

Ammoniak og naturforvaltning

Rapport fra seminar i Silkeborg
den 30. november 1995

Faglig rapport fra DMU, nr. 161

Morten Strandberg (Red.)
Afdeling for Terrestrisk Økologi

Datablad

Titel:	Ammoniak og naturforvaltning	
Undertitel:	Rapport fra seminar i Silkeborg den 30. november 1995	
Redaktør:	Morten Strandberg	
Afdeling:	Afdeling for Terrestrisk Økologi	
Serietitel, nr.:	Faglig rapport fra DMU nr. 161	
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser©	
Udgivelsesår:	Juni 1996	
Referees:	Sven Sommer, Ejvind Hansen, Hans Løkke m.fl.	
Tegninger og layout: ETB:	Kathe Møgelvang Bodil Thestrup	
Bedes citeret:	Strandberg, M. (Red.) (1996): Ammoniak og naturforvaltning. Rapport fra seminar i Silkeborg den 30. november 1995. Danmarks Miljøundersøgelser. 58 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 161.	
	Gengivelse kun tilladt med tydelig kildeangivelse.	
	Indlæggene i rapporten giver ikke nødvendigvis udtryk for Danmarks Miljøundersøgelsers og Miljø- og Energiministeriets holdning.	
Emneord:	Forsuring, eutrofiering, naturforvaltning, styring, regulering, kortlægning, moser, heder, skov, kilder og spredning.	
ISBN:	87-7772-261-2	
ISSN:	0905-815X	
Papirkvalitet:	Cyclus Print	
Tryk:	Silkeborg Bogtryk	
Oplag:	200	
Sideantal:	ca. 58	
Pris:	Kr. 100,00 (incl. moms, excl. forsendelse)	
Købes hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Afd. for Terrestrisk Økologi Postboks 314 8600 Silkeborg Tlf.: 89 20 14 00 Fax: 89 20 14 14	Miljøbutikken Information & Bøger Læderstræde 1 1201 København K Tlf.: 33 92 76 92 (informaion) Tlf.: 33 93 92 92 (bøger)

Indhold

Forord 5

Baggrund 7

Referencer 8

Placering af ammoniakproblematikken i national og international sammenhæng 9

Tålegrænser 9

Depositioner af kvælstof 10

Beregnete tålegrænser og overskridelser 10

Bestemmelse af tålegrænsen 10

Referencer 10

Betydning af fodrings- og gødningspraksis for ammoniakemission 13

Sammenfatning 13

Indledning 13

Fodring og ammoniaktab 14

Ammoniakemission fra husdyrgødning 14

Ammoniaktab ved udspredning 16

Ammoniaktab fra handelsgødning 17

Ammoniaktab fra planter 17

Modellering af ammoniakemissionen på gårdniveau 18

Litteraturliste 19

Spredning og nedfald 21

Transport- og depositionsprocesser 21

Koncentrationer af NH_3 i baggrundsområder 21

Depositionsestimater på baggrund af målinger 23

Modellerede koncentrationer og depositioner 28

Referencer 32

Effekter af kvælstofdeposition på højmøser 35

Indledning 35

Overvågningsprogrammet for højmøser 35

Eventuelle sammenhænge mellem de observerede ændringer og ammoniak 36

Indsamlinger af - og forsøg med *Sphagnum* 37

Critical Loads 37

Konklusion 38

Referencer 38

Hvordan påvirkes heder af ammoniakdeposition? 39

Indledning 39

CALLUNA-modellen 39

Modellens artsudvalg 39

Planternes vækstrate og konkurrenceevne 39

Hyppighed og heftighed af bladbilleangreb 40

Mineraliseringen 40

Det fremtidige arbejde 40

Er tålegrænserne for N overskredet? 40

Hvad er vigtigst for heden? 41

Anerkendelser 41

Referencer 41

Hvordan påvirkes skov af ammoniakdeposition? 43

Indledning 43

Direkte effekt af ammoniak på skov 43

Indirekte effekter af ammoniak på skov 43

Hvornår opstår effekterne? 44

Referencer 45

Ammoniakhandlingsplan, tiltag og reduktionsmuligheder 47

Problemets omfang 47

Valg af styringsmidler 48

Referencer 49

Referat af seminaret "Ammoniak og naturforvaltning" 51

Deltagerliste 57

Danmarks Miljøundersøgelser 58

Forord

Ammoniak fra landbrugets dyrehold afgives til atmosfæren og transporteres som ammoniak eller ammonium med luften til naturarealer. Her vil en del blive afsat både på planterne og på jordoverfladen. Afsætningen kan finde sted på partikelform eller med nedbør. De problemer denne afsætning medfører, i form af påvirkning af naturen, er baggrunden for afholdelsen af det seminar som denne rapport hviler på.

Formålet med seminaret har dels været at formidle den nyeste viden om spredning og effekter af ammoniak fra forskernes forholdsvis snævre kreds ud til naturforvalterne i skov- og amtsregi, dels at starte en dialog til gavn for både forskere og forvaltere. Derfor er seminaret blevet planlagt med stor vægt på diskussioner og spørgsmål.

På seminaret blev den nyeste viden om effekterne af kvælstof på de belastede naturarealer beskrevet. Bagest i rapporten findes en gengivelse af diskussionerne, samt en liste over deltagerne i seminaret.

Seminaret blev afholdt af Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) i forbindelse med anden del af en undersøgelse af spredning og effekter af ammoniak, som udføres i samarbejde mellem DMU, Statens Planteavlsforsøg og Miljøstyrelsens Ferskvands- og Landbrugskontor. Første del af undersøgelsen, som blev offentliggjort i rapporten "Ammoniakfordampning fra Landbruget" (Miljøprojekt nr. 283; Henriksen *et al.*, 1995), blev udført af DMU i samarbejde med Miljøstyrelsen.

Baggrund

I foråret 1995 udkom rapporten "Ammoniakfordampning fra landbruget" fra Miljøstyrelsen (Henriksen *et al.*, 1995). Rapporten peger på den store fordampning af ammoniak fra landbruget, som en stor fare for Danmarks følsomme terrestriske naturområder p.g.a. eutrofiering. Der peges specielt på heder og højmoser som særligt følsomme områder, fordi vegetationen der oprindeligt er tilpasset til et meget lavt kvælstofniveau. Den væsentligste effekt vil være en ændring af jordbundskemien og vegetationens sammensætning.

Kvælstof er et af de basale næringsstoffer for alle planter og en forudsætning for et højt afgrødeudbytte. Derfor udspreder landbruget kvælstof i form af kunstgødning eller animalsk gødning. En del af afgrøderne bruges til kødproduktion. Ved denne produktion skabes der ammoniakholdig gødning. Den ideelle situation ville være at kunne udnytte alt kvælstoffet i gødningen til fremme af nye afgrøder, så man kun behøvede at tilføre den mængde gødning som fjernes i form af landbrugsprodukter. Dette er imidlertid svært af forskellige årsager. Dels er ammoniak et flygtigt stof som fordamper eller omdannes og siver ned i jorden, dels er fordelingen af kødproduktionen skyld i at der dannes store gødningsmængder i små områder, hvorved en jævn udbredelse fordyres. Derfor kan der lokalt ske en stor belastning af miljøet med kvælstof fra landbruget. En belastning der specielt får effekter på de mest næringsfattige økosystemer.

I Holland, hvor deponeringen af kvælstof gennemsnitligt er i størrelsesordenen 40 - 50 kg N/ha og lokalt kan være meget højere, har man set markante forandringer af økosystemerne. Eksempler på dette er heder og fyrreskoves tilgroning med græsset Bølget Bunke. Tilgroningen har den konsekvens at hedelyngen udkonkurreres og i fyrreskovene ændres bundfloraen markant. En gruppe af organismer der påvirkes særligt hårdt af kvælstofdeponering på et niveau som det ses i Holland, er de mykorrhizadannende svampe. Arter som endnu er ret almindelige i Danmark, er i Holland forsvundet eller gået kraftigt tilbage i løbet af de sidste 30 - 40 år. Der er på nuværende tidspunkt kun svage indikatorer på en tilbagegang i Danmark, dog synes nogle grupper at være blevet sjældnere. I Holland har man specielt set en kraftig tilbagegang for de svampe der danner mykorrhiza med skovfyr, disse arter er heldigvis for flertallets vedkommende stadig hyppige i Danmark (Vesterholt, 1996).

På de danske heder er det svært at påvise den tilgroning med græs som ses i Holland. Til gengæld

er der nok ingen tvivl om at vore højmoser påvirkes kraftigt og er under hurtig tilgroning (Aaby, 1994) allerede med det nuværende deponeringsniveau som gennemsnitligt er i størrelsesordenen 20 kg N/ha pr. år. Forandringen kan til dels bremses ved at gennemføre plej tiltag der består i at man fjerner den uønskede plantevækst. På heden sker plejen til stadighed og her har pleje eller brug af heden været en forudsætning for hedens oprettholdelse i flere tusind år. Dette skyldes at heden er et led i en succession der fører til krat eller skov.

For bare 100 år siden dækkede heden store sammenhængende arealer der sammenlagt udgjorde næsten 20% af det samlede areal. I dag dækkes mellem 2 og 3% af det danske areal af hede (Riis Nielsen *et al.*, 1991). Tilbagegangen for højmoserne er formentlig endnu større. Ændringen er sket i takt med udbredelsen af plantager på de fattigste jorder og anvendelse af kunstgødning til jordforbedring. Heden er gået fra at være en uønsket lidet givtig del af landbruget til at være en beskyttet og forholdsvis sjælden naturtype med stor naturværdi og skønhed. På trods af at heden er en kulturelt betinget naturtype, indeholder den mange arter der her har deres eneste levested i Danmark, Vår-Kobjælde og Urfugl er nok nogle af de bedst kendte eksempler.

Skovene på sandbund i det vestlige Jylland, som ofte gror på gammel hede, er endnu et eksempel på et følsomt økosystem. Her er det ikke kun eutrofieringen der udgør en trussel for selve træerne. Træernes dårlige sundhedstilstand er formentlig en funktion af flere forskellige typer luftforurening, hvoraf kvælstofdeponeringen bl.a. kan forårsage en forøget udvaskning af basekationer. Men nok så vigtigt kan kvælstofs påvirkning af de svampe træerne danner mykorrhiza med være. Hæmningen af træernes symbiose med svampe kan medføre en næringsstofubalance der gør at træerne kommer til at mangle andre næringsstoffer end kvælstof. Situationen i Holland er en klar advarsel om hvad der på længere sigt kan ske med den danske natur.

Heldigvis er kvælstofbelastningen i Danmark ikke så stor som i Holland, hvilket sandsynligvis betyder at de tiltag der er undervejs både på nationalt plan og internationalt i UN-ECE regi under Geneve Konventionen kan nå at virke inden miljøbelastningen når et stade hvor skaden er irreversibel. De følgende foredrag vil forhåbentlig kaste lys over hvad der findes af muligheder for at begrænse ammoniakfordampningen fra landbruget, be-

skrive problemets omfang hvad angår spredning og effekter, og endelig vil der blive set på hvori de reelle handlingsmuligheder egentlig ligger.

Referencer

Aaby, B. (1994) Monitoring Danish raised bogs. In "Grünig, A. (ed) 1994, Mires and man. Swiss federal institute for forest, snow and landscape research, WSL/FNP Birmensdorf, Switzerland 1994.

Henriksen, L.H., Bak, J., Asman, W.A.H., Andersen, H.V. (1995) Ammoniakfordampning fra landbruget. Miljøstyrelsen Miljøprojekt nr. 283

Riis Nielsen, T., Søchting, U., Johansson, M., Nielsen, P. (1991) Hedeplejebogen, de danske heders historie, pleje og udforskning. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen 1991.

Vesterholt, J. (1996) Hvordan går det med Frost-Sneglehat? Svampe 33:13-26.

Placering af ammoniakproblematikken i national og international sammenhæng

Jesper Bak

Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Terrestrisk Økologi, Vejlsøvej 25, DK-8600 Silkeborg

Den samlede ammoniakfordampning fra landbruget i Danmark er opgjort til 115000 tons N pr. år. Afsætningen på landområdet i Danmark udgør 59000 tons N, heraf 44000 tons af dansk oprindelse, medens ca. 74000 tons N eksporteres ved atmosfærisk transport (Henriksen *et al.* 1995). Danmark er altså nettoeksportør af kvælstof i form af NH_x .

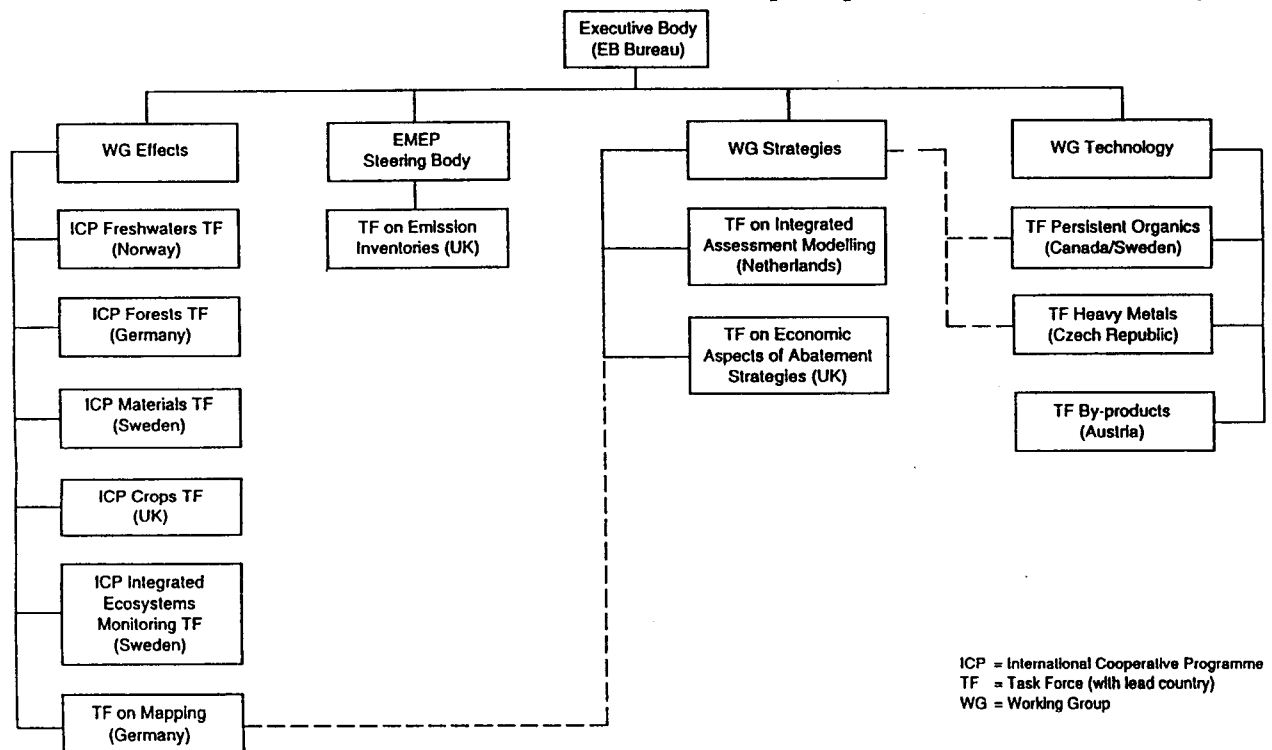
Ammoniak påvirker naturen på to måder; forsurende og eutrofierende. Fordi ammoniak dels forurener følsomme naturområder, dels er grænseoverskridende, bliver det reguleret i UN-ECE regi under Geneve Konventionen om Langtrækende, Grænseoverskridende Luftforurening (LRTAP). Konventionen omfatter protokoller der regulerer emissionerne af bl.a. svovl, kvælstof og VOC'er. Den eksisterende kvælstofprotokol omfatter kun NO_x , men en ny kvælstofprotokol er under forberedelse, og som nettoeksportør af ammoniak og ammonium, kan Danmark derfor blandt andet forvente at blive pålagt at reducere landbrugets ammoniakfordampning.

Danmark deltager i arbejdet med grænseoverskridende luftforurening under UN-ECE ved

deltagelse i konferencer, workshops og arbejdsgrupper under LRTAP-konventionen (Fig. 1), samt ved indrapportering af beregnede data for tålegrænser og overskridelser heraf samt af overvågningsdata fra integrerede overvågningsoplunde og fra den årlige skovsundhedsundersøgelse. Arbejdet under konventionen ledes af Miljøstyrelsen, medens Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Terrestrisk Økologi er nationalt knudepunkt for tålegrænseregninger.

Tålegrænser

Tålegrænsen eller på engelsk critical load er defineret som den belastning med et eller flere forurenende stoffer hvorunder der, vurderet med den nuværende viden, ikke opstår væsentlige skadelige effekter på udvalgte følsomme dele af miljøet. Når først tålegrænsen er fastsat er den særdeles anvendelig som et administrativt værktøj til regulering af emissioner. Forskellige naturtyper har forskellige tålegrænser. For højmoser og heder anvendes en tålegrænse baseret på empiriske relationer mellem vegeta-



Figur 1. Organisering af arbejdet under Konventionen om Langtrækende, Grænseoverskridende Luftforurening i UN-ECE.

tionsændringer og kvælstofdeponering. I Danmark anvendes en tålegrænse på 5 kg N/ha år for moser og 10 kg N/ha/år for heder.

Denne tålegrænse er fastsat på baggrund af internationale anbefalinger og høringssvar fra udvalgte danske eksperter (Grennfeldt og Thörnelöf, 1992). Tålegrænsen for skove modelberegnes. Da definitionen og anvendelsen af tålegrænser indeholder både et element af videnskab og af politik, og da det eksisterende datagrundlag på mange områder er temmeligt ufuldstændigt, har de anvendte definitioner og metoder været genstand for en del diskussion. Dette rører dog ikke ved, at tålegrænser er et anvendeligt og nødvendigt redskab til fastsættelse af administrativt mål for emissionsbegrænsninger på nationalt og internationalt plan.

Depositioner af kvælstof

I kortlægningen af tålegrænser og overskridelser heraf er der dels anvendt modelberegnete værdier for våddepositionen af NH_x , og tørdepositionen af NH_x og NO_y , dels en gennemsnitlig målt deposition for NO_y . Denne beregning er foretaget af DMU, ATMI, og beregningsprincipperne er nærmere beskrevet i Willem Asmans bidrag til rapporten. Beregningerne er foretaget på et 5x5 km kvadratnet. Figur 2 viser den beregnede totale deposition af kvælstof på landarealet i Danmark og den procentdel heraf, der udgøres af NH_x . I det meste af landet, men specielt i de dele af Jylland, hvor husdyrtætheden er størst, udgør ammoniak og ammonium den dominerende del af kvælstofdepositionen. Hvor husdyrtætheden er størst, er procentdelen over 70.

Bestemmelse af tålegrænsen

Tålegrænsen for N-eutrofiering beregnes for skov ved anvendelse af en simpel massebalance for kvælstof. Det anvendte kriterie er knyttet til udvaskning af nitrat, da nitratudvaskning fører til tab af basekationer fra jorden, hvorved der på længere sigt kan opstå ubalance i de tilgængelige næringsstoffer. Kriteriet er sat til 2 kg N/ha/år, da udvaskningen p.g.a. skovdriften i gennemsnit over flere rotationsperioder forventes at være af denne størrelsesorden eller større. Den anvendte ligning er:

$$Cl_{\text{nut}}(\text{N}) = Nu_{(\text{crit})} + Ni_{(\text{crit})} + N_{\text{de}(\text{crit})} + N_{l(\text{crit})}$$

$Cl_{\text{nut}}(\text{N})$: tålegrænsen for N som næringsstof
u: netto vækstoptag ved tålegrænsen
i: immobilisering ved tålegrænsen
l: udvaskning ved tålegrænsen
de: denitrifikation

Beregnete tålegrænser og overskridelser

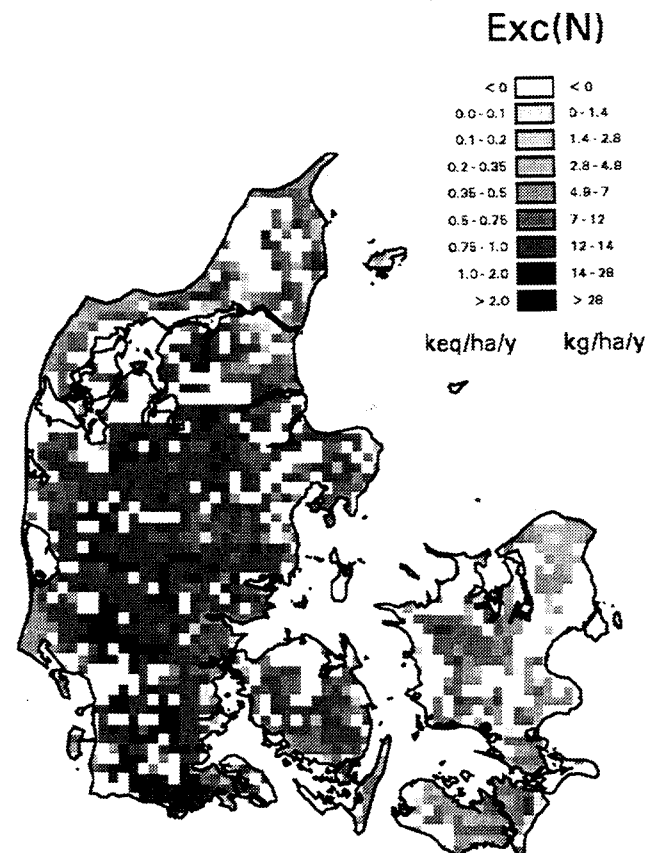
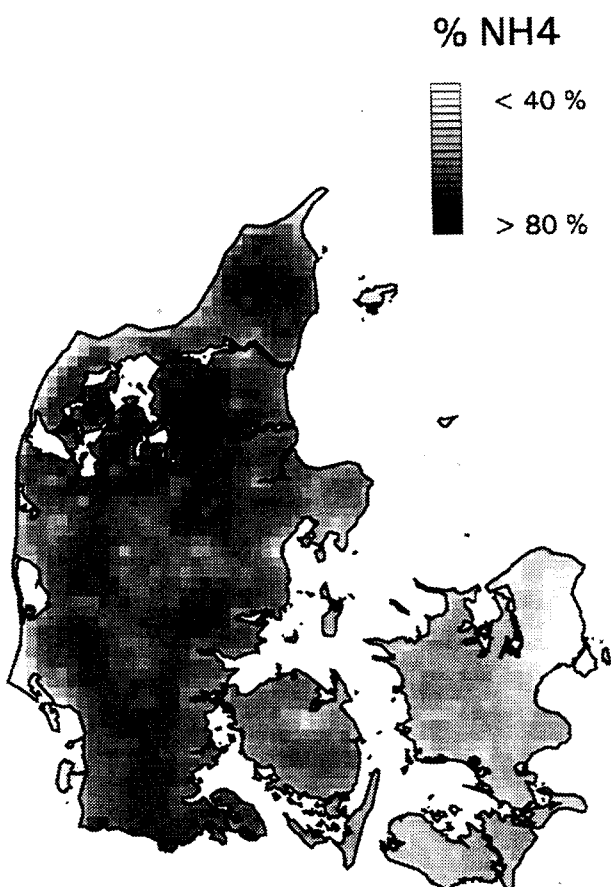
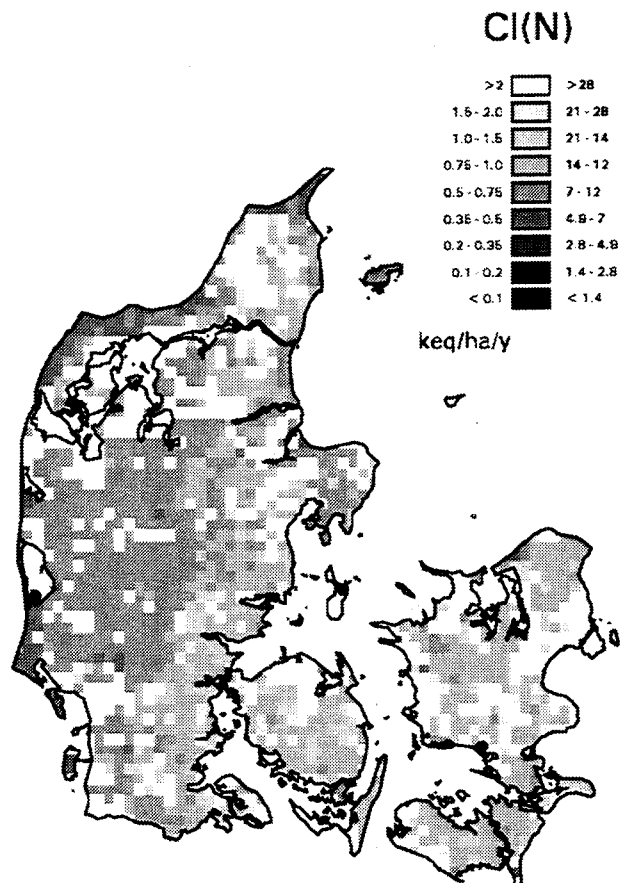
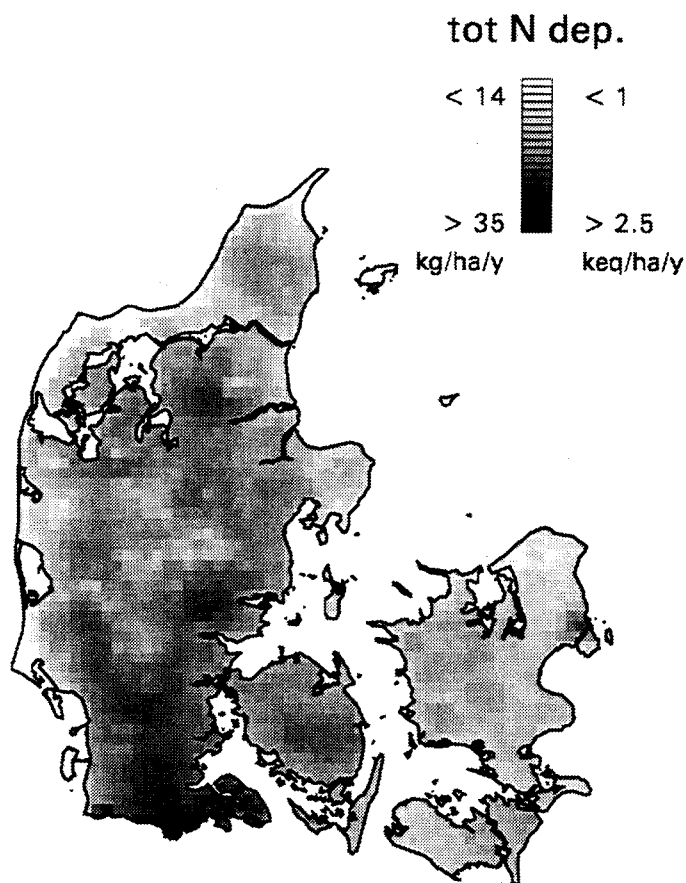
De beregnede tålegrænser for kvælstof og overskridelsen heraf er præsenteret i Figur 3. Kortene viser på et 5x5 km kvadratnet 5-percentilværdien af de beregnede tålegrænser, d.v.s. den værdi, der beskytter 95% af de kortlagte økosystemer i hver celle i kvadratnettet. Det fremgår, at overskridelserne af tålegrænsen i det meste af landet er meget stor i forhold til de beregnede tålegrænser. Overskridelserne er dog størst i de dele af landet, hvor depositionen af ammoniak og ammonium er størst, idet depositionen varierer mere end de beregnede tålegrænser. At tålegrænsen er overskredet er ikke ensbetydende med, at man kan iagttage effekter idag, idet tålegrænserne dels er fastsat på et empirisk grundlag, dels er beregnet med en steady-state massebalancemodel. Det må for de fleste danske naturtyper forventes, at tålegrænsen skal have været overskredet i en længere årrække, før væsentlige effekter kan iagttages. De beregnede overskridelser af tålegrænsen kan imidlertid anvendes som en risikovurdering, der viser, at faren for aktuelle eller potentielle effekter er forholdsvis stor på en lang række økosystemer. Vurderet med den nuværende viden udgør depositionerne af kvælstof, specielt ammoniak og ammonium, et af de største miljøproblemer på terrestriske økosystemer.

Referencer

Grennfeldt, P. & Thörnelöf, E. (1992): Critical Loads for nitrogen - a workshop report. Nord 1992-41 ISBN 92 9120 121 9

Henriksen, L.H., Bak, J., W.A.H. Asman, Andersen, H.V. (1995): Ammoniakfordampning fra landbruget - behov og muligheder for regulering. Miljøprojekt nr. 283, 1995 fra Miljøstyrelsen ISBN 87-7810-329-0

UN-ECE (1994): Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. Printed in Switzerland, GE. 94-31533 - June 1994 - 5,000. ECE/ENS/NONE/94/14.



Figur 2. Total deposition af kvælstof og procentdelen heraf, der udgøres af ammoniak og ammonium.

Figur 3. Beregnede tålegrænser for kvælstof og overskridelser heraf.

Betydning af fodrings- og gødskningspraksis for ammoniakemission

S. G. Sommer¹ og N. Hutchings²

Afdelingerne for Plantevækstfaktorer¹ og Arealanvendelse², Statens Planteavlsvforsøg, Forskningscenter Foulum, Postboks 23, DK-8830 Tjele

Sammenfatning

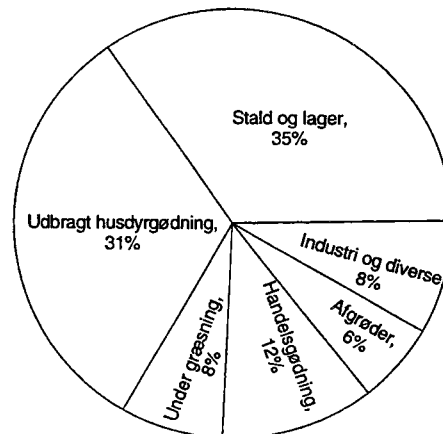
Hovedparten af ammoniakken i atmosfæren stammer fra husdyrproduktion. Ammoniak i husdyrgødning er lettilgængeligt for planter, og tabet kan derfor medføre en væsentlig reduktion i næringsstofværdien af husdyrgødning. Når ammoniak afsættes på land og i havet, kan det være en forureningsfaktor af betydning. Der er et godt kendskab til ammoniakemissionen fra landbrug med gyllesystemer, og til mulighederne for at begrænse emissionen af ammoniak fra denne kilde. Endvidere har det været muligt at udvikle en dynamisk model til beregning af emissionen fra kvægbrug hvor staldgødningen håndteres som gylle. I modsætning hertil, findes der ganske få undersøgelser af ammoniakemissionen fra fast staldgødning, dybstrøelse og ajle. Ved modelsimuleringer vises, at vekselvirkning mellem forskellige kilder på en gård kan medføre, at en reduktion i ammoniakemission fra en kilde kan resultere i så store stigninger i emissionen fra andre kilder, at den totale ammoniakemission ikke ændres.

Indledning

Fra danske landbrug tabes årligt ca. 120.000 tons kvælstof ved emission af ammoniak (ECETOC, 1994; Henriksen *et al.*, 1995; Sommer, 1994). Ved ammoniakemissionen tabes et vigtigt plantenæringsstof, idet netop ammoniak-kvælstof er den mest plantetilgængelige fraktion af kvælstoffet i husdyrgødning. Det fordampede ammoniak afsættes med nedbør som ammonium eller ved tørafsætning partikulært eller som en gas. Denne afsætning kan medføre uønskede ændringer af flora og fauna i naturlige økosystemer (Schulze *et al.*, 1989; Henriksen *et al.*, 1995).

I landbruget fordampes ammoniak fra stalde, gødningslagre, udbragt husdyrgødning, dyr på græs, og handelsgødning (Jarvis og Pain, 1990). Afgrøder kan også være en kilde til ammoniak i atmosfæren (Schjørring, 1995). Omkring 90% af

den atmosfæriske ammoniak i Europa stammer fra landbruget og heraf er langt hovedparten emitteret fra husdyrproduktion (Figur 1). I figur 1 indgår ikke ludning af halm. Hvis afsætningen af ammoniak-kvælstof skal mindskes væsentligt er det således emissionen fra landbruget, der skal reduceres.



Figur 1. Relativ fordeling af ammoniakemissionen i Europa på kilder i landbruget og industri (Efter ECETOC, 1994).

Det er givet, at en reduktion i det globale forbrug af animalske produkter og derved en mindsket husdyrproduktion ville reducere ammoniakemissionen. Alternativt er det til en vis grad muligt, som det fremgår af det følgende, at reducere ammoniakemissionen uden at reducere husdyrproduktionen.

I de emissionsopgørelser, vi har kendskab til, er der benyttet emissionsfaktorer til beregning af ammoniakemissionen. I denne artikel præsenteres også nogle bud på emissionsfaktorer. Det er imidlertid vores opfattelse, at man ved brug af emissionsfaktorer risikerer at vælge en fejlagtig strategi til begrænsning af emissionen, f.eks. påvirkes emissionsfaktorerne ikke af fodring. I stedet kan man, som vist i det følgende, benytte enkle dynamiske modeller til beregning af effekten af forskellige tiltag til begrænsning af ammoniaktabet fra landbruget (Sommer og Hutchings, 1995).

Fodring og ammoniaktab

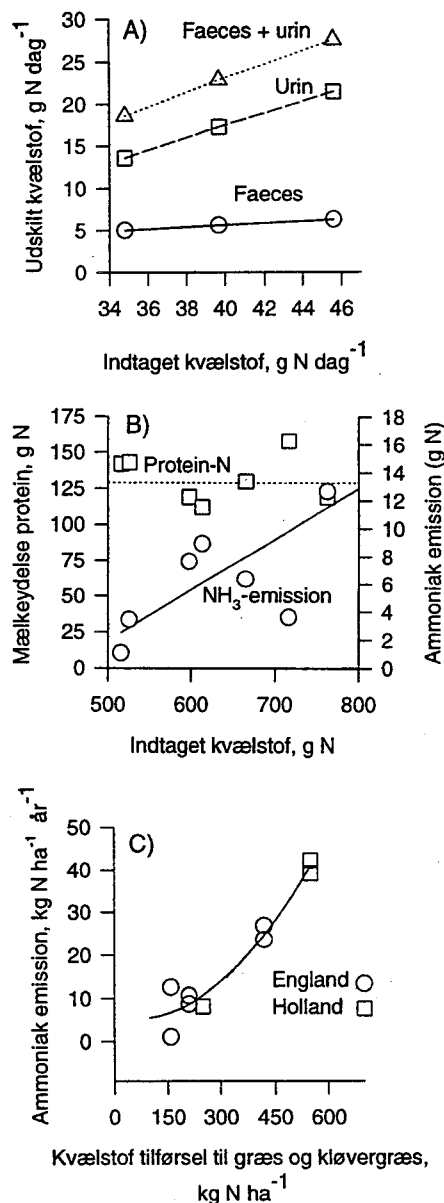
Hovedparten af ammonium i husdyrgødning fra svin og kvæg dannes ved hydrolyse af urea i urinen. Mere end 55-60% af kvælstof udskilt fra svin og kvæg findes i urinen, og heraf er 70-95% urea-kvælstof (Safley *et al.*, 1986 og Bristow *et al.*, 1992). Fra fjerkræ er kilden især urinsyre (70%), der hydrolyseres til urea (Koerkamp, 1994). Mindskes ekskretionen af urea på stald reduceres ammoniakemissionen fra stald, lager og udbragt gødning.

Det er for svin vist, at man uden at reducere tilvæksten kan mindske ekskretionen af urea ved at tilsætte essentielle aminosyrer til foderet, mens man samtidig mindsker den samlede mængde kvælstof i foderet (Figur 2a). I dette forsøg blev urea udskillelsen i urin reduceret med 40% ved at tilsætte essentielle aminosyrer til fedesvinenes foder (Dourmad *et al.*, 1993). Alt andet lige vil dette medføre en reduktion i ammoniakemissionen med lidt over 40%.

Ekskretionen af kvælstof i urin fra græssende kvæg kan i visse tilfælde reduceres ved at reducere kvælstofindtaget (Jarvis *et al.*, 1989a). Ved at balancere kvælstof- og energitilførslen i tilskudsfoderet kunne man i et dansk forsøg reducere koncentrationen af urea i urin uden at påvirke mælkeydelsen (Figur 2b). Mindskes kvælstof-tilførslen til græs og kløvergræs og derigennem de græssende køers kvælstofindtag, så reduceres ammoniakemissionen (Figur 2c). Ammoniakemissionen er tilsyneladende eksponentielt relateret til kvælstofforsyningen til græsset og kløvergræsset.

Benyttes emissionsfaktorer til beregning af ammoniakemissionen fra f.eks. græssende husdyr, forudsætter man at alle køerne får det samme foder og udnytter foderet ens. Dette er selvsagt ikke tilfældet, hverken indenfor en besætning eller mellem besætninger.

Petersen *et al.* (1995) fandt, at koncentrationen af kvælstof i urin indenfor en besætning på et givet tidspunkt varierede med 20-40%. Da ammoniaktabet fra græssende køer stiger eksponentielt med kvælstoftilførslen, vil brugen af en middelværdi for beregningen af ammoniakemissionen for en besætning eller på landsplan give en fejl, der afhænger af størrelsen af den gennemsnitlige kvælstofindtagelse. Dvs. er man i bunden af kurven figur 2c er fejlen lille, for at stige ved stigende kvælstofforsyning til græsset. Det er muligt at komme ud over dette problem ved modelsimuleringer, f.eks. ved at antage at danske køers kvælstofindtagelse er normalfordelt, og på baggrund heraf beregne ekskretion af urea og ammoniakemission.



Figur 2. Fodring og ammoniakfordampning. A) Udskillelse af kvælstof fra fedesvin, hvor essentielle aminosyrer er tilsat foderet, samtidig med at den samlede kvælstofindtagelse er reduceret (Dourmad *et al.*, 1993). B) Forholdet mellem kvælstof indtagelse af græssende malkekøer og henholdsvis produktion af mælkeprotein (□) og ammoniakemission (○) fra en urinplet med 2,5 l urin (Petersen *et al.*, 1995). C) Emission af ammoniak fra græssende køer (Jarvis *et al.* 1989b; Bussink, 1994).

Ammoniakemission fra husdyrgødning

Stalde

I stalden sker ammoniakemissionen fra gulvet og spalterne dyrene går på, samt fra gyllekanalerne under spalterne. Ammoniakemissionen fra gulvet er således påvirket af ventilation og dermed forskellen på inde- og udetemperatur, da man søger at regulere indetemperaturen ved ventilation. Endnu har det ikke været muligt at

Tabel 1. Forslag til emissionsfaktorer fra kvæg og svin på stald, under lagring og efter udbringning af husdyrgødning.

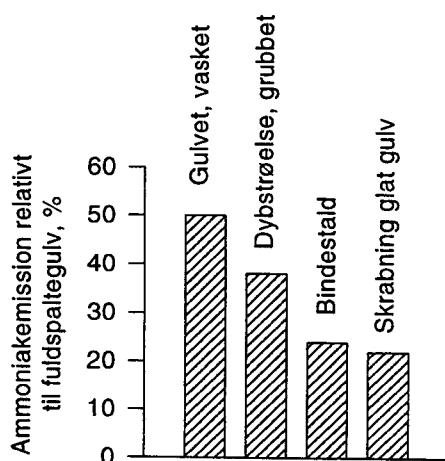
Kilde	Dyr	Gylle	Fast mæg	Ajle	Dybstrøelse
Årlig emission, kg NH₃-N pr. dyreenhed*					
Stald	Kvæg	12	6		9
	Svin	3	1,5		2,3
Årlig emission, % af totalkvælstof					
Lager ^s	Kvæg	9	25	3	?
	Svin	6	25	3	?

* For kvæg pr. stordyrsenhed, for svin pr. stiplads.

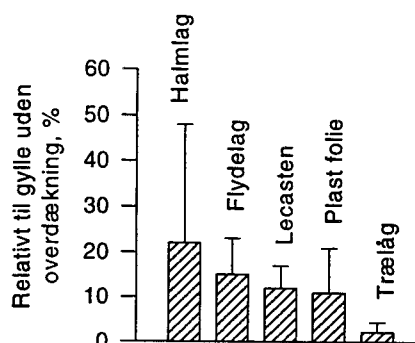
^s Uden overdækning.

modellere effekten af ventilation og temperatur. Der er alligevel i tabel 1 givet et skøn over, hvor meget ammoniak der emitteres fra en opstaldet malkeko og for en stiplads til fedesvin

Det er vist, at tabet af ammoniak pr. gulvflade er lige stort fra betongulve og spaltegulve. Derfor kan ammoniaktabet sættes i forhold til det areal, der møges til af dyrene, og reduceres arealet, f.eks. i bindestalde, kan ammoniaktabet reduceres (Figur 3). Af hensyn til dyrenes velfærd er det dog tvivlsomt om man vil ønske at binde dyrene, mens de er på stald. Regelmæssig skrabning af et cementgulv reducerer ikke emissionen, idet der efterlades et tyndt lag ammonium på gulvet. Til gengæld kan udmugning på et glat gulv (epoxycoated) eller spuling reducere ammoniaktabet. Et glat gulv giver imidlertid husdyrene problemer med balancen, og ved spuling med vand øger man mængden af gylle, der skal transporteres til marken. Tilsætning af syre reducerer emissionen væsentligt, men stærk syre kan medføre korrosion af gyllekanaler og gulv og udgør en sikkerhedsrisiko.



Figur 3. Muligheder for at reducere ammoniakemissionen fra stalde (Efter Sommer og Hutchings, 1995)



Figur 4. Muligheder for at mindske ammoniakfordampningen under lagring af gylle (En standardafvigelse er angivet; Efter Sommer og Hutchings, 1995)

Der findes få målinger af ammoniakemissionen fra landbrug, hvor husdyrgødningen adskilles i fast mæg og ajle. Vi har skønnet, at ammoniakemissionen fra bindestalde med grebning og afledning af ajle er som for bindestalde med spaltegulv (Tabel 1). Oldenburg (1991) har i en enkelt undersøgelse vist, at fra svin på dybstrøelse er ammoniakemissionen 75% af emissionen fra spaltegulvstalde, og vi anslår derfor at ammoniakemissionen fra kvæg og grise på dybstrøelse er 75% af emissionen fra stalde med spaltegulve. Ammoniakemissionen fra dybstrøelse kan reduceres med 60% ved at grubbe dybstrøelsen en gang ugentlig (Figur 3), idet man derved fremmer nitrifikationen af ammonium. Imidlertid fremmes derved dannelsen og emissionen af lattergas, der er en potent drivhusgas.

Lagre

Fra lagre af gylle, der ikke danner flydelag, er ammoniakemissionen henholdsvis 6 og 9% af kvælstofindholdet i svine- og kvæggylle (Bode, 1991; Sommer *et al.*, 1993). En overdækning af lagret gylle i form af naturligt flydelag, lecasten (isoleringsmateriale), olie, et trælåg eller lignende reducerer tabet til mindre end 20% af tabet fra gylle uden nogen form for overdækning (Figur 4). Siden Iversen (1957) fra Askov Forsøgsstation i 1957 publicerede sine undersøgelser af ammoniaktab fra fast staldgødning, er der ikke gennemført

Tabel 2. Ammoniakemission fra udbragt husdyrgødning.

Temperatur	Timer fra udbringning	Gylle	Fast møg	Ajle
		Årlig emission, % af totalkvælstof		
°C				
3-7	0-6	5	2,5	5
3-7	0-12	7	3,5	7
3-7	0-24	10	5	10
3-7	0-144	23	11,5	23
7-16	0-6	11	5,5	11
7-16	0-12	16	8	16
7-16	0-24	22	11	22
7-16	0-144	35	17,5	35

større danske og kun få internationale undersøgelser af dette tab (Kirchmann, 1985; Muck og Steinhuis, 1982). På baggrund af disse undersøgelser vurderes det, at der årligt tabes ca. 25% af det samlede kvælstofindhold i lagret fast staldgødning (Tabel 1). Muligvis er tabet i dag større endnu, fordi gødningen lagres i kegleformede stakke med en stor overflade, hvorfra ammoniaktabet vil være større end målt i de danske undersøgelser. Ammoniaktabet fra lagre af fast staldgødning kan formentlig mindskes, hvis gødningen tilføres lagrets bund med en såkaldt mulvarp (Muck og Steinhuis, 1982).

Emissionen af ammoniak fra ajlebeholdere er stærkt afhængig af beholderens afdækning. Iversen (1925) fandt således et tab på 6-49% af ajlens kvælstofindhold ved 8 mdr. opbevaring, afhængig af beholderens tæthed. Det kræves i dag, at ajlebeholdere skal være lukket med en tæt overdækning, og vi anslår at ammoniaktabet derfor højst er 3% af ajlens kvælstof (Tabel 1)

Ammoniaktab ved udspredning

Ammoniaktabet ved udspreddingen af gylle, dvs. fra gyllen forlader sprederen, til det rammer jorden, udgjorde mindre end 4% af $\text{NH}_3\text{-N}$ i gyllen ved måling med en teknik, der inkluderer en vis ammoniakemission efter udspredding. Direkte målinger med en atmosfærisk massebalanceteknik viste tab på mindre end 1% af gyllens ammoniakindhold (Pain et al., 1989). Derfor antages det, at 1% af total N i gyllen tabes under selve udspreddingen med konventionelle gyllespredere. Ammoniaktabet ved udbringning af ajle og staldgødning formodes at være af samme størrelse. Udsprøjtes gylle og ajle ufortyndet med vandingsmaskiner, vil emissionen være væsentlig større.

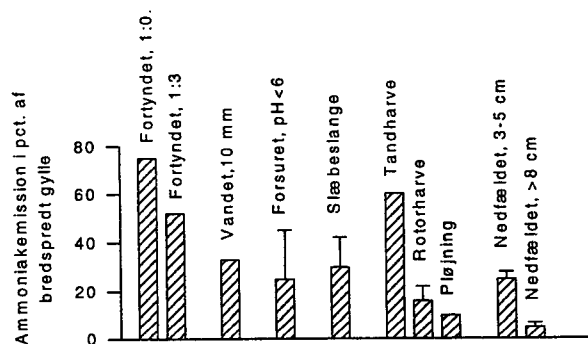
Ammoniaktab fra udbragt husdyrgødning

Størrelsen af ammoniakemissionen fra gylle, ajle og fast staldgødning er afhængig af gødningens sammensætning, klimaet, jordbundsforhold og ud-

bringningsteknik. Under udbringningsteknik henregnes gødningens henliggetid inden nedbringning i jorden (Jarvis og Pain, 1990; Sommer og Hutchings, 1995).

Tabet af ammoniak stiger med stigende temperaturer og henliggetid fra udbringning. Ved høje temperaturer kan en meget betydelig del af gødningens ammoniakindhold tabes indenfor de første 6 timer efter udbringningen. Ammoniaktabet fra gylle på jordoverfladen øges med stigende vindhastighed indtil omkring $2\text{-}3 \text{ m s}^{-1}$. Fra gylle med

højt pH er ammoniaktabet generelt stort, og til sætning af syre reducerer derfor emissionen. Effekten af syretilsætning kan være meget svingende (Figur 5), på grund af varierende alkalinitet, dvs. evnen til at modstå pH ændringer.



Figur 5. Metoder til reduktion af ammoniakemissionen fra gylle udbragt i marken (En standardafvigelse er angivet. Efter Bless et al., 1991 samt Sommer og Hutchings, 1995)

Nedsivning af gylle mindsker effektivt ammoniakemissionen, idet modstanden mod transport af ammonium er høj i jorden og ammonium-ionerne bindes til jordkolloiderne. Ammoniaktabet øges derfor, hvis nedsivningen er ringe på grund af skorpedannelse i jordoverfladen, et højt jordvandindhold, eller hvis gyllens viskositet eller tørstofindhold er højt. Øges jordens infiltrationsevne, reduceres ammoniaktabet fra udbragt gylle. Således er ammoniaktabet ca. halvt så stort ved udbringning af gylle på en porøs nyharvet jord som ved udbringning på en uharvet jord.

Ammoniaktabet kan reduceres ved udbringning af gylle med slæbeslange på jorden under afgrøden i stedet for ved bredspredning på afgrøden. Effekten af at benytte slæbeslange stiger ved stigende afgrødehøjde (Bless, 1992; Sommer, upubliceret). Efter direkte nedfældning eller nedbringning af gødningen er tabet af ammoniak ringe. Ved stigende nedfældningsdybde øges effekten af nedfældningen. (Figur 5). Nedbringning af husdyrgødning ved rotorharvning og pløjning reducerer ammoniakemissionen, og emissionen formindskes ved stigende nedbringningsdybde.

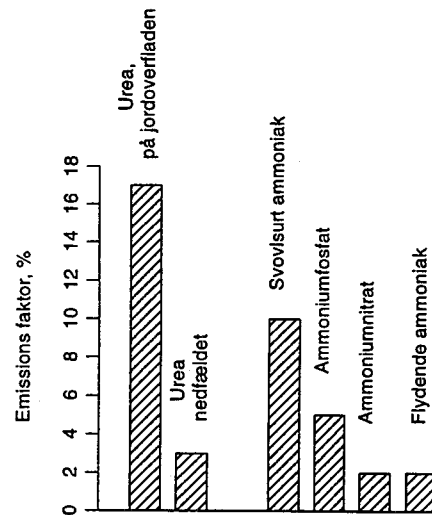
Udbringningsteknikken bør tilpasses klima- og jordforhold. Er vejret varmt og blæsende, bør man undgå at udbringe husdyrgødning, eller gødningen skal i jorden hurtigst muligt. Dette kan give konflikter, da man af hensyn til jordkomprimering og kørefasthed kan være nødt til at vente med udbringning af husdyrgødning til ud på foråret, hvor temperaturen er stigende og gødningen udbringes i en afgrøde, hvor nedharvning eller -pløjning ikke er mulig. Er der en afgrøde i marken hvor gylle eller ajle udbringes kan gødningen med fordel udbringes med slæbeslange eller ved nedfældning. Er afgrøden lav er der mindre effekt af at bruge slæbeslange, og overfladisk nedfældning til få cm's dybe med slæbesko er at anbefale.

Ammoniakemissionen fra fast staldgødning og ajle er undersøgt i begrænset omfang. Generelt må det antages, at tabet påvirkes af de samme faktorer, som er gældende for gylle. Fra udbragt fast staldgødning synes emissionen i pct. af udbragt ammonium dog at være lavere end fra gylle (Bless, 1992). Ammoniakemissionen fra fast staldgødning antages derfor, at være halvt så stort som fra gylle (Tabel 2). Ajlen siver lettere ned i jorden end gylle, og andelen af ammoniakindholdet i ajle, der går tabt ved emission, antages derfor at være mindre end for gylle. Imidlertid er hovedparten af kvælstof i ajle på ammoniakform, det vurderes derfor at ammoniaktabet i pct. af total-kvælstof i ajlen er af samme størrelse som fra gylle.

Ammoniaktab fra handelsgødning

De mest anvendte kvælstofgødninger i Danmark indeholder ammoniumnitrat. En lang række målinger har vist, at ammoniaktabet er 0-4% af N udbragt i ammoniumnitrat. Tabet er lavt, fordi der omkring gødningen med ammoniumnitrat sker en forsuring, og ammoniak kan ikke fordampe fra en sur jord. Det vurderes derfor, at der tabes ca. 2% af N udbragt som ammoniumnitrat (Figur 6).

Flydende ammoniak bliver hovedsageligt nedfældet om foråret i jord tjenlig for tilberedning til



Figur 6. Emissionsfaktorer for handelsgødning (Efter Sommer og Hutchings, 1995).

såbed, dvs. under forhold, hvor jorden er fugtig og porøs. Målinger har vist, at ammoniakemissionen under sådanne forhold er ubetydelig. Ammoniaktabet er derfor sat til 1% af N i nedfældet flydende ammoniak.

Fra urea udbragt på jordoverfladen kan ammoniaktabet andrage fra 3-30% af den udbragte N. Tabene varierer i høj grad med temperaturen og med nedbøren og er påvirket af jordens indhold af ombytteligt calcium og pH. Disse faktorer bør indgå ved vurderinger af ammoniaktabet på markniveau, men for danske, ikke kalkholdige jorde antages det, at ammoniaktabet er 17% af kvælstof i udbragt urea. Nedfældes urea til under 2 cm dybde, er ammoniaktabet ubetydeligt (Figur 6).

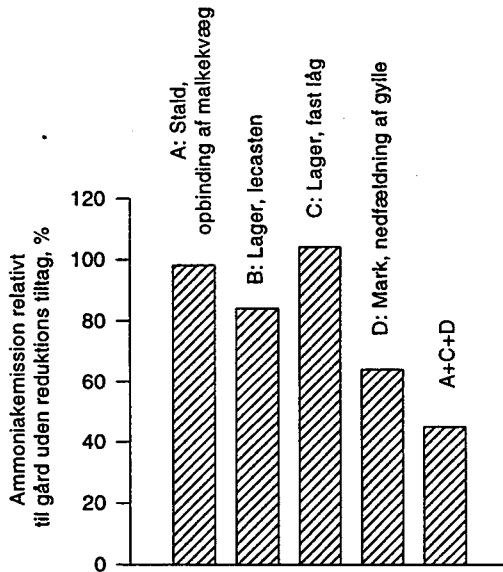
Fra handelsgødninger som svovlsur ammoniak og diammoniumfosfat antages tabet at være ca. 5% af N-indholdet. Dette tab kan imidlertid variere fra at være ubetydeligt til at være mere end 10% af den udbragte N.

Ammoniaktab fra planter

Planter kan både afgive og optage ammoniak fra den omgivende luft. Størrelsen og retningen af ammoniak-transporten afhænger blandt andet af plantens udviklingstrin og kvælstofstatus, klimaforhold, og ammoniak-koncentrationen i luften (Schjørring, 1991). Flere udenlandske undersøgelser har vist, at der årligt kan fordampe 7-15 kg $\text{NH}_3\text{-N/ha}$ fra hvede.

Danske målinger i slutningen af 80'erne viste, at ammoniakemissionen fra byg var 0,5 til 1,5 kg $\text{NH}_3\text{-N/ha}$. Siden er der målt tab fra byg på ca. 6 kg $\text{NH}_3\text{-N/ha}$. En af årsagerne til variationen i de danske målinger er formentlig, at bygsorten benyt-

tet i den første serie af undersøgelser havde et stort kvælstofforbrug ved kernesætning i de pågældende år, mens dette ikke var tilfældet for bygsorten benyttet efterfølgende. Det kvælstof der til overs efter indlejring i kerner, fordampes som ammoniak. Derfor er emissionen højest i år med ringe kernesætning og ved høje gødskningsniveauer. De seneste år har undersøgelser vist, at ammoniaktabet fra korsblomstrede afgrøder (raps) er på samme niveau som for byg.



Figur 7. Effekten af forskellige strategier til begrænsning af ammoniakemission fra en malkebesætning, der er på græs i sommerhalvåret og på stald med spaltegulv, hvor gødningen udmuges som gylle (Sommer og Hutchings, 1995).

Modellering af ammoniakemissionen på gårdniveau

En dynamisk model til beregning af ammoniakemissionen fra en gård med malkebesætning eller med fedekvæg er blevet udviklet af Hutchings *et al.* (1995). I modellen er der indtil videre kun indbygget beregningsmoduler for gårde, hvor staldgødningen findes i form af gylle. Endvidere mangler modellen at tage højde for effekten af gyllens alkalinitet, af ændringer i pH i overfladen af udbragt gylle, samt af jordens infiltrationskapacitet.

Med modellen kan det f.eks. vises, at ammoniaktabet reduceres ved at øge græsningsperioden for fedekvæg. Fra et storkreatur, der er på stald hele året emitteres ca. 8,3 kg N pr. år. Er dyret på græs halvdelen af året i løbet af sommeren, vil emissionen være 4,8 kg N pr. år. Reduktionen i emissionen skyldes, at ammoniaktabet fra græssende dyr er lavt, da der ikke er emission fra gødningsklatter, og urea i urin siver ned i jorden før det hydrolyse-

res; ammoniakemissionen fra urinpletter er derfor væsentlig lavere end fra udbragt gylle, der har et højere tørstofindhold og derfor en ringere infiltrationsevne. Fra dyr på stald er der også flere emissionskilder (stald, lager og udbragt gødning).

Modellen kan også benyttes til at beregne vekselvirkninger ved forskellige tiltag til begrænsning af ammoniakemission fra landbruget (Sommer og Hutchings, 1995). Reduceres ammoniakemissionen fra stalde, øges ammonium-indholdet i og dermed ammoniak emissionen fra lagret og udbragt gylle. Sådanne effekter kunne håndteres med en regnearksmodel. Med den dynamiske model kan det imidlertid vises, at et låg på gyllebeholdere begrænser ammoniaktabet og også øger tørstofindholdet i gyllen, fordi nedbør ikke opsamles i beholderen. Hvis gyllen derpå bredspredes i marken, vil det højere tørstofindhold mindske infiltrationen og dermed øge ammoniakemissionen. Konsekvensen heraf er, at et låg på gyllen ikke reducerer det samlede ammoniaktab (Figur 7). Med modelberegningerne kan vi vise, at nedfældning løser dette problem.

Disse simuleringer viser, at de første tiltag til reduktion af ammoniakemission fra landbrug med gylle skal ske i marken og ved lagring. Den øgede planteoptagelse af ammonium kan til dels finansiere udgifterne til de nye teknikker. Det er muligt at mindske emissionen ved at ændre staldsystemerne; men denne strategi kan øge omkostningerne ved produktionen. F.eks. etablering af filtre til rensning af luften fra ventilationsafkast. Det kan vise sig, at en effektiv strategi til at begrænse ammoniakemission fra landbruget vil være, at reducere mængden af udskilt ammonium fra dyrene. Dette kan ske ved en ændret fodringsstrategi og ved at balancere protein- og aminosyreindtaget i foderet.

I bestræbelserne på at reducere ammoniakemissionen fra landbruget er det vigtigt at inddrage en vurdering af sideeffekter ved de tiltag man benytter. Her er nævnt effekter som dyrenes velfærd, drivhusgas-emission i form af lattergas, korrosion af installationer og maskiner, og arbejdsmiljø. Det skal også vurderes om en ændret produktion er rentabel, og om man ved at kræve en reduktion i emissionen reelt bringer produktionen til ophør. Alternativt om man skal udvikle et system så udgifterne til en ændret produktion lægges over på forbrugeren.

Litteraturliste

- Bless, H.-G. (1992). Ammonia emission after the application of manure in the field. I HELCOM, 1991 *Nitrogen and agriculture international workshop* (Redaktører Bonde T.A. og Schell U.) Balt. Sea Environ. Proc. No. 44. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark. Pp. 28-37.
- Bless, H.-G., Beinhauer R. og Sattelmacher B. (1991). Ammonia emission from slurry applied to wheat stubble and rape in North Germany. *J. Agric. Sci. Camb.* 117, 225-231.
- Bode, M.J.C. (1991). Odour and ammonia emissions from manure storage. I *Odour and ammonia emissions from livestock farming* (Redaktører Nielsen V.C., Voorburg J.H. og L'Hermite P.) Elsevier Applied Science London and New York. Pp. 59-66.
- Bristow A.W., Whitehead D.C. og Cockburn J.E. (1992). Nitrogenous constituents in the urine of cattle, sheep and goats. *J. Sci. Food Agric.* 59, 387-394.
- Bussink, D.W. (1994). Relationship between ammonia volatilisation and nitrogen fertilizer application rate, intake and excretion of herbage nitrogen by cattle on grazed swards. *Fertil. Res.* 38, 111-121.
- Dourmad J.Y., Henry Y., Bourdon D., Quiniou N. og Guillou D. (1993). Effect of growth potential and dietary protein input on growth performance, carcass characteristics and nitrogen output in growing-finishing pigs. I *Nitrogen flow in pig production and environmental consequences* (Redaktører Verstegen M.W.A., den Hartog L.A., van Kempen G.J.M. og Metz J.H.M.). Purdoc Scientific Publishers, Wageningen Nederlandene. Pp. 206-211.
- ECETOC (1994). Ammonia emission to air in Western Europe. Technical Report No. 62, European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals. Brussels Belgium. pp 195.
- Henriksen L.H., Bak J., Asman W.A.H. og Andersen H.V. (1995). Ammoniakemission fra landbruget. Miljøprojekt nr. 283. Udgivet af Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen. Pp77.
- Hutchings N., Sommer S.G. og Jarvis S. C. (1995). A model of ammonia volatilization from a grazing livestock farm. *Atmos. Environ.* In press.
- Iversen K. (1925). Undersøgelser vedrørende ajlens opbevaring. *Tidsskr. Planteavl.* 31, 149-168.
- Iversen K. (1957). Staldgødningens opbevaring og udbringning. *Tidsskrift Planteavl* 60, 1-19.
- Jarvis S.C., Hatch D.J. og Roberts D.H. (1989a). The effects of grassland management on nitrogen losses from grazed swards through ammonia volatilization; the relationship to excretal N returns from cattle. *J. Agric. Sci. Camb.* 112,205-216.
- Jarvis S.C. , Hatch D.J. og Lockyer D.R. (1989b). Ammonia fluxes from grazed grassland: annual losses from cattle production systems and their relation to nitrogen inputs. *J. Agric. Sci. Camb.* 113, 99-108.
- Jarvis S.C. og Pain B.F. (1990). Ammonia volatilization from agricultural land. *Proceedings No. 298 the Fertiliser Society, London England*, Pp. 35.
- Kirchmann H. (1985). Losses, plant uptake and utilization of manure nitrogen during a production cycle. *Acta Agric. Scand. , Supplementum 24*, 1-77.
- Koerkamp P.W.G. Groot. (1994). Review on emissions of ammonia from housing systems for laying hens in relation to sources, processes, building design and manure handling. *J. Agric. Engng. Res* 59, 73-87.
- Muck R.E. og Steenhuis T.S. (1982). Nitrogen losses from manure storages. *Agric. Wastes* 4, 41-54.
- Oldenburg J. (1991). Ammonia emissions from animal houses. I HELCOM, 1991 *Nitrogen and agriculture international workshop* (Redaktører Bonde T.A. og Schell U.) Balt. Sea Environ. Proc. No. 44. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark. Pp. 11-16.
- Pain B.F., Phillips V.R., Clarkson C.R. and Klarenbeek (1989). Loss of nitrogen through ammonia volatilization during and following the application of pig or cattle slurry to grassland. *J. Sci. Food Agric.* 47, 1-12.
- Petersen S.O., Sommer S.G. og Aaes O. (1995). Ammonia losses from dung and urine of grazing cattle: Effect of N intake. *Atmos. Environ.* Submitted.
- Safley L.M., Westerman P.W and Barker J.C. (1986). Fresh dairy manure characteristics and barnlot nutrient losses. *Agric. Wastes* 17, 203-215.
- Schulze, E.-D., Vries W. de, Hauhs M., Rosén K., Tamm S.-O. og Nilsson J. (1989). Critical loads for nitrogen deposition on forest ecosystems. *Water Air Soil Pollut.* 48: 451-456.
- Schjørring, J.K. (1991). I *Trace gas emissions by plants* (Redaktører Sharkey T.D. et al.) Academic Press, Inc. Harcourt Brace Jovanovich, Publishers. New York. Pp. 267-291.

Schjørring, J.K. (1995). Long-term quantification of ammonia exchange between agricultural cropland and the atmosphere-I. Evaluation of a new method based on passive flux samplers in gradient configuration. Atmos. Envir. 29: 885-893.

Sommer S.G, Christensen B.T., Nielsen N.E. og Schjørring J.K. (1993). Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry: effect of surface cover, 121, 63-71.

Sommer, S.G. (1994). Ammoniakemission i Danmark. Vand & Jord. 5: 210-214.

Sommer, S.G og Hutchings, N. (1995). Techniques and strategies for the reduction of ammonia emission from agriculture. Water Air Soil Pollut. In press.

Spredning og nedfald

Willem A. H. Asman, Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Atmosfærisk Miljø

Transport- og depositionsprocesser

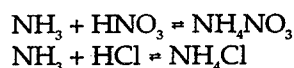
I naturen finder der udveksling sted mellem luften og overfladen (vegetation, jord og hav). Går fluksen fra overfladen til atmosfæren kaldes den emission. Hvis den går fra atmosfæren til overfladen kaldes den tørdeposition. Tørdeposition er både betegnelsen for processen og for den mængde, der fjernes ved denne proces. De fleste kvælstofforbindelser som virker eutrofierende eksisterer ikke i overfladen, og derfor kan der kun finde tørdeposition af disse stoffer sted. Undtagelser er NH_3 og NO , som også kan emitteres. Udvekslingen mellem luften og overfladen forårsages af lufthvirvler, som kaldes turbulens.

Tørdepositions hastigheden afhænger af stoffernes og overfladernes egenskaber og meteorologiske forhold. Tørdepositions hastigheden af NH_3 er langt større end tørdepositions hastigheden af NH_4^+ aerosol. Tørdepositions hastigheden af NO , NO_2 og NO_3^- aerosol er meget lavere end for NH_3 , mens tørdepositions hastigheden af HNO_3 til gengæld er lidt større end for NH_3 . Mere information om tørdeposition findes i Asman *et al.* (1994b, 1994c) og Sutton *et al.* (1994).

Våddeposition er både betegnelsen for processen, hvorved stoffer fjernes fra atmosfæren ved nedbør, samt for den mængde, der fjernes ved denne proces. Stoffer kan fjernes ved optagelse i skyerne (in-cloud scavenging) og ved optagelse under skyerne (below-cloud scavenging) (se Asman og Jensen, 1993 for en oversigt).

Ved reaktioner omdannes atmosfæriske stoffer til reaktionsprodukter med andre fysiske og kemiske egenskaber end udgangsstofferne. Udgangsstofferne og reaktionsprodukterne fjernes af denne grund ofte med forskellige hastigheder fra atmosfæren. At reaktionerne er vigtige kan illustreres med NH_3 som eksempel. NH_3 fjernes relativt hurtigt ved tørdeposition sammenlignet med reaktionsproduktet NH_4^+ i partikler. En hurtig reaktion fra NH_3 til NH_4^+ vil bevirke, at der fjernes relativt mindre NH_x ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) fra atmosfæren end hvis reaktionen var langsom. Derved kan NH_x transporteres over større afstande end det ellers ville have været tilfældet. En oversigt over reaktioner af kvælstofkomponenter findes i Hertel *et al.* (1993).

I Vesteuropa vil det meste NH_3 reagere med syreholdige partikler, som indeholder bl.a. svovlsyre (H_2SO_4). Derved dannes NH_4^+ i partiklerne. En mindre del reagerer med HNO_3 og HCl og danner NH_4NO_3 - og NH_4Cl -holdige partikler:

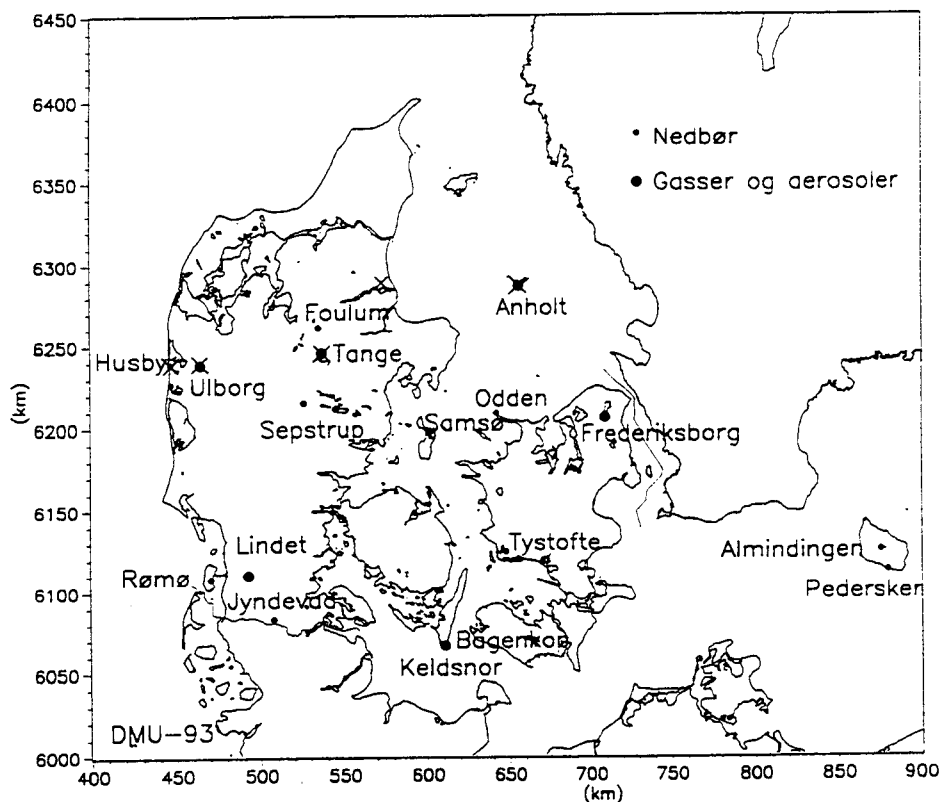


Disse reaktioner kan, i modsætning til reaktionen med H_2SO_4 , forløbe i begge retninger, dvs. at det i partiklerne dannede NH_4^+ kan fordampe igen, hvorved NH_3 dannes. Den gennemsnitlige omdannelseshastighed fra NH_3 til NH_4^+ i partikler i Vesteuropa er ca. 30% i timen (Erisman *et al.*, 1988; Asman and Janssen, 1987).

Reaktionerne mellem NO_x og reaktionsprodukterne er meget indviklede, fordi der indgår mange stoffer i reaktionerne. Det meste NO_x emitteres som NO , men reagerer ofte hurtigt videre til NO_2 (og for en ringe del til HNO_2). NO_2 reagerer videre til gasformig HNO_3 , som kan optages af partikler, hvorved NO_3^- -holdige partikler dannes. Mange reaktioner forløber under indflydelse af sollys. Selvom HNO_3 - og NO_3^- -holdige produkter er de vigtigste med hensyn til depositionen, findes der dog mange andre produkter, der giver et bidrag.

Koncentrationer af NH_3 i baggrundsområder

Atmosfærisk NH_3 kan måles ved forskellige metoder. Afhængigt af koncentrationsniveauet, præcisionskrav, behov for tidsopløsning og økonomiske muligheder. Et fælles træk for de fleste målemetoder er, at den gasformige NH_3 oftest er vanskelig at skelne fra den partikelbårne NH_4^+ . Bl.a. i forbindelse med "Vandmiljøplanens Overvågningsprogram" (Hovmand *et al.*, 1993) anvendes en filtreringsmetode, den såkaldte "filter pack" metode. Denne metode er praktisk og økonomisk anvendelig, idet håndteringen, bl.a. for stationspassere, er overkommelig, og der opsamles flere komponenter i ét opsamlingsforløb. Metoden er dog forbundet med visse interferenser. En anden målemetode er de såkaldte "denudere". Denudere findes i forskellige udformninger og grader af automatisering, og dette metodeprincip er mere NH_3 -specifikt end filter pack'en. Metoden er dog meget arbejdskræ-



Figur 1. Målestationer i det atmosfære- og nedbørskemiske målenet. På akserne er angivet km i UTM-koordinater. Gengivet fra Hovmand et al. (1993). Figuren er tilføjet lokaliteter (X), hvor der i perioder er udført NH_3 -målinger.

vende, og de mere avancerede typer denudere er også økonomisk "tunge". Denudermetoder anvendes idag i forbindelse med projekter til undersøgelser af døgnvariationen af NH_3 koncentrationen, bestemmelse af NH_3 -flukse i skov- og havområder samt til bestemmelse af spredning af NH_3 i baggrundsområder.

Koncentrationsniveauer

Siden 1989 er der i forbindelse med "Vandmiljøplanens Overvågningsprogram" rutinemæssigt målt NH_3 på seks lokaliteter i Danmark (bl.a. Hovmand et al., 1993), se figur 1. Disse målinger er døgnmiddelværdier bestemt ved hjælp af filter pack metoden. Filter pack målingerne underestimerer formodentlig i størrelsesorden 20-30% på stationer, der er påvirket af havet. Årsgennemsnittet for de enkelte stationer i årene 1990-1992 er angivet i Tabel 1. NH_3 -koncentrationen i atmosfæren varierer med tid og sted. I 1990 og 1991 var koncentrationsniveauet højest i den varme årstid, men med forhøjede forårs- og efterårsværdier i forbindelse med gyllespredning. NH_3 -emission fra modnende afgrøder medvirker muligvis også til at forhøje niveauerne i efteråret (Hovmand og Grundahl, 1991; Hovmand et al., 1992). I 1992 var koncentrationsniveauet højest i den varme årstid med maximum i maj, juni og august (Hovmand et al., 1993). Målestationerne imellem er forskellene i koncentrationsniveauerne i overensstemmelse med forskellene i emissionstæthed i de omkring-

liggende områder. Målingerne er dog kun repræsentative for den nærmeste omegn og kan ikke direkte benyttes til at beregne gennemsnitskoncentrationer for Danmark.

Af tabel 1 fremgår koncentrationsniveauerne for partikulært NH_4^+ , totalmængden af gasformigt HNO_3 og partikulært NO_3^- , samt NO_2 i årene 1990-1992 på overvågningsprogrammets stationer. Det ses, at NH_3 -koncentrationen er mere variabel stationerne imellem end de øvrige kvælstofforbindelser. Dette gælder også den tidsmæssige variation over året (Hovmand og Grundahl, 1991; Hovmand et al., 1992; Hovmand et al., 1993).

Lokale og regionale variationer

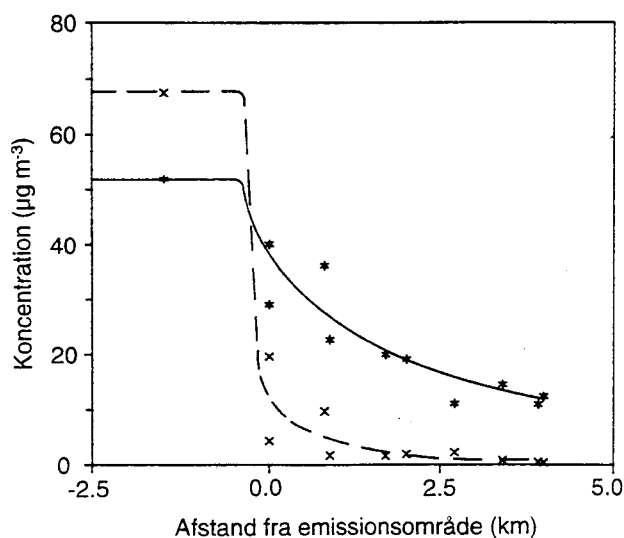
Der er stor geografisk variation i NH_3 -emissionerne og kildestyrken, og fordelingen i tid og sted er stærk varierende. Disse forhold gør det vanskeligt at lave en NH_3 -måling, der er repræsentativ for et større område.

I forbindelse med tørdepositionsmålinger i Ulborg er der målt 3-times middelværdier af NH_3 . Målingerne viser store variationer indenfor døgnnet, ofte med forhøjede værdier midt på dagen og om natten, når turbulensen i luften er meget lav (Andersen et al., 1993). I 1994 er påbegyndt et projekt med korttidsmålinger af NH_3 til undersøgelse af korttids-koncentrationsfluktuationerne i et landbrugsområde (Asman, 1994).

Tabel 1. Årsmiddelværdier af NH_3 koncentrationen i 1990, 1991 og 1992 målt vha. filter pack metoden på de seks lokaliteter i "Vandmiljøplanens Overvågningsprogram" (Hovmand et al., 1991; Hovmand et al., 1992; Hovmand et al., 1993).

Stof enhed	$\text{NH}_3\text{-N}$ mg m^{-3}			$\text{NH}_4^+\text{-N}$ mg m^{-3}			$\text{NO}_3^-\text{-N}$ total mg m^{-3}			$\text{NO}_2\text{-N}$ mg m^{-3}		
	1990	1991	1992	1990	1991	1992	1990	1991	1992	1990	1991	1992
Ulborg	0.45	0.53	0.55	2.1	2.3	1.8	1.04	1.11	0.96	1.5	1.6	1.1
Tange	1.64	1.53	1.58	2.4	2.5	2.1	1.09	1.22	1.14	2.2	-	-
Anholt	0.17	0.17	0.20	1.8	1.9	1.6	0.95	1.08	0.98	1.9	2.4	1.7
Frederiksb.	0.35	0.22	0.29	2.3	2.3	1.9	1.08	1.12	1.00	3.8	-	-
Lindet	1.60	1.74	1.67	2.5	2.8	2.3	1.22	1.42	1.26	-	-	-
Keldsnor	0.91	0.81	1.05	2.9	2.8	2.7	1.52	1.48	1.47	2.7	-	-
Gennemsnit	0.85	0.83	0.89	2.3	2.4	2.1	1.15	1.24	1.14	2.4	2.0	1.4
CV %	76	80	72	16	14	19	18	14	18	33	-	-

I 1993 påbegyndtes et projekt med målinger af de horisontale NH_3 gradienter over skov (Hovmand, 1994). Disse målinger viser et fald i koncentrationen på 25-50% pr. km fra landbrugsområde og ind over en skov i Vestjylland (Ulborg). Hollandske målinger af horisontale gradienter har også vist fald i koncentrationen, når vinden bringer luften fra landbrugsområder ind over naturområder, figur 2 (Asman et al., 1989). Den horisontale gradient ind over naturområder skyldes hovedsageligt den atmosfæriske opblanding (fortynding) af emissionerne fra landbrugsområderne, men også deposition og til en vis grad omdannelse af NH_3 spiller ind.



Figur 2. Målt horisontal NH_3 -gradient om dagen (optrukne linie) og om natten (stiplede linie). Vinden kommer fra landbrugsområdet, som ligger mellem -2,5 og 0 km. Området mellem 0 og 5 km er et naturområde (Asman et al., 1989).

Udover emissionstætheden er koncentrationsniveauet af NH_3 påvirket af temperaturen og i nogen grad partiklernes sammensætning (Andersen, 1993). Da disse parametre har en relativ lille variation over selv større områder, kan det derfor forventes, at der til en vis grad er en sammenhæng mellem NH_3 -koncentrationerne målt på forskellige lokaliteter, omend med forskellige niveauer. Dette har også vist sig at være tilfældet, dog stadig med stærk indflydelse fra lokalområdet (Andersen, 1993). I Sydøstengland fandt Allen et al. (1988) en korrelation mellem ugemiddelværdier af NH_3 målt på forskellige stationer, der ikke umiddelbart var påvirket af lokale NH_3 -kilder. I et landsdækkende monitoringsprogram i Danmark med NH_3 -målinger i 1988-89, blev der ligeledes observeret en sammenhæng mellem fjortendagesmiddelværdier fra forskellige stationer (Andersen, 1990).

Depositionsestimater på baggrund af målinger

Tørdeposition af gasser kan bestemmes ved samtidige målinger af mikrometeorologi og atmosfærens koncentration af gasser. Med disse metoder kan den aktuelle fluks bestemmes, men metoderne stiller store krav til målesteds overfladekarakteristika og målingernes præcision. Der udføres tørdepositions målinger over skov (Andersen et al., 1993) i forbindelse med "Ionbalanceprojektet", som har til formål at bestemme ind- og udgående stofflukse i skovøkosystemet (bl.a. Hovmand et al., 1994). Der er gennemført tørdepositions målinger over hav (Asman et al., 1994c) og nye forskningsprogrammer med havmålinger er igangsat.

Ferm (1986) har udviklet en "passiv" metode til fluksmåling. Denne metode er anvendt i forbindelse med fluksmålinger i landbrugsområder (Ferm og Christensen, 1987; Schjørring et al., 1992), men metoden er endnu ikke dokumenteret til brug i baggrundsområder, hvor fluksen er mindre.

Tørdeposition af NH₃

Tørdepositionen, fluksen F, estimeres ud fra produktet af tørdepositionshastigheden, v_d , og den atmosfæriske koncentration af stoffet c, $F=v_d \times c$. Pga. vertikale luftbevægelser og horisontale vinde ændres depositions-hastigheden og stofkoncentrationen hele tiden og indbyrdes uafhængigt. De bedste tørdepositionsestimater fås derfor ved at bestemme koncentrationer og depositions-hastigheder over så korte tidsintervaller som muligt. Koncentrationen kan oftest måles i korte tidsintervaller (timer) over længere perioder. Måling af tørdepositionshastigheden er som regel begrænset til kortere perioder pga. de omfattende og store krav til metoderne. Det er ofte nødvendigt at estimere en tørdepositionshastighed på døgn, månedlig eller endog årlig basis, og derved introduceres store usikkerheder på tørdepositionsestimaterne.

Der er foretaget estimater af NH₃-tørdeposition på baggrund af målinger i forbindelse med "Vandmiljøplanens Overvågningsprogram". Depositionsestimaterne er lavet på baggrund af årsmiddelværdier og en estimeret depositions-hastighed for data fra 1990 og 1991. Depositionsværdierne er udregnet for bl.a. koncentrationsmålinger fra Anholt for at præsentere et estimat for Kattegat (Hovmand og Grundahl, 1991; Hovmand et al., 1992). Depositionsestimaterne på 1992 data er beregnet vha. ACDEP-modellen, der omtales senere. Ud fra døgnmålinger og målinger af vindhastigheder er depositionen på vandoverflader beregnet vha. modellen (Hovmand et al., 1993). Værdierne for 1992 fra hhv. Anholt (repræsenterer Kattegat) og Keldsnor, Tange og Ulborg (repræsenterer Bælterne og den jyske kyst) er angivet i tabel 2.

Tørdepositions-målinger i forbindelse med Hav 90 er rapporteret af Asman et al. (1994c). Målingerne viste, at selve teorigrundlaget for depositionsbestemmelsen over hav ikke er tilstrækkeligt, og at der stadig er mange ukendte faktorer, der spiller ind ved måling af flukse over hav (Asman et al., 1994c).

Tabel 2. Depositionsestimater til hav på baggrund af data fra 1992 på Keldsnor, Ulborg og Tange (repræsenterer Bælterne og den jyske kyst) samt Anholt (repræsenterer Kattegat) i forbindelse med "Vandmiljøplanens Overvågningsprogram" (Hovmand et al., 1993).

Tørdeposition kg N/ha			Våddeposition kg N/ha		
Lokalitet	Keldsnor, Ulborg og Tange	Anholt	Lokalitet	Keldsnor, Ulborg og Tange	Anholt
NH ₃ gas	2.9	0.68	NH ₄ ⁺	4.5	3.2
HNO ₃ gas	0.22	0.35	NO ₃ ⁻	3.6	4.0
NO ₃ ⁻ + NH ₄ ⁺ partikel	0.22	0.18			
Sum N	3.3	1.2	Sum N	8.1	7.2

Tabel 3. Depositionsestimater for nåleskov fra skovstationerne Ulborg, Frederiksborg (Fred.) og Lindet. Tørdepositionsestimaterne er udregnet vha. årsgennemsnit for målinger og et estimeret årsgennemsnit for depositions-hastigheden. For NH₃ er tørdepositionshastigheden sat til 2,5-4,0 cm s⁻¹, derfor optræder værdierne som et interval. Værdierne er fra Hovmand et al. (1994).

Tørdeposition kg N ha ⁻¹ år ⁻¹				Våddeposition kg N ha ⁻¹ år ⁻¹			
Station	Ulborg	Fred.	Lindet	Station	Ulborg	Fred.	Lindet
NH ₃ gas	4.3-6.8	2.2-3.5	12-19	NH ₄ ⁺	3.4	3.5	5.1
NH ₄ ⁺ part.	1.3	1.3	1.6	NO ₃ ⁻	3.6	3.3	4.1
NO ₂ gas	1.7	3.4*	3.4*				
NO ₃ ⁻ total	3.2	3.4	4.2				
Sum N	10.5-13.0	10.4-11.7	21.2-28.5	Sum N	7.0	6.8	9.2

* Beregnet ud fra tidligere års målinger

I forbindelse med "Ionbalanceprojektet" er de positionerne udregnet på baggrund af årsgennemsnit af koncentrationsmålingerne samt et formodet årsgennemsnit af tørdepositionshastigheden. Disse værdier er angivet i tabel 3.

De målte tørdepositionshastigheder over skov i Ulborg viste en relation til de meteorologiske forhold, hvilket gør det muligt at estimere depositions hastigheden på døgnbasis ud fra rutinemæssige meteorologiske målinger (Andersen et al., 1993). Der er stadig variationen inden for døgnet, både af koncentration og depositions hastighed, men det er dog en stor forbedring med døgn gennemsnit i forhold til et måneds- eller årsgennemsnit af koncentration og depositions hastighed. Estimatet udregnet på baggrund af døgnmiddelværdier for koncentration og depositions hastigheder gav en gennemsnitlig fluks på ca. 7 kg NH₃-N m³ for vækstsæsonen 1991. Dette estimat er ca. en faktor tre højere end tidligere antaget. Endvidere betyder dette, at NH₃ alene bidrager med ca. halvdelen af den samlede tørdeposition af kvælstof samt, at NH₃ tørdepositionen er af samme størrelsesorden som den totale våddeposition på lokaliteten (jvf. tabel 3). Senere målinger fra Ulborg har dog vist, at den fundne relation ikke altid gælder, og at depositions hastighederne ind imellem er lavere.

Deposition af NH₃ i relation til den totale deposition af N-forbindelser

Ved vurdering af forskellige komponenters bidrag til tørdepositionen skal både koncentration og tørdepositions hastighed for den enkelte komponent tages i betragtning. For kvælstofforbindelser som NH₃/NH₄⁺ og HNO₃/NO₃⁻ gælder det, at kvælstofforbindelserne på partikelform oftest forekommer i højere koncentrationer end de tilsvarende forbindelser på gasform, men tørdepositions hastigheden af gasserne er op til en størrelsesorden større end for de tilsvarende partikler. Disse forhold bevirker, at gasformen, trods sin oftest lavere koncentration, kan bidrage mere til den samlede tørdeposition af kvælstofforbindelser end partiklerne. Tørdepositionens bidrag til kvælstofbelastningen i danske baggrundsområder bestemmes især af forekomsten af NH₃ og HNO₃. Det skal dog bemærkes, at kendskabet til HNO₃ koncentrationsniveauerne er meget lille. Der er foretaget periodevise målinger som led i "Vandmiljøplanens Overvågningsprogram" (Andersen og Hilbert, 1993) samt "Hav 90" (Asman et al., 1994c). NO₂ har en væsentlig lavere depositions hastighed pga. gassens ringe vandopløselighed. NO₂ og partikelformig kvælstof medvirker dog også til den samlede kvælstofdeposition til vegetationsoverflader, da de lave depositions hastigheder for disse forbindelser til en vis grad kompenseres af højere koncentrationsniveauer. NO₂ deponeres kun i meget ringe grad til hav pga. den lave vandopløselighed (Hovmand et al. 1993).

Våddepositionen måles rutinemæssigt i forbindelse med "Vandmiljøplanens Overvågningsprogram" på et stort antal lokaliteter landet over (jvf. figur 1). Opsamlingen af nedbør er foretaget vha. "bulkopsamlere", dvs. plasttragte, der er eksponeret både i våde og tørre perioder. Ved hensigtsmæssig placering af tragten udgør tørdepositionen i opsamlere mindre end 5-15% af våddepositionen (Hovmand et al., 1993). Der indsamles prøver hver fjortende dag. Våddepositionen af kvælstofforbindelserne NH₄⁺ og NO₃⁻ er relativt konstant over større områder, dog er de positionen til hav- og kystpåvirkede arealer lidt lavere end til landområder (Hovmand et al., 1993).

Tabel 2 angiver tørdepositionsestimaterne for NH₃ og andre kvælstof-forbindelser samt for våddepositionen på Keldsnor, Tange og Ulborg (repræsenterer Bælterne og den jyske kyst) og Anholt (repræsenterer Kattegat) (Hovmand et al., 1993). Depositionsestimaterne for Bælterne og den jyske kyst viser, at NH₃ udgør størsteparten af tørdepositionen, og tørdeponeret NH₃ udgør knap 40% af våddepositionen. På Anholt ses, at NH₃ udgør lidt mere end halvdelen af den samlede tørdeposition. NO₂ er ikke medtaget, idet den foreliggende beregningsmetode viser, at NO₂ kun bidrager med 0.2 kg N km² pga. den meget ringe opløselighed i vand (Hovmand et al., 1993). Totaldepositionen af N-forbindelser på Anholt er klart domineret af våddepositionen. NH₄⁺ udgør ca. halvdelen af våddepositionens N-bidrag. Denne NH₄⁺ stammer fra omdannet NH₃, men er ikke nødvendigvis af dansk oprindelse. Tabel 3 angiver værdierne for forskellige skov lokaliteter (Hovmand et al., 1994).

På skovstationerne ses, at NH₃ bidrager med en betragteligt del af kvælstoffet både i forhold til tørdepositionen af de øvrige N-forbindelser og våddepositionen.

Modeller til beregning af deposition

Den danske situation er således, at ca. 8% af Danmarks areal er naturområder, som for det meste består af relativt små områder omgivet af landbrugsområder. Det relativt større bidrag fra tørdeposition af NH₃ fra nærliggende landbrugsområder gør det svært at modellere kvælstofdepositionen til danske naturområder godt.

For NH₃ er det, som tidligere nævnt, nødvendigt at bruge modeller, da der ellers kræves et stort antal målestationer for at kende den geografiske, rumlige og tidlige variation i tørdepositionen. Ligeledes er det nødvendigt at bruge modeller for at beregne import/eksport fra/til Danmark. Desuden kan modeller anvendes til at beregne betydningen af de forskellige processers bidrag til deposition af samme stof (f.eks. bidraget fra in- og below-cloud scavenging).

På DMU Afdelingen for Forureningskilder og Luftforurening findes 2 modeller til beregning af depositionen med relativ stor opløsning for Danmark. Begge modeller har deres begrænsninger, men TREND-modellen er anvendt til beregning af ammoniakdeposition, da et depositionsestimat ikke kan baseres på målinger.

TREND-modellen

TREND-modellen er en statistisk atmosfærisk transportmodel, som er udviklet ved National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Holland.

Et mål med TREND-modellen var at fortolke målinger fra det nationale hollandske målnet. Målnettet har eksisteret siden begyndelsen af halvfjerdserne og består af 100-200 fuldautomatiske målestationer for bl.a. timeværdier af SO_2 , NO_x , O_3 og CO timeværdier, ca. 25 nedbørsstationer og ca. 8 aerosolstationer. Desuden indgår der målinger fra ca. 25 meteorologiske stationer. Målingernes store tidsmæssige og rumlige opløselighed har gjort det muligt at studere processer, som bagefter kunne bygges ind i modellen. TREND-modellen har vist sig også at give gode resultater for Europa (Asman & van Jaarsveld, 1992). TREND-modellen kan håndtere både punkt og fladekilder. Punktkilderne kan behandles som rigtige punktkilder, dvs. at spredning af forurening fra disse kilder beskrives som røgfaner, der ikke med det samme bliver fordelt over den nederste opblandede del af atmosfæren (blandingslaget). Modellen kan derfor beregne vertikale koncentrationsprofiler. Fladekilder kan have en hvilken som helst højde og størrelse i modellen, og de behøver ikke at være fordelt på et regelmæssigt gitternet. Modellen har derfor den regnetidsmæssige fordel, at man f.eks. kan have høj detaljeringsgrad for kilderne i Danmark og mindre detaljering for fjerne kilder.

I TREND-modellen er de meteorologiske forhold ens for hele modelområdet, dvs. at tørdepositionshastigheden og nedbørsmængden og -frekvensen er ens for hele modelområdet. TREND-modellen kan pga. sin opbygning ikke tage hensyn til forskelle i overfladens beskaffenhed, men tørdepositionshastigheden, nedbør osv. kan godt være en funktion af f.eks. tidspunkt på dagen eller af sæsonen.

TREND-modellen tager højde for, at vindhastigheden og vindretningen ændres med højden. TREND-modellen regner derfor med forskellige trajektorier for kilder i forskellige afstande fra receptorer.

I TREND-modellen bruges lineær kemi, dvs. at omdannelseshastigheden af et stof i modellen

udelukkende afhænger af koncentrationen af udgangsstoffet (NH_3 og NO_x) og ikke af andre stoffer. Det har den fordel, at det er muligt at beregne depositionen i et punkt ved at opsummere bidrag fra alle individuelle kilder til depositionen i punktet. Det har dog den ulempe, at resultaterne, især ved NO_y , ikke altid er helt realistiske. NO_y består af en række stoffer opdelt i to grupper: NO_y udgøres af NO og NO_2 , mens deres reaktionsprodukter, NO_3 , udgøres af NO_3 -aerosol, HNO_3 , HNO_2 og PAN. Modellen har den ulempe, at stofferne slås sammen gruppevis i beregningerne og håndteres med én overflademodstand eller tørdepositionshastighed for hver gruppe. I virkeligheden afhænger disse parametre af de indbyrdes koncentrationsforhold af stofferne indenfor grupperne. Det spiller især en rolle, når emissionerne ændres drastisk.

TREND-modellen er en statistisk model: I den nuværende version af TREND-modellen udregner man bidraget fra en kilde til afsætningspunkter for 6 forskellige stabilitetsforhold og 12 vindretningssektorer. Bagefter bliver bidragene vægtet, således at der beregnes et gennemsnit, baseret på de forskellige situationers hyppighed.

I TREND-modellen beregnes våddeposition ved hjælp af statistik for nedbørsintensitet og længden af sammenhængende nedbørsperioder. TREND-modellen kan beskrive fjernelse af luftforureningskomponenter med nedbør i og under skyerne særskilt. Det kan i nogle tilfælde, specielt for lave kilder, være vigtigt, fordi stofferne i og under skyerne fjernes med forskellig hastighed.

En ulempe ved, at TREND-modellen er baseret på statistik, er, at den er mindre egnet til beregning af koncentrationer og depositioner for perioder under en uge. Det vil sige, at modellen ikke vil kunne vise den tidsmæssige udvikling time for time, som det er muligt med EMEP-modellen (for hver 6. time), men godt kan vise døgnvariationer midlet over f.eks. en måned.

For øjeblikket kan der i TREND-modellen kun anvendes meteorologisk statistik for Holland (10-års gennemsnit). I princippet kan modellen anvendes med meteorologi fra andre steder (f.eks. Danmark), men det kræver meteorologiske data for det pågældende område med en såkaldt meteorologisk præprocessor. DMU-FOLU har meteorologiske data for Danmark for ca. 10 år til rådighed, bortset fra information om nedbørsintensiteten og -varigheden.

At de meteorologiske forhold er ens for hele modelområdet betyder, at tørdepositionshastigheden er ens for skove og heder, mens den i virkeligheden f.eks. vil være mere end dobbelt så stor for

skove end for heder. Af denne grund vil TREND-modellen underestimere tørdeposition til skove. At de meteorologiske forhold er ens for hele modelområdet betyder også, at nedbørsmængden er ens. Våddepositionen tiltager med nedbørsmængder og da nedbørsmængden i virkeligheden ikke er ens i Danmark (årgennemsnittet over en længere periode kan variere mellem ca. 500 og 700 mm), vil der af denne grund opstå en fejl. Desuden antages i modellen, at nedbørsmængden i hele modelområdet (Europa) er ens, hvilket heller ikke er tilfældet. Selvom der ved TREND-modellens beregninger for Danmark er benyttet emissioner med en relativ høj opløsning ($5 \times 5 \text{ km}^2$) er naturområderne så små, at den modelestimerede deposition godt kan overskrides med en faktor 2.

TREND-modellens resultater er sammenlignet med målinger både i Danmark og i resten af Europa (se f.eks. Asman og van Jaarsveld, 1992).

ACDEP-modellen

ACDEP-modellen (Atmospheric Chemistry and DEPosition) er udviklet på DMU-FOLU for at beregne kvælstofdepositionen til Kattegat. I denne model behøver de meteorologiske forhold ikke at være ens for hele modelområdet, dvs. at modellen i princippet kan tage hensyn til, at tørdepositions-hastigheder og nedbørsmængder er forskellige for forskellige overflader (skov, græs, hav).

Modellen er opbygget af 10 lag (Asman et al., 1994a). Mellem lagene finder udveksling sted, og på denne måde kan der nogenlunde tages hensyn til den vertikale koncentrationsfordeling.

I modsætning til TREND-modellen har ACDEP-modellen ikke lineær kemi, dvs. at der kan tages hensyn til, at flere stoffer kan påvirke omdannelsen af et bestemt stof. I beregningerne indgår koncentrationer af 37 stoffer og 79 reaktioner. Dette har både sine fordele og ulemper. Det er en fordel, at der kan tages hensyn til specifikke reaktioner, mens det omvendt er en ulempe, at modellen bliver meget regnetung.

I modsætning til TREND-modellen kan ACDEP-modellen ikke tage hensyn til punktkilder. Emissionen fra en punktkilde bliver horisontalt set jævnt fordelt over den rude, der anvendes som emissionskilde i beregningerne. Udslippet er vertikalt set fordelt nogenlunde rigtigt, idet emissionen finder sted i det lag, hvor (røg)fanen befinder sig. Der er dog en undtagelse: emissioner fra lave kilder bliver fordelt over de to nederste lag til at starte med. Dette er gjort for at undgå, at tidsskridtet skal blive for lille, som det ville være nødvendigt, hvis udslippet kun blev fordelt over det nederste lag. Denne fordeling over to lag giver urealistisk lave kon-

centrationer i det nederste lag, hvilket også betyder en urealistisk lav tørdeposition (ofte en faktor 2 for lav). Dette fænomen er ikke af så stor betydning for modelresultater for Kattegat, men vil give meget forkerte depositioner, især af NH_3 , for landområder.

ACDEP-modellen er i modsætning til TREND-modellen ikke en statistisk model, dvs. at de positioner kan beregnes for hver 6. time. Dette er en fordel, som dog ikke udnyttes ved critical load beregninger, hvor gennemsnittet over længere perioder skal bruges.

ACDEP-modellen tager ikke højde for, at vindhastigheden og vindretningen afhænger af højden. Dette betyder, at der er en fejl ved beregning af bidraget fra nære i forhold til fjerne kilder. Hvor stor denne fejl er, vides ikke. Desuden tager ACDEP-modellen ikke direkte hensyn til horisontal opblanding. En vis form for blanding skabes dog ved at fordele emissionerne fra alle kilder homogent over en rude, som bruges ved beregningerne. ACDEP-modellen har brug for meteorologiske data for hele Europa i modsætning til TREND-modellen, som udelukkende behøver danske meteorologiske data.

ACDEP-modellen er kun i begrænset omfang testet, dvs. at der kun er gennemført sammenligninger med målinger for danske og få udenlandske stationer.

Sammenligning af TREND- og ACDEP-modellen med henblik på critical load beregninger

I princippet kan både TREND- og ACDEP-modellen benytte detaljerede emissionsopgørelser. Ved TREND-modellen er der anvendt emissioner på $5 \times 5 \text{ km}^2$ gitter for Danmark. I ACDEP-modellen er beregningerne udført med emissioner på $15 \times 15 \text{ km}^2$ gitter, men der er intet til hinder for at anvende mere detaljerede emissioner i ACDEP-modellen (det vil ikke påvirke regnetiden meget).

Ammoniakemissionerne for Danmark er beregnet pr. kommune, og denne emission er jævnt fordelt over alle landbrugsområder (marker) i hver kommune (Asman, 1990a). Ved brug af disse data i modeller kan der ikke tages hensyn til den præcise fordeling af kilder inden for kommunen, nærmere præciseret in nærheden af naturområder. Og det er denne fordeling, som har stor betydning for tørdeposition af NH_3 i naturområder. Der findes mange naturområder, og det ville være meget svært at få mere nøjagtig information om kildernes placering omkring alle naturområder i Danmark. Dermed vil den modelestimerede beregnede tørdeposition af NH_3 i naturområder være behæftet med store fejl bl.a. fordi den horisontale depositionsgradient ikke kan tages i betragtning (se figur 2).

ACDEP-modellen har klart den fordel, at den tager hensyn til ikke-lineær kemi og til forskelle i tørdepositionshastighed og nedbørsmængde forskellige steder. Men den er (endnu) ikke i stand til at modellere diffusion/tørdeposition fra lave kilder korrekt. Det kan formodentlig ændres, men det vil nok ske på bekostning af regnetiden. ACDEP-modellen tager meget regnetid. Beregning af den årsgennemsnitlige deposition for 60 punkter vil tage ca. 10 dages regnetid på en hurtig arbejdsstation. Samme beregninger for 60 punkter med TREND-modellen vil tage ca. 30 min. på samme edb-maskine.

Tabel 4. Bidrag fra forskellige lande til deposition af NH_x i Danmark (landområdet) og procentdel af den totale NH_x -deposition som er forårsaget af det pågældende land (i 1985) (Asman, 1990b).

Land	NH_x ($\text{kg N ha}^{-1} \text{år}^{-1}$)			%
	tør	våd	total	
Danmark	8,00	2,28	10,28	74
Frankrig	0,02	0,17	0,19	1
Holland	0,07	0,41	0,48	3
Norge	0,01	0,02	0,02	0
Polen	0,04	0,10	0,14	1
Storbritannien	0,04	0,30	0,33	2
Sverige	0,05	0,04	0,09	1
Tyskland	0,54	1,36	1,90	14
Øvrige	0,07	0,28	0,36	4
Total	8,83	4,97	13,80	100

Modellerede koncentrationer og depositioner

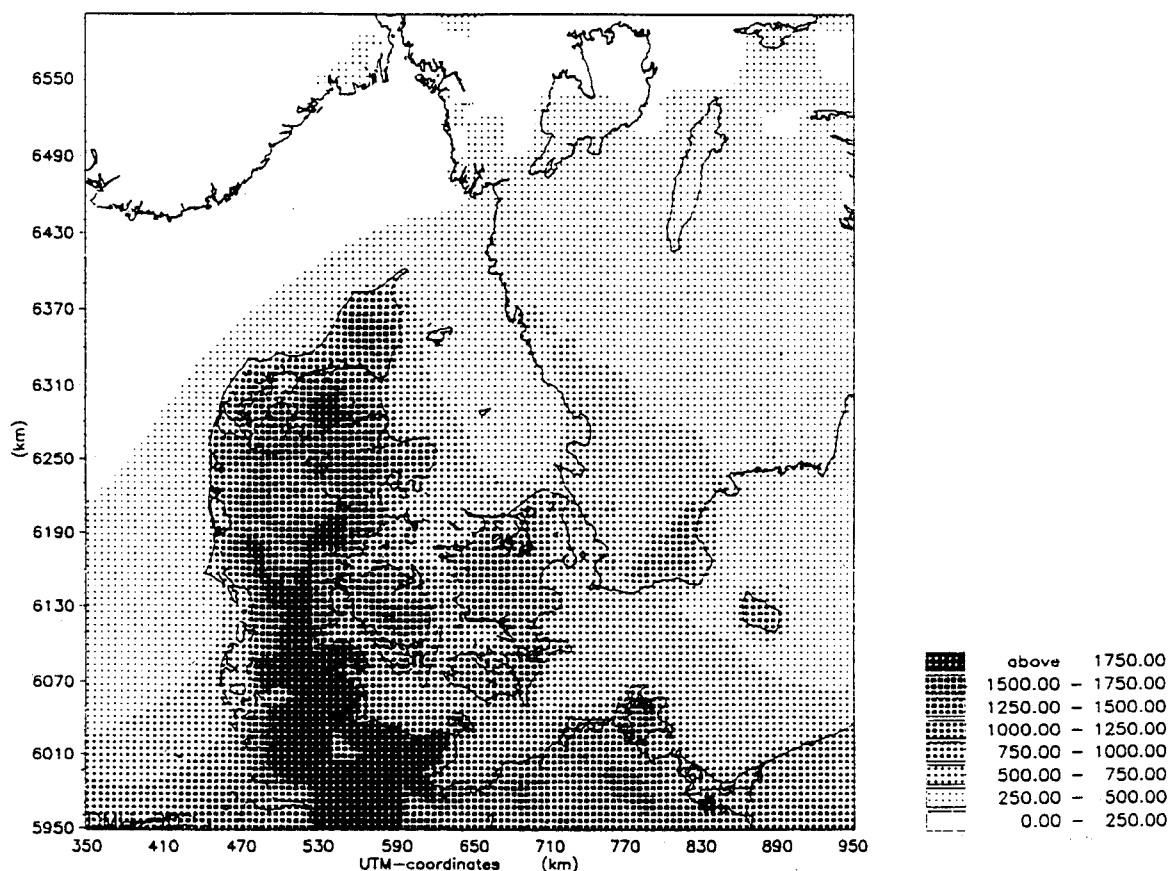
Usikkerheden i modelberegningerne er mindst af samme størrelsesorden (30-40%) som usikkerheden i emissionerne.

Resultater fra TREND-modellen

Tabel 4 og 5 viser bidrag fra de forskellige lande til deposition af NH_x i Danmark (landområdet) og

Tabel 5. Bidrag fra forskellige lande til deposition af NH_x på Kattegat og procentdel af den totale NH_x -deposition, som er forårsaget af det pågældende land (i 1985) (Asman, 1990b).

Land	NH_x ($\text{kg N ha}^{-1} \text{år}^{-1}$)			%
	tør	våd	total	
Danmark	1,02	1,61	2,63	53
Frankrig	0,01	0,11	0,12	2
Holland	0,03	0,26	0,29	6
Norge	0,01	0,02	0,03	1
Polen	0,04	0,10	0,14	3
Storbritannien	0,02	0,22	0,24	5
Sverige	0,15	0,09	0,23	5
Tyskland	0,16	0,79	0,95	19
Øvrige	0,06	0,23	0,29	6
Total	1,50	3,42	4,92	100

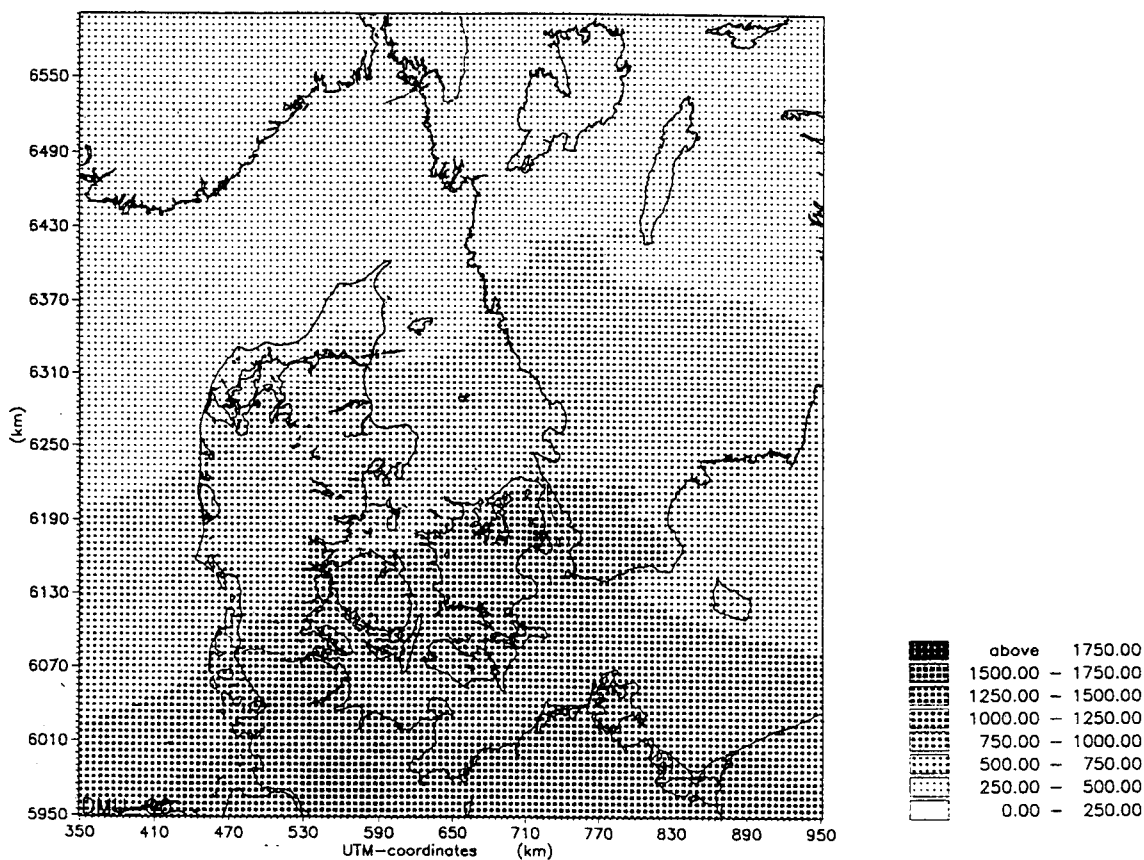


Figur 3. Total deposition af NH_x i Danmark ($\text{kg N km}^{-2} \text{år}^{-1}$). Der omregnes til $\text{kg N ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ ved at dividere med 100 (Asman, 1990b)

Kattegat. Tabel 5 viser, at ca. 74% af NH_x -depositionen i Danmark stammer fra danske kilder, og at bidraget fra danske kilder til tørdeposition er ca. 91%. Tabel 5 viser, at det danske bidrag til NH_x -deposition i Kattegat er ca. 53%, og at bidraget fra danske kilder til tørdeposition er ca. 68%.

Figur 3 viser totaldeposition (sum af tør- og våddeposition) for NH_x (Asman, 1990b). Pga. den store skala er detaljerne gået lidt tabt. Modelberegninger for NH_x -koncentrationen i luften og våddeposition for Danmark viser en rimelig overensstemmelse med målte værdier (Asman, 1990 b). Da beregningerne blev udført eksisterede der ingen danske målinger af NH_3 -koncentrationen i luften, men det ville være muligt at verificere modellen med de målinger, der findes nu, hvis de er nogenlunde repræsentative (dvs. hvis målepunktet ikke ligger ved siden af en kilde). Pga. den relativt gode overensstemmelse mellem modelresultater og målinger, er modelresultaterne brugt som "bedste gæt" ved critical load beregninger for det danske landområde. Modelberegningerne viser desuden, at en reduktion af 50% af de danske NH_3 -emissioner vil føre til en reduktion i den totale NH_x -deposition til Danmark på 37% og til Kattegat på 27%. Modelresultater viser at totaldepositionen af NH_x i 1870, 1920 og 1950 var henholdsvis 38, 60 og 72% af totaldepositionen i 1980 (Asman et al., 1988).

Tabel 6 og 7 viser modelresultater for de forskellige kvælstofkomponenters deposition i Danmark (landområdet) og Kattegat, og størrelsen af det danske og det udenlandske bidrag. Beregningerne er foretaget med TREND-modellen (Asman og Runge, 1991). Tabel 6 viser, at ca. 21% af den totale NO_y -deposition i Danmark stammer fra danske kilder, og at bidraget fra danske kilder til tørdeposition er ca. 30%. Tabel 7 viser, at det danske bidrag til den totale NO_y -deposition i Kattegat er ca. 18%. Det danske bidrag til tørdeposition i Kattegat er ca. 23%. Dermed er muligheden for at reducere NO_y -depositionen til Danmark og til Kattegat ret begrænset. Det er kun en generel reduktion i Europa, som vil have effekt. Figur 4 viser totaldeposition af NO_y . Modelresultaterne for NO_y passer ikke så godt med målingerne som modelresultaterne for NH_x . Den modellerede NO_x -koncentrationer passer nogenlunde med målinger fra de ganske få målestationer. For NO_3 , underestimerer modellen ca. 30%, men den store nord-syd gradient (ca. en faktor 2) over Danmark beregnes godt. Modellen underestimerer våddeposition af NO_y kraftigt (med ca. 50%). Af denne grund er den modellerede våddeposition ikke anvendt til critical load beregninger, men blev erstattet af den målte værdi. Det bedste gæt for tørdeposition af NO_y blev dog estimeret ud fra modelresultaterne.



Figur 4. Total deposition af NO_y i Danmark ($\text{kg N km}^{-2} \text{ år}^{-1}$). Der omregnes til $\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ ved at dividere med 100 (Asman og Runge, 1991)

Tabel 6. Modelberegnete bidrag fra forskellige lande til deposition af NO_y i Danmark (landområdet) og procentdel af den totale NO_y -deposition, som er forårsaget af det pågældende land (i 1985) (Asman og Runge, 1991).

Land	NH_x ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$)			%
	tør	våd	total	
Danmark	1,21	0,23	1,44	21
Frankrig	0,15	0,23	0,38	6
Holland	0,23	0,26	0,50	7
Norge	0,04	0,02	0,07	1
Polen	0,12	0,06	0,18	3
Storbritannien	0,51	0,68	1,19	17
Sverige	0,18	0,04	0,22	3
Tyskland	1,27	1,08	2,35	34
Øvrige	0,27	0,29	0,56	8
Total	3,98	2,91	6,89	100

Figur 5 viser totaldepositionen af kvælstof i Danmark og er en kombination af figur 3 og 4. Totaldepositionen er i gennemsnit $21 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ men varierer fra egn til egn fra ca. 15 til $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Totaldeposition anvendes i tålgrenseberegninger og er væsentlig ved fastsættelse af gødningsbehov på landbrugsarealer.

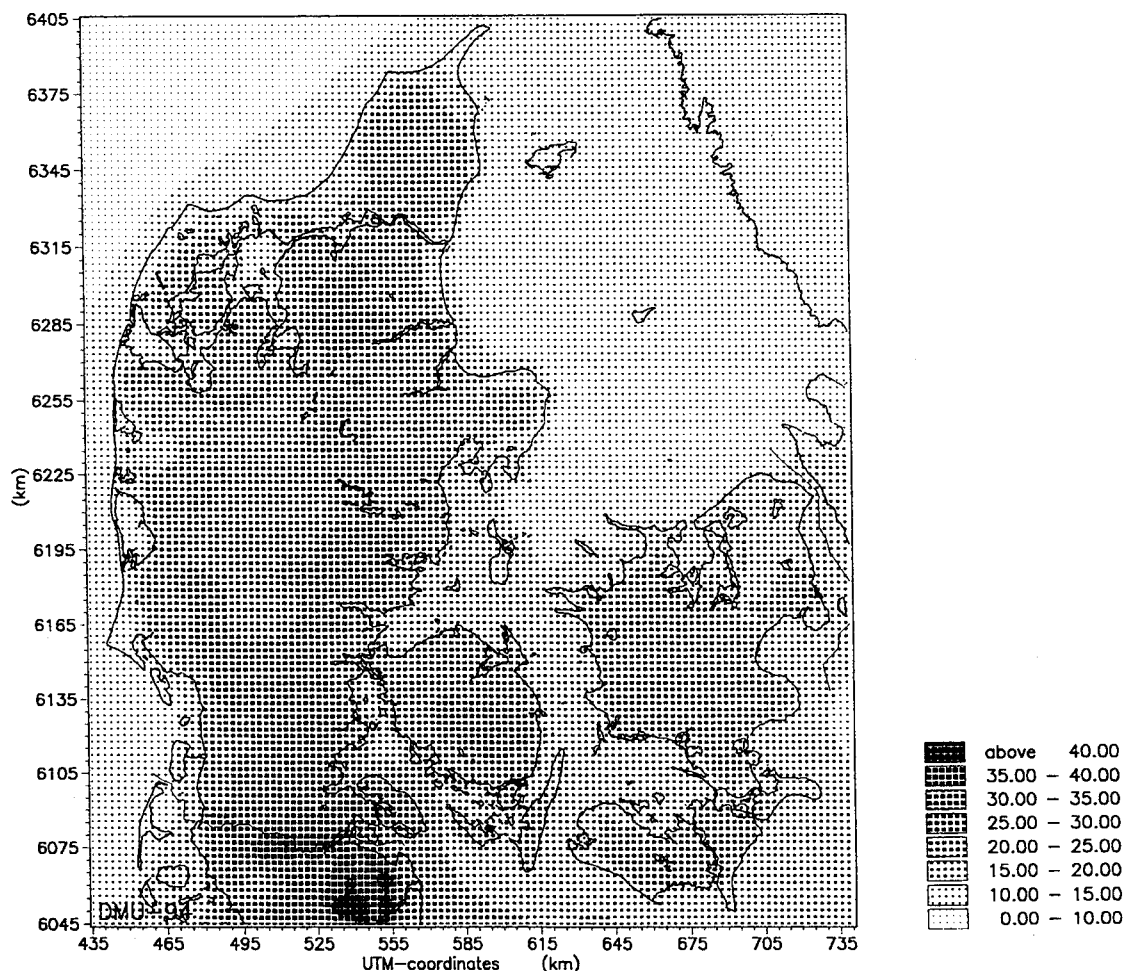
Resultater fra ACDEP-modellen

Beregninger med ACDEP-modellen er kun udført for året 1990 for Kattegat. Den totale NH_x -

Tabel 7. Modelberegnete bidrag fra forskellige lande til deposition af NO_y på Kattegat og procentdel af den totale NO_y -deposition, som er forårsaget af det pågældende land (i 1985) (Asman og Runge, 1991)

Land	NH_x ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$)			%
	tør	våd	total	
Danmark	0,65	0,34	0,98	18
Frankrig	0,11	0,17	0,28	5
Holland	0,15	0,20	0,35	7
Norge	0,06	0,04	0,10	2
Polen	0,10	0,07	0,17	3
Storbritannien	0,39	0,54	0,93	17
Sverige	0,36	0,07	0,43	8
Tyskland	0,81	0,87	1,69	31
Øvrige	0,23	0,25	0,48	9
Total	2,86	2,55	5,41	100

deposition for Kattegat beregnet med ACDEP-modellen er $5,89 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ mod $4,92 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ for TREND-modellen. Målinger for 1992 viser en total NH_x -deposition på $4,64 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (Hovmand et al., 1993). Det skal bemærkes at perioderne er forskellige (året 1990 for ACDEP, 10-års hollandsk meteorologi for TREND, og året 1992), men der er en god overensstemmelse mellem resultaterne.



Figur 5. Total deposition af kvælstofforbindelser i Danmark ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$).

Den totale NO_y -deposition for Kattegat beregnet med ACDEP-modellen er $3,70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, med TREND-modellen $5,41 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ og ud fra målinger $4,37 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (Hovmand et al., 1993). Også her er der en rimelig overensstemmelse, dog overvurderer TREND-modellen tørdeposition af NO_x og både TREND- og ACDEP-modellen undervurderer våd-deposition af NO_y .

ACDEP-modellen er så vidt muligt sammenlignet med målinger i Danmark, både på land og i Kattegat. Bortset fra for NH_3 i luften og våddeposition af NO_y stemmer modelresultaterne rimeligt overens med målingerne. For HNO_3 i luften er der en stor afvigelse med målingerne (modellen overestimerer), men målingerne er ret usikre, og det ville være svært at komme med et udsagn på nuværende tidspunkt.

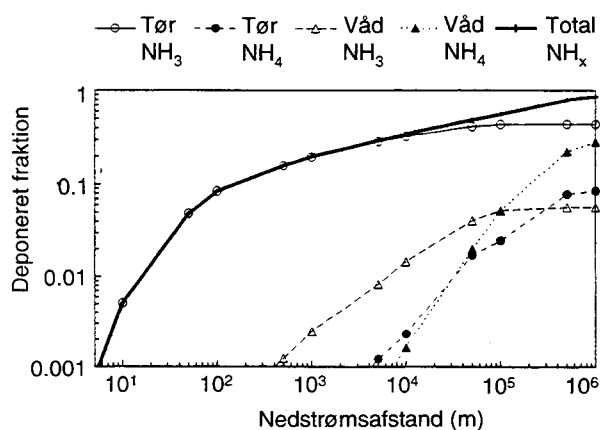
Modelresultater fra ACDEP-modellen (Asman et al., 1994c) viser, at en 100% reduktion af den danske NH_3 -emission vil føre til ca. 35% reduktion af total NH_x -depositionen til Kattegat, mens TREND-modellen giver ca. 53% (Tabel 5). Modelresultater fra ACDEP-modellen viser, at en 100% reduktion af den danske NO_x -emission vil føre til ca. 7% reduktion af total NO_y -depositionen til Kattegat, mens TREND-modellen giver ca. 18%. Forskellene opstår, fordi modellerne er forskellige, og de meteorologiske data er for forskellige perioder og steder.

Figur 6 viser den akkumulerede tør- og våddeposition af NH_3 og NH_4^+ som funktion af afstanden til en 1 m høj punktkilde (f.eks. en stald). De kumulative depositioner er udtrykt i brøkdeler af emissionen. Summen af tørdeposition af NH_3 og NH_4^+ og bidragene fra NH_3 og NH_4^+ til våddeposition udgør den totale NH_x -deposition, som skal være lig med emissionen (=1) på stor afstand fra kilden (alt er deponeret).

I alt deponeres ca. 44% af NH_3 -emissionen fra en kilde som tørdeposition af NH_3 , 14% som tørdeposition af NH_4^+ , 6% som NH_3 's bidrag til våddeposition og 36% som NH_4^+ 's bidrag til våddeposition. At tørdeposition af NH_3 hovedsageligt finder sted tæt ved kilden skyldes, at tørdepositionen af NH_3 i et land hovedsageligt kommer fra lokale kilder i dette land. Figur 6 viser at ca. 20% af NH_3 -emissionen tørdeponeres i form af NH_3 indenfor 1 km fra kilden. Dette giver muligheder for delvist at reducere depositionen i et naturområde ved at reducere emissionen tæt ved naturområdet. At der er en forholdsvis stor tørdeposition tæt ved kilden forårsages af, at NH_3 kilderne er lave, hvilket bevirker at koncentrationen tæt ved overfladen og dermed depositionen er stor, fordi stoffet endnu ikke er blandet godt op i atmosfæren. Dette forhold betyder dog ikke, at NH_x ikke transporteres over

store afstande. NH_3 omdannes hurtigt til NH_4^+ -aerosol, som ikke tørdeponeres særligt godt. Det bliver derfor transporteret over store afstande. Faktisk deponeres kun ca. 37% af den danske NH_3 -emission i Danmark. Ligeledes kommer en en betragtelig del af den danske NH_x deposition fra udenlandske kilder (ca. 26% på landområdet og 47% på Kattegat). Da tørdepositions-hastighederne af NO og NO_2 er lave og en betydelig del af kilderne er høje, er tørdeposition af NO og NO_2 tæt ved kilderne ikke særlig stor. Dette bevirker bl.a. at NO_y transporteres gennemsnitlig over større afstande end NH_x . Da den danske NO_x -emissions-tæthed er mindre end tætheden i f.eks. Tyskland, betyder det, at der kommer en relativt større del af NO_y -depositionen fra udenlandske kilder (ca. 79% på landområdet og 82% på Kattegat).

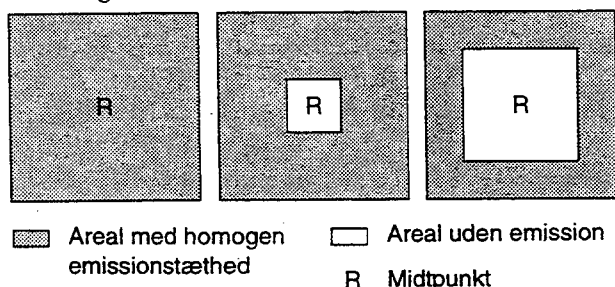
For at studere effekten af en reduktion af kilderne tæt ved et naturområde er der lavet beregninger for et tænkt land, kaldet "Ammoniakland" (Asman og van Jaarsveld, 1992). I dette land er emissions-tætheden lige stor overalt (ca. $26 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). Udenfor landet er der overhovedet ingen NH_3 -emissioner. Landet er firkantet af form og har en størrelse på $2952 \times 2952 \text{ km}^2$. I midten er et område, der gøres emissionsfri i større og større omfang, og i midten af dette område ligger et "naturpunkt", som man ønsker at beskytte. Denne proces illustreres ved figur 7, hvor udgangssituationen og 2 forskellige situationer er vist.



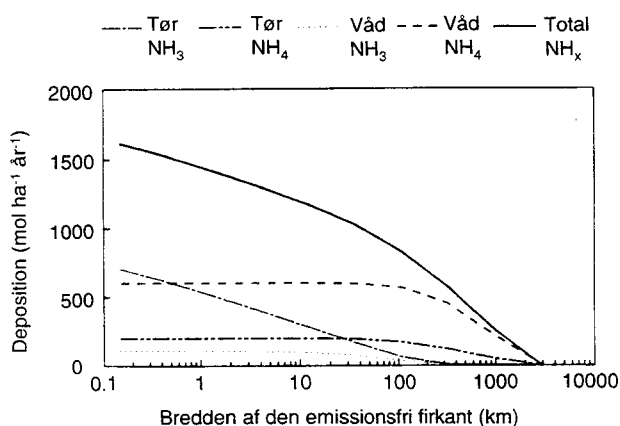
Figur 6. Kumulativ deposition af forskellig slags som funktion af afstanden fra en 1 m høj punktkilde. De kumulative depositioner er udtrykt i brøkdeler af emissionen. Summen af tørdeposition af NH_3 og NH_4^+ og bidragene fra NH_3 og NH_4^+ til våddeposition udgør den totale NH_x -deposition, som skal være lig med emissionen (=1) på stor afstand fra kilden (alt er så deponeret), (Asman, 1990b)

Figur 8 viser depositionen i midtpunktet som funktion af siden af den firkant, der gøres emissionsfri. Denne viser, at NH_x -depositionen aftager med størrelsen af den emissionsfrie firkant, indtil (selvfølgelig) landets grænser er nået, og der ikke finder nogen emission sted mere. Figuren illustre-

rer at reduktion tæt ved et naturområde fører til en (begrænset) reduktion af depositionen i naturområdet. Det skal nævnes her, at situationen i praksis vil variere meget for forskellige naturområder, afhængig af f.eks. hvordan kilderne er grupperet omkring naturområdet.



Figur 7. Tre successive situationer i "Ammoniakland", hvor det emissionsfrie areal i midten gradvis gøres større, (Asman og van Jaarsveld, 1992)



Figur 8. Forskellige former for NH_x -deposition i midten af "Ammoniakland" som funktion af siden af den firkant, der gøres emissionsfri. Emissionstætheden er $0,1 \text{ mg NH}_3 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ overalt i emissionsområdet i "Ammoniakland", (Asman og van Jaarsveld, 1992)

Referencer

Allen A.G., Harrison R.M. and Wake M.T. (1988): A meso-scale study of the behaviour of atmospheric ammonia and ammonium. *Atmospheric Environment*, 22, 1347-1353.

Andersen H.V. (1990): Ammoniak monitoring, passiv opsamling. Rapport A5, NPO-programmet 1985-1990. Miljøstyrelsen, Miljøministeret, Strandgade 29, 1401 København K.

Andersen H. V. (1993): Atmospheric ammonia - measuring methods, concentration levels and atmospheric behavior in relation to Danish climate and pollution climate." Ph.D. thesis, Emissions and Air Pollution, National Environmental Research Institute, Frederiksborgvej 399, DK-4000 Roskilde, Denmark.

Andersen H. V. and Hilbert G. (1993): Measurements of $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ and $\text{HNO}_3/\text{NO}_3^-$ by denuder and filter pack. DMU report no. 73, Emissions and Air Pollution, National Environmental Research Institute, Frederiksborgvej 399, DK-4000 Roskilde, Denmark.

Andersen, H.V., Hoovmand, M.F., Hummelshøj, P. and Jensen, N.O. (1993): Measurements of the NH_3 flux to spruce forest in Denmark. *Atmospheric Environment* 27A, 189-202.

Asman, W.A.H. (1990a): A detailed ammonia emission inventory for Denmark. Rapport DMU-LUFT A-133, Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde.

Asman, W.A.H. (1990b): Atmosfærisk ammoniak og ammonium i Danmark. Rapport A18, NPO-forskning fra Miljøstyrelsen, Miljøstyrelsen, København.

Asman, W.A.H. (1994): Døgnvariationer af ammoniak i emissionsområde. SMP-midtvejsrapport, Det strategiske Miljøforskningsprogram, delprogram: Atmosfære og luftforurening, Center for Luftforureningsprocesser og Modeller.

Asman, W.A.H. og Janssen, A.J. (1987): A long-range transport model for ammonia and ammonium for Europe. *Atmospheric Environment* 21, 2099-2119.

Asman, W.A.H. og Runge E.H. (1991): Atmosfærisk NO_x reaktionsprodukter og total N-deposition. Rapport A22, NPO-forskning fra Miljøstyrelsen.

Asman, W.A.H. and Van Jaarsveld, J.A. (1992): A variable-resolution transport model applied for NH_x for Europe. *Atmospheric Environment* 26A, 445-464.

Asman, W.A.H., Drukker, B. and Janssen, A.J. (1988): Modelled historical concentrations and depositions of ammonia and ammonium in Europe. *Atmospheric Environment* 22, 725-735.

Asman, W.A.H., Harrison, R.M. and Ottley, C.J. (1994b): Estimation of the net air-sea flux of ammonia over the southern bight of the North Sea. Artikel accepteret af *Atmospheric Environment*.

Asman, W.A.H., Runge, E.H. og Kilde, N.A. (1993): Emission af NH_3 , NO_x , SO_2 , og NMVOC til atmosfæren i Danmark. Rapport 19 Havforskning fra Miljøstyrelsen, Miljøstyrelsen, København.

Asman, W.A.H., Berkowicz, R., Christensen, J. Hertel, O. og Runge, E.H. (1994a): Atmosfærisk tilførsel af kvælstofforbindelser. Rapport 37 Havforskning fra Miljøstyrelsen, Miljøstyrelsen, København.

- Asman, W.A.H., Pinksterboer, E.F., Maas, J.F.M., Erisman, J.W., Waijers-Ypelaan, A., Slanina, J. and Horst, T.W. (1989): Gradients of the ammonia concentration in a nature reserve: model results and measurements. *Atmospheric Environment* 23, 2259-2265.
- Asman, W.A.H., Sørensen, L.L., Berkowicz, R., Granby, K., Nielsen, H., Jensen, B. og Runge, E. (1994c): Processer for tørdeposition. Rapport 35 Havforskning fra Miljøstyrelsen, København.
- Erisman, J.W., Vermetten, A.W.M., Asman, W.A.H., Waijers-Ypelaan, A. and 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.
- Ferm M. (1986): Concentration measurements and equilibrium studies of ammonium, nitrate and sulphur species in air and precipitation. Department of Inorganic Chemistry, Chalmers University of Technology, Göteborg, Sweden.
- Ferm M. and Christensen B.T. (1987): Determination of NH_3 volatilization from surface-applied cattle slurry using passive flux samplers. Proceeding from "Ammonia and Acidification", EURASAP symposium, held at RIVM, Bilthoven, The Netherlands, 13-15 April 1987, eds. Asman W.A.H. and Diederens H.S.M.A.
- Hertel, O., Berkowicz, R. Asman, W.A.H., Christensen, J. og Sørensen, L.L. (1993): Beskrivelse af atmosfærekemiske processer. Rapport 24 Havforskning fra Miljøstyrelsen, Miljøstyrelsen, København.
- Hovmand M.F. (1994): Horisontale gradienter af ammoniak. SMP-midtvejsrapport, Det strategiske Miljøforskningsprogram, delprogram : Atmosfære og luftforurening, Center for Luftforureningsprocesser og Modeller.
- Hovmand M. F. og Grundahl L. (1991): Atmosfæren. Nedfald af kvælstofforbindelser. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1990. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport nr. 36.
- Hovmand M.F., Grundahl L. og Kemp K. (1992): Atmosfærisk deposition. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1991. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport nr. 59.
- Hovmand M. F., Grundahl L., Runge E. H., Kemp K. og Aistrup W. (1993): Atmosfærisk deposition af kvælstof og fosfor. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport nr. 91.
- Hovmand M.F., Andersen H.V., Bille-Hansen J. og Røpoulsen H. (1994): Atmosfærens stoftilførsel til danske skovøkosystemer. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport nr. 98.
- Schjørring J.K., Sommer S.G. and Ferm M. (1992): A simple passive sampler for measuring ammonia emission in the field. *Water, Air and Soil Pollution*, 62, 13-24.
- Sutton, M.A., Asman, W.A.H. and Schjørring (1994): Dry deposition of reduced nitrogen. *Tellus* 46B, 255-273.

Effekter af kvælstofdeposition på højmoser

Mette Risager

Botanisk Institut, Økologisk Afdeling, Københavns Universitet, Øster Farimagsgade 2D, 1353 København K. Telefon 35 32 22 72, E-mail: metter@bot.ku.dk

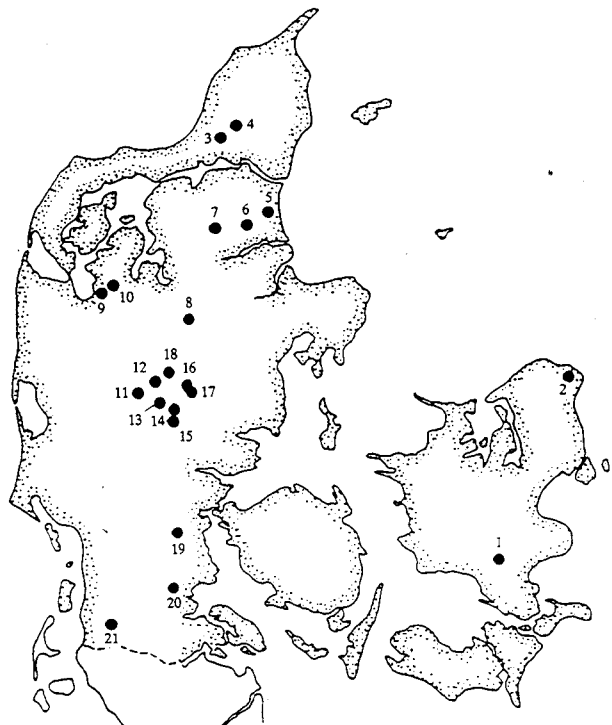
Indledning

Højmoser er et af de få helt naturlige økosystemer. De baserer udelukkende deres næringsoptag på regnvand og er som følge deraf naturligt næringsbegrænsede. Moser, der udelukkende modtager regnvand - eller atmosfærisk deponeret vand, kaldes ombrotrofe. For Danmarks vedkommende gælder dette højmoserne, mens de øvrige moser er minerotrofe. Det vil sige, at hovedparten af det vand, de modtager, har haft kontakt med jord eller grundvand. Denne specielle vandtilførsel skyldes, som navnet højmoser antyder, at moserne har en højde, hvor grundvandet ikke kommer. De vigtigste tørvedannende arter på højmoserne er *Sphagnum* (tørvemosser). *Sphagnum* er specielt tilpasset den ekstremt næringsfattige levevis, bl.a. er det de planter, der har den største kationkapacitet. På grund af kationudvekslingen, hvor brintioner udskilles i stedet for de absorberede kationer, virker *Sphagnum* forsurende. Kombinationen af det sure miljø og mossernes lave indhold af kvælstof ($\leq 1\%$ i tørstof) medfører en meget lav nedbrydningsrate. Dette medfører tørveakkumulering, og da *Sphagnum* ydermere indeholder stoffer, som gør at de nedbrydes langsommere end de øvrige arter på højmosen, vil de blive overrepræsenteret i tørven. Alle kender *Sphagnum* som pottemuld eller jordforbedringssubstrat til haven. De færreste gør sig dog klart, at det drejer sig om plantemateriale, der er dannet gennem tusindvis af år på vore højmoser. *Sphagnum* har en meget stor evne til at optage vand og kan ved kapillærkræfter "suge" vand 0,5 m op. På grund af denne evne kræves det, at tørvelaget er mindst 0,5 m tykt, for at der kan være tale om en rigtig højmose med ombrotrofe forhold.

I Danmark er højmoser det nærmeste, man kan komme en klimaksvegetation, og variationen i vegetationen er i tusinder af år foregået indenfor ganske snævre rammer. Der er en naturlig dynamik mellem tuer og højler bl.a. betinget af klimaet. Som forureningsindikator er højmosen meget interessant. Visse tungmetaller, radioaktive isotoper, pollen mm. oplagres i tørven, som derved kommer til at udgøre et biologisk arkiv, hvorfra disse oplysninger kan hentes. Vegetationen vil derudover afspejle den atmosfæriske deposition, idet det er den eneste tilførsel af næringsstoffer.

Overvågningsprogrammet for højmoser

I 1987 iværksatte Skov- og Naturstyrelsen, i samarbejde med Bent Aaby, et overvågningsprojekt for de tilbageværende højmoser og højmoserester i naturtilstand. 21 højmoser (fig.1) blev registreret over en treårig periode, og det var fra starten intentionen at gentage overvågningen hvert 5. år. Af ressourcemæssige årsager blev overvågningen først gentaget i 1995. I 1995-96 vil de samme 21 moser blive gennemgået efter nøjagtig de samme principper som sidst denne gang af Bent Aaby og Mette Risager (Risager og Aaby 1996).



Figur 1. Kort over de højmoser der indgår i overvågningen. 1 Holmegårds Mose; 2 Skidendam; 3 Store Vildmose, vest; 4 Store Vildmose, nord; 5 Lille Vildmose; 6 Langemose; 7 Bradstrup Mose; 8 Brandstrup Nørremose; 9 Tvillingemose; 10 Hatten; 11 Ulvemose; 12 Letmosen; 13 Mose i Langebjerg Plantage; 14 Sønderhalemosen; 15 Søndre Boest Mose; 16 Brunmose; 17 Langkær; 18 Bølling Mose; 19 Svanemose; 20 Abkær Mose; 21 Draved Mose.

Overvågningsprogrammet består af følgende:

1. Generel beskrivelse af højmosen
2. Beskrivelse ved 3 permanent afmærkede foto punkter
3. Fotodokumentation
4. Indsamling af vand- og *Sphagnum*prøver til miljøprøvebank
5. Måling af pH og ledningsevne
6. Vegetationsanalyse af 100m linie på udvalgte lokaliteter
7. Højderelief
8. Trusler

Overvågningen fra 1987-90 viste, at der havde været en stor indvandring af nye arter til de danske højmoser både træer og urter se herom senere. Derudover var der tilsyneladende sket en forarming i lichenfloraen. Den nyindvandrede *Sphagnum fimbriatum* trivedes tilsyneladende også fint.

De foreløbige resultater af overvågningen i 1995 viser fremgang for især dværgbuskene og Smalbladet Mangeløv, mens der ikke er generel tilbagegang for ret mange arter. Den allerede påbegyndte ændring med udviskning af tue-højlestrukturen er fortsat til fordel for tuevegetation. At det ikke har medført dramatisk tilbagegang for højlearterne tolkes som et overgangsfænomen. På grund af at dækningsgraden af arter er større i tuevegetation end i højlevegetation, vil der kunne komme en overgangsperiode, hvor højlearterne forsøger at klare sig i skyggen af tuerne. Dette er ikke nogen stabil situation, og det bliver spændende at følge ved de næste højloseovervågninger. Overvågningen giver en god basis for kvantificering af ændringer, både ved fotodokumentation og linietaksering hvor ændringerne kvantificeres.

Eventuelle sammenhænge mellem de observerede ændringer og ammoniak

Det står helt klart ud fra gamle floralister og fotografier, at der er sket en drastisk forandring med de danske højmoser. Der er sket en voldsom indvandring af træer hovedsagelig Dun-Birk, men også Skov-Fyr og Bjerg-Fyr. Derudover er der indvandret en del urter som førhen ikke var at finde på højmoserne. Bent Aaby har udfra gamle kilder (Aaby 1994) listet de oprindelige højlosearter og de nyindvandrede dels fra våde dels fra tørre habitater. Se tabel 1a og 1b. Ved at sammenholde disse data med floralister fra overvågningen 1987-90 (hvor et overslag over hyppigheden af arter indgår), har det været muligt at give de enkelte moser et score dels for hyppigheden af urter, dels for træer (tabel 2). Der er en tydelig korrelation mel-

lem disse højlosefremmede urter og emissionen af ammoniak (Aaby 1994), se fig. 2.

Tabel 1a. Liste over plantearter der anses for at være hjemmehørende i danske højmoser. Arter i parentes er sjældne og optræder fortrinsvis i forstyrrede områder. *Pinus sylvestris* kan være hjemmehørende i det østligste af Nordsjælland (Aaby 1994).

Flowering plants	Mosses
<i>Andromeda polifolia</i>	<i>Sphagnum cuspidatum</i>
<i>Betula Pubescens</i>	<i>Sphagnum compactum</i>
<i>Calluna vulgaris</i>	<i>Sphagnum fallax</i>
<i>Carex limosa</i>	<i>Sphagnum fuscum</i>
<i>Drosera intermedia</i>	<i>Sphagnum imbricatum</i>
<i>Drosera anglica</i>	<i>Sphagnum magellanicum</i>
<i>Drosera rotundifolia</i>	<i>Sphagnum molle</i>
<i>Empetrum nigrum</i>	<i>Sphagnum capillifolium</i>
<i>Erica tetralix</i>	<i>Sphagnum papillosum</i>
<i>Eriophorum angustifolium</i>	<i>Sphagnum rubellum</i>
<i>Eriophorum vaginatum</i>	<i>Sphagnum tenellum</i>
<i>Myrica gale</i>	
<i>Nartheicum ossifragum</i>	
<i>Rhynchospora alba</i>	
<i>Rhynchospora fusca</i>	
<i>Rubus chamaemorus</i>	
<i>Scirpus cespitosus</i>	
<i>Vaccinium oxycoccus</i>	
<i>Vaccinium uliginosum</i>	
(<i>Agrostis canina</i>)	
(<i>Carex lasiocarpa</i>)	
(<i>Carex nigra</i>)	
(<i>Carex pauciflora</i>)	
? <i>Pinus sylvestris</i>	

Tabel 1b. Liste over plantearter der anses for ikke hjemmehørende, nyligt indvandrede arter på danske højmoser. Det anses for sandsynligt, at de er blevet naturaliserede og er i stand til at reproducere sig i nogle højmoser. Arter, der optræder i voldsomt forstyrrede områder (f.eks. overvoksede grøfter) og/eller kun i hydrologisk forstyrrede områder (f.eks. drænedes arealer nær grøfter), er indikeret med stjerne (*). Disse arter anses ikke for at kunne reproducere. (Aaby 1994).

Immigrants from wet habitats	Immigrants from dry habitats
<i>Carex curta</i>	<i>Epilobium angustifolium</i>
<i>Carex nigra</i>	<i>Deschampsia flexuosa</i>
<i>Dryopteris carthusiana</i>	<i>Picea sp.</i>
<i>Milinia caerulea</i>	<i>Pinus mugo</i>
<i>Salix aurita</i>	<i>Sorbus aucuparia</i>
<i>Salix cinerea</i>	<i>Vaccinium myrtillus</i>
<i>Sphagnum fimbriatum</i>	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>
<i>Carex panicea*</i>	<i>Frangula alnus*</i>
<i>Carex rostrata*</i>	<i>Galium saxatile*</i>
	<i>Holcus lanatus*</i>
	<i>Populus tremula*</i>
	<i>Trientalis europaea*</i>

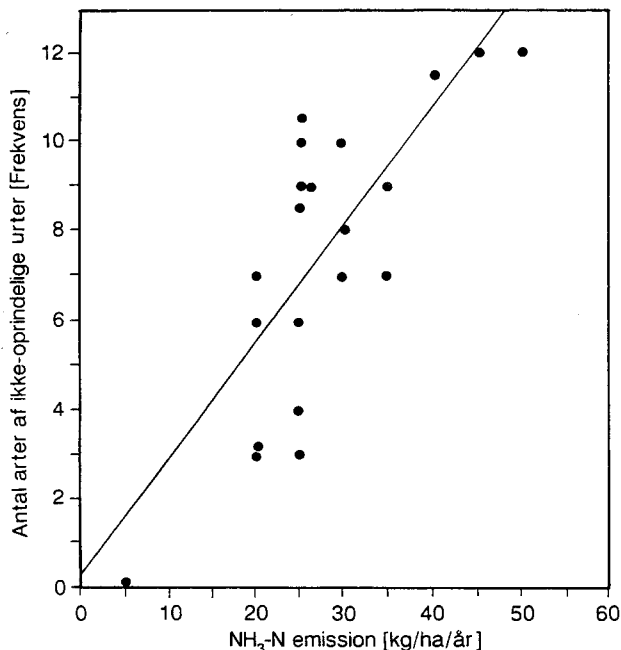


Fig. 2. Frekvens (score) af ikke-hjemmehørende urter sammenlignet med $\text{NH}_3\text{-N}$ emissionen i området omkring den undersøgte mose indtegnet den beregnede regressionslinje ($r=0,77$; $DF=19$) (Aaby 1994).

Indsamlinger af - og forsøg med *Sphagnum*

Ved foreløbige indsamlinger af *Sphagnum* og analyse for indholdet af kvælstof er der en tydelig tendens til den samme korrelation ikke blot med emissionen, men også med den beregnede deposition ifølge Asmans depositionsmodel (Risager in prep.). Dette tolkes som overskud af kvælstof i økosystemet, idet mosserne nu ophober kvælstof og ikke er i stand til at udnytte de tilgængelige mængder til vækst. Dyrkningsforsøg med *Sphagnum* har vist ringe respons på yderligere tilførsel af kvælstof, mens der er en kraftig respons på fosfortilførsel. Disse forhold arbejdes der i øjeblikket

videre med at belyse blandt andet med henblik på bedre data til fastlæggelse af critical load for de danske højmoser (Risager in prep.).

Critical Loads

Sammenligninger af historiske målinger af bulk-depositionen af kvælstof fra Jyndevad (Grundahl og Hansen 1990) og billedmateriale fra samme periode (50'erne og frem) fra Draved Mose viser at mosen i hvert fald indtil 1966 var træfri og tydelig opdelt i tuer og høljer. Fra sidst i 50'erne til 70'erne er der sket en fordobling af kvælstofdepositionen (fig. 3 og tabel 3), og efter dette begynder de store ændringer af indtræffe. Tue- høljerrelieffet udvikles, Dun-Birk og andre træer indvandrer, og højmosen ændrer fuldstændig karakter. Draved Mose havde været træfri i tusindvis af år, men på grund af ændrede vækstbetingelser blev det muligt for nye arter at indvandre. Også nogle af de arter, der naturligt var tilstede, har fået forbedret konkurrenceevne og er blevet mere dominerende i vegetationen. Dette gælder for Draved Mose bl.a. Benbræk, som i dag breder sig i tætte bestande.

På baggrund af de observerede ændringer i højmoserne er der ingen tvivl om, at en meget stor del af disse kan tilskrives den forøgede kvælstof deposition. Det er muligt, at man ikke ser mere voldsomme ændringer ved øget deposition, idet højmoserne med den nuværende kvælstof deposition hovedsagelig er begrænset af fosfor. Den kvælstof effekt, som allerede er registreret, er en effekt af lang tids tilførsel af forhøjede mængder kvælstof. Idet der tydeligvis er sket noget efter 50-60'erne, hvor depositionen lå omkring mellem 5,4 og 7,5 kg N/ha/år (Grundahl og Hansen 1990), bør critical load for de danske højmoser sættes til ≤ 5 kg N/ha/år, hvis der skal opereres med en sikkerhedsfaktor.

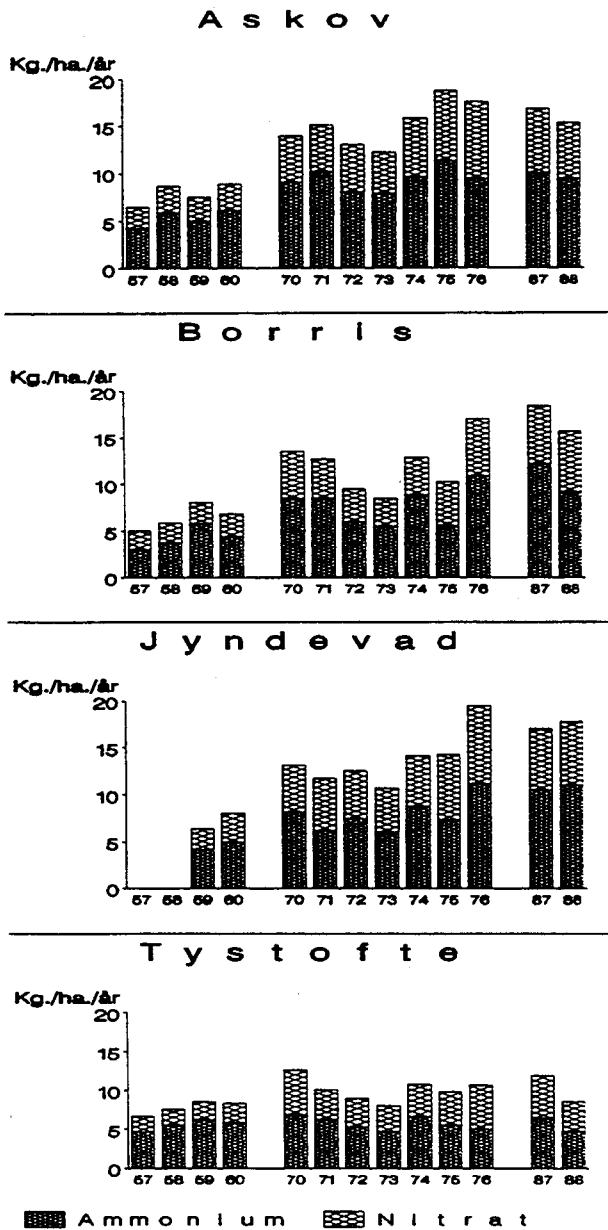
Tabel 2. Frekvens for de mest almindelige træ-arter og ikke hjemmehørende urter på de undersøgte moser, og ammoniak emissionen i området.

Udvalgte træer: Dun-Birk, Gran sp., Bjerg-Fyr, Skov-Fyr og Pil sp.

Udvalgte urter: Alm. Star, Gederams, Bølget Bunke, Smalbladet Mangeløv; Blåtop og Tyttebær.

Score er beregnet ifht. frekvenskategorierne: *=1; +=2; 1=3; 2=4; 3=5. Arter der kun optræder i sekundært forstyrrede arealer er ikke medregnet. Træer er blevet ryddet på følgende moser: 1, 6, 11, 14, 15 og frekvensen anslået efter bevarede træstubbe (Aaby 1994).

Taxa	Bog nummer																				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Trees, score (Max. 25)	6	8-9	7-8	10	5	10	12	10	2	5	8	10-11	9-10	10-13	9-11	4	9	10-11	10	8	6
Herbs, score (Max. 30)	7	0	9	11-12	6	8	12	7	9	4	10	8-9	6	10-11	3	10	9	3	3	7	12
$\text{NH}_3\text{-N}$ emission [tons N/km ² /a]	2	0-1	2-3	4	2-3	3	5	3-4	3-4	2-3	3	2-3	2	2-3	2	2-3	2-3	2	2-3	3	4-5



Figur 3. Bulkdeposition af total N (kvælstof) i kg/ha/år ved Borris, Askov, Jynde vad og Tystofte fra 1950'erne til slutningen af 1980'erne. Total N er summen af $\text{NH}_4\text{-N}$ (ammonium) og $\text{NO}_3\text{-N}$ (nitrat) (Grundahl og Hansen, 1990)

Der er ikke udført gødsningseksperimenter med meget lave kvælstofkoncentrationer. For at få en hurtig effekt er der ofte anvendt 50-100 kg N/ha/år og ofte i områder, hvor baggrundsdepositionen i forvejen var steget til 20-30 kg N/ha/år. Det er derfor svært at ekstrapolere fra disse værdier til det, man kan iagttage i naturen.

Critical Load fastlægges efter depositionen pr/ha/år, mens det måske for nogle planter eller områder ville være mere rimeligt at se på koncentrationen i regnen i de mest hårdt belastede perioder, idet mange af de fysiologiske processer er mere afhængige af de tilførte koncentrationer, end mængden.

Tab. 3. Deposition af sulfat, nitrat og ammonium ved 5 af Statens Planteavlsvforsøgsstationer. Tal i parentes er middelkoncentrationer i mg/l (Grundahl og Hansen 1990).

Station og periode	Nedbør mm/år	$\text{SO}_4\text{-S}$	$\text{NO}_3\text{-N}$ kg/ha/år	$\text{NH}_4\text{-N}$	N-total
<i>Tystofte</i>					
1955-61	505	10.7 (2.11)	2.2 (0.44)	5.1 (1.01)	7.3
1970-77	516	13.2 (2.56)	4.3 (0.83)	5.7 (1.10)	10.0
1987-89	524	8.2 (1.56)	4.7 (0.89)	5.5 (1.06)	10.2
<i>Jynde vad</i>					
1959-61	672	14.3 (2.13)	2.7 (0.40)	4.6 (0.68)	7.3
1970-77	770	17.2 (2.23)	5.8 (0.75)	7.8 (1.01)	13.6
1987-89	996	14.8 (1.49)	6.7 (0.67)	10.7 (1.07)	17.4
<i>Askov</i>					
1921-27	756		2.6 (0.34)	5.2 (0.69)	7.9
1955-61	673	12.5 (1.86)	2.5 (0.37)	5.0 (0.74)	7.5
1970-77	744	19.5 (2.62)	5.9 (0.79)	9.3 (1.25)	15.2
1987-89	1033	12.7 (1.23)	6.4 (0.62)	9.7 (0.94)	16.1
<i>Borris</i>					
1957-61	668	13.0 (1.95)	2.2 (0.33)	4.2 (0.63)	6.4
1970-77	760	15.9 (2.09)	4.3 (0.57)	7.6 (1.00)	11.9
1987-89	996	13.2 (1.33)	6.4 (0.64)	10.7 (1.07)	17.1
<i>Tylstrup</i>					
1957-61	589	11.3 (1.92)	1.9 (0.32)	3.5 (0.59)	5.4
1970-77	614	14.5 (2.36)	4.6 (0.75)	6.4 (1.04)	11.0
1987-89	827	10.8 (1.31)	5.1 (0.62)	7.9 (0.96)	13.0

Konklusion

På grund af højmosernes ekstremt næringsfattige forhold, må de også antages at være blandt de mest følsomme overfor tilførsel af næringsstoffer. Det er ikke overraskende, at et naturligt kvælstof begrænset økosystem reagerer på meget små mængder kvælstof, og da højmoserne i høj grad er bevaringsværdige, bør man gøre en ekstra indsats for at bevare dem i naturtilstand. Det kunne være en god ide hurtigst muligt at indføre dyrkningsfri zoner omkring højmoserne, af en udstrækning på flere kilometer. Ved de fremtidige reduktioner i kvælstof fordampning, bør en del af anstrengelserne føre til en bedre beskyttelse af vore mest følsomme naturområder.

Referencer

- Aaby, B. (1987-90) Overvågning af de danske højmoser, tre rapporter udgivet af Skov- og Naturstyrelsen.
- Aaby, B. (1994): Symposium proceedings in: Mires and Man, edited by Andreas Grünig
- Grundahl, L. og Hansen, J.G.(1990): Atmosfærisk nedfald af næringssalte i Danmark. NPO-forskning fra Miljøstyrelsen Nr. A6
- Risager, M. og Aaby, B. (1996) in press: Overvågning af danske højmoser, 1995. Danmarks Miljøundersøgelser.

Hvordan påvirkes heder af ammoniakdeposition?

Torben Riis-Nielsen

Botanisk Institut, Økologisk Afdeling, Københavns Universitet, Øster Farimagsgade 2D, 1353 København K.

Indledning

Hederne antages normalt for meget følsomme overfor kvælstofdeposition fra atmosfæren. I forbindelse med HEATH-projektet har det imidlertid vist sig, at der er grund til at revidere flere grundlæggende feed-back mekanismer, som har været centrale for den måde man hidtil har anskuet problemet på.

CALLUNA-modellen

CALLUNA-modellen står som en slags syntese på 10 års hollandsk hedeforskning (Heil & Bobbink 1993a,b). Modellen beskriver konkurrencen mellem Hedelyng og Bølget Bunke som en funktion af kvælstoftilførslen fra luften. De vigtigste punkter i modellen er følgende:

- Modellen koncentrerer sig om 2 arter: Hedelyng og Bølget Bunke.
- Planternes vækstrate afhænger af N-tilførsel. Væksten begrænses af plads, konkurrence og plantens vækspotentiale.
- Planternes konkurrenceevne overfor hinanden bestemmes af N-tilførsel.
- Hyppighed af bladbilleangreb (Lyngens Bladbille *Lochmaea suturalis*) stiger lineært med N-tilførsel. Bladbilleangreb først ved en vis dækning med Hedelyng.
- Skaden af et bladbilleangreb er en konstant - uafhængigt af andre faktorer.
- I mineraliseringsprocessen regnes ikke med en pulje med meget høj residenstid.

Modellens artsudvalg

Modellen er begrænset til at arbejde med to arters konkurrence. Den kan f.eks. arbejde med Hedelyng og Bølget Bunke eller Klokkelyng og Blåtop. Der er på danske heder flere arter, der har stor betydning for successionen. Det drejer sig først og fremmest om Revling, som dominerer de fleste oplejede vestjyske heder idag. Også rensdyrlaver og mosser spiller en vigtig rolle. En udvidelse af modellen er derfor nødvendig, hvis den skal bruges til at modellere danske forhold.

Planternes vækstrate og konkurrenceevne

Vi havde ventet, at vi i kvælstof-gødskningsforsøg (med NH_4NO_3) på Hjelm Hede ville have set en øget vækst af Hedelyng og Bølget Bunke. Mod vor forventning har vi ikke kunnet påvise nogen vækstændringer eller konkurrenceforskydninger (Riis-Nielsen, in press). Resultaterne understøttes af, at der heller ikke er nogen forskydning i mykorrhiza-infektionsgrad på hedelyngrødder eller nogen artsmæssig forskydning i den fritlevende svampeflora (Johansson, 1995). Endnu er der heller ikke fundet kemiske forskelle i jordvandet, som kunne indikere at omsætningen i jorden er ændret (Nielsen, K. E. 1994). Det er imidlertid vist, at koncentrationen af kvælstof i hedelyngens årsskud stiger (Johansson, 1995). En undersøgelse pegede på, at årsagen til hedens reaktion, kunne være fosforbegrænsning (Riis-Nielsen, 1994, in press).

I 1994 startede vi et forsøg, der skulle afklare kvælstofs rolle i forhold til de øvrige næringsstoffer. Forsøget blev startet i et homogent område, hvor lyngen var død som følge af et bladbilleangreb. Bølget Bunke var almindeligt til stede i området men med lav dækning. Forsøget viste klart, at væksten af Bølget Bunke var begrænset af kalium og fosfor. Kombinationsbehandlinger viste endvidere, at fosfor i modsætning til kalium var en nødvendighed for at planterne kunne bruge kvælstof til yderligere vækst. Et andet forsøg, hvor vi ikke kunne adskille effekterne af fosfor, kalium og mikronæringsstoffer, viste at væksten af nyspirede lyngplanter det første år ligeledes var begrænset af fosfor (og/eller de øvrige næringsstoffer) men ikke af kvælstof.

Det er muligt Hjelm Hede har været kvælstofbegrænset før i tiden - det ved vi ikke. I så fald kan der have været tale om en mindre vækstpåvirkning indtil andre næringsstoffer blev begrænsende. Idag, hvor der er en total deposition på $12 \text{ kgN}^*\text{ha}^{-1}\text{år}^{-1}$ (Birgitte Hansen, pers. medd.) sker der ikke længere en direkte vækstpåvirkning. Disse resultater kan ikke direkte overføres til andre danske hedeområder. De gælder således ikke på en klithede ved Lodbjerg. Vi formoder, at begrænsning ved andre næringsstoffer end kvælstof er

udbredt på hedesletter og bakkeøer, mens vegetationen på klitheder og østjyske heder nok er mere kvælstoffølsom.

Den helt centrale sammenhæng, der postuleres mellem N og vækst i CALLUNA-modellen holder ikke for Hjelm Hede. Skal modellen gøres operationel skal den kunne behandle andre vækstbegrænsende faktorer end kvælstof.

Hyppighed og heftighed af blad-billeangreb

Lyngens bladbille lever udelukkende af lyng. Den kan i visse år opformerer til så store antal, at hedlyngen skades eller dør over større arealer. Et sådant masseangreb har ramt vort undersøgelsesområde på Hjelm Hede. I 1993 var enkelte mindre arealer angrebet. I 1994 bredte angrebet sig i egnen omkring Flyndersø og flere kvadratkilometer med Hedelyng blev afløvet.

Vi var så heldige, at angrebet ramte 2 af vore gødskningsforsøg - Hjelm I og Hjelm IV. Resultater herfra viser, at der produceres flere voksne biller, når hedlyngen tilføres kvælstof. Men der er et optimum ved en deposition på ca. 30-50 kg N*ha⁻¹*år⁻¹, hvorefter det igen begynder at gå den anden vej.

Hvor voldsom skade lyngen tager falder tilsyneladende med afstanden til angrebets centrum og stiger med kvælstofniveauet. Endvidere er det kendt, at yngre buske påvirkes mindre end ældre. I 1995 er der steder, hvor lyngen har taget voldsom skade. På lokaliteten Hjelm I, der ligger i centrum af angrebet, er der således kun 5 overlevende lyngbuske på ca. 440 m². Længere væk kommer først en zone, hvor de fleste af buskene har formået at skyde nye skud fra roden, selvom alle grene er døde. Dernæst kan man se, at flere og flere grene har overlevet og skyder fra toppen.

Skadernes omfang øges også gradvist med kvælstofniveauet. På Hjelm IV, som ligger tættere på randen af angrebsområdet, er der således næsten ingen overlevende buske, hvis området er blevet gødsket med 70 kgN*ha⁻¹*år⁻¹, mens der er en så god overlevelse i kontrolfelterne, at vi allerede nu i 1995 kan sige, at de igen vil blive lyngdominerede.

Nyspiring af Hedelyng er den eneste mulighed, hvor buskene er helt døde. Nyspiringen sker hovedsageligt på åbne lav- eller mosdækkede flader og afhænger derfor mest af, hvor tæt hedlyngvegetationen var før angrebet. På Hjelm IV er der det første år kommet nyspiring i ca. 15% af tilfældigt fordelte 1/10 m² områder (Raunkjærcirkler).

I CALLUNA-modellen postuleres en sammenhæng mellem kvælstofdeposition og billeangrebnes udbrudshyppighed. Det kan meget vel være rigtigt og er måske endda sandsynligt, men det er samtidig meget svært at eftervise. Vegetationsstrukturen og dermed plejen er også af betydning. Desuden spiller klimaet ind og er måske den mest afgørende faktor (Berdowski, 1993, Nielsen, B. O. 1986). At skaden af et bladbilleangreb bliver voldsommere med øget kvælstofbelastning er helt nyt, som bør indbygges i modellen. Modellen bør også udbygges til at etablere en sammenhæng mellem vegetationsstruktur og nyspiring af hedelyng.

Mineraliseringen

I CALLUNA-modellen opererer man med 3 jordfraktioner (L,F og H) med forskellig residenstid for N. Der mangler en fraktion med en meget lang residenstid, da største residenstid er omkring 20 år. Prøver man at køre modellen med lave N-depositions-rater kan den derfor ikke køre længere tidsperioder uden at overestimere mineraliseringen groft. F.eks. vil den ikke kunne modellere Hjelm Hede, som har ligget næsten urørt i 100 år, og hvor der er en mineralisering på under 12 kgN*ha⁻¹*år⁻¹ (mineraliseringsdata fra Hanne Lakkenborg, pers. medd.).

Det fremtidige arbejde

Vi har fået et tydeligere billede af, hvordan heden fungerer. Men vi kan se flere betydningsfulde begrænsninger i dette billede:

- Kan resultaterne vedrørende næringsstofbegrænsning overføres til alle danske hedeområder?
- Hvordan er sammenhængen mellem kvælstofdeposition og billeangrebshyppigheden?
- Vil det immobiliserede kvælstof repræsentere et problem på lang sigt?

Disse tre spørgsmål bør være ledetråde i det fremtidige arbejde.

Er tålegrænserne for N overskredet?

Tålegrænsen for nitrogen på heder er fastlagt til ca. 15-20 kgN*ha⁻¹*år⁻¹ (Grennfelt & Thörmelöf, 1992). Denne værdi regnes for troværdig. Den er beregnet ved hjælp af den hollandske CALLUNA-model.

Ud fra HEATH-projektets foreløbige resultater kan man sige, at hvis tålegrænsen skal sættes så heden er upåvirket af den ekstra tilførte kvælstof, så er tålegrænsen ved den naturlige deposition. En hvilken som helst forøgelse vil påvirke systemet.

Hvis tålegrænsen blot skal sættes, så vi i Danmark kan blive ved med at bevare en hedelyngdomineret vegetation ved brug af plejeindgreb, så kan grænsen sættes meget højere. Nok endda højere end de 15-20 kgN*ha⁻¹*år⁻¹, som er den internationalt accepterede tålegrænse. Men grænseværdien vil være meget usikkert fastlagt, da den primært vil afhænge af bladbilleangrebshyppighed og lyngspiringsmuligheder.

Problemet med at fastsætte en tålegrænse for heder er, at man ikke på nogen måde kan opgive en "objektiv" tålegrænse. Jo længere depositionen kommer ned, jo større kvalitet vil hederne have, og jo større deposition, jo mere kvalitet vil de miste. Der er ikke nogen grænse, hvorunder der ingen påvirkning sker. En videreudvikling af CALLUNA modellen må derfor også kunne inddrage flere typer plejeindgreb, så man bedre kan koble en kvælstofdeposition til konsekvenserne.

Hvad er vigtigst for heden?

Hvis man skal indplacere kvælstofproblemerne i en større sammenhæng, så kan man prøve at rangordne de faktorer, der i øjeblikket er et problem for heden. Mit bud på en sådan rangorden er følgende:

- Manglende pleje
- For ensidig pleje
- Kvælstofdeposition

Det betyder ikke, at man ikke skal tage kvælstofdepositionen alvorligt. Blot følgende:

- 1) Hver krone givet til heden er bedst givet ud til pleje.
- 2) Reduktioner kan planlægges i roligt tempo og med hensyntagen til landmændenes økonomi.
- 3) Hurtigere kvælstofreduktioner kan være nødvendigt af hensyn til andre naturtyper.

Anerkendelser

Jeg vil gerne udtrykke en tak til alle samarbejdspartnere i HEATH-projektet. Desuden vil jeg her rette en special tak til Niels Elmegaard på DMU i Silkeborg og Boy Overgaard Nielsen ved Århus Universitet for deres arbejde med lyngbladbillen.

Referencer

Berdowski, J. J. M., (1993) The effect of external stress and disturbance factors on *Calluna*-dominated heathland vegetation. In: (Aerts, R. & Heil, G. W. (eds.), *Heathlands: Patterns and Processes in a changing environment*. Geobotany 20:85-124.

Grennfelt, P. & Thörnelöf, E. (eds.), (1992) Critical Loads for Nitrogen. Report from a workshop at Lökeberg, Sweden, 6-10 April 1992. Nordic Council of Ministers, The Convention on Long Range Transboundary Air Pollution. Nord, 1992:1-428.

Heil, G. W. & Bobbink, R. (1993a) Chapter 7. Impact of atmospheric nitrogen deposition on dry heathlands. A stochastic model simulating competition between *Calluna vulgaris* and two grass species. In: Aerts, R. & Heil, G. W. (eds.). *Heathlands: Pattern and Processes in a Changing Environment*. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands. Geobotany 20:181-200.

Heil, G. W. & Bobbink, R. (1993b) "Calluna", a simulation model for evaluation of impacts of atmospheric nitrogen deposition on dry heathlands. *Ecological Modelling*, 68:161-182.

Johansson, M., 1995. Ericoid Mycorrhizal and Saprotrophic Fungi in Heathland Soil - composition and nitrogen sensitivity. Ph.D. thesis, Department of Mycology, University of Copenhagen.

Nielsen, B. O. 1986. Masseangreb af lyngens blad-bille (*Lochmaea suturalis* Thoms.) på danske lyngheder 1900-1984. *Entomologiske Meddelelser* 53(3):99-109.

Nielsen, K. E. 1994. HEATH. Status report for 1992-1994. V. Soil water chemistry In: *Rasmussen, L. (ed.). Status report 1992-1994*. Centre for Terrestrial Ecosystem Research. Sub-programme 1: Atmosphere and Air Pollution. The Danish Environmental Research Programme 1994. p. 116-120.

Riis-Nielsen, T. 1994. HEATH. Status report for 1992-1994. VI. Vegetation dynamics in Danish heathlands in relation to nitrogen deposition. In: *Rasmussen, L. (ed.). Status report 1992-1994*. Centre for Terrestrial Ecosystem Research. Sub-programme 1: Atmosphere and Air Pollution. The Danish Environmental Research Programme 1994. p. 121-124.

Riis-Nielsen, in press. The HEATH project: Response of the heathland vegetation to nitrogen deposition. *Geoscience*.

Hvordan påvirkes skov af ammoniakdeposition?

Claus Beier

Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm Kongevej 11, 2970 Hørsholm

Indledning

Ammoniak (NH_3) er en gas, som væsentligst stammer fra landbruget, hvor det fordampes fra husdyrbrugenes gylle/gødning. Det transporteres gennem luften, hvor det kan omdannes til partikel-formigt ammonium (NH_4^+). Det afsættes derfor på skov i form af ammoniak eller ammonium, eller det kan tilføres som ammonium opløst i nedbøren. Da ammoniak primært stammer fra landbruget, er tilførslen overvejende styret af lokale kilder. Effekten af ammoniak på skov-økosystemet kan enten knyttes til tilførslen af ammoniak i sig selv, altså en slags ammoniak-effekt, eller den kan skyldes effekten af kvælstof-tilførslen. I tilfælde hvor det er en kvælstof effekt, skal ammoniak-problemet derfor ses i sammenhæng med tilførslen af andre kvælstof-forbindelser, primært nitrat. Ammoniak kan have en direkte effekt og en indirekte effekt.

Direkte effekt af ammoniak på skov

Næringsstofudvaskning og algevækst

Tilførslen af NH_3 -gas til blade og nåle kan optages i planten direkte eller det kan opløses i den vandfilm, som findes på plantens overflade. Optagelsen i planten har næppe nogen effekt i sig selv, men opløsningen i vandfilmen har to mulige effekter: 1) NH_3 vil omdannes til NH_4^+ og derved neutraliseres noget af den sure nedbør og 2) NH_4^+ kan udvaske andre positive ioner på plantens overflade (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} og Na^+). Endelig kan den øgede mængde kvælstof på plantens overflade medføre øget algevækst, som i givet fald kan hæmme plantens fotosyntese.

Effekt

- Øget N-optag i nåle
- Neutralisering af syre
- Udvasning af næringsstoffer på nålene
- Øget algevækst

Indirekte effekter af ammoniak på skov

Øget tilvækst og næringsstofmangel

De væsentligste effekter på skoven sker indirekte, dvs. gennem påvirkninger af jorden efter at NH_3 er tilført denne i form af NH_4^+ . I første omgang vil den øgede tilførsel af kvælstof fungere som øget næringsstofftilførsel, og da mange skove i Danmark er eller har været begrænset i deres vækst af kvælstof, vil det medføre øget vækst.

Effekt

Tilførsel af $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ kan medføre øget tilvækst

Øget tilvækst øger behovet for andre næringsstoffer. Hvis disse ikke er tilstede i tilstrækkeligt omfang, kan der opstå en relativ næringsstofmangel. Man kan tale om, at træet 'vokser sig ind i en næringsstofmangel'.

Effekt

Øget tilvækst kan medføre at andre næringsstoffer end N bliver vækstbegrænsende.

Ændret mykorrhiza og omsætning i jorden

Mange skovtræer indgår et samliv (symbiose) med svampe i jorden - kaldet mykorrhiza. Svampene hjælper træet med næringsstof-optagelsen for til gengæld at få energi fra træet. Der findes stærke indikationer på, at øget tilstedeværelse af kvælstof begrænser udbredelsen af svampene. Desuden kan der ske ændringer af nedbrydningen af det døde organiske materiale på skovbunden.

Effekt

Øget kvælstof kan hæmme mykorrhiza-dannelsen
Øget kvælstof kan ændre på nedbrydningen af organisk materiale

Ubalance mellem næringsstofferne i planten

Hvis det derimod ikke er kvælstof, som begrænser træernes vækst, kan øget tilgængelighed af kvælstof medføre øget optag af kvælstof i planten, men altså uden at dette omsættes i øget tilvækst. Man snakker om, at N bliver i "overskud" og at træerne foretager en slags "luksus-optag". Dette kvælstof oplagres i nålene - f.eks. i kvælstofholdige aminosyrer som arginin. Samtidig medfører det, at ba-

lancen i forhold til de andre næringsstoffer (Ca, K, P, Mg, m.fl.) ændres, og at der i værste fald opstår en relativ mangel på andre næringsstoffer. Selvom der altså fortsat er samme mængde næringsstoffer i nålene, virker det som en mangel, når N-indholdet stiger, og træet vil reagere på denne mangel. Da næringsstofferne indgår i en lang række plantefysiologiske processer, kan der derfor opstå skader eller svækkelse.

Effekt

Øget ophobning af arginin indikerer kvælstofoverskud.

Øget kvælstof medfører ubalance mellem kvælstof og andre næringsstoffer, som igen kan medføre mangel-symptomer, svækkelse eller skade.

Øget tab af næringsstoffer

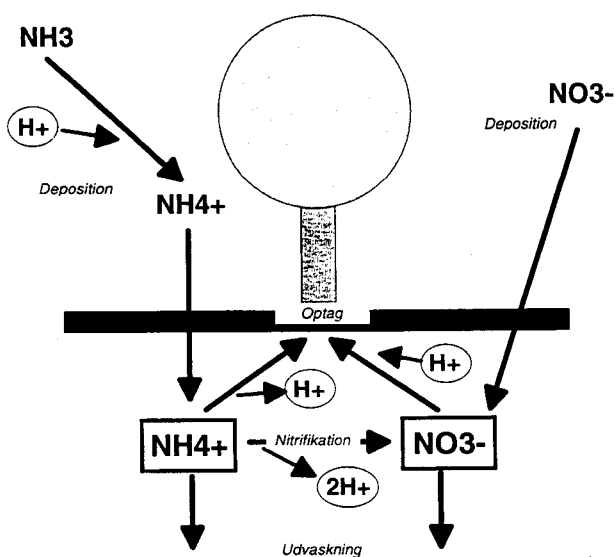
Den kraftige tilførsel af NH_4^+ til jorden kan virke som "ionbytter" på jorden - dvs. at NH_4^+ vil konkurrere med andre positive ioner i jorden (Ca, Mg, K, Na), både mht. binding i jorden og mht. optagelse i træerne. Det medfører, at disse næringsstoffer udvaskes til grundvandet og dermed "tabes" fra jorden, og at der optages relativt mere NH_4^+ . Dette vil selvfølgelig forværre den førnævnte ubalance.

Effekt

Øget tab af næringsstoffer til grundvandet og mindre næringsstof-optag.

Jordforsuring

NH_4^+ kan medføre jordforsuring, hvis den samlede tilførsel af N overstiger planternes forbrug, så kvælstoffet ikke bliver optaget i systemet. Årsagen fremgår af nedenstående figur 1.



Figur 1. Syre-dannelse i jorden under optag eller omdannelse af kvælstofforbindelser

Af skitsen ses, at når NH_3 omdannes til NH_4^+ vil det neutralisere én syreenhed (H^+). NH_4^+ i jorden kan så optages i planterne eller den øvrige bio- og

mikrobiomasse. Derved frigøres den netop neutraliserede syreenhed igen. Alternativt kan NH_4^+ nitrificeres, dvs. omdannes til nitrat (NO_3^-), hvorved der frigøres 2 syreenheder - altså én mere end der oprindeligt blev neutraliseret. Denne syre-enhed vil dog atter blive neutraliseret, hvis NO_3^- optages af planten. Heraf ses, at hvis alt N forbruges af planter og mikrobiomasse, vil der ikke blive dannet syre. Problemet opstår derimod, hvis skoven ikke længere kan bruge alt det kvælstof der tilføres, og overskuddet udvaskes som nitrat. I så fald vil den overskydende syreenhed ikke blive neutraliseret, og der vil samlet ske en forsuring af jorden med de effekter det har (næringsstof-udvaskning, aluminium-frigørelse m.m.). Der kan endvidere ske såkaldte "surstød", som skyldes, at der pludselig omdannes meget NH_4^+ til NO_3^- , og at dette NO_3^- ikke kan optages i systemet, men udvaskes. Dette kan f.eks. ske efter tørke.

Effekt

N-overskud og nitrifikation kan medføre jordforsuring

Udvaskning af kvælstof til grundvandet

Endelig kan overskud af tilført kvælstof medføre udvaskning til overfladevand og grundvand. Det har primært været denne situation, som Critical Load grænsen har været sat efter at skulle undgå.

Effekt

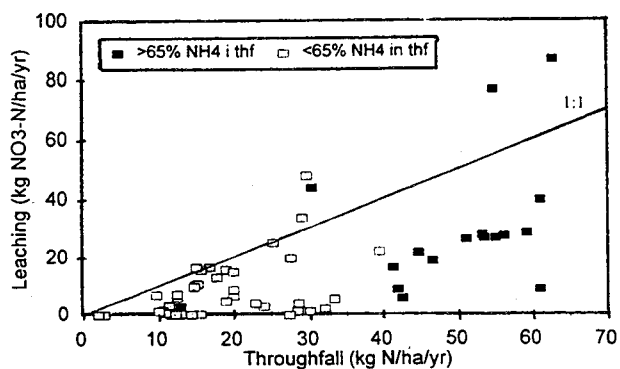
Udvaskning af kvælstof til grundvand og overfladevand

Hvornår opstår effekterne ?

Overnævnte effekter er mulige effekter. Det er dog langt fra alle disse effekter, som idag kan observeres i danske skove. Den øgede udsendelse af kvælstof fra både industri, husholdning, trafik og landbrug har dog medført frygt for, at den kroniske tilførsel af ekstra kvælstof vil medføre nogle af disse skader. Trods massiv forskning i kvælstofs cirkulation i skovøkosystemet, er det endnu ikke endelig klarlagt, hvilke faktorer, der betinger effekter. En af vanskelighederne består i, at "husholdningsbudgettet" for kvælstof rummer en meget stor pulje af kvælstof i systemet (i størrelsesordenen tons/ha), og at de tilførsler og fraførsler til systemet, som kan forskubbe balancen er i størrelsesordenen 1000 gange lavere (måles i kg). Vi skal altså klarlægge ganske små bevægelser på en konto, hvor den stående kapital er meget stor.

Foreløbige analyser af de mange data, som er opsamlet via europæiske skov-projekter gennem de seneste 10 år tyder dog på, at tilførslen fra luften er af afgørende betydning for, hvornår skovøkosystemet ikke længere kan tilbageholde det

hele. Når tilførslen overstiger 10-20 kg N/ha/år er der fare for nitratudvaskning (Figur 2). Det er dog ikke ensbetydende med, at et input på 10-20 kgN/ha/år vil medføre skader. Andre forhold som træart, skovens alder og nedbørsmængde spiller også ind.



Figur 2. Sammenhæng mellem input og output af kvælstof i 65 Europæiske skove opdelt efter ammoniums andel af den samlede kvælstofbelastning (Fra Gundersen, 1995).

Referencer

Gundersen, P. (1993) Luftforurening med kvælstof-forbindelser: Effekter i nåleskov. Ph.D afhandling. Laboratoriet for Økologi og Miljølære, DTU. 292 sider.

Gundersen, P. (1995) Nitrogen deposition and leaching in European forests - preliminary results from a data compilation. *Water, Air, and Soil Pollution* (På engelsk - Under trykning).

Tietema, A. and Beier, C. (1995) Forest nitrogen cycling and manipulation: a preliminary evaluation of two EC ecosystem manipulation projects NITREX and EXMAN. *Forest Ecology and Management*, 71, 143-151. (På engelsk).

Ammoniakhandlingsplan, tiltag og reduktionsmuligheder

Ejvind Hansen

Ferskvand og landbrugskontoret, Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K.

Problemets omfang

De foranstående indlæg har vist at ammoniakfordampning er et væsentligt miljøproblem.

De næste skridt er, at få fastlagt

- hvor meget skal der gøres
- hvordan skal det gøres (teknisk indsats)
- hvordan informeres og overbevises beslutningstagerne

For at besvare det første spørgsmål - hvor meget skal der gøres - er det nødvendigt at sætte de miljømæssige konsekvenser af ammoniakafsætning i relation til andre velkendte miljøproblemer, f.eks. forsurening p.g.a. svovl fra kraftværker og eutrofiering p.g.a. nitratudvaskning.

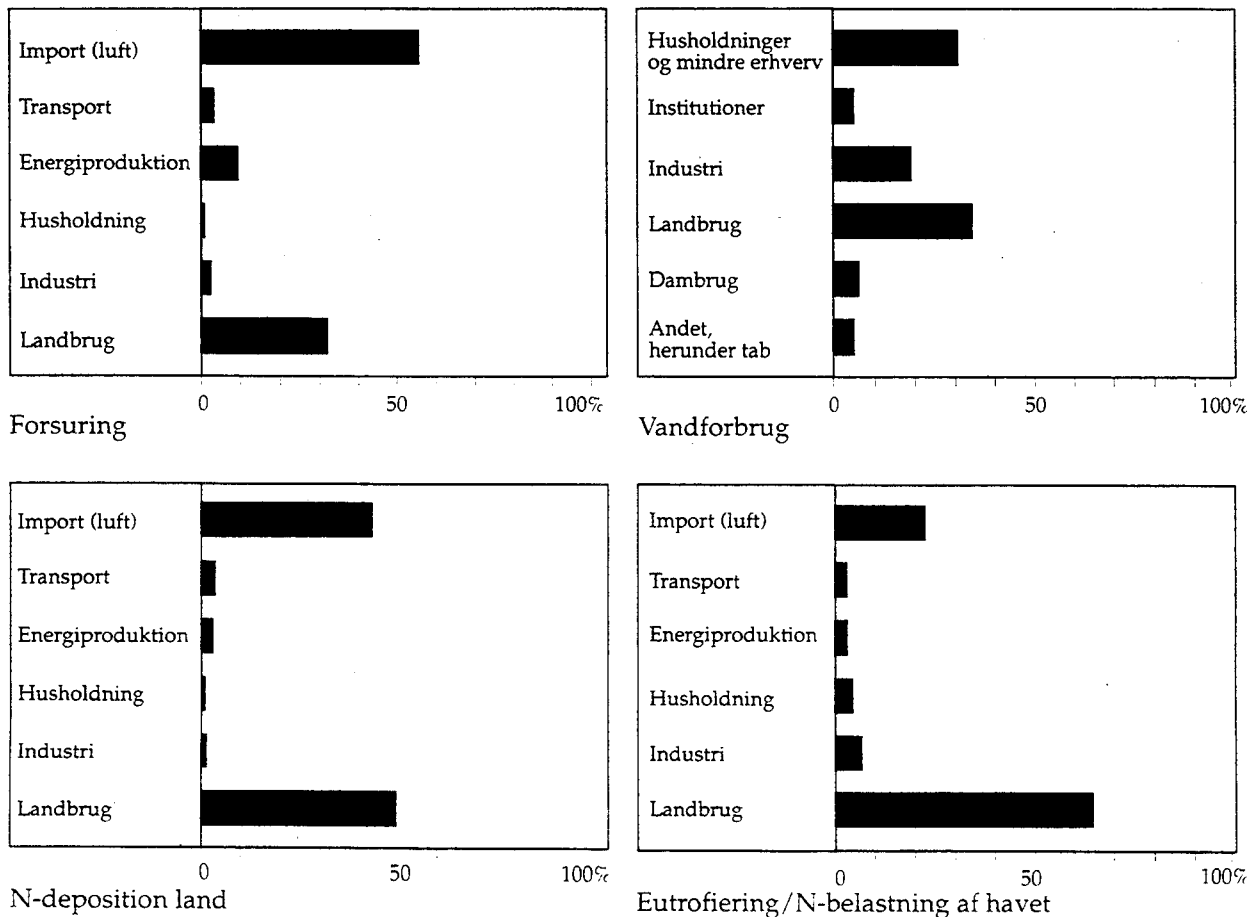
Dette kan bl.a. gøres ved at se på såkaldte sektorprofiler for udvalgte miljøtemaer som viser, at landbruget i kraft af ammoniakfordampning er

den altafgørende indenlandske kilde til både forsurening og kvælstofdepositionen på land, fig. 1.

Der kan således ikke være nogen tvivl om, at ammoniakfordampning hører til blandt de større samfundsskabte miljøbelastninger af naturen og miljøet.

Fastlæggelse af et miljøproblems omfang giver ikke i sig selv svar på spørgsmålet om, hvor stor reduktion, der bør stiles mod. Det er lige så vigtigt at belyse, hvilke muligheder der er for reduktion, og hvilke omkostninger, der er forbundet med de forskellige tiltag.

På disse områder er vi også godt på vej med at fremskaffe viden. F.eks. blev der i 1992 udarbejdet en redegørelse til Folketinget, som bl.a. konkluderede, at det er teknisk muligt næsten at halvere ammoniakfordampningen indenfor et kortere åremål og at hovedparten af denne reduktion kunne opnås med begrænsede omkostninger.



Figur 1. Sektorprofiler for udvalgte temaer - landbruget ses at være den vigtigste indenlandske kilde til kvælstofbelastning af miljøet (efter Christensen *et al.*, 1993).

Som de vigtigste tiltag til at opnå halveringen blev der peget på:

- indførelse af nye fodringsnormer og tilsætning af essentielle aminosyrer til foderet (Reduktionseffekt ca. 25.000 tons)
- forbedrede lagerforhold samt ændret praksis med hensyn til anvendelse af ammoniak til halmludning (Reduktionseffekt ca. 10.000 tons)
- bedre udbringningspraksis for husdyrgødning (Reduktionseffekt ca. 10.000 tons)

En yderligere beskrivelse og uddybning af mulighederne findes i rapporten "Ammoniakfordampning fra landbruget" (Henriksen *et al.* 1995) som er udarbejdet af DMU med bistand fra Statens Planteavlsvforsøg. Hovedresultaterne fremgår af tabel 1.

Den foreliggende viden kan herefter sammenfattes i følgende punkter:

- ammoniakfordampning medfører miljøproblemer, der i størrelsesorden er sammenlignelig med nitratudvaskning og svovlemission,
- ammoniakfordampningen kan - med begrænsede omkostninger - næsten halveres,
- der kan med begrænsede omkostninger opnås store miljøforbedringer.

Sammenholdt med indsatsen mod nitrat og svovlemission (m.a. investeringer) er der derfor behov for en kraftig opprioritering af indsatsen mod ammoniakfordampning.

Valg af styringsmidler

Fra forskernes registrering af et miljøproblem til gennemførelse af foranstaltninger der på passende vis imødegår problemet, er der ofte en langvarig

og besværlig proces. Det gælder især, hvis de personer eller samfundsgrupper, der har fordel af indsatsen, ikke er sammenfaldende med den samfundsgruppe, der skal yde indsatsen.

For at undgå unødige frustrationer og forsinkelser af fornuftige beslutninger er det vigtigt, at der allerede i forbindelse med planlægning af sektorforskningsindsatsen foretages overvejelser af, hvilke administrative og politiske problemer, der kan opstå i forbindelse med beslutningsprocessen, og hvilken viden, der skal til for at løse disse problemer.

Det vil sige, at der er behov for en handlingsplan for fremskaffelse af den viden, der er nødvendig, for at sikre en hurtig og afbalanceret beslutningsproces.

En sådan handlingsplan for videnopbygning (sektorforskningsindsatsen) skal bl.a. bygge på:

- identifikation og kvantificering af miljøbelastningen
- tekniske muligheder for reduktion af miljøbelastningen
- omkostningerne ved tiltagene
- forslag til indsatsens omfang (Effektvurdering, cost benefit analyser, sammenstilling med indsatsen på andre områder)
- konsekvenser og følgevirkninger for de personer/virksomheder, der skal yde indsatsen (ændringer af landbrugspraksis)
- Vurdering af, hvilke styringsmidler der er bedst egnet til at løse problemet,
 - information
 - regelstyring
 - økonomisk styring

hvem skal træffe beslutningerne
hvordan skal beslutningstagerne informeres.

Tabel 1. Kilder til ammoniakfordampning fra landbruget og mulig reduktion. (efter Henriksen *et al.*, 1995)

	1992	Mulig reduktion Ton NH ₃ N/år
Gødning fra dyr i stalde	34000	5000
-ændret fodersammensætning og praksis		15000
Lagring af gylle	9000	6300
Lagring af fast gødning	4000	
Lagring af ajle	6000	5000
Udbringning af husdyrgødning på markerne	31000	10000
Gødning fra dyr på græs	4400	
Handelsgødning (specielt urea)	7600	1300
NH ₃ -behandling af halm	9000	9000
Ammoniakfordampning fra planter (potentielt)	10000	
I alt	11500	51600

Med ammoniakfordampningen er vi langt fremme i processen med de første 5 punkter, men vi mangler analyser og overvejelser af, hvilke styringsmidler, der er bedst egnet til at løse problemerne. Derfor har vi heller ikke tilstrækkelig viden om, hvilke styringsmæssige beslutninger, der er behov for, og hvem der skal træffe disse beslutninger.

En vurdering af, hvilke styringsmidler, der bør vælges, skal først og fremmest tage udgangspunkt i, hvilke ændringer, der ifølge de tekniske overvejelser bør søges opnået i landbrugspraksis. Desuden er det vigtigt at inddrage de hidtidige erfaringer med reguleringer på landbrugsområdet, og at overveje, om det er muligt at sammenkoble indsatsen mod ammoniakfordampning med indsatsen mod andre forureningsproblemer.

Ved udformning af styringsmidler skal det først og fremmest sikres, at erhvervet udnytter de foreliggende muligheder for - uden større omkostninger - at reducere ammoniakfordampningen.

Derudover skal der lægges vægt på, at styringsmidlerne

- har stor effektivitet
- er enkle, gennemskuelige og ubureaukratiske
- medfører mindst mulige omkostninger for erhvervet

Betragter man herefter de enkelte styringsmidler - information, regelstyring og økonomisk styring - er det min vurdering, at der først og fremmest skal sættes på information til landbruget om, at der er et stort behov og gode muligheder for reduktion af ammoniakfordampningen.

Ud fra erfaringer fra andre indsatsområder - Vandmiljøplan og Pesticidhandlingsplan m.m. - vil information alene dog kun have en begrænset effekt. Information skal derfor mere betragtes som en nødvendig indsats for at skabe forståelse for, at gennemførelsen af regelstyring eller økonomisk styring er velbegrunderet.

Regelstyring med henblik på reduktion af ammoniakfordampning er allerede indført på nogle områder. F.eks. krav om overdækning/flydelag på gyllebeholdere og hurtig nedbringning af udbragt gødning. Der kan også anvendes regelstyring på andre områder, f.eks. halmludning og yderligere krav til udbringningspraksis. Men på det vigtigste indsatsområde - bedre fodringspraksis - er det vanskeligt at se, hvordan et effektivt regelsystem kan opbygges. Dertil kommer, at regelstyring ofte virker meget bureaukratisk og kræver et omfattende kontrolsystem, hvis det skal være effektivt.

Økonomisk styring kan gennemføres på mange forskellige måder - både som afgifts- og tilskuds-systemer. Her skal der kun peges på, at det - i tilknytning til den kommende debat om opfyldelsen af vandmiljøplanen - er nærliggende at overveje mulighederne for at indføre styringsmidler, som indeholder et økonomisk incitament til en reduktion af både nitratudvaskningen og ammoniakfordampningen fra landbruget.

Referencer

Christensen, N., Paaby, H., Holten-Andersen, J. (1993) Miljø og samfund - en status over udviklingen i miljøtilstanden i Danmark. Faglig rapport fra DMU nr.93.

Henriksen L.H., Bak J., Asman W.A.H. og Andersen H.V. (1995) Ammoniakemission fra landbruget. Miljøprojekt nr. 283. Udgivet af Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen.

Referat af seminaret "Ammoniak og Naturforvaltning" den 30. november 1995 i Silkeborg

Foredragsholdere var: Ejvind Hansen, Miljøstyrelsen; Claus Beier, Forskningscenter for Skov og Landskab; Sven G. Sommer, Statens Planteavlsvforsøg; Mette Risager og Torben Riis-Nielsen, Københavns Universitet; Willem A. H. Asman og Jesper Bak, Danmarks Miljøundersøgelser.

Morten T. Strandberg bød velkommen på vegne af DMU og kom med nogle få praktiske bemærkninger. Derefter gav han ordet til dagens ordstyrer forskningschef Hans Løkke.

Hans Løkke, Danmarks Miljøundersøgelser indledte med en præsentation af ammoniak som miljøproblem og om Danmarks internationale forpligtelser på området.

Herefter startede rækken af indlæg:

Jesper Bak præsenterede sit indlæg om "Placering af ammoniakproblematikken i national og international sammenhæng. Kortlægning, international organisering, critical load, politik".

Den efterfølgende diskussion viste at det er vigtigt, når man snakker tålegrænse at præcisere, hvornår der er tale om deposition, og hvornår der er tale om udvaskning.

Flere var interesserede i en kopi af det viste kort over fordeling af ammoniakdeposition i Danmark.

Jesper Bak svarede at kortet kunne findes i rapporten "Ammoniakfordampning fra landbruget" udgivet af Miljøstyrelsen i foråret 1995.

Skovrider J. E. Hanberg, Klosterhedens Statsskovdistrikt gjorde opmærksom på, at svampe kan optage organisk N fra jorden og frigive det, så planterne kan optage det. Mindede om, at man skal huske at få mikroprocessernes betydning med, når man studerer den ophobede mængde af kvælstof i jorden.

Jesper Bak svarede, at han var helt enig men gjorde opmærksom på, at vi ikke kender grænsen for, hvor meget kvælstof der kan ophobes i jorden før den frigives, og at vi derfor er nødt til at sætte ind nu med forsøg på nedbringning af tilførslen af kvælstof, selvom der ikke ser ud til at ske noget de næste 100 år.

Ib Johnsen, Københavns Universitet var helt enig med J. E. Hanberg i, at mikroorganismernes betydning for omsætning og tilgængelighed af næringsstofferne var vigtig. Derudover gjorde han

opmærksom på at modellernes kvalitet til forudsigelse af effekter af luftforurening ikke er bedre end de data der bruges som input.

Per Ee Høgsberg, Vejle Amt mindede om, at vi skal huske, at de biologiske kriterier skal med i vurderingen af luftforureningens effekter - men var godt klar over at årsags- og effekt-sammenhæng ikke var så ligetil at etablere.

Jesper Bak var enig i værdien af at have biologiske kriterier og gjorde opmærksom på at sådanne var under udvikling som en del af bl.a. SMP programmet. Samtidigt er det vigtigt, at man er opmærksom på at en overskridelse af tålegrænsen ikke nødvendigvis på kort sigt giver sig udslag i vegetationsforandringer.

Willem A. H. Asman, Danmarks Miljøundersøgelser spurgte, om der ved beregning af kvælstofdeposition i det viste kort kun var brugt danske tal.

Hertil svarede Jesper Bak, at der var brugt engelske og svenske tal - og at niveauet derfor nok var overdrevet til brug under danske forhold.

Jacob Pedersen, Århus Universitet spurgte, om der ved beregning af balancen mellem hedelyng og græs tages hensyn til fosfor og kalium.

Jesper Bak svarede, at det gør der.

Hans Løkke gjorde opmærksom på at tålegrænsen-begrebet, som det beregnes idag, bygger på kemiske kriterier, men at det videre arbejde med beregning af tålegrænser vil inkludere biologiske kriterier.

Ordet blev herefter givet til næste foredragsholder Sven G. Sommer, der talte om "Fodrings- og gødningspraksis betydning for ammoniakfordampning.

Spørgsmål fra salen: Du sagde, at overdækning af ajlebeholdere med lecasten formindsker ammoniakfordampningen, og at den totale ammoniakfordampning hermed nedsættes. Er det korrekt?

Sven Sommer: Ja, det er korrekt.

Sven Sommer tilføjede, at ammoniakfordampningen kan nedsættes væsentligt ved at lade kvæget græsse 6 mdr. om året. Ammoniakfordampning fra kvæg på græs er 10 kg/år og for kvæg i stalde er den 25 kg/år. Forskellen skyldes, at kvægets urin siver direkte ned i jorden.

Sven Sommer gennemgik forskellige metoder til nedbringning af ammoniakfordampningen i stalde, men måtte, konstatere, at ved disse metoder kan der være uønskede sideeffekter. Begrænsning i et led i gødningsbehandlingen kan medføre øget ammoniakfordampning i et senere led.

Næste indlæg var fra Willem A. H. Asman, Danmarks Miljøundersøgelser vedrørende "Emission, transport og deposition af ammoniak og ammonium".

Hans Løkke spurgte, om de beregnede værdier for den totale transport af N-depositionen kun var beregnet på grundlag af data fra nedfald på landjorden, eller om der også var benyttet data fra ammoniaknedfald på havet.

Willem Asman svarede, at der kun var benyttet data fra nedfald på landjorden, men at værdierne ikke ville have været væsentlig større, selvom data fra nedfald på havoverfladen var medtaget.

Jesper Fredshavn spurgte om, hvilke enheder der var benyttet på den viste figur.

Willem Asman svarede: 1000 t N/år.

Spørgsmål fra Århus Amt: Er det muligt at beregne depositionen forårsaget af hver enkelt ejendom?

Svar fra Willem Asman: Ja! På nogle få hundrede meters afstand fra en gård bliver depositionen hovedsageligt bestemt af gården. Kommer man længere væk, så er der langt flere kilder der bidrager betydeligt.

Spørgsmål fra Ejvind Hansen: Kan det lade sig gøre at beregne N-depositionen på mindre naturområder?

Willem Asman: Både ja og nej. Det vil især være vanskeligt at lave beregninger for kanten af skovområderne. Ja, fordi der i modeller godt kan tages hensyn til den totale ruhedsovergang mellem landbrugsområdet og skoven. Nej, fordi vi ikke kender nok til luftstrømningsmønstret når luften støder på skovkanten.

Claus Beier: Forskningscenter for Skov og Landskab har lavet beregninger som viser en væsentlig større deposition i udkanten af en skov (120

kgN/ha). Desuden kan lokale emissioner føre til endnu større depositioner.

Willem Asman bekræftede.

Der var flere spørgsmål omkring lokaldeposition, tørdeposition, deposition i naturlige økosystemer, deposition i områder med mosaik af plantage og hede, og hvorvidt disse størrelser kunne modelleres og beregnes.

Willem Asman svarede, at der findes modeller for mere lokal deposition og modeller for at beregne depositioner for hele landet. Ved at kombinere disse modeller kunne man få et bedre resultat, men det ville kræve en betydelig arbejdsindsats. Der er i princippet tilstrækkeligt kendskab til området.

Herefter var der fra salen spørgsmål til de tre første foredragsholdere.

Rikke Clausen spurgte, om reguleringen af forholdet mellem energi og kvælstof i foderet påvirker mælkeydelser hos malkekøer.

Sven Sommer svarede, så vidt jeg ved påvirkes produktionen ikke ved disse behandlinger.

Jesper Fredshavn: Ville det ikke være en fordel at adskille fast møg og gylle?

Sven Sommer: Nej, for tabet af N ved at holde de to ting adskilt er større end ved at holde det sammen. Der er et stort tab af ammoniak fra fast møg. Fremtidige stalde kan måske løse problemet.

Ulrik Søchting henviste til en artikel, han har skrevet, som blev uddelt på seminaret. Artiklen omhandler en undersøgelse af deponering af N fra en svinefarm på lichener i varierende afstand fra kilden. Lichener er på grund af deres evne til at opfangne luftbåren forurening velegnede til at påvise forureningsgradienten omkring en punktkilde.

Sven Sommer kommenterede med resultater fra en undersøgelse af deponeringen på græs, som har vist den største deponering tæt på kilden.

Ejvind Hansen spurte om, man kan sige noget om, hvor stor vindhastigheden i gyllebeholdere er. Spurgte også om størrelsen på gyllebeholdere. Kunne man forstille sig en væsentlig effekt på fordampningen ved mangel på flydelag som følge af omrøringseffekter og bølgedannelse?

Sven Sommer svarede at diameteren af de største gyllebeholdere er 24-28 m. Mente, at der altid vil være en omrøringseffekt som afhænger af temperaturen, vinden og beholderens udformning.

Jesper Bak kommenterede, at den usikkerhed, der er i deponeringsbilledet som følge af heterogeniteter medfører, at billedet ser endnu værre ud, hvad angår overskridelser af tålegrænsen.

J. E. Hanberg kommenterede omkring nedfældning af ammoniak, at på tør jord bindes ammoniak som flydende ammoniak.

J. E. Hanberg spurgte, om effekter på ammoniakfordampningen ved tilsætning af kaliumfosfat.

Sven Sommer: Vi ved det ikke præcist, men det er korrekt, at ammoniak vil bindes som ammoniumfosfat.

Herefter blev anvendeligheden af emissionsfaktorer blev diskuteret.

Sven Sommer: spørgsmål til Willem Asman vedr. den viste overhead over emissionsfaktorer. Det betyder at ammoniaktabet i Irland og i Danmark er ens. Er det korrekt?

Willem Asman: Kortet er lavet på grundlag af hollandske data (her står kærne på græs som i Irland), men det er et problem, at data fra forskellige lande ikke har samme detaljeringsgrad.

Willem Asman siger, at han har været udsat for, at der endda fra samme institution kan være store forskelle i de indberettede tal, så det derfor er svært at lave nøjagtige beregninger.

Sven Sommer sagde, at det i Danmark er Miljø- og Energiministeriet, der fastlægger tålegrænsen for N, og spurgte, om man kunne anvende danske emissionsfaktorer fremfor internationale?

Willem Asman kommenterede, at danske emissionsfaktorer kan være bedre end UNECE default-emissioner, men at der fagligt skal argumenteres for, hvorfor man vil bruge andre emissionsfaktorer.

Hans Løkke mener, at de forskellige lande vil være opmærksomme på eventuelle fejl i beregningerne og argumentere for at få tallene korrigeret, hvor der har været faktorer, som beregningsmodellen ikke har kunnet tage hensyn til på grund af den feedback, der er i systemet.

Ejvind Hansen: Hvor meget har vi sænket ammoniakfordampningen inden for de sidste år med de tiltag, der er foretaget de sidste år? Hvordan vurderes udviklingen i emissionen?

Sven Sommer mener ca. 30%, men kan ikke bevise noget - da vi jo ikke kender landmændenes adfærd i forhold til disse tiltag.

Sven Sommer synes, at vi skal skele mindre til, hvad der finder sted i andre lande og derimod finde ud af, hvad vi ønsker for Danmark.

Jesper Bak: Det, der virkelig har betydning, er at se på fordelingen af depositionen. EMEP's 150 km grid kan i virkeligheden dække over store lokale problemer.

Henrik Paabye kommenterede omkring forskelle ved de modeller, der skal anvendes på lokal og international skala. Går man ned og studerer et lille område, kan man hente meget sofistikerede data ud og derved modellere depositionsforskelle i det omgivende miljø - hvorimod simple modeller, der anvender emissionsfaktorer vil være mere anvendelige ved internationale beregninger.

Willem Asman: Både internationalt og nationalt har vi nu bedre data, og vi er samtidig opmærksomme på flere effekter, så beregningerne vil fremover kunne forbedres.

Jesper Bak: De nuværende beregningerne er OK at benytte i de internationale forhandlinger, da der ikke er det samme behov for visning af lokale effekter.

Hans Løkke kommenterede omkring de internationale forhandlinger, at import-eksport forholdet er vigtigt, og fordi Danmark er nettoeksportør af kvælstof, vil vi blive tvunget til at nedbringe både NOx og ammoniakemissionerne.

Per Høgsberg: Amterne har brug for de lokale modeller, der beregner udslip fra lokale gårde, fordi de ekstreme værdier er interessante og operationelle.

Sven Sommer: Du vil gerne i Danmark kunne sige til den enkelte landmand, hvad han skal gøre for at reducere ammoniakfordampningen?

Per Høgsberg: Jeg vil gerne kunne se, om en forhøjet N-deposition i et område skyldes tilstedeværelsen af nåletræer eller spredning af gylle fra en gård i nærheden.

Sven Sommer: Man skal også have nogle "håndtag" at trække i til brug for adfærdsregulering af landmænd.

Jesper Bak: Det er vigtigt at være opmærksom på at pleje vil og skal være en del af tiltaget i en kulturnatur som den danske.

Willem Asman gjorde opmærksom på en øvelse, man har gjort i Holland, gående ud på at effektivisere indsatsen ved at optimere udbyttet af investere

ringen - en øvelse der medfører, at man må opgive nogle naturområder for at redde andre.

J. E. Hanberg: Det kan være svært at finde ud af, hvad koncentrationen er af ammoniumsulfat (som kan svide beplantningen) i handelsgødning.

Hans Løkke svarede, at man i så fald måtte henvende sig til producenten.

J. E. Hanberg: Hvor længe skal ammoniak blive i luften, før det omdannes til ammoniumsulfat?

Willem Asman: Den gennemsnitlige omdannelseshastighed for ammoniak til ammonium er ca. 30% i timen. Med en vindhastighed på ca. 5 m/s vil det betyde 30% omdannelse over 18 km transport afstand.

Jesper Bak: Der er effekter af kvælstof og svovl, da de virker forsurende.

Ib Johnsen: Vedr. ekstremer i forhold til critical load. Hvad er naturens evne til selv at vende tilbage til en naturlig reduktion?

Ejvind Hansen: Miljøstyrelsen giver jo VVM-vurderinger af svinefarme og skal godkende udvidelser. Man bør også tage hensyn til naturfølsomme økosystemer.

Herefter fulgte et indlæg "Overvågning af højmoser" af Mette Risager.

J. E. Hanberg: Har der i Lille Vildmose været afgræsning før og nu?

Mette Risager: Kun af den lille vildtbestand, der er i området - ingen organiseret afgræsning.

Willem Asman spurgte, om man har undersøgt forskelle i deposition og effekter inden for én mose.

Mette Risager svarede, at det havde man ikke, men at det ville være spændende at gøre på Lille Vildmose.

Axel Voigt kommenterede, at depositionen på Draved var dobbelt så stor i randen som på midten.

Mette Risager sagde, at det er vigtigt at vaske planterne før måling af kvælstof, da man så undgår at medtage den del som evt. sidder uden på planten.

Gitte Blicher-Mathiesen: Hvorfor er der ingen signifikant forskel for fosfors vedkommende?

Mette Risager: Undersøgelsen omfatter for få moser. Det vides, hvor meget regnen betyder, men transporten med støvstorme fra omgivende landbrugsland kendes ikke.

J. E. Hanberg supplerede, at de vestjyske sandstorme gør, at en stor del gødning blæser ind over arealerne.

Herefter fulgte indlæg ved Torben Riis-Nielsen "Hvordan påvirkes heder og overdrev af ammoniakdeposition".

Claus Beier: kommenterede omkring Torben Riis Nielsens bemærkninger om, at Critical Load måske skulle sættes til nul og spurgte om der var konstateret forøget kvælstofudvaskning efter billeangreb?

Torben Riis Nielsen: Der er endnu ikke sikre tal - men der er formentlig tale om en forsinkelse fordi tørven skal nedbrydes førend udvaskningen konstateres.

Red. bem.: Det har efter seminaret vist sig, at prøverne fra efteråret 1995 viser en kraftig forøgelse af nitrat- og ammoniumkoncentrationen i det nedsvivende vand under de angrebne områder.

Claus Beier: Har I observeret, om mængden af kvælstof har betydning for øget bladbilleindgreb?

Torben Riis-Nielsen: Der er en sammenhæng, samtidig synes der også at være en formindskelse af angrebets kraftighed ved de højeste N-koncentrationer.

Jan Kjærgaard, Silkeborg Statsskovdistrikt: Har I taget hensyn til våde og tørre somres betydning for lyngens evne til at spire?

Torben Riis-Nielsen: Ja, det har vi. Jeg mener dog, at rigere jorde kontra næringsfattige jorde har større betydning.

J. E. Hanberg mener, den største trussel for naturen ikke er næringsstofforurening, men naturen selv, og at man kan overveje at lade hederne gro til med træer.

Hanberg synes, at kunne se fra sit eget distrikt, at kun den høje lyng har været angrebet af lyngbladbiller.

Jesper Bak bemærkede, at nitratudvaskning under naturlige økosystemer kun sjældent vil kunne medføre en alvorlig grundvandsforurening. Derimod vil nitratudvaskningen medføre en udvaskning af basekationer, hvilket kan være alvorligt for organismerne i næringsfattige økosystemer som heder og nåleskove.

Torben Riis-Nielsen: Jeg har observeret lyngblad-billeangreb på ned til 2 år gl. lyng.

Der var fra salen usikkerhed om, hvorvidt man kunne tro på, at en lille koloni af lyngblad-biller i et område kunne brede sig til hele arealet.

Herefter fulgte indlæg fra Claus Beier, FSL om "Hvordan påvirkes skov af ammoniakdeposition?"

Spørgsmål fra salen: Hvordan ligger det med løvskov? Er der problemer med kvælstofdeposition?

Claus Beier: Det er meget dårligt undersøgt, men jeg mener, at jordens beskaffenhed og indhold af næring har stor betydning.

Jesper Bak supplerede, at man har fundet, at følsomheden for nåletræer er større end for løvtræer.

Hanberg supplerede, at nåletræer filtrerer året rundt og ofte findes på de kritiske jordtyper.

Jørgen Ejgaard var bekendt med 2 egekrat (Lindet og Draved), som var blevet fredet på grund af sjældnen bundvegetation, men i dag kun består af brombær. Skyldes dette også problemet med høj kvælstofdeposition?

Claus Beier: Det er klart, at også naturskoven også påvirkes af forurening og eutrofierende effekter af luftforurening.

Sidste indlæg fra Ejvind Hansen omhandlede "Ammoniakhandlingsplanen, tiltag og reduktionsmuligheder".

En stor del af den efterfølgende diskussion handlede om, hvilke styringsmidler der var mest egnede til at ændre landmændenes praksis i retning af et mindre forbrug af kvælstof og en bedre udnyttelse af husdyrgødningen.

Hans Løkke pointerede, at Danmark ville blive stillet overfor internationale krav om en nedbringning af de danske tilførsler af kvælstof til atmosfæren og gjorde opmærksom på vigtigheden af forskningen på området, hvis vi fremover ville være med til at sætte dagsordenen.

Ib Johnsen: Hvordan fordeles forskningsmidlerne?

Ejvind Hansen mener, at der burde afsættes flere basismidler, så de forskellige forskningsinstitutioner kunne bruge mere tid til at tale sammen i stedet for at skulle bruge tid til at finde penge.

Willem Asman: Ville det ikke være en god idé at udvikle et mindre edb-program til landmændene,

så de kunne tage hensyn til den "gratis" kvælstof de får fra luften?

Henrik Paabye: Enig i, at regelstyring ikke er en god idé, men at der skal sættes mere på information. Økonomisk styring i form af en N pant model er også en mulighed.

P.E. Thystrup, Århus Amtskommune: Følte sig ikke overbevist om, som nævnt i formiddagens foredrag, at kvælstofdepositionen er den største trussel mod terrestriske økosystemer.

P.E. Høgsberg, Vejle Amt: mente at det handlede om bevidsthedsgørelsen, så der evt. går sport i at spare, teknologi, osv.

Ejvind Hansen var enig i, at det gælder om at få den enkelte landmand til at regne på det, så han kan se en personlig gevinst.

J. E. Hanberg mener ikke, det er en god idé at pålægge handelsgødning afgift, da den største mængde af gødning er staldgødning. Hanberg påpegede, at han kendte et eksempel på at der var en kraftig eutrofiering af omgivelserne fra et økologisk husdyrbrug.

Ejvind Hansen sagde, at han ikke var i tvivl om, at det økologiske landbrug generelt udøver en væsentlig mindre belastning på den omgivende natur.

Jesper Bak: Det vi har benyttet i nuværende resultater, er informationer fra udlandet, som er indpasset til danske forhold for hurtigt at få et billede af tilstande i Danmark. Vi mangler viden fra længelevende og uddybende undersøgelser.

Nick Hutchings: Holland har indført regler for afgift på overskud af kvælstof. Dette har reduceret kvælstofoverskuddet med ca. 50%.

Der kom en bemærkning fra salen om, at dette i Holland ikke var kontrolleret.

Ib Johnsen sagde, at vi må passe på ikke at forsinke processen, men komme i gang med forebyggelsen så hurtigt som muligt.

Claus Beier sagde, at vi er nødt til at få sat nogle ting i gang og så tage prøver med års intervaller for at se, hvilken vej det går. Han mente også at informationen og hele "informationsånden" ikke har været for god indtil nu. Det må gøres bedre.

Henrik Paabye mente ikke, at det for landmændene økonomisk kan betale sig at nedsætte ammoniakforbruget, og at det derfor ville være en god idé at sætte afgift på forbruget, så en nedsættelse bliver af økonomisk betydning for landmanden.

Sven Sommer: Der er en holdning fra forbrugerne i øjeblikket, at man gerne køber økologisk, og det vil også påvirke landmandens forbrug af kvælstof. Han mente, at information skulle foregå på et andet plan, så det ville blive læst og ikke skulle bestå af lange, svært forståelige rapporter.

Rikke Clausen Swærter, Fyns Amt havde erfaringer fra dambrug, med at økonomisk styring virker godt. Hun havde eksempler på, at landmændene var blevet informeret om, hvilke tidspunkter på året, der var bedst for udbringning af husdyrgødning, og alligevel fandt dette sted om efteråret.

Jesper Bak: Vi ved ikke, hvor lang tid der vil gå, før større ændringer af vegetationen i heder og højmoser vil finde sted. Hvor lang tid har vi, inden vi *skal* gøre noget? Vi har ikke tid til at vente og se.

Ejvind Hansen giver forsamlingen ret i, at det er meget vigtigt at finde ud af, hvem målgrupperne for informationen omkring forskningens resultater er, men at Miljøstyrelsen også er nødt til at have en redegørelse for projekterne. Den behøver ikke altid være så omfattende. Man kunne udarbejde en kort redegørelse til Miljøstyrelsen sammen med en redegørelse til en anden målgruppe. Populære og videnskabelige artikler kunne godt udgøre hoveddelen af rapporteringen.

Mødet sluttede herefter.

Deltagerliste

Foredragsholdere:

Ejvind Hansen, Miljøstyrelsen
Sven Sommer, Statens Planteavlsvforsøg
Claus Beier, Forskningscenter for Skov og Landskab
Mette Risager, Københavns Universitet
Torben Riis-Nielsen, Københavns Universitet
Willem A. H. Asman, Danmarks Miljøundersøgelser
Jesper Bak, Danmarks Miljøundersøgelser

Deltagere:

J. E. Hanberg, Klosterhedens Statsskovdistrikt
Ulrik Lorenzen, Oxbøl Statsskovdistrikt
Hans Borglykke, Hanherred Statsskovdistrikt
Jørgen Eigaard, Lindet Statsskovdistrikt
Ulrik Lorenzen, Oxbøl Statsskovdistrikt
Jan Kjærgaard, Silkeborg Statsskovdistrikt
Lise Jacobsen, Københavns Amt
Dorit Fruergaard, Fyns Amt
Anitta Svendsen, Fyns Amt
Rikke Clausen Schwærter, Fyns Amt
Poul Nordeman Jensen, Århus Amtskommune
Jens Erik Lindgaard, Århus Amtskommune
Lisbeth Dragsbæk, Århus Amtskommune
Poul Erik Thystrup, Århus Amtskommune
Aksel Voigt, Sønderjyllands Amt
Hella Klindt, Sønderjyllands Amt
Erick Wederkinds, Sønderjyllands Amt
Hans Jørgen Degn, Ringkøbing Amtskommune
Per Ee Høgsberg, Vejle Amt
Jan Steen Andersen, Storstrøms Amt
Else Marie Stamphøj, Storstrøms Amt
Leif Knudsen, Landbrugets Rådgivningscenter
Boy Overgaard Nielsen, Århus Universitet
Jacob Petersen, Århus Universitet
Ib Johnsen, Københavns Universitet
Ulrik Søchting, Københavns Universitet
Bent Aabye, Nationalmuseet
Morten Tekiela, Elsamprojekt A/S
Steffen Jørgensen
Hans Løkke, Danmarks Miljøundersøgelser
Hans Estrup Andersen, Danmarks Miljøundersøgelser
Gitte Blicher-Mathiesen, Danmarks Miljøundersøgelser
Aage Rebsdorf, Danmarks Miljøundersøgelser
Henrik Paabye, Danmarks Miljøundersøgelser
Mads Hovmand, Danmarks Miljøundersøgelser
Helle Vibeke Andersen, Danmarks Miljøundersøgelser
Jesper Fredshavn, Danmarks Miljøundersøgelser
Niels Elmegaard, Danmarks Miljøundersøgelser
Beate Strandberg, Danmarks Miljøundersøgelser
Ditte Nan Hansen, Danmarks Miljøundersøgelser
Knud Tybirk, Danmarks Miljøundersøgelser
Knud Erik Nielsen, Danmarks Miljøundersøgelser
Morten Strandberg, Danmarks Miljøundersøgelser
Bodil Thestrup, Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Direktion og Sekretariat</i>
Postboks 358	<i>Forsknings- og Udviklingssekretariat</i>
Frederiksborgvej 399	<i>Afd. for Atmosfærisk Miljø</i>
4000 Roskilde	<i>Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi</i>
	<i>Afd. for Miljøkemi</i>
Tlf. 46 30 12 00	<i>Afd. for Systemanalyse</i>
Fax 46 30 11 14	

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Afd. for Vandløbsøkologi</i>
Postboks 314	<i>Afd. for Sø- og Fjordøkologi</i>
Vejlsøvej 25	<i>Afd. for Terrestrisk Økologi</i>
8600 Silkeborg	

Tlf. 89 20 14 00.
Fax 89 20 14 14.

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Afd. for Kystzoneøkologi</i>
Grenåvej 12, Kalø	<i>Afd. for Landskabsøkologi</i>
8410 Rønde	

Tlf. 89 20 14 00.
Fax 89 20 15 14.

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Afd. for Arktisk Miljø</i>
Tagensvej 135, 4.	
2200 København N	

Tlf. 35 82 14 15
Fax 35 82 14 20

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, tema-rapporter, særtryk af videnskabelige og faglige artikler, samt årsberetninger.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer. Årsberetning samt en opdateret oversigt over årets publikationer fås ved henvendelse til telefon: 46 30 12 00.

