret (Iversen *et al.*, 1998).

<sup>4</sup> Den større foderudnyttelse fremkommer dels ved reduceret tilførsel af foderenheder pr. kg tilvækst og dels ved lavere proteinindhold i foderenhederne (Iversen *et al.*, 1998).

Adderes ammoniakemissionen fra væksten i svineproduktionen med den opgjorte ammoniakemission ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*, stiger emissionen med 2.500 tons kvælstof. Herved ligger emissionen ikke længere inden for Protokollens rammer.

### 2.3 Projektets intentioner

Det følger af det ovenstående, at UN/ECE-protokollens målsætning på ammoniakområdet vil kunne indfries ved de hidtil iværksatte foranstaltninger på landbrugsområdet. Tages der således højde for Protokollens udeladelse af emissionen fra halmludning og afgrøder, vil emissionen ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* stort set svare til emissionsloftet i UN/ECE-protokollen. Standpunktet forudsætter imidlertid, at produktionsvolumen ikke overstiger 1996-niveauet.

Det fremgår også, at det er ændringer i produktionsvolumen i kvæg- og svinesektoren, som er af afgørende betydning for udsving i ammoniakemissionen. Ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* tegner de to sektorer sig til sammen for 88 pct. af ammoniakemissionen, når der alene tages hensyn til emissionen fra husdyrgødning og handelsgødning, således som det gør sig gældende i UN/ECE-protokollen.

Den væsentligste del af emissionen fra kvægsektoren stammer fra malkekvæg, og da mælkeproduktionen er underlagt produktionsrestriktioner i form af mælkekvoter, vil produktionen og dermed ammoniakemissionen i høj grad være forudsigelig. Anderledes forholder det sig med svineproduktionen, som ikke er underlagt restriktioner. Følgelig vil det være nødvendigt at iværksætte yderligere tiltag ved en stigning i svineproduktionen, hvis målopfyldelsen skal sikres. Stigningen i svineproduktionen på 12 pct. fra 1996 til 1999 fordrer således yderligere foranstaltninger, hvis emissionsloftet i UN/ECE-protokollen ikke skal overskrides.

Utilstrækkeligheden i de hidtil iværksatte tiltag ved en ændring i produktionsvolumen er nærværende projekts omdrejningspunkt. Konkret er det intentionen at afdække de

miljømæssige konsekvenser af yderligere foranstaltninger ved hhv. en uændret svineproduktion (1996-niveauet) og ved en ændring i svineproduktionen på 25 pct. i såvel stigende som faldende retning. Reference-scenariet er i alle tilfælde 1996-landbruget under forudsætning af fuld implementering af *Vandmiljøplan II*, idet dette emissionsniveau stort set svarer til emissionsloftet i UN/ECE-protokollen (ved addition af de udeladte emissionsbidrag fra halmludning og afgrøder).

De analyserede foranstaltninger omfatter

- reduceret henliggetid for udbragt husdyrgødning på bar mark<sup>5</sup>,
- nedfældning af husdyrgødning udbragt på bar mark<sup>5</sup>,
- optimale stalde blandt eksisterende staldtyper (mindst mulig emission<sup>6</sup>) og
- optimal kombination (minimal emission) af ovenstående foranstaltninger.

De to første foranstaltninger repræsenterer to hyppigt diskuterede tiltag til at reducere ammoniakemissionen, og det tredje tiltag rummer en langsigtet tilpasningsmulighed.

Foranstaltningerne er i nogen grad valgt tilfældigt. Der er således ikke anlagt en økonomisk betragtning mhp. at finde omkostningseffektive løsninger.

Projektet indskrænker sig ikke til estimeringen af ammoniakemissionen. Målet er selvsagt ikke at reducere emissionen for emissionens egen skyld. Målet er derimod at reducere kvælstofbelastningen af naturen, og følge-

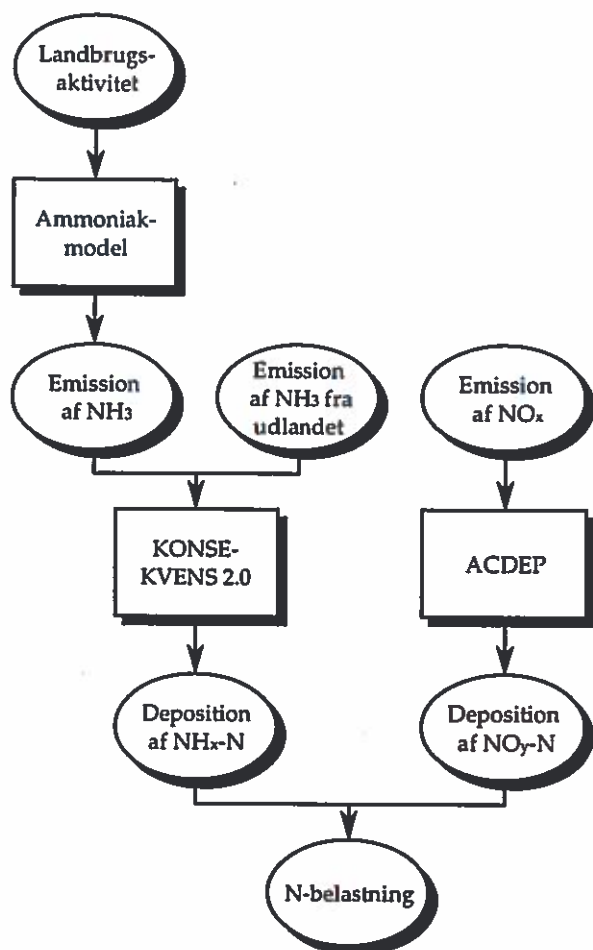
<sup>5</sup> Jo længere tid husdyrgødningen henligger på marken, jo større vil ammoniakemissionen blive (Sommer *et al.*, 1997). Følgelig kan emissionen reduceres ved enten at afkorte henliggetiden eller ved nedfældning af gødningen i forbindelse med udbringningen.

<sup>6</sup> Den samlede ammoniakemission i stald, lager og under og efter udbringningen for kvægsektoren i 1996-landbruget svinger fra 18 pct. af N-udskillelsen ved gyllehåndtering til 35 pct. af N-udskillelsen ved håndtering af gødningen som dybstrøelse (Andersen *et al.*, 1999). Tilsvarende variation findes for de øvrige sektorer, og følgelig kan ammoniakemissionen reduceres ved selektering af staldtype.

lig estimeres ligeledes spredningen og depositionen af ammoniak og reaktionsproduktet ammonium. Desuden tages der hensyn til, at udenlandsk emitteret ammoniak sammen med emissionen af kvælstofoxider også bidrager til N-belastningen.

## 2.4 Disposition og det anvendte modelsystem

Reduktionsscenarierne analyseres med det i figur 2.1 viste analysekoncept. Kasserne indeholder de anvendte modeller, mens ellipserne indeholder de variable, der binder modellerne sammen.



Figur 2.1. Det anvendte modelsystem

Ammoniakemissionen fra dansk landbrug i de respektive scenarier analyseres i afsnit 3. Den anvendte Ammoniakmodel er identisk med den model, som blev anvendt i Ammoniakredegørelse nr. 1, jf. Andersen *et al.* (1999). Tilsvarende gør sig gældende mht. datagrundlag. Der henvises derfor til denne rapport for en nærmere redegørelse for den anvendte metode og datagrundlag.

Referencescenariet er i nærværende rapport identisk med det scenario i Ammoniakredegørelse nr. 1, som er omtalt som 1996-landbruget ved fuld implementering af Vandmiljøplan II. Følgelig kan de dragne konklusioner betragtes som en overbygning til Ammoniakredegørelse nr. 1, jf. Andersen *et al.* (1999).

N-depositionen i de respektive scenarier analyseres i afsnit 4. Spredningen og depositionen af ammoniak og reaktionsproduktet ammonium beregnes via KONSEKVENS 2.0 (Asman, 1990). Datagrundlaget for den estimerede N-belastning fra den udenlandsk emitterede ammoniak er baseret på EMEP's opgørelser (EMEP, 1998), hvorimod ammoniakemissionen fra dansk landbrug selvsagt er baseret på nærværende rapport's estimater. N-belastningen fra den udenlandsk emitterede ammoniak betragtes som en konstant i alle scenarierne.

Depositionen af kvælstofoxider og dets reaktionsprodukter estimeres via ACDEP-modellen (Atmospheric Chemistry and DEPosition) (Hertel *et al.*, 1995). Datagrundlaget er også her EMEP's opgørelser (EMEP, 1998), og i lighed med N-belastning fra udenlandsk emitteret ammoniak, betragtes N-belastning fra kvælstofoxider også som konstante i alle scenarierne.

I afsnit 5 præsenteres de samlede resultater. Desuden diskuteres resultaterne i en reguleringsmæssig sammenhæng.

### 3 Ammoniakemissionen fra dansk landbrug

I nærværende afsnit gøres der rede for ammoniakemissionen i hhv. referencescenariet og i de fire reduktionsscenarier. Reference-scenariet er som tidligere nævnt defineret som 1996-landbruget under forudsætning af fuld effektivering af de tiltag og forventninger, der er indeholdt i *Vandmiljøplan II*.

De fire reduktionsscenarier indeholder tænkte foranstaltninger, som udgør en modifikation til referencescenariet:

- Reduceret henliggetid af udbragt husdyrgødning på bar mark,
- Nedfældning af husdyrgødning udbragt på bar mark,
- Optimale stalde blandt eksisterende staldtyper (mindst mulig emission) og
- Optimal kombination (minimal emission) af ovenstående foranstaltninger.

For alle scenarierne analyseres desuden konsekvenserne af en ændring i svineproduktionen på 25 pct. Konsekvenserne analyseres i såvel stigende som faldende retning. I alle tilfælde relateres emissionen til referencescenariet.

#### 3.1 Emissionen i referencescenariet

Referencescenariet er 1996-situationen under forudsætning af fuld implementering af *Vandmiljøplan II*. Herved forstås landbrugsproduktionen i 1996, men under forudsæt-

ning af, at de tiltag og forudsætninger, som er indeholdt i *Vandmiljøplan II*, er fuldt ud implementeret. Disse tiltag og forventninger er listet i tabel 3.1. Tiltagene/forventningerne har alle indflydelse på ammoniakemissionen, idet de influerer på forbruget af handelsgødningen og dermed også på ammoniakemissionen.

De væsentligste elementer udgøres imidlertid af *Forbedret foderudnyttelse* og *Skærpet udnyttelse af husdyrgødning*, idet disse bidrag influerer på håndteringen af husdyrgødningen, og husdyrgødningen tegner sig for ¾ af den samlede ammoniakemission. Tilsammen tegner de to elementer sig også for 80 pct. af reduktionen i ammoniakemissionen ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* (Andersen *et al.*, 1999).

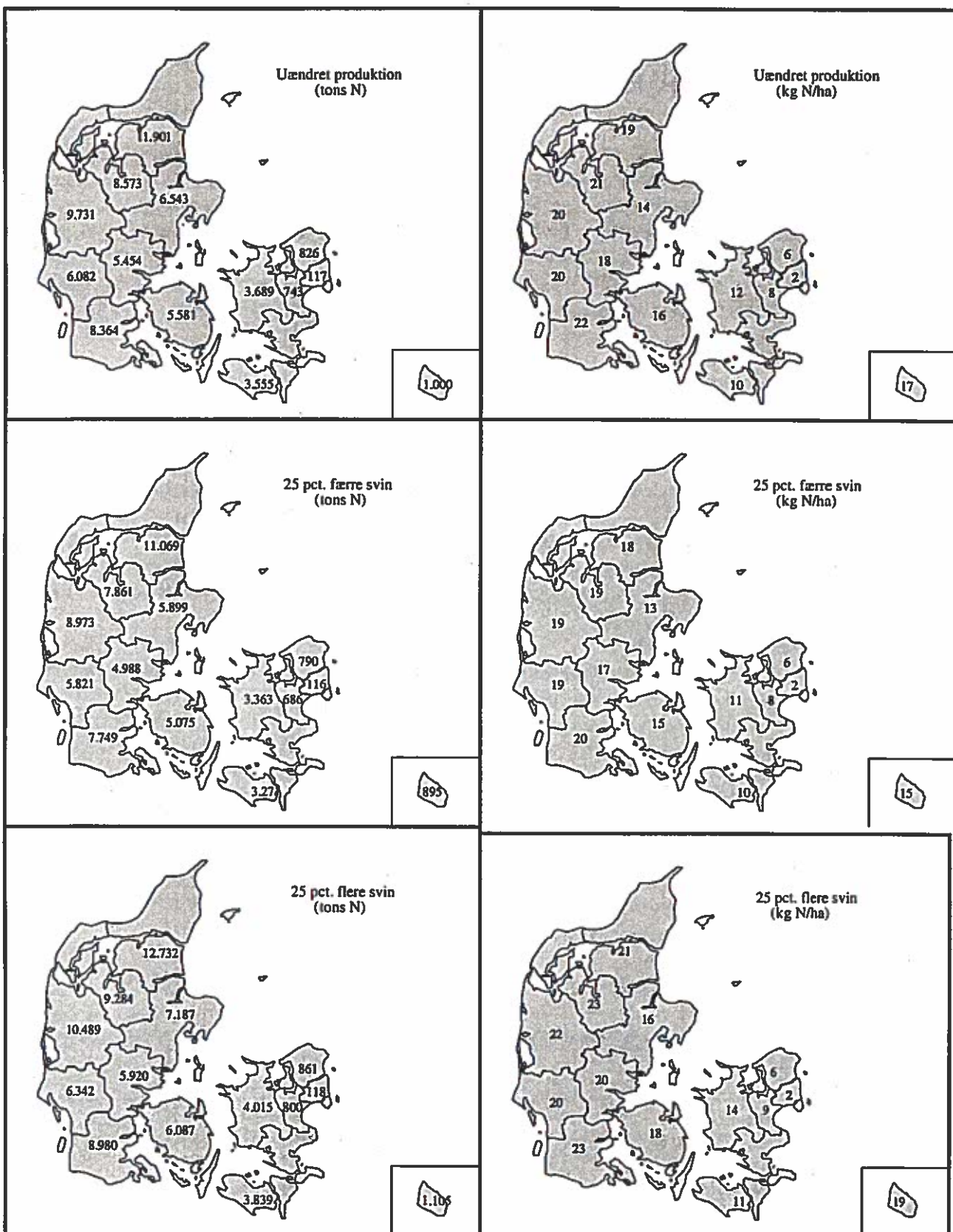
Den samlede emission i referencescenariet er opgjort til 72.200 tons ammoniakkvælstof pr. år. Heraf tegner husdyrholdet sig for 52.600 tons kvælstof. Svineholdets bidrag til emissionen udgør 23.200 tons eller ca. 1/3 af den samlede emission (Andersen *et al.*, 1999).

Emissionen fordelt på amter fremgår af figur 3.1. Emissionen tiltager vestover, hvilket skyldes stigende husdyrtæthed fra øst mod vest. Undtagelsen herfra er Bornholms Amt, hvor husdyrtætheden ca. svarer til landsgennemsnittet (Danmarks Statistik, 1997).

Tabel 3.1. Tiltag/forventninger og effekter af *Vandmiljøplan II* (Miljøstyrelsen, 1998)

	Reduktion i udvaskning	Reduktion i handelsgødning	Udtagne arealer
	tons N år <sup>1</sup>	tons N år <sup>1</sup>	ha
Vådområder <sup>1</sup> .....	5 600	1 100	16 000
SFL områder.....	1 900	10 000	88 000
Skovrejsning.....	1 100	2 440	20 000
Bedre foderudnyttelse.....	2 400	- 13 600	.
Skærpet harmonikrav.....	300	600	.
Skærpet udnyttelse af husdyrgødning.....	10 600	26 000	.
Økologisk jordbrug.....	1 700	17 600	.
Efterafgrøder.....	3 000	3 000	.
Nedsat N-norm.....	10 500	40 000	.
<b>I alt.....</b>	<b>37 100</b>	<b>87 140</b>	<b>124 000</b>

<sup>1</sup> Effekten er primært knyttet til reduktion i kvælstoftilførslen til vandmiljøet.



Figur 3.1. Den årlige ammoniakemission fra dansk landbrug i 1996-situationen under forudsætning af fuld implementering af Vandmiljøplan II (referencescenariet) samt ved en forskydning i svineproduktionen på 25 pct. Anm.: Emissionen burde aht. usikkerheden afrundes til et multiplum af 1000 tons, men mhp. at vurdere udviklingstendensen er estimaterne uafroundedede.

Ved distributionen af ammoniakemissionen på amter er det bl.a. antaget, at emissionen pr. dyr pr. husdyrkategori er konstant. Det er ikke tilfældet. Emissionen varierer betragtelig alt afhængig af hvorledes gødningen håndteres.

Generelt er håndteringen af gødningen som gylle forbundet med lavere emission end ved en separering af gødningen til fast gødning og ajle. Da store husdyrbrug i større omfang håndterer gødningen som gylle end det forekommer på små brug, og da besætningsstørrelserne er større i Jylland end de er på Øerne, så må det forventes, at ammoniakemissionen er overestimeret i Jylland. Det modsatte gør det sig gældende på Øerne.

På tilsvarende vis er nedfældning af gylle på kvægbrug med sandede jorde mere udbredt end på andre brugstyper. Og da nedfældning af gylle er forbundet med lavere emission end ved bredspredning og slangeudlagt gylle, må det forventes, at emissionen på nogle kvægbrug er overestimeret og omvendt for andre brug. Disse aspekter kan p.t. ikke kvantificeres på grund af manglende data, og forholdene er derfor heller ikke reflekteret i den geografisk distribuerede emission.

Ved en forskydning i svineproduktionen på 25 pct. ændres emissionen med gennemsnitligt 8 pct. Yderpunkterne er Københavns Amt og Bornholms Amt. I disse amter ændres emissionen med hhv. 1 og 11 pct. ved en forskydning i svineproduktionen på 25 pct.

Variationen er selvsagt betinget af hvor stort et bidrag svineproduktionen tegner sig for i forhold til den samlede emission i det pågældende amt. Det er dog også karakteristisk, at svinetætheden er mindst i Københavns Amt og størst i Bornholms Amt (Danmarks Statistik, 1997). Det er imidlertid væsentlig at påpege, at et givet amt kan have en høj svinetæthed uden den store effekt, hvis emissionen fra andre husdyr på tilsvarende vis er stor.

### 3.2 Emissionen ved reduceret henliggetid for husdyrgødningen

Den nuværende lovgivning foreskriver, at udbragt husdyrgødning på bar mark (uden afgrøder) skal nedbringes inden for 12 timer. Herved mindskes ammoniakfordampningen. Ved at reducere henliggetiden til maksimum 1 time kan emissionen mindskes yderligere (Rom *et al.*, 1999).

Scenariet har betydning for alt fast gødning og for 66 pct. af den flydende gødning, jf. tabel 3.2. For den resterende mængde flydende gødning, som enten nedfældes og/eller udbringes på mark med afgrøder, har foranstaltningen ingen effekt.

Ved reduktion af henliggetiden til 1 time reduceres ammoniakemissionen til 66.600 tons ammoniakkvælstof eller 8 pct. mindre end i referencescenariet. Effekten på amtsniveau varierer mellem 4 og godt 8 pct. for hhv. Københavns Amt og Sønderjyllands Amt.

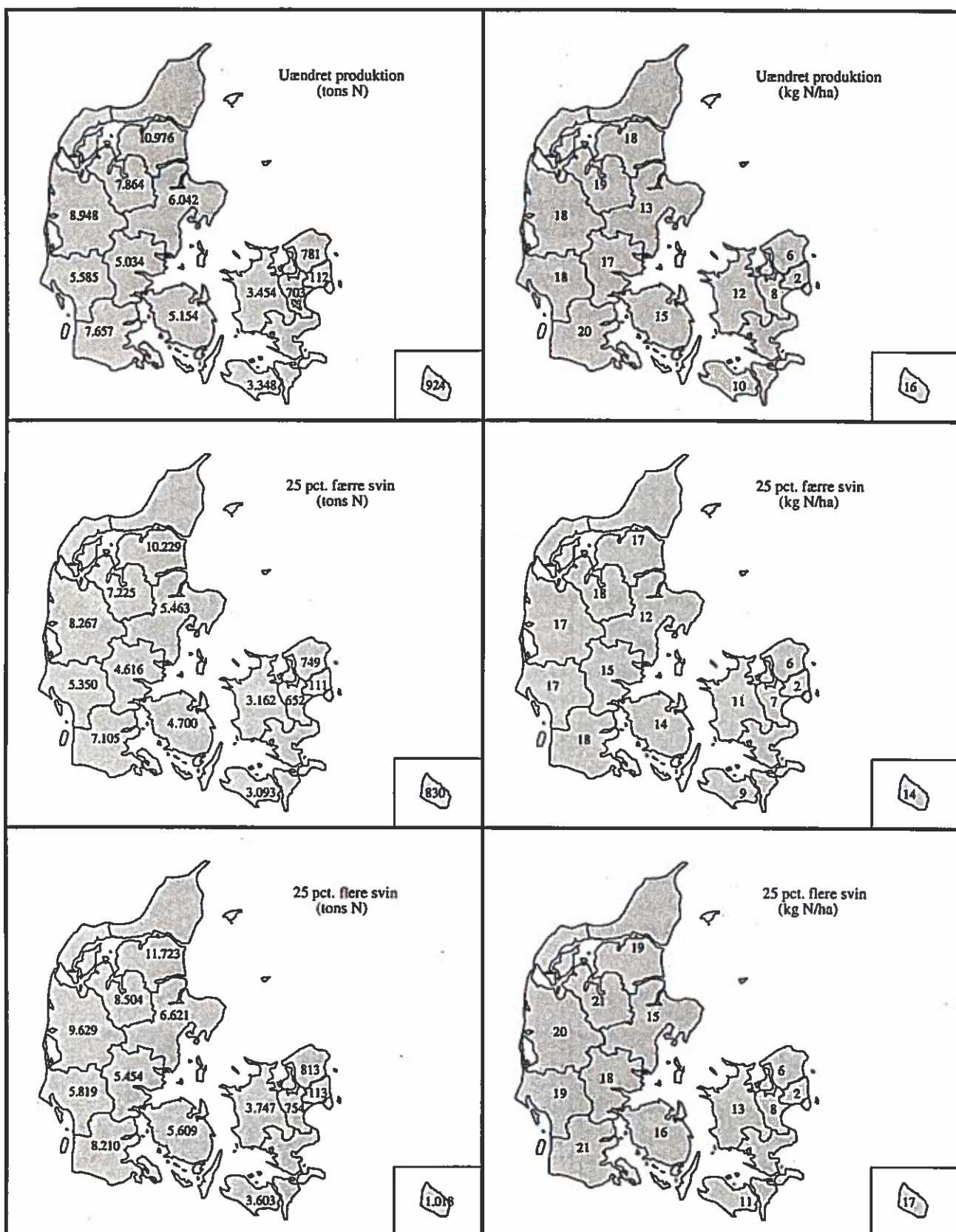
Tabel 3.2. Skønnet fordeling af gødning på udbringningspraksis ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II* (Andersen *et al.*, 1999)

Afgrøde	Årstid	Nedbragt antal timer efter udbringning <sup>1</sup>	Udbringningsmetode			
			Gylle og ajle			Fast gødning, bredspredt
			Bredspredt	Slangeudlagt	Dybnefældet	
			pct. af total-N ab lager			
-	Forår	<12	20	45	7	70
-	Forår	>12	0	0	0	0
-/+	Forår	Ikke	0	0	3	0
+	Sommer	Ikke	2	8	3	0
+	Sensommer-efterår	Ikke	0	8	3	0
-	Sensommer-efterår	<12	1	0	0	30
-	Sensommer-efterår	>12	0	0	0	0
-	Sensommer-efterår	Ikke	0	0	0	0
<b>I alt</b>			<b>23</b>	<b>61</b>	<b>16</b>	<b>100</b>

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

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





Figur 3.2. Den årlige ammoniakemission fra dansk landbrug ved en reduktion i gødningens henliggetid til maksimum 1 time samt ved en forskydning i svineproduktionen på 25 pct. Øvrige forhold svarer til referencescenariet (1996-situationen under forudsætning af fuld implementering af Vandmiljøplan II)  
 Anm.: Emissionen burde aht. usikkerheden afrundes til et multiplum af 1000 tons, men mhp. at vurdere udviklingstendensen er estimaterne uafroundedede.

Den relative reduktion i emissionen er størst for den faste gødning. Konkret reduceres emissionen under og efter udbringningen af gødningen fra 5 pct. af den tilførte gødning (N ab lager) til 2 pct.

Reduktionen for den flydende gødning er imidlertid også betragtelig, men da tiltaget kun berører en delmængde af den flydende gødning, er effekten mindre. Konkret reduceres den gennemsnitlige emission under og efter udbringningen fra knap 7 pct. af den tilførte flydende gødning (N ab lager) til knap 4 pct.

I forhold til mængden af udskilt kvælstof (N ab dyr) håndteres 90 pct. af svinegødningen som flydende gødning. For kvæggødning er den tilsvarende andel 70 pct. Da effekten af tiltaget er størst for den faste gødning, vil reduktionen være relativt størst i de amter, hvor kvægtætheden er stor.

Reduktionen skal dog ses i sammenhæng med, at den del af produktionsprocessen, der er genstand for foranstaltningen, kun udgør 15 pct. af den samlede emission i referencescenariet (Andersen *et al.*, 1999).

Ændringen i emissionen ved en forskydning i svineproduktionen på 25 pct. er nogenlunde af samme størrelsesorden som i referencescenariet. Effekten er stadig mindst for Københavns Amt, hvor emissionen kun ændres med 1 pct., og størst for Bornholms Amt, hvor emissionen ændres med 10 pct.

### 3.3 Emissionen ved øget nedfældning af husdyrgødningen

Ved øget nedfældning reduceres emissionen under og efter udbringningen af den flydende husdyrgødning til nogle få pct. af den tilførte mængde kvælstof (N ab lager) (Sommer og Hutchings, 1995). Emissionen fra den faste gødning vil være uændret, idet den faste gødning ikke berøres af tiltaget.

Såfremt alt flydende gødning udbragt på bar mark nedfældes, øges omfanget af nedfældet

flydende gødning fra 16 pct. til 82 pct., jf. tabel 3.2. Herved reduceres emissionen under og efter udbringningen af flydende husdyrgødning til 3 pct. af den udbragte kvælstof (N ab lager).

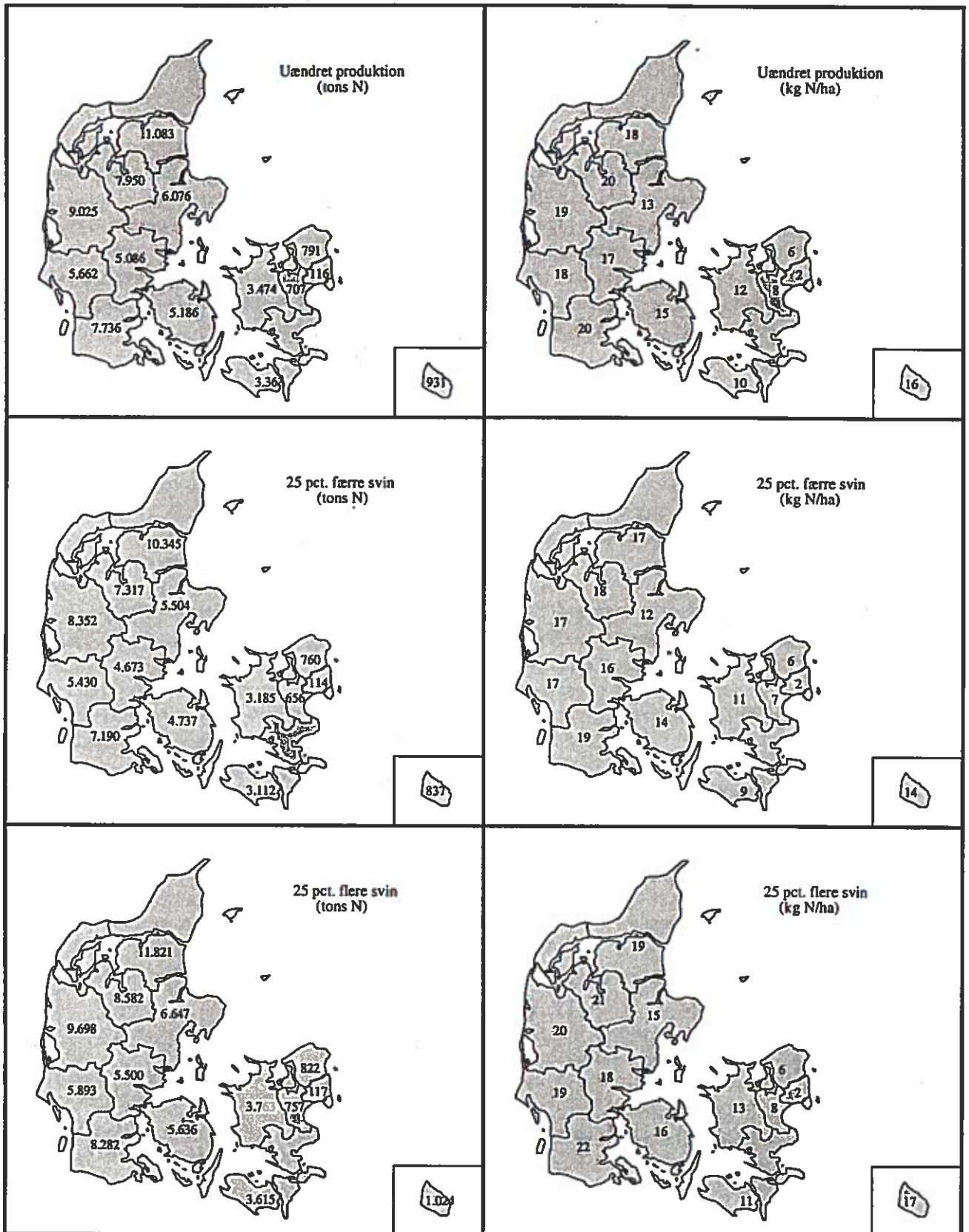
Konsekvenserne af øget nedfældning er, at den samlede emission falder til 67.200 tons ammoniakkvælstof pr. år eller 7 pct. mindre end i referencescenariet. Effekten er altså mindre end scenariet med reduceret herliggetid, hvilket alene skyldes, at foranstaltningen ikke omfatter den faste gødning. Betragtes emissionen fra den flydende gødning separat, så ville effekten af en øget nedfældning være relativt større.

Ved det foregående scenario (reduceret herliggetid for husdyrgødning udbragt på bar mark) var effekten størst for den faste gødning, idet tiltaget omfattede alt udbragt fast gødning. Og da andelen af gødning, som håndteres som fast gødning, er større for kvæggødning i forhold til svinegødning, var effekten størst for emissionen fra kvæg.

Forholdet er omvendt i dette scenario, og følgelig vil effekten være størst i de amter, hvor svinetætheden er størst. Igen skal det imidlertid bemærkes, at ændringen i emissionen kun omfatter de 15 pct. af det samlede tab, som er forvoldt under og efter udbringningen af husdyrgødningen.

Ved en forskydning i svineproduktionen på 25 pct. i såvel stigende som faldende retning ændres den samlede emission med 7 pct. Den relative effekt er mindst i Københavns Amt (ændring på 1 pct.) og størst i Bornholms Amt (ændring på 10 pct.).

Disse reduktionsangivelser svarer selvsagt også til reduktionerne i emissionsintensiteten, men målt i absolutte reduktioner vil effekten være størst i de amter, som har flest husdyr. Betragtes den absolutte emission vil reduktionen fortsat være mindst i Københavns Amt, men den største reduktion vil finde sted i Nordjyllands Amt, som også har landets største emission og husdyrbestand.



Figur 3.3. Den årlige ammoniakemission fra dansk landbrug ved en øget nedfældning af husdyrgødningen samt ved en forskydning i svineproduktionen på 25 pct. Øvrige forhold svarer til referencescenariet (1996-situationen under forudsætning af fuld implementering af Vandmiljøplan II)

Anm.: Emissionen burde aht. usikkerheden afrundes til et multiplum af 1000 tons, men mhp. at vurdere udviklingstendensen er estimaterne uafroundedede.

### 3.4 Emissionen ved optimal fordeling på eksisterende staldtyper

Ammoniakemissionen varierer betydeligt alt afhængig af hvorledes husdyrgødningen håndteres. Generelt gælder, at emissionen er lavest når husdyrgødningen håndteres som gylle og højest når gødningen håndteres som dybstrøelse, jf. figur 3.4. Årsagen skal først og fremmest findes i forbindelse med lagringen af gødningen. Det skal dog bemærkes, at det er en generalisering, som kan dække over store variationer.

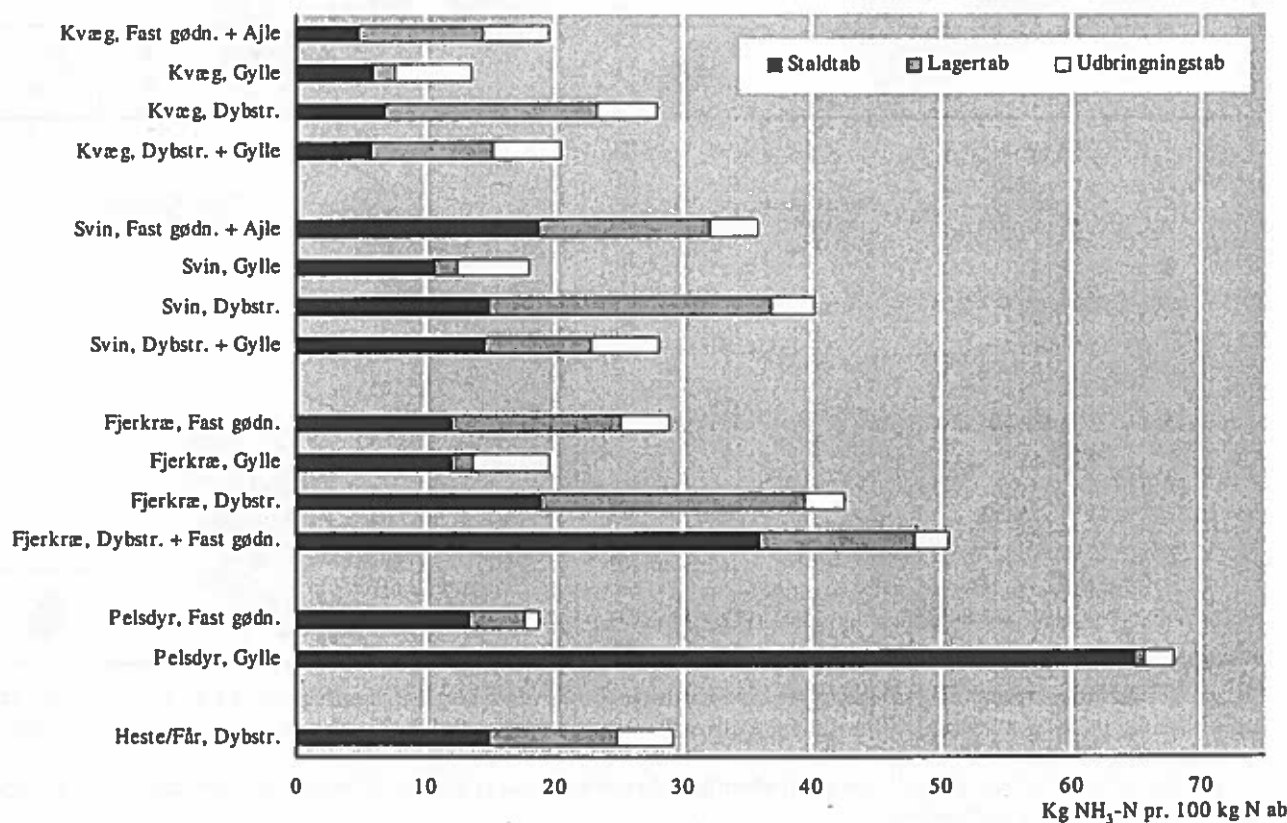
Betragtes staldtyperne med det tilhørende gødningssystem alene ud fra ammoniakemissionen, er det altså muligt at reducere emissionen ved et alternativ valg af staldtype/gødningssystem. Det skal dog bemærkes, at det er en meget snæver betragtning, som bl.a. kan være i konflikt med et ønske om større dyrevelfærd.

Ved den optimale staldkombination blandt eksisterende staldtyper (minimal emission)

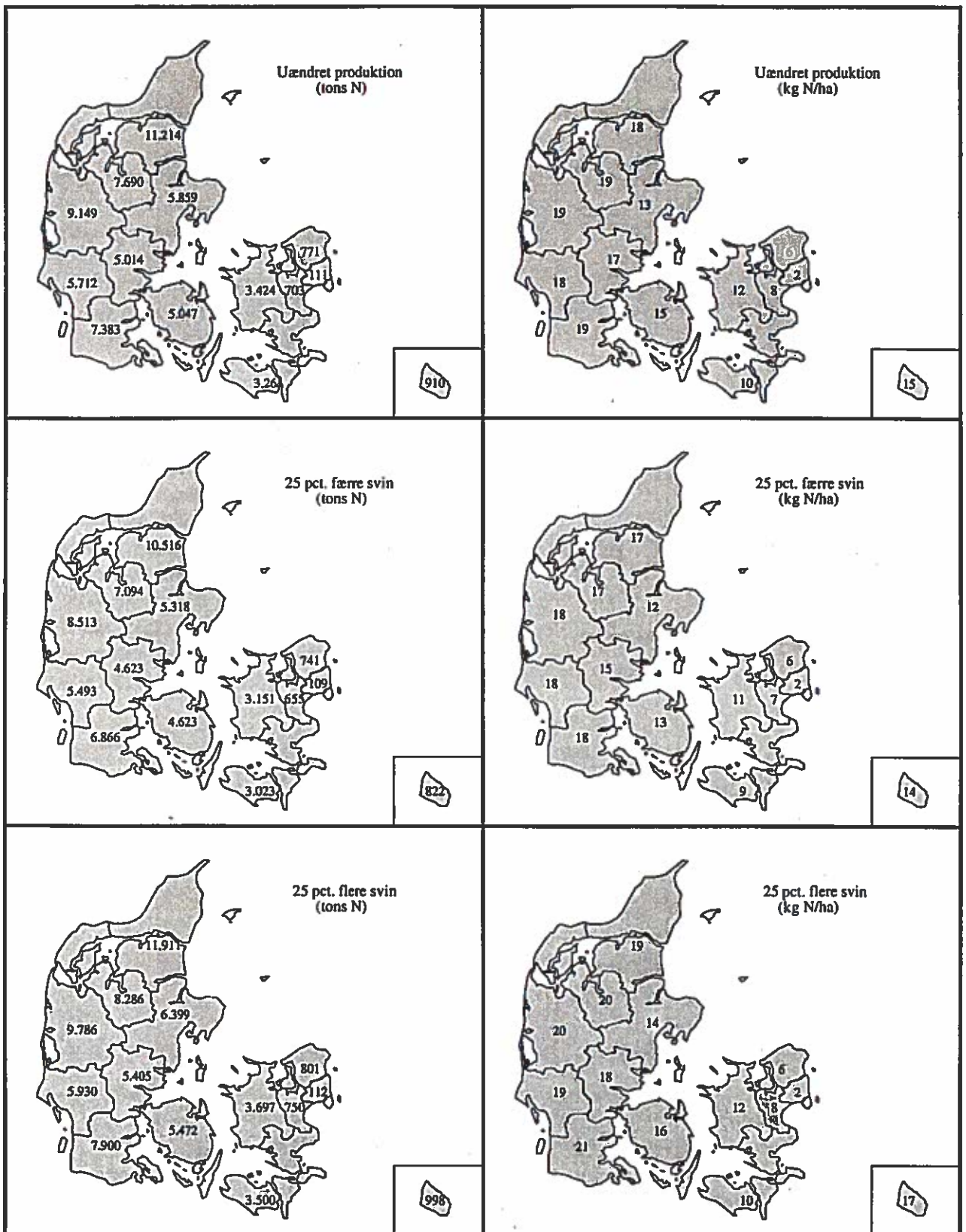
reduceres emissionen til 66.200 tons ammoniakkvælstof eller 8 pct. lavere end i referencescenariet. Variationen spænder over en reduktion i emissionen i Københavns Amt og Sønderjyllands Amt på hhv. 5 og 12 pct.

Ved valg af staldtype efter den mindste ammoniakemission skal det bemærkes, at ved frilandssøer og sommergræssende husdyr reduceres emissionen til omkring 7 pct. af det udskilte kvælstof (Andersen *et al.*, 1999). Dette er væsentlig lavere end for husdyr på stald. Dette aspekt er imidlertid ikke inddraget i scenariet.

For pelsdyr er der set bort for den forholdsvis lave emission for pelsdyr uden gødningsrende, som er forbundet med stor N-udvaskning, idet denne gødningsbehandling næppe er holdbar på sigt. I stedet er estimeret baseret på, at der er etableret gødningsrende. Herved stiger emissionen fra pelsdyr med i alt 2.200 tons ammoniakkvælstof pr. år, hvilket er indeholdt i estimeret for scenariet. Aspektet indikerer, at potentialet for reduktion af emissionen er stor.



Figur 3.4. Ammoniakemissionen fra husdyrgødning udskilt i stald ved forskellige gødningssystemer fordelt på husdyrgrupper. Referencescenariet (Andersen *et al.*, 1999)



Figur 3.5. Den årlige ammoniakemission fra dansk landbrug ved 'optimale staldtyper' samt ved en forskydning i svineproduktionen på 25 pct. Øvrige forhold svarer til referencescenariet (1996-situationen under forudsætning af fuld implementering af Vandmiljøplan II)

Anm.: Emissionen burde aht. usikkerheden afrundes til et multiplum af 1000 tons, men mhp. at vurdere udviklingstendensen er estimaterne uafrundede.

Effekten af tiltaget er størst for kvægholdet, hvor emissionen reduceres med 21 pct. For svineholdet er den tilsvarende reduktion 15 pct. Følgelig er reduktionen relativt størst i de amter, hvor kvægtætheden er størst.

Umiddelbart kunne det herved forventes, at reduktionen i Ribe Amt ville være størst, idet Ribe Amt har landets største kvægtæthed. Amtet har imidlertid også forholdsvis mange pelsdyr, og da emissionen stiger for disse, jf. ovenstående argumentation, er reduktionen kun næststørst i Ribe Amt.

### 3.5 Emissionen ved optimal kombination af tiltag

Kombineres ovenstående foranstaltninger kan der selvsagt opnås en større reduktion. Dog er foranstaltningerne ikke simpelt additive, og med hensyn til reduktion i gødningens henliggetid og øget nedfældning er tiltagene eksklusive. Da øget nedfældning af flydende gødning giver en større reduktion i ammoniakemissionen end reduceret henliggetid, er det mest optimalt at øge nedfældningen. Det gælder af logiske årsager ikke den faste gødning. I det tilfælde er det mest hensigtsmæssigt at reducere henliggetiden for den udbragte gødning.

Den optimale kombination er derfor selektion af staldtype med lavest mulig ammoniakemission, kombineret med nedfældning af

flydende gødning udbragt på bar mark og reduceret henliggetid for fast gødning udbragt på bar mark, jf. tabel 3.3.

Konsekvenserne af ændringen i udbringningsmetoden er, at emissionen under og efter udbringningen reduceres fra knap 7 pct. af kvælstoffet i den udbragte flydende gødning (N ab lager) til 3 pct. For den faste gødning er den tilsvarende reduktion fra 5 pct. af den udbragte gødning til 2 pct.

Den optimale kombination af tiltag indebærer, at ammoniakemissionen reduceres til 59.300 tons ammoniakkvælstof eller 18 pct. mindre end i referencescenariet.

Variationen blandt amterne spænder fra en reduktion på 10 pct. i Københavns Amt til en reduktion på 22 pct. i Sønderjyllands Amt. Generelt er reduktionen størst i de jyske amter, idet husdyrtætheden og dermed emissionsandelen fra husdyr er større i Jylland end på Øerne.

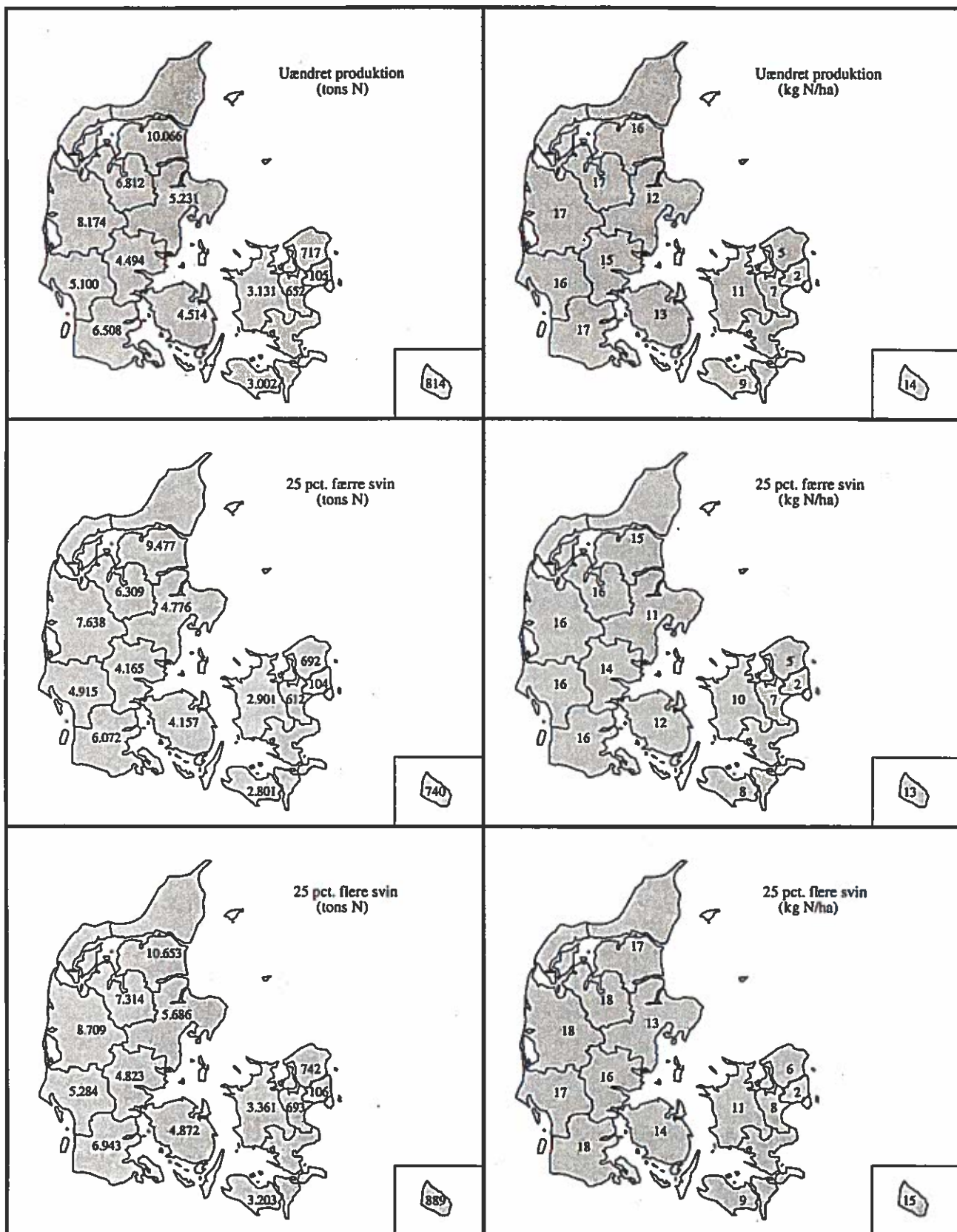
Ved en forskydning i svineproduktionen på 25 pct. ændres emissionen med 7 pct. i såvel stigende som faldende retning. Effekten er stadig mindst i Københavns Amt (1 pct.) og størst i Bornholms Amt (9 pct.). Den relative forskel er dog indsnævret, hvilket skal ses i sammenhæng med husdyrgødningens relative mindre bidrag til den samlede ammoniakemission.

Tabel 3.3. Optimal udbringningsmetode (mht. emission) for gødning udbragt på bar mark

Afgøde	Årstid	Nedbragt antal timer efter udbringning <sup>1</sup>	Udbringningsmetode			Fast gødning, bredspredt
			Bredspredt	Slangeudlagt	Dybnefældet	
			pct. af total-N ab lager			
-	Forår	<1	0	0	72	70
-	Forår	>1	0	0	0	0
-/+	Forår	Ikke	0	0	3	0
+	Sommer	Ikke	2	8	3	0
+	Sensommer-efterår	Ikke	0	8	3	0
-	Sensommer-efterår	<1	0	0	1	30
-	Sensommer-efterår	>1	0	0	0	0
-	Sensommer-efterår	Ikke	0	0	0	0
<b>I alt</b>			<b>2</b>	<b>16</b>	<b>82</b>	<b>100</b>

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

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



Figur 3.6. Den årlige ammoniakemission fra dansk landbrug ved optimal kombination af tiltag samt ved en forskydning i svineproduktionen på 25 pct. Øvrige forhold svarer til referencescenariet (1996-situationen under forudsætning af fuld implementering af Vandmiljøplan II)

Anm.: Emissionen burde aht. usikkerheden afrundes til et multiplum af 1000 tons, men mhp. at vurdere udviklingstendensen er estimaterne uafroundedede.

### 3.6 Sammenfatning

Fælles for scenarierne gælder, at den samlede ammoniakemission reduceres med 7 - 9 pct. alt afhængig af de enkelte foranstaltninger og produktionsvolumen, jf. tabel 3.4. Ved optimal kombination af de respektive tiltag er det muligt at reducere den samlede emission med 17 - 19 pct.

Ved en forskydning i svineproduktionen på 25 pct. i såvel stigende som faldende retning ændres emissionen med 8 pct.

Emissionen er ujævnt fordelt på amter. Det hænger sammen med, at det største bidrag til ammoniakemissionen stammer fra husdyrgødningen, og da husdyrtætheden tiltager vestover, vil emissionen være størst i Jylland. Følgelig vil effekten af et scenario også være forskellig fra amt til amt. Variationen blandt amterne svinger mellem reduktioner på 4 - 10 pct. i det lavest påvirkelige amt til 8 - 22 pct. i

det mest påvirkelige amt alt afhængig af scenariet.

Den varierende effekt blandt amterne ved en forskydning i svineproduktionen er betinget af svinegødningens andel af den samlede emission. Svinetætheden er altså kun udslagsgivende, hvis øvrige forhold af betydning for emissionen er gennemsnitlige.

Det er imidlertid også karakteristisk, at Københavns Amt, som har landets mindste svinetæthed, er mindst påvirkelig af en forskydning i svineproduktionen. I samtlige scenarier ændres emissionen i Københavns Amt kun med 1 pct. ved en forskydning i svineproduktionen på 25 pct.

Omvendt har Bornholms Amt landets største svinetæthed, og ændringen i emissionen ved en forskydning i svineproduktionen på 25 pct. udgør her 9 - 11 pct. alt afhængig af scenariet.

Tabel 3.4. Den samlede ammoniakemission fra dansk landbrug i referencescenariet (1996-situationen under forudsætning af fuld implementering af *Vandmiljøplan II*), ved reduceret henliggetid, øget nedfældning, optimale staldd typer og optimal kombination af tiltag ved hhv. uændret produktion og ved en ændring i svineproduktionen på 25 pct.

	Uændret produktion	25 pct. færre svin	25 pct. flere svin
	----- tons ammoniakkvælstof pr. år -----		
1996-landbruget ved fuld impl. af <i>Vandmiljøplan II</i> .....	72 200	66 600	77 800
Reduceret henliggetid for udbragt gødning.....	66 600	61 600	71 600
Øget nedfældning af gødning på bar mark.....	67 200	62 200	72 200
Optimale staldd typer (minimal emission) .....	66 200	61 500	70 900
Optimal kombination af scenarier.....	59 300	55 400	63 300
	----- kg N pr. ha pr. år -----		
1996- landbruget ved fuld impl. af <i>Vandmiljøplan II</i> .....	17	16	18
Reduceret henliggetid for udbragt gødning.....	16	14	17
Øget nedfældning af gødning på bar mark.....	16	15	17
Optimale staldd typer (minimal emission) .....	15	14	17
Optimal kombination af scenarier.....	14	13	15
	----- indeks. 1996-landbruget ved fuld impl. af VMP II = 100 -----		
1996- landbruget ved fuld impl. af <i>Vandmiljøplan II</i> .....	100	100	100
Reduceret henliggetid for udbragt gødning.....	92	92	92
Øget nedfældning af gødning på bar mark.....	93	93	93
Optimale staldd typer (minimal emission) .....	92	92	91
Optimal kombination af scenarier.....	82	83	81



## 4 N-deposition

I nærværende afsnit redegøres for de beregnede N-depositioner i hhv. referencescenariet og i de fire reduktionsscenerier. Til sidst diskuteres desuden overfladeruhedens indflydelse på tørdepositionshastigheden for ammoniak og reaktionsproduktet ammonium til forskellige overflader, hvilket har betydning for afsætningen af kvælstof på de respektive naturtyper.

Forinden gives en meget kortfattet beskrivelse af de to modeller, der anvendes til beregning af depositionen af hhv.  $\text{NH}_x\text{-N}^7$  og  $\text{NO}_y\text{-N}^8$ . Depositionen af  $\text{NH}_x\text{-N}$  er beregnet med beslutningsstøtteværktøjet KONSEKVENS 2.0, som er udviklet ved analyse af resultater fra den atmosfæriske sprednings- og depositionsmodel TREND. Depositionen af  $\text{NO}_y\text{-N}$  er beregnet med ACDEP-modellen.

### 4.1 Beregning af $\text{NH}_x$ -deposition

De anvendte ammoniakemissioner for Danmark er beregnet på amtsniveau. Indenfor et amt er emissionen ikke jævnt fordelt, og det vil til en vis grad afspejle sig i koncentrationer og depositioner i området. Derfor er det vigtigt så vidt muligt at tage højde for emissionsfordelingen inden for det enkelte amt. Antallet af husdyr er opgjort amtsvis for året 1996, men tilsvarende tal findes ikke for kommunerne. For at fordele emissionerne inden for amterne er der anvendt en opgørelse for 1985, hvor mere detaljerede data var til rådighed. Fordelingen for 1996 er herefter beregnet ved forholdstalsregning. I denne opgørelse tages der højde for at ammoniakemissionen er begrænset til landbrugsområder.

Beregningen foretages på et  $5 \cdot 5$  km receptornet, som er identisk med gitternettet anvendt for emissionerne. Naturområder er typisk meget mindre end  $5 \cdot 5$  km, og derfor vil

<sup>7</sup>  $\text{NH}_x\text{-N}$  betegner indholdet af kvælstof i ammoniak og reaktionsproduktet ammonium ved omtale af depositionen fra emitteret ammoniak.

<sup>8</sup>  $\text{NO}_y\text{-N}$  betegner indholdet af kvælstof i kvælstofoxider og deres reaktionsprodukter ved omtale af depositionen fra emitterede kvælstofoxider.

emissionsopgørelsen med denne opløsning i nogle tilfælde fejlagtigt føre til fordeling af emissioner i naturområder. Det er antaget, at kildehøjden for ammoniak er mellem 0 og 5 m over jorden.

KONSEKVENS 2.0 er afledt fra TREND og benytter således samme meteorologi og tør- og våddepositionshastigheder, som anvendes i TREND (Asman, 1990; Asman og van Jaarsveld, 1992).

Enhver model har fordele såvel som ulemper. TREND har bl.a. den fordel, at der kan tages højde for både meget lokale og fjerne kilder, samt at beregningerne kan udføres på et geografisk meget detaljeret niveau. Ydermere beskrives den atmosfæriske opblanding med en Gaussisk røgfanemodell, hvilket betyder at det emitterede stof ikke med det samme opblandes over et stort lag i atmosfæren. Koncentrationen af ammoniak er stor tæt ved jordoverfladen, hvor emissionen finder sted. Fordeles emissionen over et stort lag underestimeres koncentrationen og det vil føre til en tilsvarende underestimering af tørdepositionen.

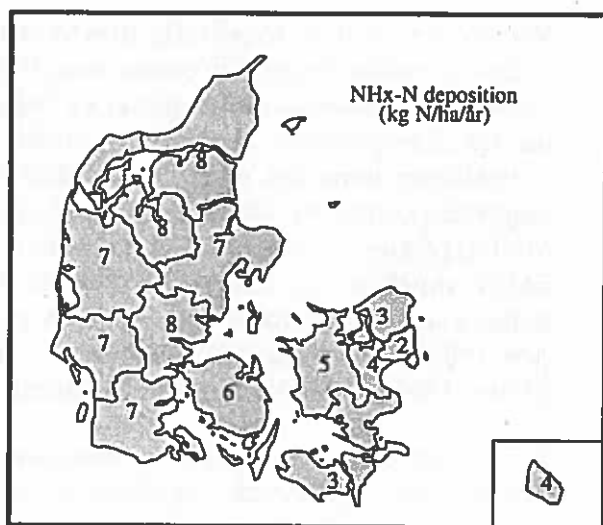
De mest betydelige ulemper ved TREND-modellen er, at de meteorologiske forhold og dermed sprednings- og depositionsforholdene antages at være ens over hele modelområdet, dvs. hele Europa. Det betyder bl.a., at der antages ens tørdepositionshastighed og nedbørsmængde overalt i modelområdet. Desuden antages omdannelseshastigheden fra  $\text{NH}_3$  til  $\text{NH}_4^+$  i partikler at være ens overalt i området, hvor den i virkeligheden afhænger af de meteorologiske forhold og af koncentrationen af syre i atmosfæren.

I TREND-modellen antages overflademodstanden for ammoniak at være meget ringe ( $30 \text{ s m}^{-1}$ ), hvilket understøttes af feltstudier (Asman *et al.*, 1998). Den gennemsnitlige tørdepositionshastighed i modellen er ca.  $1,2 \cdot 10^3 \text{ m s}^{-1}$ . For  $\text{NH}_4^+$  i partikler er der antaget en tørdepositionshastighed på ca.  $1,4 \cdot 10^3 \text{ m s}^{-1}$ , dvs. ca. en faktor 10 mindre end for  $\text{NH}_3$  (Duyzer *et al.*, 1987). Det er antaget, at  $\text{NH}_3$

omdannes til  $\text{NH}_4^+$  i partikler med en hastighed på ca. 30 pct. i timen, hvilket igen svarer til resultaterne fra felteksperimenter (Erisman *et al.*, 1988). Denne antagelse har vist sig generelt at give gode resultater for hele Europa (Asman og van Jaarsveld, 1992).

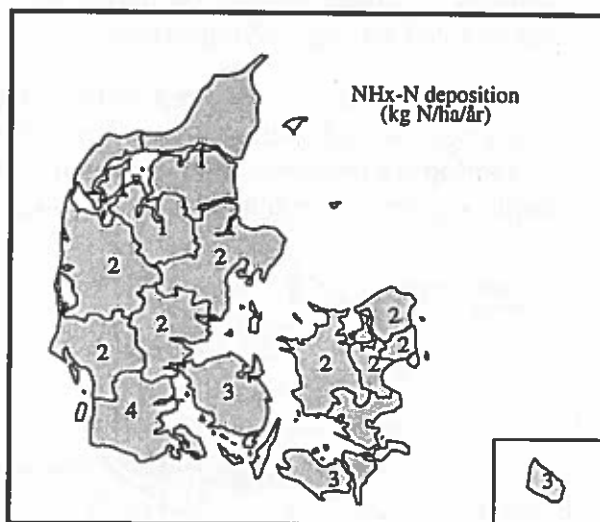
Beregningerne som ligger til grund for KONSEKVENNS 2.0 er udført i 1990, hvor DMU ikke havde anvendelige meteorologiske data for Danmark til rådighed, og derfor blev hollandske meteorologiske data for årene 1979-1989 anvendt til beregningerne. En foreløbig sammenligning af 10 års klimatologi for Kastrup med 10 års meteorologi for Holland viser, at hyppigheden af vindretningerne kun er lidt anderledes, men at den gennemsnitlige vindhastighed i Danmark er ca. 35 pct. større. Det betyder lidt mindre bidrag til koncentrationer og depositioner fra danske kilder og derfor et lidt underestimeret relativt bidrag fra udenlandske emissioner (Asman, 1990). Det skal bemærkes, at det ikke alene er lokale meteorologiske forhold i Danmark, der har betydning for transporten og afsætningen af  $\text{NH}_x$ , men generelt de meteorologiske forhold i Europa.

Figur 4.1 viser den rumlige fordeling af bidraget fra danske emissioner til total  $\text{NH}_x$ -deposition i Danmark ved referencescenariet. Den afspejler primært fordelingen af  $\text{NH}_3$ -emissionstætheden i Danmark.



Figur 4.1. Deposition af  $\text{NH}_x$ -N pr. ha fra dansk landbrug i referencescenariet (1996-situationen under forudsætning af fuld implementering af Vandmiljøplan II) (KONSEKVENNS 2.0)

Figur 4.2 viser den rumlige fordeling af det udenlandske bidrag til total  $\text{NH}_x$ -deposition i Danmark. Fordelingen afspejler, at de dele af Danmark, som ligger tættest ved vigtige udenlandske emissionsområder ved den fremherskende vindretning, får det største bidrag.



Figur 4.2. Depositionen af  $\text{NH}_x$ -N pr. ha fra udenlandsk emitteret ammoniak. 1996 (KONSEKVENNS 2.0)

#### 4.2 Beregning af $\text{NO}_y$ -deposition

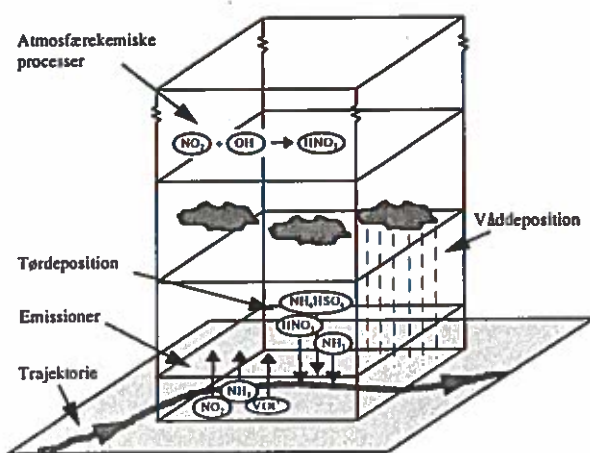
Beregningerne af depositionen af kvælstofoxider og reaktionsprodukter ( $\text{NO}_y$ ) er foretaget med ACDEP (Atmospheric Chemistry and Deposition) -modellen (Hertel *et al.*, 1995). ACDEP blev udviklet i forbindelse med Miljøstyrelsens Havforskningsprogram Hav90 (Asman *et al.*, 1995), og anvendes i dag til rutinemæssige beregninger af kvælstofdeposition til danske farvande (Skov *et al.*, 1999).

ACDEP er en trajektoriemodel, som beregner koncentrationer og depositioner af forskellige kemiske forbindelser på baggrund af fire døgn transport af luftpakker frem til et net af receptorpunkter. Nettet af receptorpunkter repræsenterer det område, hvortil koncentrationer og depositioner af de kemiske forbindelser ønskes beregnet. Transportvejen, en såkaldt trajektorie, beregnes baglæns ud fra vindhastighed og vindretning; dvs. fra et givet receptorpunkt og et givet ankomsttidspunkt regnes der bagud til startpunktet fire døgn tidligere.

Der tildeles begyndelseskoncentrationer til

de forskellige stoffer i luftpakkerne, og herefter transporteres luftpakkerne forlæns fra startpunktet frem til receptorpunktet via den beregnede trajektorie. Under transporten modtager luftpakken emissioner fra de kilder, som passerer og de enkelte kemiske forbindelser omdannes via kemiske reaktioner, spredes i vertikal retning, og fjernes fra luftpakken ved tør- og våddeposition.

En principskitse af modellens opbygning er vist i figur 4.3. Modellen har en vertikal udstrækning fra jordoverfladen og op til 2 km's højde, og den er inddelt i 10 vertikale lag.



Figur 4.3. Opbygning af ACDEP-modellen. Under transporten modtager luftpakken emissioner fra de kilder som passerer og stofferne omdannes kemisk, spredes i vertikal retning og afsættes ved tør- eller våddeposition

De kemiske forbindelser i modellen er beskrevet ved en udvidet Carbon-Bond Mechanism IV (CBM-IV), som omfatter 37 stoffer og 80 reaktioner. CBM-IV skemaet (Gery *et al.*, 1989) er primært udviklet til modellering af forureningsepisoder med ozon ( $\text{O}_3$ ), men indeholder samtidig en relativt detaljeret beskrivelse af kvælstofoxidkemien.

Princippet i CBM-IV er, at man inden for kulbrinterne lader en enkelt modelforbindelse repræsentere en gruppe af stoffer eller en reaktiv kemisk gruppe indeholdt i forskellige stoffer. Fordelen ved denne fremgangsmåde er reduceret regnetid ved begrænsningen i antallet af kemiske forbindelser og reaktioner i modellen. Da CBM-IV oprindeligt ikke omfatter ammonium og ammoniak, er disse tilføjet til mekanismen (Hertel *et al.*, 1993).

I ACDEP fordeles udslippet med det samme over det nederste lag (ca. 80 m) i modellen. I virkeligheden tager det tid før udslippet er jævnt fordelt over det nederste lag. Af denne grund vil ACDEP i modsætning til KONSEKVEN 2.0 vise en tendens til at underestimere det lokale bidrag til koncentrationer og depositioner.

Til beregningerne er der anvendt meteorologiske data fra EMEP MSC-W (European Monitoring and Evaluation Programme, Meteorological Synthesizing Centre - West) ved Det Norske Meteorologiske Institut (DNMI); disse data er givet på  $150 \cdot 150$  km gitterfelter som dækker størstedelen af Europa. De meteorologiske data er venligst stillet til rådighed af Helge Styve, Hilde Sandnes og Egil Støren, DNMI. De meteorologiske data er fra EMEP's side leveret i et komprimeret format. Der er foretaget en udglatning af nedbørsfelterne til et finere gitternet med henblik på at undgå ikke-fysiske gradienter som følge af den grove geografiske opløsning i disse data. Endvidere er EMEP's nedbørsfelter korrigeret ind efter de observerede månedlige nedbørsmængder fra målestationerne på Anholt, ved Keldsnor og ved Pedersker. EMEP's fordeling af nedbøren over måneden er bibeholdt ved denne korrektion. ACDEP kan i modsætning til KONSEKVEN 2.0 tage højde for forskelle i tørdepositions hastighed og nedbørsmængde for forskellige områder.

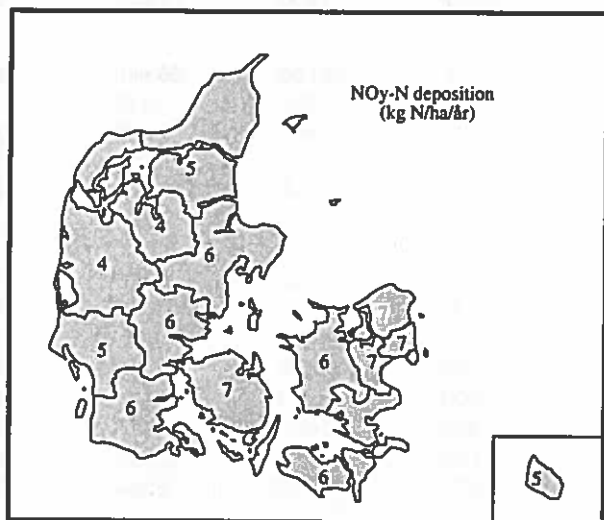
Ved starten af hver trajektorie tilskrives modellen en række begyndelseskoncentrationer. Disse begyndelseskoncentrationer er bestemt ud fra interpolation af månedsmiddelkoncentrationer beregnet med DMU's Eulerske langtransportmodel DEM (Danish Eulerian Model) (Zlatev *et al.*, 1992). DEM dækker hele EMEP området og beregnede månedsmiddelkoncentrationer foreligger for hele perioden 1989 til 1998 (Bastrup-Birk *et al.*, 1997; Zlatev, DMU, personlig kommunikation).

ACDEP-modellen anvender emissioner af svovldioxid, ammoniak, kvælstofoxider og kulbrinter fordelt på gitterfelter som input-data til beregningerne. For Danmark og de nærmest omkringliggende områder er der anvendt en detaljeret emissionsopgørelse på  $15 \cdot 15$  km gitterfelter (Asman *et al.*, 1993), og

for det øvrige Europa anvendes EMEP's opgørelser på 150 · 150 km gitterfelter (Mylona, 1996).

De anvendte emissionsdata omfatter totale årlige emissioner til det aktuelle felt. For at fordele emissionerne over året og over døgnet er der anvendt enkle funktioner, som beskriver de typiske variationer i Europa. De anvendte emissionsopgørelser er oprindeligt udviklet til året 1990. Opgørelserne er opdateret til de enkelte beregningsår ved forholdsregning ud fra EMEP's emissionsopgørelser på landsbasis og ved at antage, at den geografiske fordeling er uændret siden 1985 (se Ellermann *et al.*, 1996).

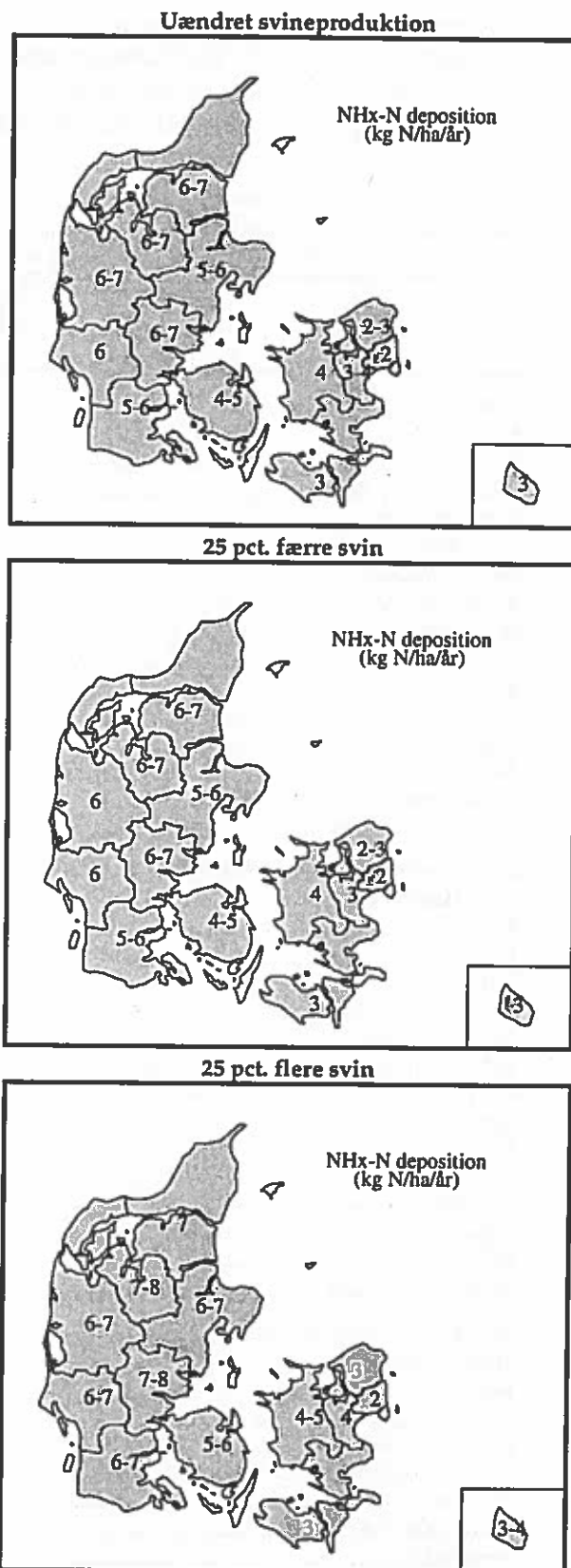
Figur 4.4 viser den rumlige fordeling af depositionen af  $\text{NO}_x\text{-N}$ . Fordelingen er præget af det udenlandske bidrag, men den hjemlige emission, som fortrinsvis stammer fra trafik- og energisektoren ved byerne, sætter også sine spor. Blandt amterne spænder variationen i depositionen fra 4 til 7  $\text{kg N ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ .



Figur 4.4. Depositionen af  $\text{NO}_x\text{-N}$  pr. ha. 1996 (ACDEP)

### 4.3 Reduktionsscenarierne og den totale N-deposition

Resultatet for de fire reduktionsscenarier (reduceret henliggetid, øget nedfældning, optimale staldtyper og optimal kombination) og ved hhv. uændret produktion, 25 pct. færre og 25 pct. flere svin, fremgår af figur 4.5, som viser den rumlige fordeling af bidraget fra danske kilder til den totale deposition af  $\text{NH}_x\text{-N}$  i Danmark. Figuren skal sammenlig-



Figur 4.5. Deposition af  $\text{NH}_x\text{-N}$  pr. ha fra dansk landbrug ved varierende svineproduktion og ved hhv. reduceret henliggetid, øget nedfældning, optimale staldtyper og optimal kombination. Øvrige forhold svarer til referencescenariet (KONSEKVENNS 2.0). Anm. Et evt. interval indikerer variationen i resultatet ved de respektive reduktionsscenarier

nes med figur 4.1, der giver samme fordeling for referencescenariet. Sammenligninger viser, at ved den største forskel mellem scenarierne, så udgør hhv. det mindste og største

udsving blandt amterne 0 og 2 kg NH<sub>x</sub>-N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Til sammenligning udgør forskellen i emissionstætheden i de samme scenarier og amter hhv. 0 og 6 kg NH<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>.

Tabel 4.1. Total N-deposition i referencescenariet (1996-situationen under forudsætning af fuld implementering af Vandmiljøplan II), ved reduceret henliggetid, øget nedfældning, optimale stalddtyper og optimal kombination af tiltag ved hhv. uændret produktion og ved en ændring i svineproduktionen på 25 pct. (KONSEKVENNS 2.0 og ACDEP)

	Reference-scenariet	Reduktionsscenarier			
		Reduceret henliggetid	Øget nedfældning	Optimale stalddtyper	Optimal kombination
<b>Uændret produktion</b>					
		tons N år <sup>-1</sup>			
Hele landet.....	59 700	57 600	57 800	57 500	54 900
Københavns Amt.....	700	700	700	700	700
Frederiksborg Amt.....	1 700	1 600	1 600	1 600	1 600
Roskilde Amt.....	1 200	1 100	1 100	1 100	1 100
Vestsjællands Amt.....	4 000	3 900	3 900	3 900	3 800
Storstrøms Amt.....	4 200	4 100	4 100	4 100	4 000
Bornholms Amt.....	700	700	700	700	700
Fyns Amt.....	5 300	5 200	5 200	5 200	5 000
Sønderjyllands Amt.....	6 600	6 400	6 400	6 300	6 000
Ribe Amt.....	4 400	4 200	4 200	4 200	4 000
Vejle Amt.....	4 600	4 400	4 500	4 400	4 200
Ringkøbings Amt.....	6 400	6 200	6 200	6 200	5 900
Århus Amt.....	6 300	6 100	6 100	6 000	5 700
Viborg Amt.....	5 500	5 200	5 300	5 200	4 900
Nordjyllands Amt.....	8 100	7 800	7 800	7 800	7 400
<b>25 pct. mindre svineproduktion</b>					
Hele landet.....	57 600	55 800	56 000	55 800	53 500
Københavns Amt.....	700	700	700	700	700
Frederiksborg Amt.....	1 600	1 600	1 600	1 600	1 600
Roskilde Amt.....	1 100	1 100	1 100	1 100	1 100
Vestsjællands Amt.....	3 900	3 800	3 800	3 800	3 700
Storstrøms Amt.....	4 100	4 000	4 000	4 000	3 900
Bornholms Amt.....	700	700	700	700	600
Fyns Amt.....	5 200	5 000	5 100	5 000	4 900
Sønderjyllands Amt.....	6 400	6 200	6 200	6 100	5 900
Ribe Amt.....	4 300	4 100	4 100	4 100	3 900
Vejle Amt.....	4 400	4 300	4 300	4 300	4 100
Ringkøbings Amt.....	6 200	5 900	5 900	6 000	5 700
Århus Amt.....	6 000	5 800	5 800	5 800	5 500
Viborg Amt.....	5 200	5 000	5 100	5 000	4 700
Nordjyllands Amt.....	7 800	7 500	7 500	7 600	7 200
<b>25 pct. større svineproduktion</b>					
Hele landet.....	61 800	59 500	59 700	59 200	56 400
Københavns Amt.....	700	700	700	700	700
Frederiksborg Amt.....	1 700	1 700	1 700	1 700	1 600
Roskilde Amt.....	1 200	1 200	1 200	1 200	1 100
Vestsjællands Amt.....	4 100	4 000	4 000	4 000	3 900
Storstrøms Amt.....	4 300	4 200	4 200	4 200	4 100
Bornholms Amt.....	700	700	700	700	700
Fyns Amt.....	5 500	5 300	5 400	5 300	5 100
Sønderjyllands Amt.....	6 800	6 500	6 600	6 500	6 200
Ribe Amt.....	4 500	4 300	4 300	4 300	4 100
Vejle Amt.....	4 800	4 600	4 600	4 600	4 300
Ringkøbings Amt.....	6 700	6 400	6 400	6 400	6 000
Århus Amt.....	6 600	6 300	6 300	6 200	5 900
Viborg Amt.....	5 800	5 500	5 500	5 400	5 100
Nordjyllands Amt.....	8 500	8 100	8 100	8 100	7 600

Tabel 4.1 viser den samlede N-deposition for de respektive amter i såvel referencescenariet som i reduktionsscenerierne. Da både den udenlandske ammoniakemission og emissionen af kvælstofoxider er holdt konstant i depositionsberegningerne, så kan forskellene i N-depositionen alene vedrøre udsving i  $\text{NH}_x$ -depositionen fra dansk landbrug.

Sammenlignes N-depositionen ved optimal kombination af tiltag med referencescenariet, så er kvælstofdeposition til de danske landområder reduceret med kun 8 pct. Det er på trods af, at den danske ammoniakemission reduceres med 18 pct. Forholdet skyldes, at der i den totale kvælstofdeposition også indgår bidrag fra udenlandske  $\text{NH}_3$ -kilder og fra  $\text{NO}_x$ -deposition, og disse bidrag er konstante.

Også ændringer på plus og minus 25 pct. i  $\text{NH}_3$ -emission fra svineproduktion, har en meget begrænset effekt. Det skyldes, at svineproduktionen kun bidrager med  $\frac{1}{3}$  af den samlede  $\text{NH}_3$ -emission fra danske kilder i referencescenariet (Andersen *et al.*, 1999).

#### 4.4 Overfladeruhedens indflydelse på tørdepositionen af ammoniak

TREND-modellen og dermed KONSEKVENS 2.0 kan som tidligere nævnt pga. deres opbygning ikke tage hensyn til lokale forskelle i tørdepositions-hastighed. Tørdepositions-hastigheden tiltager med turbulensen, som igen tiltager med overfladens ruhed. KONSEKVENS 2.0 anvender samme overfladeruhed for alle overflader (0,3 m). Denne ruhed svarer til et landbrugsområde med spredte træer. Beregningerne vil også give et nogenlunde korrekt resultat for heder, højmoser og enge, men ikke for skove, som har en langt større ruhed (Sutton *et al.*, 1994).

Det er ikke kun tørdepositions-hastigheden, som afhænger af turbulensen, men også spredningen. Dvs. at spredningen over skove vil være større end det KONSEKVENS 2.0 beregner. Det betyder igen, at koncentrationen ved overfladen vil aftage hurtigere med afstanden over en skov end over et landbrugsområde. Der skal derfor tages højde for flere samtidigt virkende effekter.

Ved ruhedsovergange fås en endnu mere kompleks situation. Ved overgangen fra et landbrugsområde til en skov går fx en del af luftstrømmen igennem skoven og ikke hen over skoven. Desuden vil luften blive udsat for vertikale bevægelser. Hvor stor en del af ammoniakken fra landbrugsområdet, der i denne situation vil have mulighed for at nå skovoverfladen, kan derfor vanskeligt kvantificeres.

Tørdepositions-hastigheden over skove er større end over landbrugsområder, men en øget tørdepositions-hastighed vil ikke bevirke, at tørdepositionen pr.  $\text{m}^2$  i en skov nødvendigvis er større end i de nærliggende landbrugsområder. Det skyldes, at tørdepositionen beregnes ud fra produktet af tørdepositions-hastigheden og koncentrationen. Tæt ved skovkanten vil tørdepositionen være større end i landbrugsområdet, fordi koncentrationen nogenlunde svarer til den i landbrugsområdet og tørdepositions-hastigheden er større. Pga. selve tørdepositionen (og spredningen) vil koncentrationen ved overfladen aftage med afstanden til skovkanten og hurtigt blive lavere end i landbrugsområdet, og tørdepositionen vil af denne grund også aftage med afstanden og efter en bestemt afstand blive lavere end i landbrugsområdet. I hvilken afstand det vil være tilfældet afhænger af den konkrete situation, især af den vertikale koncentrationsfordeling ved skovkanten og de meteorologiske forhold. Den vertikale koncentrationsfordeling ved skovkanten afhænger af kildernes placering i landbrugsområdet (afstand til skovkanten, højde), kildestyrken, tørdepositions-hastigheden i landbrugsområdet (afhænger af ruheden) og igen af de meteorologiske forhold.

Situationen er yderligere kompliceret ved de modelberegninger, der er benyttet i nærværende rapport, idet kildernes præcise placering ikke kendes. Kun den totale emission for hvert amt er beregnet. I princippet kendes ej heller fordelingen indenfor amtet i 1996, men det er antaget, at den rumlige emissionsfordeling for ammoniak svarer til fordelingen i 1985. Det gør sig ikke nødvendigvis gældende, og derudover vil der være mindre varia-

tioner i forholdet i de respektive scenarier. Desuden er emissionstætheden ikke ens indenfor en kommune, da der findes mange punktkilder (stalde og lagre). På tilsvarende vis er emissionstætheden fra markerne forskellig alt afhængig af mængden og typen af tilført gødning samt den benyttede gødsningspraksis. Til trods herfor har det været nødvendigt at kalkulere med en ensartet emissionstæthed gældende landbrugsområdet i hele kommunen. Af disse grunde er der problemer med at estimere depositionen til et bestemt sted præcist.

Desuden er der endnu et problem: Ved modelberegningerne med KONSEKVENS 2.0 er den rumlige opløsning 5 · 5 km. Faktisk er de fleste skove meget mindre end 5 · 5 km. Dette betyder, at der opstår en forskel mellem placering af emissionerne i modellen og i virkeligheden. I virkeligheden vil der i et 5 · 5 km område være både skov og landbrugsarealer. Faktisk vil emissionerne kun finde sted fra landbrugsarealerne og ikke fra skoven. Modellen derimod kan i et 5 · 5 km område ikke skelne mellem skov og landbrugsarealer, og emissionstætheden vil i modellen være lige stor overalt; dvs. at der i modellen også finder emission sted fra skoven. Den modellerede koncentration over skoven vil af denne grund i princippet være større end i virkeligheden, fordi modellen antager, at emissionen også finder sted i skoven. Af denne grund vil den modellerede tørdeposition af  $\text{NH}_3$  til skoven også være større end i virkeligheden. Hvor meget større vil afhænge af forholdet mellem skov og landbrugsareal i 5 · 5 km området og af den præcise placering af kilderne i forhold til skoven. Samme type fejl opstår også for andre naturområder end skove. Denne type fejl kan der rettes op på, hvis

tørdepositionsberegningerne udføres med en rumlig opløsning som nogenlunde svarer til naturområdernes, fx 100 · 100 m eller 500 · 500 m.

Summerende kan det konkluderes, at KONSEKVENS 2.0 ikke beregner tørdeposition af  $\text{NH}_3$  til overflader med større ruhed så godt som man kunne ønske. Den virkelige tørdeposition kan både være større og mindre end den modellerede. Forskellen mellem den virkelige og modellerede tørdeposition afhænger af så mange faktorer, at det er vanskeligt at generalisere. Desuden er de modeller, der skal anvendes til at generalisere og som kan tage højde for mange effekter, ikke udviklet på nuværende tidspunkt. Udviklingen af sådanne modeller vil kræve flere års arbejde.

En anden måde at evaluere modeller på er at se på om der i praksis er en sammenhæng mellem de modellerede og målte depositioner. Problemet herved er, at tørdepositionen ikke måles kontinuerligt. Tørdeposition til skove kan med forbehold estimeres ud fra forskellen mellem gennemdryp og våddeposition af  $\text{NH}_x$  i skove. Derved skal der bl.a. antages, at skovene ikke optager en betydelig del af den tørdeponerede mængde  $\text{NH}_3$ . Det viser sig på basis af målinger på kun 3 punkter (Hovmand *et al.*, 1994), at:

- Den målte tør- og våddeposition af  $\text{NH}_x$  til løvskov svarer nogenlunde til dem KONSEKVENS 2.0 beregner.
- Den målte tørdeposition af  $\text{NH}_x$  til nåleskove (rødgran) er ca. dobbelt så stor, som den med KONSEKVENS 2.0 modellerede, mens den målte våddeposition af  $\text{NH}_x$  svarer nogenlunde til den modellerede.

## 5 Diskussion af resultater

Tidligere undersøgelser har vist, at emissionen af ammoniak i Danmark efter en fuld implementering af *Vandmiljøplan II* vil andrage godt 72.000 tons kvælstof under forudsætning af, at produktionsniveauet og -sammensætningen svarer til landbruget i 1996 (Andersen *et al.*, 1999). Dette niveau svarer stort set til emissionsloftet for Danmark gældende for år 2010 i den nylig underskrevet UN/ECE-protokol (Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone) for de kilder, der er medtaget i Protokollen (ekskl. ammoniakemissionen fra halm-ludning og afgrøder (UN/ECE, 1999).

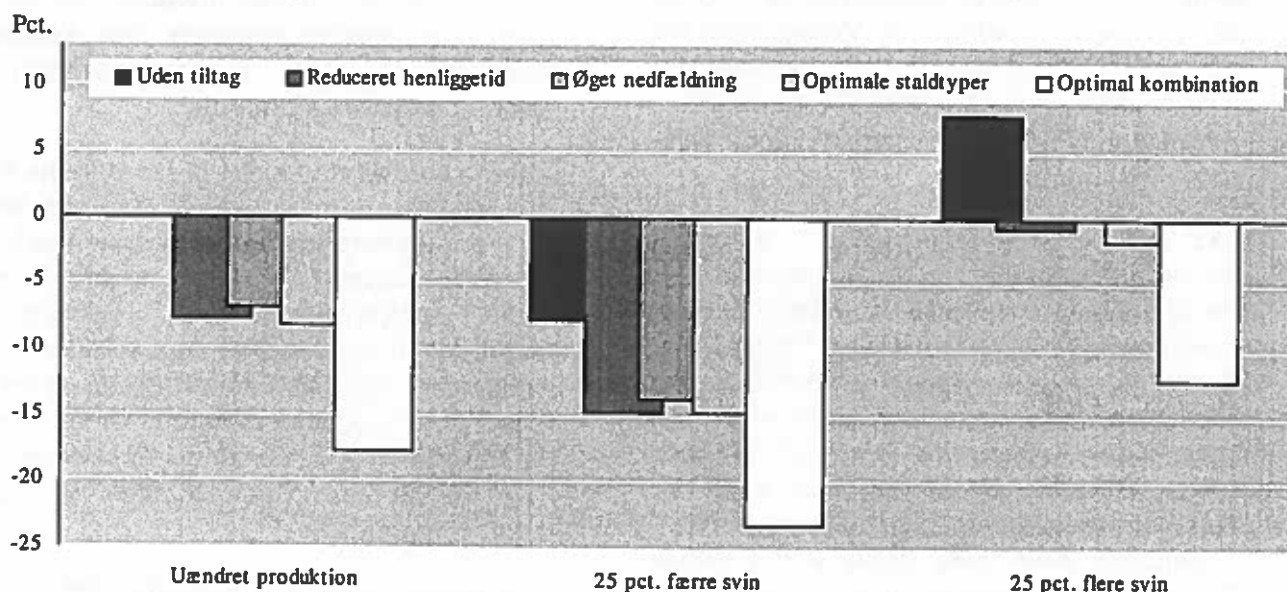
Der er imidlertid ingen garanti for at produktionen forbliver på 1996-niveauet. Tværtimod kan det konstateres, at svineproduktionen er steget med 11 pct. siden 1996 (Danmarks Statistik, 1999 og Danmarks Statistik, 2000). Kvægproduktionen, som er den anden store bidragsyder til ammoniakemissionen, må derimod forventes at forblive stabil som følge af mælkekvoteordningen.

Nærværende analyse viser, at ammoniakemissionen stiger med 8 pct. ved en stigning i

svineproduktionen på 25 pct., hvis der tages udgangspunkt i 1996-landbruget under forudsætning af fuld implementering af *Vandmiljøplan II*. Ved dette niveau overskrides emissionsloftet i UN/ECE-protokollen. Ved overholdelse af emissionsloftet er det altså nødvendigt enten at begrænse produktionen eller at iværksætte foranstaltninger med en reducerende effekt på emissionen.

Ved reduktionsforanstaltningerne (reduceret henliggetid for udbragt husdyrgødning på bar mark, nedfældning af husdyrgødning udbragt på bar mark og optimal staldtypekombination) er det estimeret, at emissionen falder med 7 - 8 pct. i forhold til 1996-landbruget ved fuld implementering af *Vandmiljøplan II*. Ved en optimal kombination af de anførte tiltag falder emissionen derimod med 18 pct., jf. figur 5.1.

Ved en forskydning i svineproduktionen falder emissionen med 7 - 9 pct. alt afhængig af de respektive foranstaltninger. Der er her en tendens til, at virkningen af tiltagene forstærkes relativt ved en stigende svineproduktion. Det skyldes, at emissionen fra husdyrgødning



Figur 5.1. Den procentuelle ændring i ammoniakemissionen fra dansk landbrug i forhold til referencescenariet (1996-situationen under forudsætning af fuld implementering af *Vandmiljøplan II*), ved hhv. reduceret henliggetid, øget nedfældning, optimale staldtyper og optimal kombination af tiltag ved hhv. uændret produktion og ved en ændring i svineproduktionen på 25 pct.



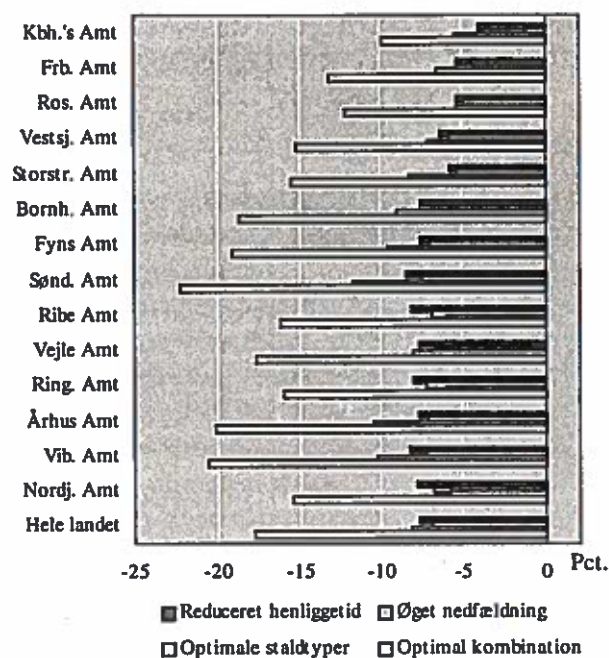
gen udgør en større andel af den samlede emission, og tiltagene er rettet netop mod emissionen fra husdyrgødningen. Det indebærer, at emissionen uanset tiltaget vil falde i forhold til referencescenariet ved en øget svineproduktion på 25 pct. Et enkelt af de analyserede tiltag er altså tilstrækkeligt til at sikre UN/ECE-protokollens målsætning ved en stigning i svineproduktionen på 25 pct.

Ændringen i emissionstætheden varierer med husdyrtætheden, idet husdyrholdet tegner sig for næsten  $\frac{3}{4}$  af den samlede emission i referencescenariet (Andersen *et al.*, 1999). Da husdyrtætheden tiltager vestover, øges emissionstætheden også vestover. Den absolutte reduktion i ammoniakemissionen vil derfor - alt andet lige - være størst i de jyske amter.

Det skal bemærkes, at der i den regionale estimering af emissionen ikke er taget hensyn til regionale forskelle i teknologianvendelse. Det indebærer sandsynligvis, at ammoniakemissionen er overestimeret i de jyske amter og tilsvarende underestimeret på Øerne. Dette aspekt kan imidlertid ikke rokke ved det forhold, at ammoniakemissionen tiltager vestover.

Den relative reduktion i ammoniakemissionen er ikke nødvendigvis størst i de jyske amter. Produktionens sammensætning er også en væsentlig parameter. Viborg Amt tegner sig således for den største husdyrtæthed i landet, men den procentuelle reduktion i ammoniakemissionen er større i Sønderjyllands Amt, jf. figur 5.2.

Den amtslige variation i forskydningerne i ammoniakemissionen ved de respektive reduktionstiltag er betinget af svineproduktionens størrelse i forhold til de øvrige produktioner. Eksempelvis udgør svineholdets andel af den samlede ammoniakemission 44 pct. i Bornholms Amt og kun 5 pct. i Københavns Amt. Følgelig vil den relative effekt af en procentuel ændring i svineproduktionen i Bornholms Amt være større end i Københavns Amt. Det skal imidlertid bemærkes, at ændringer i svineproduktionen kun medfører begrænsede forskydninger i den variation, der er vist i figur 5.2.



Figur 5.2. Den procentuelle ændring i ammoniakemissionen i forhold til referencescenariet (1996-situationen under forudsætning af fuld implementering af Vandmiljøplan II) fordelt på amter ved hhv. reduceret henliggetid, øget nedfældning, optimale staldtyper og optimal kombination af tiltag

Den større ammoniakemission vestover betyder også, at  $\text{NH}_x$ -depositionen fra de danske kilder tiltager vestover. Bidraget fra den udenlandsk emitterede ammoniak giver derimod anledning til en større  $\text{NH}_x$ -deposition i de sydlige amter. Tilsvarende gør sig gældende mht. depositionen af  $\text{NO}_y\text{-N}$ , som især er præget af det udenlandske bidrag, men den hjemlige emission, som fortrinsvis stammer fra trafik- og energisektoren ved byerne, sætter også sine spor.

Summa summarum er der en tendens til, at den rumlige variation i kvælstofdepositionen mellem amterne er mindre stor end den rumlige variation i ammoniakemissionen. Målt i depositionstætheder varierer den samlede N-deposition på amter således kun mellem 12 og 17  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ , jf. tabel 5.1. Billedet er dog også præget af en nord syd - gradient fra  $\text{NO}_y$ -depositionen og især fra  $\text{NH}_x$ -depositionen fra den udenlandsk emitterede ammoniak.

Forskydningen i den samlede N-deposition som følge af ændringer i svineproduktionen og/eller reduktionstiltag varierer maksimalt med 2  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ , jf. tabel 5.1. Der er flere

grunde til den begrænsede effekt, men den væsentligste årsag er, at det kun er knap halvdelen af den samlede N-deposition i referencescenariet, som stammer fra dansk

landbrug. Heraf følger, at selv om der foretages en halvering af den danske emission, så vil den samlede N-deposition kun ændres med knap 25 pct.

Tabel 5.1. Total N-deposition i referencescenariet (1996-situationen under forudsætning af fuld implementering af *Vandmiljøplan II*), ved reduceret henliggetid, øget nedfældning, optimale stalddtyper og optimal kombination af tiltag ved hhv. uændret produktion og ved en ændring i svineproduktionen på 25 pct.

	Reference-scenariet	Reduktionsscenarier			
		Reduceret henliggetid	Øget nedfældning	Optimale stalddtyper	Optimal kombination
<b>Uændret produktion</b>					
		kg N ha <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>			
Hele landet.....	14	13	13	13	13
Københavns Amt.....	12	11	11	11	11
Frederiksborg Amt.....	12	12	12	12	12
Roskilde Amt.....	13	13	13	13	12
Vestsjællands Amt.....	13	13	13	13	13
Storstrøms Amt.....	12	12	12	12	12
Bornholms Amt.....	12	11	11	11	11
Fyns Amt.....	15	15	15	15	14
Sønderjyllands Amt.....	17	16	17	16	16
Ribe Amt.....	14	13	13	14	13
Vejle Amt.....	15	15	15	15	14
Ringkøbings Amt.....	13	13	13	13	12
Århus Amt.....	14	13	13	13	13
Viborg Amt.....	13	13	13	13	12
Nordjyllands Amt.....	13	13	13	13	12
<b>25 pct. mindre svineproduktion</b>					
Hele landet.....	13	13	13	13	12
Københavns Amt.....	11	11	11	11	11
Frederiksborg Amt.....	12	12	12	12	12
Roskilde Amt.....	13	12	13	12	12
Vestsjællands Amt.....	13	13	13	13	12
Storstrøms Amt.....	12	12	12	12	12
Bornholms Amt.....	11	11	11	11	11
Fyns Amt.....	15	14	14	14	14
Sønderjyllands Amt.....	17	16	16	16	15
Ribe Amt.....	14	13	13	13	13
Vejle Amt.....	15	14	14	14	14
Ringkøbings Amt.....	13	12	12	12	12
Århus Amt.....	13	13	13	13	12
Viborg Amt.....	13	12	12	12	12
Nordjyllands Amt.....	13	12	12	12	12
<b>25 pct. større svineproduktion</b>					
Hele landet.....	14	14	14	14	13
Københavns Amt.....	12	12	12	12	11
Frederiksborg Amt.....	12	12	12	12	12
Roskilde Amt.....	13	13	13	13	13
Vestsjællands Amt.....	14	13	13	13	13
Storstrøms Amt.....	13	12	12	12	12
Bornholms Amt.....	12	12	12	12	11
Fyns Amt.....	16	15	15	15	15
Sønderjyllands Amt.....	18	17	17	17	16
Ribe Amt.....	14	14	14	14	13
Vejle Amt.....	16	15	15	15	14
Ringkøbings Amt.....	14	13	13	13	12
Århus Amt.....	14	14	14	14	13
Viborg Amt.....	14	13	13	13	12
Nordjyllands Amt.....	14	13	13	13	12

Ovenstående kunne foranledige til at tro, at det er en tvivlsom affære at reducere ammoniakemissionen. Det er ikke tilfældet. Anlægges der i stedet en global betragtning, så er det indlysende, at N-depositionen reduceres i samme omfang som ammoniakemissionen. Ved en snæver national betragtning fokuseres der imidlertid kun på den nationale N-deposition, og herved kan effekten fremstå begrænset.

Det skal også bemærkes, at ved den anvendte regionale metode nivelleres de lokale variationer. Tidligere studier har således indikeret, at der er en betragtelig geografisk variation i  $\text{NH}_x$ -depositionen, idet en stor del af ammoniakken afsættes som tørdeposition tæt ved kilden, jf. fx Asman (1998). Herved kan naturområderne være belastet lavere end den gennemsnitlige deposition i regionen som følge af bedriftenes og naturområdernes indbyrdes placering, jf. fx Andersen *et al.* (2000). Følgelig kan den lokale N-belastning påvirkes anderledes end den regionale belastning ved ændringer i svineproduktionen

og/eller ved iværksættelse af reduktionstiltag.

Endelig skal det bemærkes, at den regionale opgørelse af  $\text{NH}_x$ -depositionen er modelleret på baggrund af en ensartet overfladeruhed svarende til et landbrugsområde med spredte træer. Denne overfladeruhed giver også et nogenlunde korrekt resultat for heder, højmoser og enge, men ikke for skove, som har en langt større ruhed.

Virksomheden af den større ruhed er meget kompleks, og indvirker på en række parametre af betydning for depositionen, hvilket gør det svært at generalisere. Forholdet er ikke entydigt; tørdepositionen kan således være både større eller mindre end den modellerede. Foreløbige undersøgelser, som alene er baseret på målinger på 3 punkter, tyder imidlertid på, at total  $\text{NH}_x$ -deposition til løvskov svarer til det modellerede, hvorimod totaldeposition af  $\text{NH}_x$  til nåleskov er større end det modellerede med en mængde omtrent svarende til tørdepositionen af  $\text{NH}_x$ .

## 6 Referencer

- Andersen, J.M., Asman, W.A.H., Hald, A.B., Münier, B. og Bruun, H.G. (2000): Miljø- og naturmæssige konsekvenser af en ændret svineproduktion. Faglig rapport fra DMU nr. 311. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Andersen, J.M., Bruun, H.G., Jensen, J.D., Wier, M., Sørensen, P.B., Rolev, A-M., Hertel, O. Frohn, L.M., Conley, D. og Asman, W.A.H. (2000a): Økonomiske og miljømæssige konsekvenser af markedsordningerne i EU's landbrugsreform - Agenda 2000. Faglig rapport fra DMU nr. 308. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Andersen, J.M., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Kristensen, V.F. & Poulsen, H.D. (1999): Emission af ammoniak fra landbruget - status og kilder, Ammoniakfordampning - redegørelse nr. 1. DJF/DMU. Danmarks JordbrugsForskning.
- Andersen, J.M., Wier, M., Hasler, B. og Bruun, H.G. (1999): Landbrugsscenarier - integreret miljøøkonomisk modelanvendelse. Faglig rapport fra DMU nr. 257. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Asman, W.A.H. (1998): Factors influencing local dry deposition and gases with special reference to ammonia. *Atmospheric Environment* 32: 415-421.
- Asman, W.A.H. (1990): Atmosfærisk ammoniak og ammonium i Danmark. Rapport NPo-forskning A18, Miljøstyrelsen, København.
- Asman, W.A.H., Sutton, M.A. & Schjørring, J.K. (1998): Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. *New Phytol.* 139, 27-48.
- Asman, W.A.H., Hertel, O., Berkowicz, R., Christensen, J., Runge, E.H., Sørensen, L. L., Granby, K., Nielsen, H., Jensen, B., Gryning, S. E., Sempreviva, A. M., Larsen, S., Hummelshøj, P., Jensen, N. O., Allerup, P., Jørgensen, J., Madsen, H., Overgaard, S., & Vejen, F. (1995): Atmospheric Nitrogen input to the Kattegat Strait. *Ophelia* 42, 5-28.
- Asman, W.A.H., Runge, E., & Kilde, N.A. (1993): Emission af  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$  og NMVOC til atmosfæren i Danmark. Rapport 19, Havforskning fra Miljøstyrelsen, Miljøstyrelsen, København.
- Asman, W.A.H. & van Jaarsveld, J.A. (1992): A variable-resolution transport model applied for  $\text{NH}_3$  in Europe. *Atmospheric Environment* 26A, 445-464.
- Bastrup-Birk, A.M., Brandt, J., & Zlatev, Z. (1997): Studying cumulative ozone exposures in Europe during a 7-year period. *J. Geophys. Res.* 102, 23917-23935.
- Danmarks Statistik (1997): Landbrugsstatistik 1996. Danmarks Statistik.
- Danmarks Statistik (1999): Månedstatistik om landbrugsforhold, St. Eft., Landbrug 1999:4. Danmarks Statistik.
- Danmarks Statistik (2000): Månedstatistik om landbrugsforhold, St. Eft., Landbrug 2000:3. Danmarks Statistik.
- Duyzer, J.H., Bouman, A.M.H., Diederer, H.S.M.A. & van Aalst, R.M. (1987): Measurements of dry deposition velocities of  $\text{NH}_3$  and  $\text{NH}_4^+$  over natural terrains. Report R87/273, TNO Division of Technology for Society, Delft, Holland.
- Ellermann, T., Hertel, O., Skov, H., & Manscher, O. (1996): Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995, Atmosfærisk deposition af kvælstof. Målemetoder og modelberegninger. DMU Teknisk Rapport, nr. 174, DMU, Roskilde.
- EMEP (1998): Transboundary acidifying air pollution in Europe. EMEP/MS-CW 1/1998, Part 1 and part 2, Norwegian Meteorological Institute.
- Erismann, J.W., Vermetten, A.W.M., Asman, W.A.H., Waijers-Ypelaan, A. & Slanina, J.

- (1988): Vertical distribution of gases and aerosols: the behaviour of ammonia and related components in the lower atmosphere. *Atmospheric Environment* 22, 1153-1160.
- Gery, M.W., Whitten, G.Z., Killus, J.P. (1989): Development and testing of the CBM-IV for urban and regional computer modelling. Report EPA - EPA-600/3-88-012, Research Triangle Park, North Carolina, USA.
- Hertel, O., Christensen, J., Runge, E.H., Asman, W.A.H., Berkowicz, R., Hovmand, M.F., & Hov, Ø. (1995): Development and testing of a new variable scale air pollution model - ACDEP. *Atmospheric Environment* 29, 1267-1290.
- Hertel, O., Berkowicz, R., Christensen, J., & Hov, Ø. (1993): Tests of two numerical schemes for use in atmospheric transport-chemistry models. *Atmospheric Environment*, 27A, 2591-2611.
- Hovmand, M.F., Grundahl, L., Manscher, O.H., Egeløv, A., Andersen, H.V. (1994): Atmosfærisk deposition på danske skove. Datarapport 1992/93. Faglig rapport fra DMU nr. 122, DMU, Roskilde.
- Iversen, T.M., Grant R, Blicher-Mathiesen G., Andersen H.E., Skop E., Jensen J.J., Hasler B., Andersen J.M., Hoffmann C.C., Kronvang B., Mikkelsen H.E., Waagepetersen J., Kyllingsbæk A., Poulsen H.D. og Kristensen, V.F. (1998): Vandmiljøplan II -faglig vurdering, Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks JordbrugsForskning.
- Miljøstyrelsen (1998): Aftale vedrørende Vandmiljøplan II af 17. februar 1998. Miljøstyrelsen. København.
- Mylona, S. (1996): Emissions; the collation and nature of the emission data. In: Barrett, K., Berge, E. (eds.): *Transboundary Air Pollution in Europe. Part 1: Estimated dispersion of acidifying agents and of near surface ozone.* EMEP/MSC-W Report 1/1996, 23-56, Meteorological Synthesizing Centre-West, Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norge.
- Rom, H.B., Petersen, J., Andersen, J.M., Sommer, S.G., Jørgensen, V. & Kyllingsbæk, A. (1999): DJF's og DMU's besvarelse af spørgsmål fra Fødevareministeriets og Skov og Naturstyrelsens styregruppe for ammoniakbehandlingsplanen. Notat. DJF/DMU.
- Skov, H., Hertel, O., Ellermann, T., Skjøth, C. A., & Heidam, N. Z. (1999): NOVA 2003, Atmosfærisk deposition af kvælstof. DMU Teknisk Rapport, no. 289, DMU, Roskilde.
- Sommer, S.G., Friis E., Bach A. og Schjørring J.K. (1997): Ammonia volatilization from pig slurry applied with trail hoses or broadcast to winter wheat: Effects of crop developmental stage, microclimate, and leaf ammonia absorption. *J. Environ. Qual.* 26, 1153-1160.
- Sommer, S.G. og Hutchings, N. (1995): Techniques and strategies for the reduction of ammonia emission from agriculture. *Water Air Soil Pollut.* 85, 237-248.
- Sutton, M.A., Asman, W.A.H., Schjørring, J.K. (1994): Dry deposition of reduced nitrogen. *Tellus* 46B, 225-273.
- UN/ECE (1999): Draft Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone (EB.AIR/1999/1). United Nations Economic Commission for Europe, Seventeenth session, Göteborg
- Winther, M., Illerup, J.B., Fenhann, J., Kilde, N. (1999): The Danish CORINAIR Inventories. Time series 1975-1996 og Emission to the Atmosphere. NERI Technical Report no. 287. The National Environmental Research Institute. DMU, Roskilde.
- Zlatev, Z., Christensen, J., & Hov, Ø. (1992): A Eulerian air pollution model for Europe with nonlinear chemistry. *J. Atmos. Chem.* 15, 1-37.

...the ...

...the ...

...the ...

...the ...

...the ...

...the ...

...the ...

...the ...

...the ...