

Modtaget
Skov- og Naturstyrelsen

01.07.2001

Skov- og Naturstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø
Att: Søren Søndergård Kjær

Vedr: Høring rapport "Manual til vurdering af ammoniak effekter på lokalskala i forbindelse med VVM-vurderinger og kapitel 5 godkendelser af intensive husdyrbrug"

Roskilde, den 29. juli 2001

Som borger vil jeg gerne benytte mig af muligheden for at komme med bemærkninger. Jeg føler, at jeg har et ansvar i den henseende, fordi mit arbejde angående lokaldeposition af ammoniak (uden korrektionsfaktorer) danner udgangspunkt for de beregninger som præsenteres.

Jeg har bedt Skov- og Naturstyrelsen om en kopi af appendix 5, hvori det teoretiske og beregningsmæssige grundlag for kapitel 4.4.2 om spredning og deposition står. Men i og med at jeg ikke har fået tilsendt et eksemplar går jeg ud fra, at denne appendix endnu ikke er færdig. Jeg vil selvfølgelig gerne se den på et senere tidspunkt og have mulighed for at kommentere den.

Jeg vil nu forsøge at give nogle kommentarer på basis af mit eksisterende kendskab. Jeg har desværre kun haft tid til at læse kapitel 4.4.2. grundig igennem.

I bilag 1 findes mere detaljerede kommentarer.

Nogle generelle bemærkninger

Det er en meget god idé at komme med en vejledning til vurdering af ammoniak effekter på lokalskala i forbindelse med VVM-vurderinger og kapitel 5 godkendelser af intensive husdyrbrug. Amterne har et stort behov for det. En god vejledning vil betyde at naturområderne er bedre beskyttede end de er i dag.

Kvælstofdeposition i Danmark forårsages af ammoniak, kvælstofoxider og deres reaktionsprodukter. Man kan skelne mellem følgende bidrag:

1. Deposition af ammoniak som stammer fra en lokal kilde, som er tættest ved, f.eks. den der skal undersøges i forbindelse med en VVM-vurdering.
2. Deposition af ammoniak/ammonium fra andre lokale kilder.
3. Deposition af ammoniak/ammonium (mest ammonium) fra andre danske kilder.
4. Deposition af ammoniak/ammonium (mest ammonium) fra udenlandske kilder.
5. Deposition af kvælstofoxider og reaktionsprodukter fra lokale kilder (det er mest kvælstofoxider, de har ikke en høj tørdepositions-hastighed og af denne grund vil bidraget ikke være særligt stor, med mindre det er meget tæt ved en vej med meget trafik).
6. Deposition af kvælstofoxider og reaktionsprodukter fra andre danske kilder.
7. Deposition af kvælstofoxider og reaktionsprodukter fra udenlandske kilder.

Bemærkninger:

- Under deposition forstås summen af tør- og våddeposition.
- Størrelsesorden 20-25% af deposition af kvælstofoxider i Danmark (landområdet) stammer fra danske lokale og andre kilder.

For så vidt jeg kan se behandles deposition fra den lokale kilde, som skal VVM-vurderes meget udførlig, men om de andre depositionsformer siges meget lidt og de bidrager med gennemsnitlig ca. 13 kg N ha⁻¹ år⁻¹. På s.14 står: vurdering af baggrundsbelastningen med atmosfærisk kvælstof. Vurderingen baseres primært på det regionale belastningsniveau og husdyrtætheden i nærområdet. Der står ikke noget om hvordan man gør det på denne side. De andre former for deposition skal behandles mere udførligt og der skal henvises til de modeller DMU-ATMI har udviklet på det punkt, inkl. dem som kan tage hensyn til den husdyrtætheden i området..

Jeg synes, at rapporten er meget lang og at proceduren er opdelt i for mange trin. Jeg vil foretrække en kortere rapport, også fordi amterne ikke har så meget tid. Jeg vil også forenkles proceduren, f.eks. 2 procedurer: én til at bestemme om kilden skal tages i betragtning og den anden for at beregne depositionen og dens effekter.

Andre bemærkninger

Emissionsfaktorer

s. 20-32: For så vidt jeg kan bedømme er der anvendt lidt forældede emissionfaktorer for ammoniak.

Området, som afgrænses i første omgang

s. 23.: Ved den første afgrænsning af det muligt berørte område tages kun på landbrugsbedrifter i betragtning, som kan bidrage til deposition i naturområder med mere end 1 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Jeg synes (men det står måske andetsteds), at denne tærskel skal (videnskabelig og politisk) begrundes her i rapporten. Jeg ved, at VVM-vurderingen kun omhandler én bedrift, men praksis er, at der kan være flere bedrifter i nærheden af samme naturområde. Er der 3 bedrifter, så vil afgrænsningen faktisk gælde for en deposition på 3 kg N ha⁻¹ år⁻¹ og det er måske lidt for meget når tålegrænserne for de mest følsomme naturområder ligger i nærheden af 5-10 kg N ha⁻¹ år⁻¹.

Modeller til beregning af tørdeposition til skove

s. 32-42: I sprednings- og depositionsmodeller (også for ammoniak) bliver man nødt til at lave nogle forenklinger. Det er dels, fordi man ikke kan beskrive alt i detaljer og dels fordi man ganske enkelt ikke har oplysninger nok om bestemte fænomener. Der er især et problem med tørdeposition i forbindelse med ruhedsovergange, f.eks. mellem landbrugsområder og skove. Så vil tørdepositionshastigheden for skove generelt være større en tørdepositionshastigheden i landbrugsområder eller på heder. Men der sker meget mere ved overgange mellem et landbrugsområde og en skov (se bilag 2). Ingen af de eksisterende modeller kan beskrive denne situation godt.

De eksisterende modeller underestimerer tørdeposition af ammoniak til skove (især rødgran) med noget i størrelsesordenen en faktor 2 eller lidt mere, fordi de ikke eller kun delvist kan tage højde for de faktorer, som er nævnt i bilag 2. Desuden vides ikke i hvor stor en grad denne underestimering skyldes en enkelt kilde (den, som er vigtig i VVM sammenhæng) eller grupper af andre lokale kilder.

Her i rapporten bliver en ny metode præsenteret til beregning af tørdeposition til bl.a. skove udformet af Jesper Bak. Denne metode er beskrevet i Appendix 5, som formentlig ikke kunne komme med til høringen. Der nævnes på s. 33 bl.a. at "den mulige deposition er endvidere forøget for at tage højde for, at blandingslagets tykkelse primært bestemmes af oplandet". p s.36 nævnes f.eks. en faktor 2,3. Jeg forstår ikke hvad der menes med dette og uden Appendix 5 kan jeg ikke løse denne gåde. En faktor 2,3 forøgelse forekommer mig ret stor og en så stor en faktor vil kræve en meget omhyggelig dokumentation. Der skal f.eks. tages højde for, at når tørdepositions-hastigheden fordobles, så fordobles tørdepositionen ikke, men tiltager med kun f.eks. 50%. Dette skyldes at ammoniak-koncentrationerne i det laveste lag i atmosfæren bliver lavere netop på grund af den høje tørdepositions-hastighed (laget bliver "udtømt"). Endvidere er det ikke helt tydeligt for mig om der så er massebevarelse i modellen og det er et normalt krav (når der massebalancen passer gælder, at der ikke mister stof, eller at der ikke genereres stof under transporten: emission = akkumuleret deposition op til en nedstrøms afstand + den horisontale flux ved samme afstand.; denne relation skal gælde for alle afstande fra kilden).

Jeg tvivler ikke på, at den nye metode vil give tørdepositioner, som er i overensstemmelse med de tørdepositioner, som er estimeret pga. forskellen mellem gennemdryp i skove (den mængde som falder ned i en tragt når nedbør med ammoniak/ammonium skylder nålene/bladene ren) og våddeposition udenfor skove (ammoniak/ammonium, som kommer ned med nedbør alene) Men set i lyset af, hvor indviklet problemet er, og udfra opfinderens faglige baggrund, betragter jeg det som usandsynligt at de problemer med at modellere tørdeposition til skove inkl. ruhedsovergange nu skulle været løst. Det vil formentlig heller ikke kunne sandsynliggøres ved hjælp af målinger, eller processtudier, at den med denne model beregnede mængde ammoniakdeposition virkelig stammer fra den kilde, som skal VVM-vurderes.

Andre anbefalede modeller

s. 68/69. Det nævnes, at der findes et hollandsk modelsystem ABS-GIS, som indeholder information kilder med en ret høj opløsning (25 m), en spredningsmodel (OPS) og information om tålegrænser. og anvendes ved integreret vurdering. Det beskrives, at systemet evt. kan anvendes i Danmark. Denne bemærkning er jeg enig i og jeg synes, at det er en god idé at få sådan et system. Men der findes allerede et lignende system i Danmark, som er udviklet af DMU-SYS og DMU-ATMI og som er blevet afprøvet for Vejle Amt (se bilag 3). Jeg synes, at dette system skal anvendes. Det eneste som endnu mangler i systemet er tålegrænser.

Hvad nu?

Vi er så havnet i en vanskelig situation hvor der er en ny model og hvor der er gamle modeller. Den nye model vil nok ikke kunne leve op til de kvalitetskrav man normalt stiller til atmosfæriske sprednings- og depositionsmodeller. De gamle modeller opfylder kvalitetskravene, men kan ikke beskrive tørdeposition til skove (men kan godt anvendes til naturområder med lav vegetation).

Skovene skal beskyttes. Jeg foreslår jeg følgende:

- Man tager udgangspunkt i beslutningsstøtteværktøjet NDEP2 (til beregning af det lokale og baggrundsbidrag, som er baseret på resultaterne fra NH3POINT2- og TREND-modellen; det er modeller af samme typer, som anbefales på s.68/69 i rapporten). Beslutningsstøtteværktøjet

NDEP2 opdateres så snart modelkørslerne med TREND-modellen med de nye mere detaljerede emissionsopgørelser er færdige. Om muligt gives brugeren mulighed for at vælge meteorologiske data fra forskellige stationer. Men det kræver en del arbejde, fordi modellerne kan kun bruge meteorologiske data som er afledt fra de målte meteorologiske data. Og disse data skal laves først. Jeg synes, at det især er nødvendigt at der kommer data for Bornholm.

- Der laves en kørsel for den værst tænkelige situation med de virkelige meteorologiske forhold for en ti-års periode. Der giver den værst tænkelige situation for hver vindretning. Der laves evt. separate kørsler for emissioner fra stald+lager og for emissioner efter udbringning (se bilag 1 for en nærmere forklaring). Det skal bemærkes, at jeg allerede har lavet disse modelberegninger for stald+lager.
- Modeller og/eller modelresultaterne stilles til rådighed i en form brugerne ønsker. Jeg har i øvrigt i sin tid selv skrevet et kapitel om spredning og deposition for den rapport jeg nu kommenterer. Heri anvendes modellen NDEP2 til depositionsregninger. Hvis kapitlet evt. helt eller delvist skal bruges, skal det nok udvides lidt.
- Resultaterne af modelberegningerne sammenlignes med den tørdeposition af kvælstofforbindelser (også for kvælstofoxider), som afledes fra gennemdrypsmålinger for skove med forskellige træarter og frilandsmålinger af nedbør. Der skal afledes **sikkerhedsfaktorer** for forskellige træarter, dvs. forhold mellem målte og modellerede depositioner for forskellige kvælstofforbindelser. Den modellerede lokale og baggrundsdeposition skal multipliceres med disse sikkerhedsfaktorer for at få den deposition, som skal tages med i VVM-vurderingen. Selvom man så kun delvist ved hvilke kilder forårsager depositionen, kan man alligevel beskytte skoven.

Det svære valg

Det kan være svært for en styrelse at bestemme hvilke modeller er bedst og skal anvendes. Det kræver nemlig en faglig indsigt, som man ikke rimeligvis kan forvente en styrelse har. Heldigvis findes der rimelig objektive videnskabelige bedømmelsesmetoder, som kan hjælpe i dette dilemma. Ved bedømmelsen vægter man værdien af en forskers arbejde med antallet af artikler i internationale videnskabelige tidsskrifter angående det pågældende emne, eller antallet gange forskerens artikler i internationale videnskabelige tidsskrifter er blevet citeret. Begrundelsen for metoden er bl.a., at man så ikke selv behøver at bedømme kvaliteten af forskningen, men kan overlade det til de eksperter, som bedømmer artiklerne. Jeg har været så fri at hjælpe Skov- og Naturstyrelsen lidt på vej (bilag 4).

I Danmark findes ikke andre eksperter i modellering af lokaldeposition af ammoniak. Men der findes forskere i Holland, England og Frankrig, som arbejder med dette emne.

Lokal modellering

Amterne har et stort behov for at kunne modellere den lokale kvælstofdeposition for at studere effekterne af flere kilder. Denne modellering kan hjælpe ved udformning af en naturbeskyttelsespolitik. Til dette formål vil GIS-systemet, som er anvendt i Vejle Amt, kunne videreudvikles. Desuden er der behov for udvikling af programmer/vejledninger således, at amterne kan beregne ammoniakemissioner på ca. 100×100 m² skala ud fra landbrugsdatabaser. GIS-systemet burde selvfølgelig også omfatte information om tålegrænser for alle relevante naturområder (og der er flere naturområder for hvilke der ikke findes information for på nuværende tidspunkt). Dette arbejde kræver selvfølgelig nogle penge, men Ribe og Sønderjyllands Amt har i hvert fald vist, at de

er villige til at komme med et bidrag. Når amterne har lavet deres detaljerede emissionsopgørelser vil DMU med fordel kunne anvende dem til modellering på national plan.

Bufferzoner

Det kan være formålstjenlig at lave nogle øvelser vedrørende bufferzoner med et godt modelværktøj, for at se hvilke enkelte kilder bidrager mest, men kun i begrænset omfang (f.eks. i nærheden af særlig følsomme økoystemer). Grundene til det er følgende:

- Baggrundsdepositionen (fra fjerne kilder) er allerede stor.
- Landbruget har allerede forpligtet sig at anvende udbringningsmetoder, som begrænser ammoniakudslip betydeligt.
- Det vil være svært at flytte allerede eksisterende stalde og lagre.

Andet nyttigt

Det kan være nyttigt med nogle generelle tiltag for at begrænse kvælstofdeposition til følsomme naturområder, men der er også andre muligheder. Problemstillingen kunne f.eks. lyde: Hvis nu vi havde 100 millioner kr., hvordan kunne man anvende dem optimal for at begrænse kvælstofdeposition eller miljøgener generelt mest muligt? En sådan øvelse vil kræve et nyt stykke modelværktøj, men der findes allerede mange modelstumper, som kan anvendes. Det er nok bedre at betragte miljøgener generelt, for at undgå at man ved at reducere den ene gene, øger den anden. I sådant et stykke modelværktøj vil f.eks. kunne indgå: ammoniakemission, emission af lattergas, emission af methan, emission af lugt, dyrevelfærd, energiforbrug, nitratudvaskning, fosfortilførsel, økonomi på bedriftsniveau, spredning, deposition og effekter osv.

Jeg er villig til at hjælpe til, således at vejledningen kan blive færdig hurtigst muligt. Jeg er på ferie indtil den 17. august, men min sekretær (tlf. 46 30 11 70) ved hvordan jeg muligvis kan nås. Jeg læser måske også min e-mail en gang om ugen.

Med venlig hilsen,



Willem A.H. Asman

Assensvej 6

4000 Roskilde

tlf. 46 32 39 03

e-mail: asman@inet.uni2.dk

Bilag 1. Detaljerede bemærkninger

s.33. Ammoniakemissioner efter udbringning af gødning på marker afhænger bl.a. af temperaturen og turbulensen. Selve spredningen (vertikal og horisontal) og tørdepositions-hastigheden for ammoniak afhænger også af turbulensen. Denne afhængighed af samme parameter resulterer i, at når det blæser meget, er emissionen stor, tørdepositions-hastigheden bliver også større, samt vindhastigheden og spredningen. Dette betyder at der er mindre lokaldeposition i dette tilfælde. Omvendt vil der være mere lokaldeposition når vindhastigheden er lav. Modellen NH3POINT2 for lokal transport og deposition af ammoniak tager højde for det (10 års meteorologi for april måned). Denne afhængighed bevirker, at tørdepositionen tæt ved kilden er ca. en faktor 2 lavere end ved samme emission fra stalde, hvor der antages, at emissionen ikke varierer med tiden.

s.33. For højdepositions scenariet er der taget en ruhedshøjde på 1,4 m. Det svarer til en skov (som dækker hele området inklusiv det område hvor kilden ligger i), som er 14 m høj. Der blev bedt om beregninger med en kildehøjde på 5 m. Da vindhastigheden ikke er velbestemt i 5 m højde i en skov (den bliver i modellerne 0 ved en højde af ca. 70% af trætophøjden (=zero plane displacement)), har jeg valgt at lægge den ca. 5 m over skoven. Det er godt nok hvis man er interesseret i at beregne en ret god høj tørdeposition, men situationen er lidt kunstig. I virkeligheden ligger kilden i et landbrugsområde og er 5 m høj. I nogen afstand fra kilden begynder skoven med trætoppe på ca. 14 m, dvs. de ligger ca. 10 m højere en kildens højde og koncentrationerne vil af denne grund formodentlig være lavere end beregnet for den lidt kunstige situation. Det der er afgørende for deposition til skoven er kildehøjden i forhold til trætophøjden.

s.34. Jeg har forsøgt at regne området med $> 1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ deposition i figure S1f2 efter og er kommet til den konklusion, at kurven på s. 34 i hvert fald er på den sikre side. Så det er fint. Teksten på x-aksen skal nok være kg N år^{-1} .

s.35. Der henvises til figurer S2k1-2 og S2k3-4. Dem kan jeg ikke se. Har de måske fået et andet nummer? Jeg forstår ikke helt hvor den faktor 0,12 kommer fra.

s.35 Tabel S2t1. Horns rev ligger på Nordsøen og er af denne grund ikke særlig relevant. Det skal bemærkes, at det ikke er kun landbrugsområder, hvor vindretningen er påvirket af de lokale forhold. Det gælder også for meteorologiske stationer. Normalt vil man stille en atmosfærisk transport- og depositionsmodel til rådighed, hvor brugeren kan vælge mellem meteorologiske data for forskellige stationer (som så i modellen bliver korrigeret for, at ruheden i landbrugsområder er anderledes end på meteorologiske stationer). Set i lyset af usikkerheden i modelberegninger og tålegrænser er denne fremgangsmåde rimelig. Denne fremgangsmåde anvendes også i Holland. Det kræver selvfølgelig, at man har de fornødne meteorologiske data til rådighed. Jeg anser det for unødvendigt at anvende WASP medmindre der er tale om en speciel situation, hvor der er store højdeforskelle i terrænet. Det skal bemærkes, at WASP kun kan beskrive neutrale atmosfæriske forhold og ikke f.eks. stabile forhold. Er det i øvrigt aldrig vindstille i tabel S2t1?

s.40. Draaijers (1993) hedder Draaijers (1993).

s. 68. Jeg tvivler på, at passive fluxmålinger kan anvendes tæt ved kilderne, da betingelserne for målingerne ikke er opfyldte tæt ved kilderne.

Bilag 2. Bemærkninger vedrørende deposition til skove

Vinden i større højde (f.eks. 60 m) er upåvirket af den lokale overfladeruhed. Dvs. man har ca. den samme vindhastighed i denne højde over landbrugs- og skovarealer. Går man ned i højde, så er der forskelle. Et landbrugsområde med afgrøder i ca. 1-2 m højde har en mindre ruhed end en skov, som består af høje træer. I forhold til landbrugsområder vil der over en skov gælde følgende:

- Turbulensen er større.
- Den større turbulens vil føre til en lavere vindhastighed over skoven (og dermed til en lidt større koncentration og dermed til en lidt større tørdeposition).
- Den større turbulens vil føre til en større tørdepositionshastighed og dermed til en større tørdeposition.
- Den større turbulens vil føre til en større opblanding og dermed til en mindre deposition. Denne effekt er større end den forøgelse p.g.a. den større tørdepositionshastighed.

Men ovenstående er faktisk en grov forenkling af virkeligheden. Når kommer fra et landbrugsområde, møder en skov, bliver en del af ammoniak transporteret igennem den nederste del af skoven, hvor der ikke er så mange blade og nåle. En del af luften bliver presset op fordi det møder en forhindring og der opstår ekstra hvirvler ved kanten.

Desuden optager skove ikke altid ammoniak. Målinger i et nåleskov i Ulborg skovdistrikt i Jylland viser ret så ofte en emission af ammoniak, som kan skyldes tilstedeværelse af ammoniak i eller på nålene. Fænomenet optræder ved lave ammoniakkoncentrationer og ved høje ammoniakkoncentrationer og ret tørt vejr (Andersen et al., 1999).

Der findes nogle modeller, som kan tage nogle af de ovenstående aspekter med. Ofte er situationen således, at det ser ud til, at de tager de fleste aspekter med. Fordyber man sig lidt i modellerne, så viser det sig ved nærmere eftersyn, at der er gjort nogle bestemte antagelser, som ikke bliver overholdt i praksis eller at man har måttet skønne størrelsen af bestemte vigtige parametre.

Konklusionen er, at det er svært at modellere tørdeposition af ammoniak til en skov i et landbrugsområde med vores nuværende viden, men man kan selvfølgelig udforme modeller, som kan tage hensyn til flere aspekter end der er tilfældet nu. Men det kræver megen tid (ca. 2 år).

Reference

Andersen, H.V., Hovmand, M.F., Hummelshøj, P., Jensen, N.O. (1999) Measurements of ammonia concentrations, fluxes and dry deposition velocities to a spruce forest 1991-1995. Atmospheric Environment 33, 1367-1383.

Bilag 3.

Modellsystemet består af en speciel version af programmet NH3POINT2, som indeholder resultaterne fra modelkørsler for modellen DEPO1 med 10 års meteorologi for Kastrup. Modellen er en lokal sprednings- og depositionsmodel, som dækker et område på ca. 140×140 km² og har en opløsning på 100×100 m² og dens resultater er i overensstemmelse med resultaterne fra OPS-modellen. Modellen er blevet anvendt for Vejle Amt (Andersen et al., 2000) og modellen kører nu også i et GIS-system. De fornødne emissioner beregnes ud fra data fra landbrugsdatabaserne Bidrag fra andre danske og udenlandske ammoniakilder og fra danske og udenlandske kilder for kvælstofoxider beregnes ved hjælp af TREND-modellen. OPS-modellen har fuldstændig den samme sprednings- og depositionsunderprogrammer, som TREND-modellen, men har en mere brugervenlig interface. TREND-modellen anvendes af DMU-ATMI siden 1990 (Asman og van Jaarsveld, 1992). TREND-modellen har i øvrigt også kørt med dansk meteorologi. TREND-modellen kræver emissionsdata med høj opløsning, hvis depositionen skal modelleres med høj opløsning. Den nyeste rumlig detaljerede emissionsopgørelse for ammoniak for Danmark er for 1989 (der findes en emissionsopgørelse for 1996, hvor totalemissionen for amterne er opdateret; fordelingen indenfor amterne er dog baseret på fordelingen i 1989). Den nyeste rumlig detaljerede emissionsdata for kvælstofoxider for Danmark er for året 1985. Jeg tror, at nogle forskere på DMU-SYS nu er i gang med opdateringer af de detaljerede emissionsopgørelser og det vil være oplagt at anvende modelkørsler med disse emissionsopgørelser til beregning af baggrundsdeposition (inkl. alle andre lokale kilder end den landbrugsbedrift som skal VVM-vurderes). Der mangler endnu information om tålegrænser i modellen.

ABS-GIS (og i øvrigt også det system DMU-ATMI og DMU-SYS har udviklet) regner med matricer, hvilket gør beregningerne meget hurtigere. OPS modellen anvendes ikke direkte i beregningerne, men der anvendes matricer som er beregnet med OPS-modellen, som angiver bidraget fra én rude til alle andre ruder i beregningssystemet. Det betyder automatisk at modellen regner med en ens tørdepositionshastighed for alle arealer (dvs. også for skove). Det betyder, at man ikke kan anvende den nye version af OPS-modellen, som skulle kunne tage højde for rumlige forskelle i tørdepositionshastighed, som foreslås i rapporten. Den nye version af OPS-modellen er i stand til at anvende forskellige tørdepositionshastigheder for forskellige arealer, men magter ikke at beskrive ruhedsovergange. Det er dog en betingelse, at kilderne ligger langt væk fra det areal med den anden tørdepositionshastighed (Hans van Jaarsveld, RIVM, Holland, personlig meddelelse, 2001). Denne betingelse er for det meste ikke opfyldt i tilfældet af ammoniak.

Referencer

- Andersen, J.M., Asman, W.A.H., Hald, A.B., Münier, B., Bruun, H.G. (2000) Miljø- og naturmæssige konsekvenser af en ændret svineproduktion. Faglig rapport fra DMU nr. 311, Roskilde.
- Asman, W.A.H., van Jaarsveld, J.A. (1992). A variable-resolution transport model applied for NH_x in Europe. *Atmospheric Environment* 26A, 445-464.

Bilag 4.

Navn: Willem A.H. Asman

Uddannelse: kemiker/meteorolog, Ph.D. grad i landbrugsvidenskaber om "Atmospheric behaviour of ammonia and ammonium".

Stilling: seniorforsker, Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Atmosfærisk Miljø.

(Med)forfatter af følgende publikationer om atmosfæriske processer for ammoniak i internationale videnskabelige tidsskrifter. I parentes gives antallet af gange det pågældende artikel er blevet citeret i internationale videnskabelige tidsskrifter.

1. Buijsman, E., Maas, J.F.M., Asman, W.A.H. (1987). Anthropogenic NH₃ emissions in Europe. *Atmospheric Environment* 21, 1009-1022. (150)
2. Asman, W.A.H., Janssen, A.J. (1987). A long-range transport model for ammonia and ammonium for Europe. *Atmospheric Environment* 21, 2099-2119. (70)
3. Janssen, A.J., Asman, W.A.H. (1988). Effective removal parameters in long-range transport models. *Atmospheric Environment* 22, 359-367. (5)
4. Asman, W.A.H., Drukker, B., Janssen, A.J. (1988). Modelled historical concentrations of ammonia and ammonium in Europe. *Atmospheric Environment* 22, 725-735. (52)
5. Erisman, J.W., Vermetten, A.W.M., Asman, W.A.H., Waijers-Ypelaan, A., Slanina, J. (1988). Vertical behaviour of gases and aerosols: the behaviour of ammonia and related components in the lower atmosphere. *Atmospheric Environment* 22, 1153-1160. (61)
6. Derwent, R.G., Hov, Ø., Asman, W.A.H., van Jaarsveld, J.A., de Leeuw, F.A.A.M. (1989). An intercomparison of long-term atmospheric transport models; the budgets of acidifying species for The Netherlands. *Atmospheric Environment* 23, 1893-1909. (13)
7. Asman, W.A.H., Pinksterboer, E.F., Maas, J.F.M., Erisman, J.W., Waijers-Ypelaan, A., Slanina, J., Horst, T.W. (1989). Gradients of the ammonia concentration in a nature reserve: model results and measurements. *Atmospheric Environment* 23, 2259-2265. (11)
8. Tsai, W.T., Altwicker, E.R., Asman, W.A.H. (1990). Numerical simulation of wet scavenging of air pollutants. Part II. Modeling of rain composition at the ground. *Atmospheric Environment* 24A, 2485-2498. (9)
9. Buijsman, E., Jonker, P.J., Asman, W.A.H., Ridder, T.B. (1991). Chemical composition of precipitation collected on a weather ship on the North Atlantic. *Atmospheric Environment* 25A, 873-883. (9)
10. Asman, W.A.H., van Jaarsveld, J.A. (1992). A variable-resolution transport model applied for NH₃ in Europe. *Atmospheric Environment* 26A, 445-464. (59)
11. Asman, W.A.H. (1994) Emission and deposition of ammonia and ammonium. *Nova Acta Leopoldina* NF 70, No. 288, 263-297. (15)
12. Sutton, M.A., Asman, W.A.H., Schjorring, J.K., (1994). Dry deposition of reduced nitrogen. *Tellus* 46B, 255-273. (27)
13. Sørensen, L.L., Granby, K., Nielsen, H., Asman, W.A.H. (1994) Diffusion scrubber technique used for measurements of atmospheric ammonia. *Atmospheric Environment* 28, 3619-3628. (10)

14. Asman, W.A.H., Harrison, R.M., Ottley, C.J., (1994) Estimation of the net air-sea flux of ammonia over the southern bight of the North Sea. *Atmospheric Environment* 28, 3647-3654. (16)
15. Asman, W.A.H., Berkowicz, R. (1994) Atmospheric nitrogen deposition to the North Sea. *Marine Pollution Bulletin* 29, 426-434. (1)
16. Hertel, O., Christensen, J., Runge, E., Asman, W.A.H., Berkowicz, R., Hovmand, M.F., Hov, Ø. (1995) Development and testing of a new variable scale air pollution model ACDEP. *Atmospheric Environment* 29, 1267-1290. (11)
17. Asman, W.A.H. (1995) Parameterization of below-cloud scavenging of highly soluble gases under convective conditions. *Atmospheric Environment* 29, 1359-1368. (8)
18. Jensen, P.K., Asman, W.A.H. (1995). Generalized chemical reaction simulation applied to below-cloud scavenging. *Atmospheric Environment* 29, 1619-1625. (3)
19. Asman, W.A.H., Hertel, O., Berkowicz, R., Christensen, J., Runge, E.H., Sørensen, L.L., Granby, K., Nielsen, H., Jensen, B., Gryning, S.E., Sempreviva, A.M., Larsen, S.E., Hummelshøj, P., Jensen, N.O., Allerup, P., Jørgensen, J., Madsen, H., Overgaard, S., Vejen, F. (1995) Atmospheric nitrogen input to the Kattegat Strait. *Ophelia* 42, 5-28. (8)
20. Asman, W.A.H., Larsen, S.E. (1996) Atmospheric processes. In: B.B. Jørgensen and K. Richardson (Eds.) *Eutrophication in coastal marine ecosystems*. Coastal and Estuarine Studies 52, 21-50. (American Geophysical Union, Washington DC, USA). (4)
21. Bouwman, A.F., Lee, D.S., Asman, W.A.H. Dentener, F.J., van der Hoek, K.W., Oliver, J.G.J. (1997) A global high-resolution emission inventory for ammonia. *Global Biogeochemical Cycles* 11, 561-587. (28)
22. Asman, W.A.H. (1998) Factors influencing local dry deposition of gases with special reference to ammonia. *Atmospheric Environment* 32, 415-421. (8)
23. Asman, W.A.H. Sutton, M.A., Schjørring, J.K. (1998) Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. *New Phytol.* 139, 27-48. (14)
24. Sorensen, L.L., Geernaert, G.L., Granby, K., Asman, W.A.H. (1998) Fluxes of soluble gases in the marine atmosphere surface layer. *Tellus* 50B, 111-127. (3)
25. Hutchings, N.J., Sommer, S.G., Andersen, J.M., Asman, W.A.H. (2001) Modelling the Danish ammonia emission. *Atmospheric Environment*. 35, 1959-1968. (0)
26. Aneja, V.P., Roelle, P.A., Murray, G.C., Southerland, J., Erisman, J.W., Fowler, D., Asman, W.A.H., Patni, N. (2001) Atmospheric nitrogen compounds II: Emissions, transport, transformation, deposition and assessment. *Atmospheric Environment* 35, 1903-1911. (0)
27. Asman, W.A.H. (2001) Modelling the atmospheric transport and deposition of ammonia and ammonium: an overview with special reference to Denmark. *Atmospheric Environment* 35, 1969-1983. (0)