

2.4 Regional luftforurening

2.4.1 Status og udvikling

Indledning

Luftforurenende stoffer som spredes over landegrænserne til et større geografisk område indgår i den såkaldte grænseoverskridende luftforurening. De regionale effekter af denne forurening kan groft indeles i direkte effekter, som opstår ved direkte kontakt med de luftbårne stoffer ved en given koncentration i luften, og indirekte effekter som først udvikles efter at stofferne gennem en deponering påvirker jord- og vandområder. Direkte effekter optræder fx. som skader på træer eller afgrøder der har optaget høje koncentrationer af gasformige luftforurening gennem bladens spalteåbninger. De indirekte effekter ytrer sig oftest som forsurnings- eller eutrofieringseffekter fremkaldt gennem luftdeponeret svovl og kvælstof.

Det har i flere årtier været kendt, at langtransporterede kvælstofoxider (NO_x) og svovlforbindelser (SO_2) har ført til forsuring af nedbøren i fx. Sverige og Norge, selvom langt de største udslip finder sted i andre dele af Europa. Konventionen om "Langtrækkende Grænseoverskridende Luftforurening" var det første instrument til regulering af denne regionale luftforurening på et internationalt bindende plan. Den trådte i kraft i 1983 og konventionen er indgået under FN's Økonomiske Kommission for Europa (UN-ECE).

Genevekonventionen arbejder for en fælles indsats for at reducere den grænseoverskridende luftforurening i de lande, der har tilsluttet sig konventionen. EU har også iværksat en række initiativer på området af betydning, bl.a. rammedirektivet om luftkvalitet. Den grænseoverskridende luftforurening studeres bl.a. i det såkaldte EMEP program (European Monitoring and Evaluation Programme), som er et internationalt samarbejdsprogram under Geneve Konventionen (se fx Terrasón & Schaug 2000). Her har man også beregnet "historisk luftforurening" baseret på opgørelser af brændselsforbrug mv. Det viser sig, at allerede i slutningen af 1800 tallet var svovlforureningen flere steder i Europa over den kritiske tålegrænse.

Effekter af den regionale luftforurening

Tålegrænser

Luftforureningen afsættes på overflader som tør- og våddeposition. Effekterne på forskellige økosystemer kan, som nævnt i indledningen, opdeles i direkte og indirekte effekter. De direkte effekter optræder når træer, afgrøder eller naturlig vegetation skades ved direkte kontakt med en given luftforureningskomponent. Indirekte effekter sker fx. når stofferne afsættes på jorden og derfor medvirker til at ændre jordvæskernes sammensætning. Ændringen af jordvæskerne påvirker efterfølgende planternes vækst.

Arbejdet med at regulere luftforureningen bygger på, at naturen kun kan tåle en samlet maksimal belastning, enten i form af deposition eller koncentration i luften uden at økosystemerne ændres. Denne maksimale belastning svarer til tålegrænsen eller det kritiske niveau, der normalt defineres som 5% skader.

Når koncentrationen af et stof i luften bliver så høj, at stoffet skader planter, er koncentrationen kritisk og dermed er det kritiske niveau (critical level) for stoffet overskredet. Hvis belastningen med et stof, der stammer fra luftforurening, bliver så stor, at et økosystemet ikke længere kan omsætte eller tolerere stoffet, uden at der sker funktionelle eller strukturelle ændringer af systemet, er økosystemets tålegrænse (critical load) for stoffet overskredet. Tålegrænsen er en fælles betegnelse for critical level og critical load.

Tålegrænser for indirekte effekter (critical loads) er forskellige for forskellige økosystemer, bl.a. afhængigt af følsomheden overfor den pågældende luftforurening samt jordtypen. Typisk vil der være lave tålegrænser for sure jorde på sandbund eller tørvejorder. I skov er tålegrænsen fastsat ud fra et kriterie omkring nitratudvaskning. Tålegrænser for skov og overdrev er beregnet med modeller, mens tålegrænser for hede, højmoser og fattigkær er vurderet.

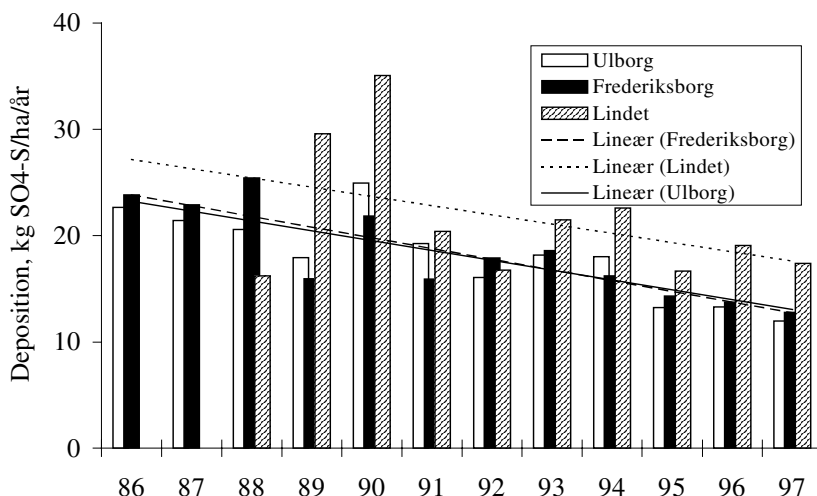
Tålegrænser for direkte effekter er under danske forhold relevant for ozon. Skaderne forårsaget af ozon optræder særligt, når koncentrationen er over 40 ppb i luften (ppb part per billion = milliardendedele). Internationalt har man valgt at bruge et index kaldet AOT40 (Accumulated exposure Over a Threshold of 40 ppb ozone), som er den akkumulerede eksponering over 40 ppb ozon. Har man eksempelvis målt tre timemiddelværdier af ozon på en dag, der overstiger 40 ppb, f.eks. 45, 50 og 55 ppb, bliver dagens AOT40 = 5 + 10 + 15 = 30 ppb*timer. Forskellige vegetationstyper har forskellig følsomhed overfor ozon bl.a. afhængigt vækstperioder. For skovtræer er den kritiske koncentration 10.000 ppb*timer i sæsonen april til september.

Forsuring

Deposition af svovl- og kvælstofforbindelser, der stammer fra energiproduktion, industri, trafik og landbrug kan føre til forsuring. Den forsurende virkning skyldes syrerne svovlsyre og salpetersyre. Kvælstof i form af ammoniak og ammonium kan ved biologiske processer i jorden omdannes og udvaskes som nitrat og dermed virke forsurende.

Økosystemer har forskellig stabilitet overfor depositionen af forsurende stoffer. Nogle af de mest følsomme er ferskvandsøkosystemer i Norge, Sverige og Canada. Jorden her har en lav bufferkapacitet, og i løbet af vinteren ophobes der nedbør i form af sne, hvorefter det forsurede vand om foråret frigives i store mængder. Der sker derfor et pludseligt fald i pH med følger for dyrelivet i floden eller søen.

I Danmark startede man et program omkring forsuring af skove i midten af 1980'erne, idet observationer af skovdød i forskellige områder i Europa blev kædet sammen med påvirkning fra luftforurening. Figur 2.4.1 viser depositionen af svovl målt som gennemdryp på skovmålestationerne Ulborg (Vestjylland), Frederiksborg (Nordsjælland) og Lindet (Sønderjylland). Gennemdrypsdepositionen giver et mål for den samlede deposition af svovldioxid, svovlholdige partikler og svovl tilført med nedbøren. I takt med reduktionen i svovlemissionen i Danmark og det øvrige Europa er svovldepositionen faldet siden begyndelsen af 1990'erne og udviklingen synes at forløbe nogenlunde parallelt på de tre stationer.



Figur 2.4.1 Svovldepositionen, målt som gennemdryp (kg SO₄-S ha⁻¹ år⁻¹), på skovstationerne Ulborg, Frederiksborg og Lindet (Hovmand 2001). (Vil blive rettet til figur med kun den antropogene svovldeposition – nærværende figur indeholder også bidraget fra havsalt, samt opdateret til år 2000). NB! Figuren skal erstattes af sulfat korrigeret for havsaltsbidrag og opdateres til år 2000.

Eutrofiering

Eutrofiering er en forøget tilførsel af næringstoffer og i forbindelse med luftforurening er det hovedsageligt deposition af kvælstof. Terrestriske økosystemer kan ophobe kvælstof i jorden som organisk stof og i vegetationen i form af øget biomasse. Der er grænser for, hvor meget kvælstof, der kan ophobes i økosystemet som helhed og overskrides denne grænse, vil der ske en udvaskning af nitrater til dybereliggende vandlag eller til vandmiljøet. Udvasningen af nitrat medfører også en udvaskning af de positivt ladede basekationer og dermed sker der dels en forsurening af jorden, dels et tab af plantenæringsstoffer. Forøget kvælstofoptag i vegetationen kan føre til ubalancer i økosystemet og det kan medføre øget følsomhed overfor stressfaktorer som bl.a. tørke, frost og insektangreb.

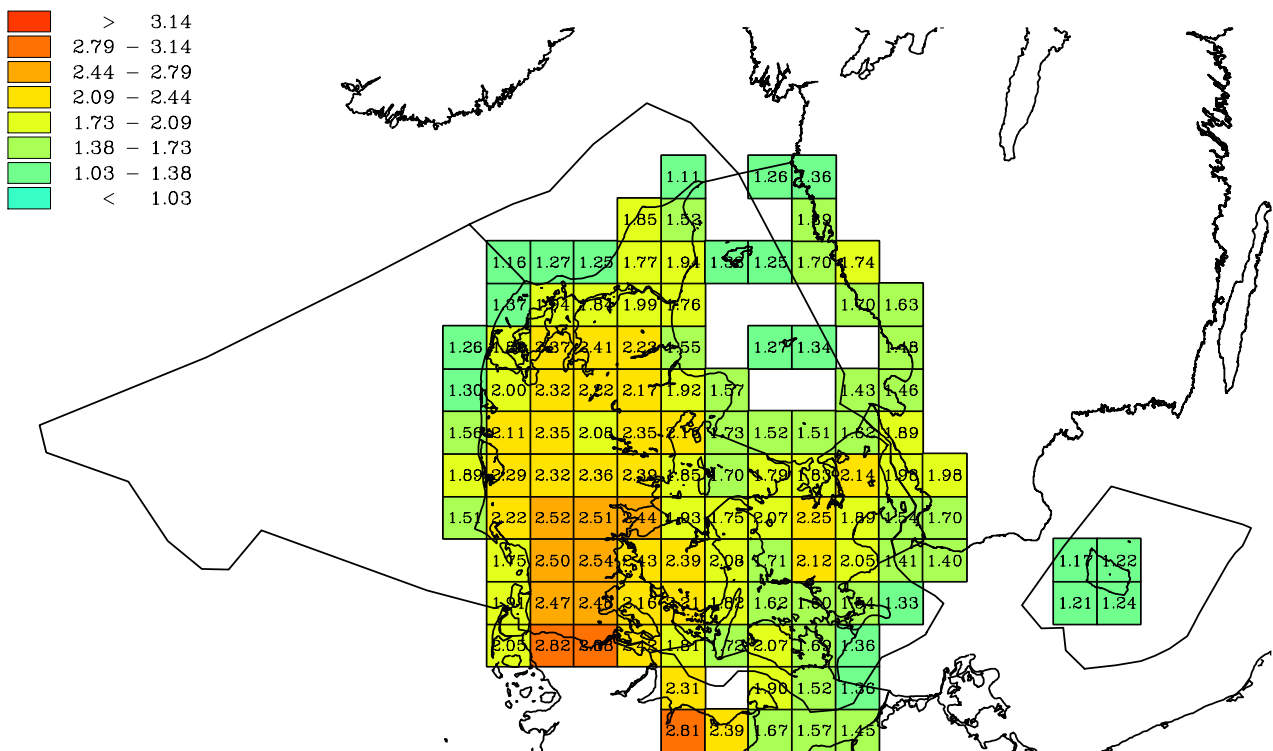
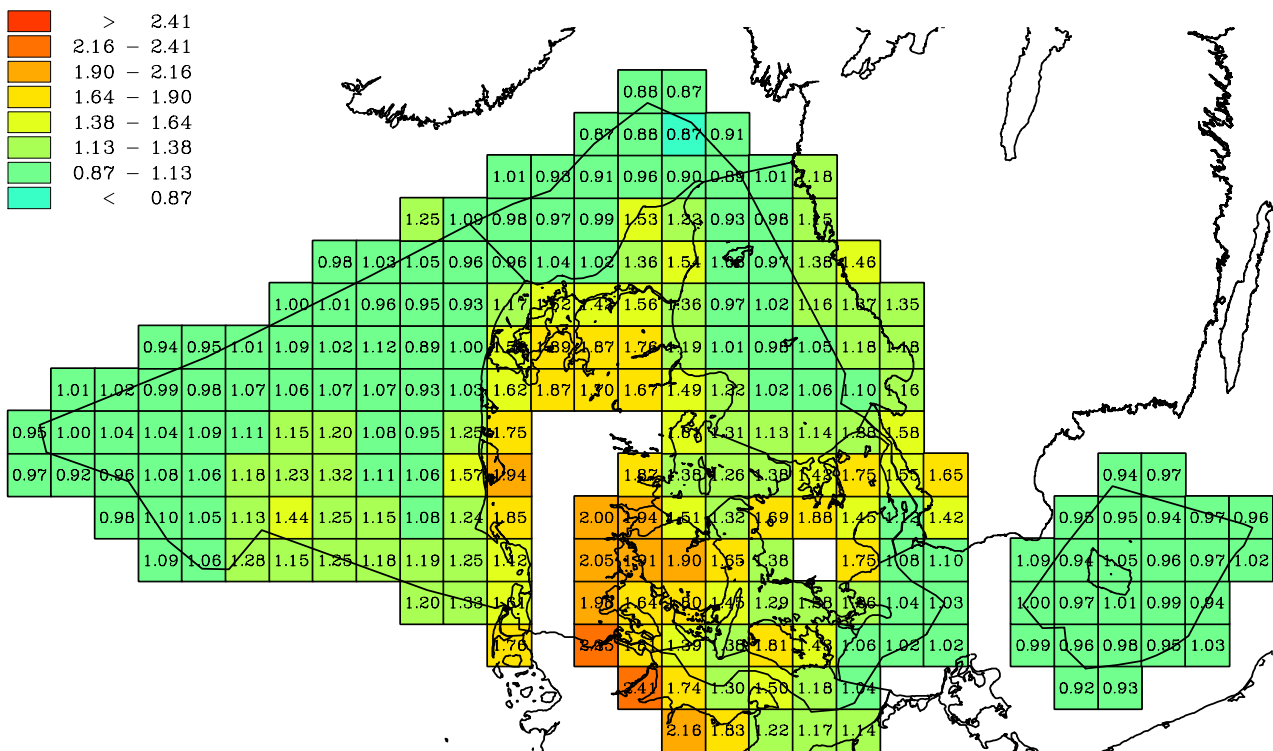
Høje koncentrationer af næringssalte i kystnære farvande har ofte ført til stor vækst af alger. Denne vækst er generelt begrænset af tilførslen af kvælstof. Nedbrydning af døde alger forbruger store mængder ilt og kan i alvorlige tilfælde føre til stor iltmangel i vandet ved bunden. I de seneste årtier har iltmangel og efterfølgende død blandt fisk og bunddyr været et almindeligt fænomen i danske kystfarvande. Et andet alvorligt fænomen har været episoder med høje koncentrationer alger, som ved kontakt kan være giftige for mennesker og dyr. Begge disse fænomener menes at hænge sammen med stigende tilførsler af kvælstof fra menneskeskabte kilder.

Vurderingen af depositionsbelastningen sker dels på basis af målinger, dels modelberegninger. Modelberegninger giver for mange stoffer mulighed for en finere rumlig opløsning end målingerne. Beregningerne anvendes til at bestemme depositionen af atmosfærisk kvælstof til alle danske farvandsområder og foretages for 212 receptorpunkter i et gitternet med en opløsning på 30 km x 30 km (figur 2.4.2). Ud fra geografiske informationer foretages efterfølgende en fordeling på hoved- og underfarvande. Disse resultater bliver løbende rapporteret og ligeledes præsenteret på internettet.

To grupper af forbindelser bidrager til den atmosfæriske deposition af kvælstof til havområder: Ammoniak og dets reaktionsprodukt ammonium (summen betegnes normalt NH_x) samt kvælstofoxiderne – kvælstofdioxid og kvælstofmonoxid - og deres reaktionsprodukter (summen betegnes normalt NO_y). Medens ammoniak især frigives fra husdyrgødning i landbruget, er kvælstofoxiderne et resultat af forbrændingsprocesser fra bl.a. trafik, industri og kraftværker (se afsnit 2.1). Ammoniak afsættes i stort omfang tæt ved kilden, men hvis det først er blevet bundet som ammonium i partikler kan afsætningen ske meget langt fra kildeområderne (jvf. ammoniak temaet). For kvælstofoxiderne er billedet noget anderledes. Kvælstofdioxid bliver i et vist omfang afsat på landoverflader, men den primære fjernelse af forbindelserne i denne stofgruppe finder først sted efter omdannelsen til salpetersyre og partikulært nitrat og de afsættes derfor generelt relativt langt fra kildeområderne.

Beregninger viser at atmosfæren årligt bidrager med mellem 0,8 og 1,5 tons kvælstof per km^2 til de danske havområder. Det største absolutte bidrag er for områderne tættest ved danske landbrugsaktiviteter over land; det vil især sige fjorde, vige og bugte. Det er imidlertid også her at den største afstrømning fra vandløbene finder sted, og derfor er den atmosfæriske belastning generelt af mindre betydning for disse områder sammenlignet med de mere åbne farvande som Kattegat og den danske del af Østersøen.

Beregningerne tyder på at kvælstofoxiderne bidrager med lidt over halvdelen af den samlede kvælstofdeposition til danske farvande. For de kystnære farvande som fx. Limfjorden er billedet imidlertid anderledes pga. den store tørdeposition af ammoniak fra danske kilder.



Figur 2.4.2. Den totale deposition (tør+våd) af kvælstofforbindelser beregnet for 1999 til h.h.v. de danske farvande (øverst) og de danske landområder (nederst)(Ellermann m.fl. 2000)

For hovedfarvandene er den atmosfæriske kvælstofdeposition domineret af våddeposition af nitrat og ammonium, som typisk udgør to tredjedele af det atmosfæriske bidrag. Da nedbøren til danske farvande er rimeligt jævnt fordelt over året, betyder det at den atmosfæriske kvælstofdeposition ligeledes er relativt jævnt fordelt over året. Afstrømningen af kvælstof via danske vandløb har et meget klart maksimum i foråret og er så noget mindre i sommerhalvåret.

Det betyder, at den atmosfæriske deposition af kvælstof er større end afstrømningen i sommerperioden, og derfor meget vel kan tænkes at spille en vigtig rolle for de føromtalte episoder med algeblomst som ses i denne periode.

Afsætning af atmosfærisk kvælstof har vist sig at bidrage med en meget betydelig del (anslået 30 til 40%) af tilførslen af kvælstof til de danske farvande.

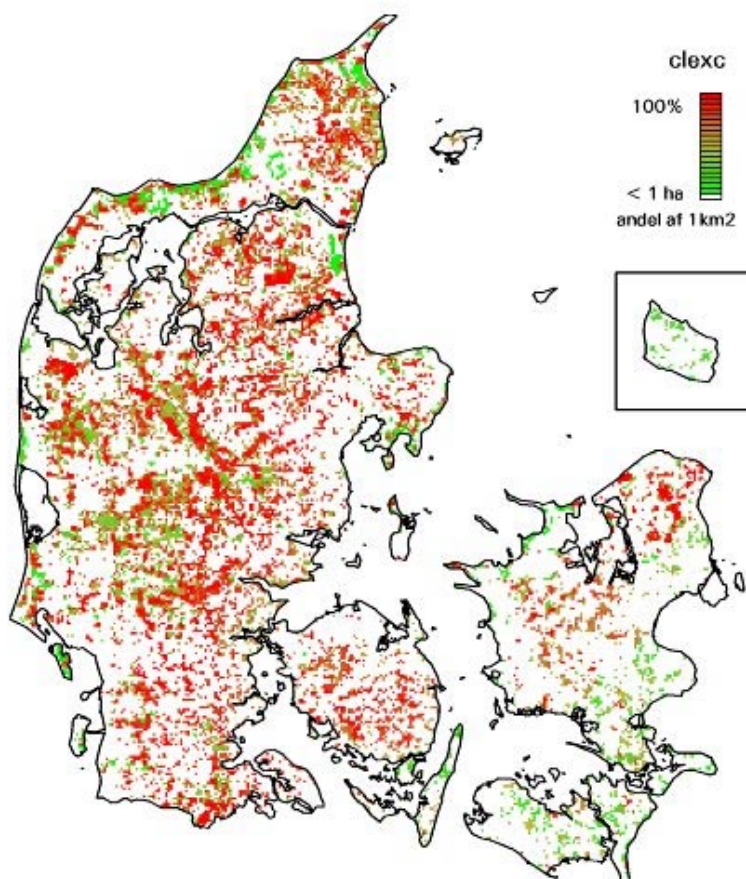
Depositionen til landoverflader er generelt større end til vand og for land varierer depositionen mellem 1,5 og 2,5 tons kvælstof per km². Den højere deposition skyldes bl.a. ammoniak, der dominerer tørdepositionsdelen af afsat kvælstof. Deposition af reduceret kvælstof (NH_x) til de danske landområder udgør knap 60% af den samlede kvælstofdeposition. Danske ammoniakklender bidrager til omkring 34% af den samlede kvælstofdeposition (Ellermann m.fl. 2000).

Overskridelser af tålegrænser

Figur 2.4.3 viser arealet i Danmark, hvor overskridelsen af tålegrænsen for forsuring og/eller eutrofiering er overskredet. Arealet er kun opgjort for skove og græsdominerede naturtyper og angivet i % af arealklassens samlede arealdækning i et 1 km² kvadratnet for Danmark. Hvide celler betyder, at arealet med overskridelser er mindre end 1 ha. Opgørelsen er udregnet for gennemsnittet af depositionerne for 1997 og 1998. I tabel 2.4.1 er det overskredne areal angivet for en række naturtyper.

Det forholdsvis lave tal for klitheder skyldes, at der ikke er så mange lokale kilder ved kysten. Dette tal er endvidere meget følsomt for det foretagne skøn vedrørende andelen af lichenheder. Tallet for kærerne er tilsvarende følsomt for antagelser i beregningerne vedrørende fordeling på under-naturtyper.

I temaet om ammoniak er angivet overskridelser af tålegrænser for forsuring og eutrofiering. Endvidere er angivet, i hvilken grad en 50% reduktion af de danske ammoniakklender vil påvirke disse overskridelser.



Figur 2.4.3. arealet i Danmark hvor overskridelsen af tålegrænsen for forsuring og/eller eutrofiering er overskredet. Arealet er kun opgjort for skove og græsdominerede naturtyper og angivet i % af arealklassens samlede arealdækning i et 1 km² kvadratnet for Danmark. Hvide celler betyder, at arealet med overskridelser er mindre end 1 ha. Opgørelsen er udregnet for gennemsnittet af depositionerne for 1997 og 1998. (Kilde: DMU, Afd. for Terrestrisk Økologi).

Tabel 2.4.1 Arealandelen af naturtyper, der er overskredet m.h.t. tålegrænsen for forurening og eutrofiering i Danmark. Værdierne er beregnet for gennemsnittet af depositionen i 1997 og 1998. Værdierne er angivet i %.(Kilde: DMU, Afd. for Terrestrisk Økologi).

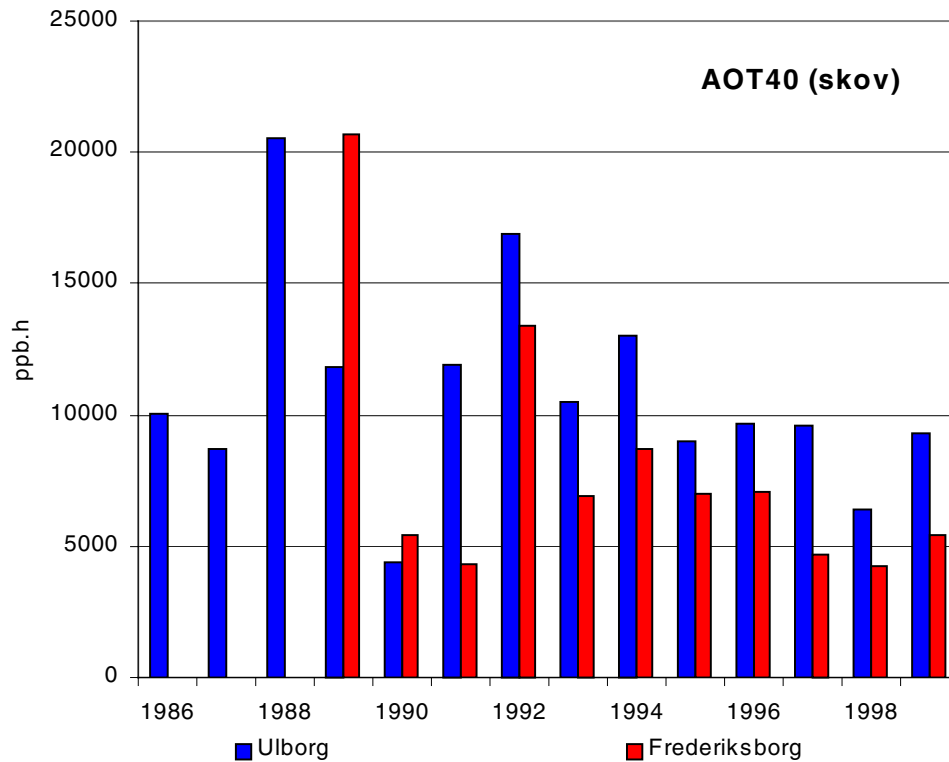
Naturtype	Areal med overskridelse [%]
Overdrev	57
Hede	42
Klithede	7
Kær	11
Lobeliesøer	100
Højmoser	100
Løvskov	63
Nåleskov	94

Direkte effekter af ozon

Ozon er den luftforurening, der forekommer i de højeste koncentrationer i skov- og landområder i Danmark. Koncentrationerne er højest om sommeren og er langtransportet ved sydøstlige vindretninger. Det skyldes, at der opbygges høje ozonkoncentrationer under højtryksepisoder i Øst- og Centraleuropa, hvorefter luftmasserne langtransporteres til Danmark. Ozon dannes i fotokemiske reaktioner mellem flygtige kulbrinter og kvælstofoxider (Fenger, 1995). I den oprindelige fotokemiske smog, der først optrådte i Los Angeles i USA, og senere bl.a. i Sydeuropa er der tale om et byfænomen. I Danmark sker der i byer fortrinsvis en nedbrydning af ozon ved reaktion med NO (afsnit 2.3). I byerne er der derfor generelt lavere niveauer end på landet.

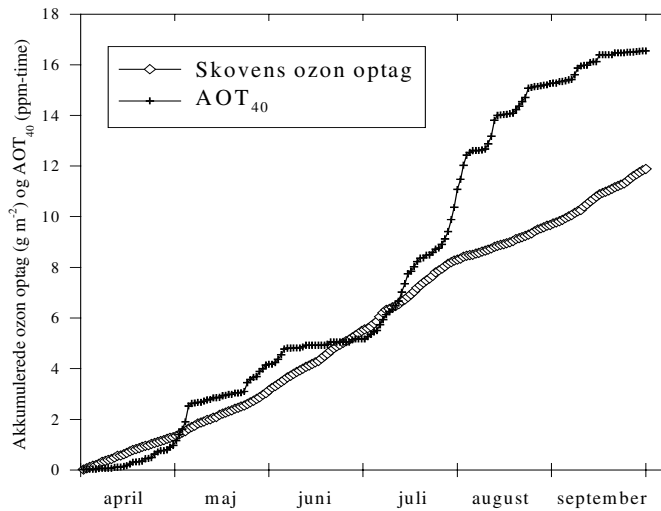
Ozon er den gasformige luftforurening, der har størst direkte skadelig virkning på vegetationen i de koncentrationsniveauer, der forekommer i Danmark. *Figur 2.4.4* viser AOT40 niveauer (AOT40 definition : jf. tidligere afsnit om "Tålegrænser") målt på de to stationer Ulborg og Frederiksborg. Generelt er AOT40-værdierne højere på Ulborg end på Frederiksborg og det ses, at træerne i det vestjyske i gennemsnit er eksponeret til ozonbelastninger lige omkring den kritiske belastning på 10.000 ppb*timer.

De vigtigste skadelige effekter ved ozon optræder, når ozon optages gennem bladenes spalteaåbninger. AOT40 indekset fortæller ikke noget om, hvor meget ozon, der rent faktisk når ind i det indre af bladene. *Figur 2.4.5* viser en sammenligning mellem AOT40 indekset og skovens akkumulerede ozonoptag målt på skovstationen Ulborg for vækstsæsonen 1995. Det ses, at AOT40 indekset og det faktiske ozonoptag følges ad først på sommeren. Derefter indtræder en tørkeperiode og træerne begynder at lukke spalteaåbningerne for at formindske vandtabet. Derved lukkes også af for ozonoptaget og den akkumulerede fluks stiger ikke så kraftigt mere. AOT40 indekset, der er baseret på luftkoncentrationer uden hensyntagen til vegetationens optag, akkumuleres fortsat gennem sæsonen og fra sidst i juli begynder AOT40 indekset at afvige mere og mere fra det faktiske optag.



Figur 2.4.4 AOT40 værdier målt på de to baggrundsmålestationer Ulborg og Frederiksborg for årene 1986 til 1999. Det kritiske skadeniveau er på 10.000 ppb*timer (Hovmand & Kemp, 2001).

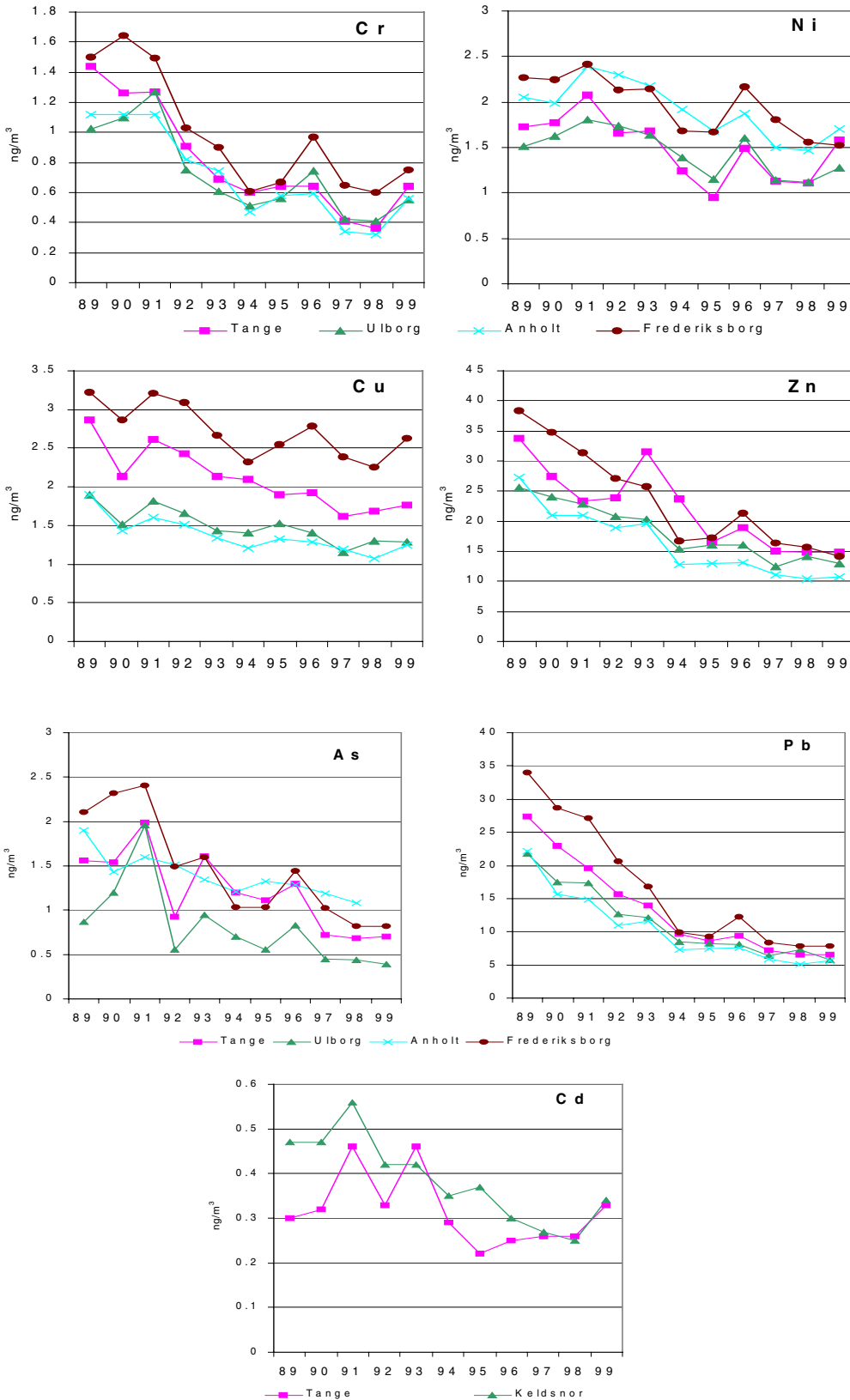
Det er vedtaget internationalt, at det fremtidige arbejde omkring kritiske skadeniveauer for ozon skal koncentreres om at udvikle et fluks-baseret critical level indeks, som inddrager klimaforholdenes indflydelse på ozonoptagelsen. Eksempelvis har modelberegninger indikeret, at en sydiskandinavisk skov optager den samme ozonmængde gennem en vækstsæson som en sydeuropæisk, selvom koncentrationerne af ozon er væsentligt højere sydpå. Dette skyldes, at skovenes vandforsyning er bedre i Nordeuropa, således at spalteåbningerne gennemsnitligt er mere åbne og at der derfor optages mere ozon.



Figur 2.4.5 Det akkumulerede AOT40 indeks sammenholdt med skovens akkumulerede ozonoptag målt over vækstsæsonen på skovstationen Ulborg i 1995 (Kilde: Ro-Poulsen m.fl. 1998).

Tungmetaller

Koncentrationen af tungmetaller i luften har i de senere år været kraftigt faldende. Det gælder specielt for bly efter indførelsen af blyfri benzin, men også for en række andre metaller (figur 2.4.6). Årsagen er her bedre røgrønsning på kulfyrede anlæg, nedlæggelse af mindre, ineffektive anlæg samt overgang til naturgasfyring. Af særlig betydning for nedgangen i tungmetalemissionen har nedlæggelsen på Europæisk plan af gamle anlæg til primær og sekundær metalfremstilling. Produktionen fra disse anlæg er overflyttet til få og moderne anlæg med forbedret røgrønsningsteknologi



Figur 2.4.6. Årsgennemsnit af koncentrationer for en række tungmetaller målt på danske baggrundsstationer. (Hovmand 2000)

Målsætninger og indsats

Geneve Konventionen om langtransporteret luftforurening

De nordiske miljøministre foreslog i 1976 en europæisk konvention med det sigte at nedbringe luftforureningen specielt af svovlforbindelser. De nordiske lande etablerede en arbejdsgruppe, der i 1978 kunne forelægge FN's Økonomiske Kommission for Europa (ECE) et udkast til en europæisk konvention om nedbringelse af langtrækkende grænseoverskridende luftforurening.

Efter forhandlinger i ECE underskrev 34 lande samt EF Kommissionen i november måned 1979 konventionen. Samtidig blev der underskrevet en resolution om - indtil konventionen var ratificeret - at implementere konventionen på interim basis, først og fremmest med hensyn til svovlforbindelser. Konventionen, trådte i kraft den 16. marts 1983.

Konvention og de tilhørende protokoller kan tiltrædes af medlemslandene af ECE samt stater, som har samrådsstatus med ECE. Den kan endvidere tiltrædes af regionale økonomiske integrationsorganisationer, oprettet af suveræne lande, der er medlem af ECE som fx EU. Konventionen er nu ratificeret/tiltrådt af 48 medlemslande, heriblandt alle Østersølande og De Europæiske Fællesskaber.

Indsatsområder

Konventionen er en rammekonvention, der skal udfyldes med mere operative bestemmelser. Der er nu udarbejdet og underskrevet otte protokoller, hvoraf de fem er ratificerede/tiltrådte:

SAMARBEJDSPROGRAMMET EMEP (The Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe) blev etableret i 1977. Protokollen om finansiering af EMEP blev underskrevet i 1984 og trådte i kraft 1988.

Hovedformålet med EMEP er at forsyne medlemslandene med informationer om deposition og koncentration af luftforurenende stoffer såvel som mængden og betydningen af langtransporteret luftforurening. Programmet har tre hovedelementer: indsamling af emissionsdata, måling af luft- og nedbørskvaliteten og modellering og beregning af den atmosfæriske spredning af luftforureningerne.

HELSINGFORS PROTOKOLLEN om reduktion af svovlemissionerne med mindst 30% i perioden 1980-1993 blev underskrevet i 1985. De 22 lande, der ratificerede protokollen, reducerede deres sammenlagte svovlemission med 52% i perioden 1980-1993. I samme periode reducerede Danmark med 65%. Danmark erklærede ved underskriften af protokollen, at man ville reducere emissionerne med 50% senest i 1995.

OSLO PROTOKOLLEN om yderligere reduktion af svovlemissioner blev underskrevet i 1994, trådte i kraft august 1998 og er i dag ratificeret af 23 lande. Den er baseret på begrebet kritisk belastning og anvendelse af bedst tilgængelig teknologi. Protokollen indeholder som basisforpligtelse emissionslofter fra 30-87% af 1980 SO₂-emissionerne. Mållåret var 2000, dog for nogle lande suppleret med måltal for 2005 og 2010. Protokollens langsigtede mål er at nå ned på depositioner, der ikke overskrider kritisk belastning. Danmark er efter Oslo Protokollen forpligtet til at reducere SO₂-emissionen med 80% i perioden 1980-2000. Danmark har i 1999 reduceres emissionerne af SO₂ med 88% i forhold til 1980.

SOFIA PROTOKOLLEN om NO_x-emissioner blev underskrevet i 1988 og er nu ratificeret af 28 lande incl. EU. 18 lande, herunder Danmark, har opfyldt protokollens krav om at stabilisere deres NO_x-emissioner i 1994 i forhold til 1987. Danmark underskrev sammen med 10 andre lande en deklARATION om yderligere reduktion. For Danmarks vedkommende drejer det sig om en 30%'s reduktion i perioden 1986-1998, som stort set er opfyldt med en reduktion på 28%.

GENEVE PROTOKOLLEN om reduktion af VOC-emissioner (flygtige organiske forbindelser) blev underskrevet i 1991. Protokollen, der trådte i kraft i september 1997 er nu ratificeret af 20 lande. Den forpligter landene til at reducere deres VOC-emissioner med 30%. For Danmarks vedkommende i perioden 1985-1999. Danmark har for den angivne periode reduceret VOC-emissionerne med 32%. Baggrunden for denne protokol er først og fremmest, at VOC'er ved tilstedeværelse af sollys og NOx'er danner ozon, som har skadevirkninger på både menneskelig sundhed og økosystemer.

ÅRHUS PROTOKOLLEN om persistente organiske forbindelser (POPer) blev underskrevet i juni 1998 af 36 lande. Protokollen er endnu ikke trådt i kraft. Protokollens formål er at kontrollere, reducere eller eliminere udledninger, emissioner og tab af POP'er til miljøet. For nogle stoffer forbydes produktion og anvendelse. For andre stoffer er der lagt store restriktioner på brugen, medens der for nogle POP'er, der dannes utilsigtet ved forbrændings- og industriprocesser, indføres emissionsbegrænsninger, der relateres til et referenceår. Protokollen omfatter 16 POP'er. I tilknytning til protokollen vedtog 18 lande og EU en deklaration, der lægger restriktioner på to yderligere POP'er.

ÅRHUS PROTOKOLLEN om tungmetaller blev underskrevet i juni 1998 af 36 lande. Protokollen er endnu ikke trådt i kraft. Protokollens formål er at reducere emissionerne af bly, cadmium og kviksølv fra en række industrielle processer og forbrændingsprocesser. Den fastsætter grænseværdier for stationære kilder og retningslinier for anvendelse af bedst tilgængelig teknologi. Herudover indeholder protokollen et krav om udfasning af tilsat bly i benzin samt virkemidler til reduktion af tungmetaller fra visse produkter, såsom f.eks. kviksølv i batterier.

GØTEBORG PROTOKOLLEN fra 1999 er underskrevet af 31 lande. Protokollens formål er, at reducere forureningen og eutroficeringsproblemerne af bl.a. jordbunden samt luftens indhold af ozon. I lighed med Oslo-protokollen er målsætningerne baseret på princippet om kritisk belastning af økosystemerne og sundhed. En af de oprindelige målsætninger var således, at de arealer, hvor den kritiske belastning for forurening var overskredet i 1990 skulle reduceres til det halve. Dette blev ikke opnået. I protokollen har de enkelte ECE-medlemslande fået tildelt og accepteret emissionslofter i 2010 for fire stoffer: SO₂, NO_x, VOC og NH₃. For Danmark er målsætningerne: SO₂: 55.000 tons, NO_x: 127.000 tons, VOC: 85.000 tons og NH₃: 69.000 tons. For Danmarks vedkommende, at emissionslofterne kan holdes med allerede eksisterende eller planlagte tiltag.

Baggrundsovervågningsprogrammet

Baggrundsovervågningen udføres på et netværk af målestationer spredt ud over Danmark til bestemmelse af luftkvaliteten udenfor byområderne. Udover DMU's generelle forpligtelse til at monitorere atmosfæremiljøet, omfatter det en række danske- og internationale programmer i forbindelse med :

- Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, der især skal bestemme kvælstofdepositionen på havet
- Ionbalanceprogrammet, der er et nationalt integreret monitoringsprogram omfattende atmosfærisk deposition og skovens vækstforhold. Dette program er integreret med :
- ICP-forest/EU-Level-II, som er et internationalt samarbejdsprogram for europæisk skovovervågning under Geneve Konventionen og EU-kommissionens Skovkontor
- EMEP, som er et internationalt samarbejdsprogram under Geneve Konventionen
- HELCOM, som er et internationalt samarbejdsprogram under Helsinki-kommissionen for beskyttelse af det marine miljø i Østersøen
- OSPARCOM, som er et internationalt samarbejdsprogram under Oslo-Pariskommissionen for beskyttelse af det marine miljø i Nordsøen og Nordatlanten.

2.4.2 Tema : Ammoniak

Indledning

For mange naturlige plantesamfund i Nordeuropa er kvælstof et vækstbegrænsende næringsstof og øget tilførsel af kvælstof vil derfor i mange tilfælde ændre sammensætningen af økosystemernes plantesamfund. Ammoniak er et kvælstofholdigt næringsstof og tilhører derfor gruppen af eutrofierende stoffer, der afsættes fra luften til vegetation/vand. Endvidere kan ammoniak ved biologiske processer i jorden omdannes til nitrat, som ved udvaskning kan give anledning til forsurening af denne.

Hovedkilden til udledning af kvælstof til miljøet stammer fra den aktuelle landbrugspraksis. En mindre mængde hidrører fra spildevand og også deposition (afsætning) af oxiderede kvælstofforbindelser fra atmosfæren bidrager til kvælstofbelastningen. I 1998/99 tilførtes den danske landbrugssektor omkring 575 kt N pr. år, mens fraførslen i form af afgrøder og animalske produkter var omkring 190 kt N pr. år. D.v.s. kvælstoftabet var omkring 385 kt N. Kvælstoftabet fra landbruget skyldes dels udvaskning fra rodzonen, denitrifikation med fordampning af lattergas (N_2O) tilføje og fordampning af ammoniak (NH_3) til atmosfæren. Kvælstoftabet sker i en kompliceret sammenhæng med afgrødetype, jordbundsforhold, landbrugspraksis og klima og tabet er derfor stærkt variende i tid og sted. Det anslås, at der i 1999 fordampede omkring 94 kt ammoniak svarende til 77 kt ammoniak-kvælstof (NH_3-N), d.v.s. omkring 20% af det samlede kvælstoftab i landbruget skyldes ammoniakfordampning.

Fra miljøpolitisk side blev der i midten af 1980'erne taget initiativer til undersøgelser af udledningen af plantenæringsstoffer som kvælstof og fosfor samt af organisk stof. Det var erkendt, at der var behov for mere viden og bedre kendskab til sammenhængen mellem udledninger og udviklingen i vandmiljøets tilstand. I 1985 vedtog Folketinget NPO-handlingsplanen (Nitrogen-Phosphorus-Organic matter) og i 1987 fulgte Vandmiljøplan I. Senere er også tilførslen af kvælstof til "følsomme" terrestriske økosystemer kommet i fokus, bl.a. indflydelsen af den øgede kvælstoftilførsel til skov- og naturarealer. I 2000-2001 er der udformet en ammoniakhandlingsplan, der har til formål at begrænse ammoniakfordampningen.

Modelberegninger viser, at ammoniak kilder bidrager til lidt mere end 40% af den atmosfæriske kvælstoftilførsel til de danske farvande, mens knap 60% af belastningen til de danske landområder udgøres af ammoniak kilder. Ses der på den totale atmosfæriske kvælstofbelastning udgør danske ammoniak kilder ca. 11% af bidraget til de danske farvande, mens ca. 34 % af den samlede atmosfæriske kvælstofbelastning til de danske landområder kommer fra danske ammoniak kilder (Ellermann m.fl. 2000).

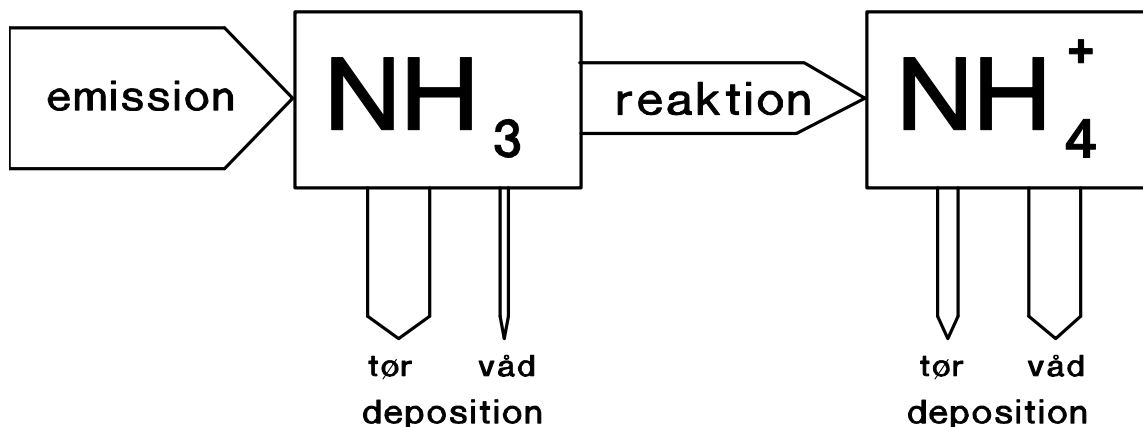
Ammoniak er en af mange kvælstofholdige gasser i atmosfæren og ammoniak er atmosfærens dominerende basiske gas. Det placerer denne gas meget centralt i den kemi, der foregår i atmosfæren, idet ammoniakken neutraliserer en stor mængde af luftens oxiderede svovl- og kvælstofforbindelser og medvirker til dannelse af partikler i atmosfæren, der indeholder ammonium, sulfat og nitrat.

Ammoniaks atmosfæriske kredsløb.

I Danmark emitteres omkring 77 kt NH_3-N pr. år (estimat for 1999) til atmosfæren fra landbruget, som udgør hovedkilden (98%) til emissionen (Andersen m.fl., 2001; Illerup m.fl., 2001). Den emitterede ammoniak fjernes fra atmosfæren dels ved tørdeposition, dels ved omdannelse til ammonium på partikelform eller i skyvand. Opholdstiden for ammoniak i atmosfæren er relativt kort sammenlignet med svovldioxid og nitrogenoxider, idet gassen er meget vandopløselig. Fælles for svovldioxid, nitrogenmonoxid/dioxid og ammoniak er, at gasformen i et vist omfang omdannes til partikelform. Partikulært ammonium udsendes ikke direkte til atmosfæren, dvs. alt partikulært ammonium i atmosfæren stammer fra ammoniak. De små partikler af antropogen

oprindelse holder sig nærmest "svævende" i luften p.g.a. en meget lav afsætningshastighed. Denne egenskab gør, at reaktionsprodukterne af disse emissioner bliver transporteret over meget store afstande og at forureningen dermed bliver grænseoverskridende. Levetiden for disse antropogene partikler er ca. 3-5 dage. Ved en vindhastighed omkring 5 m/s vil denne levetid i atmosfæren betyde en transport i størrelsesordenen 1000 km. Egenskaberne ved h.h.v. gasformig ammoniak og partikulært bundet ammonium gør, at mens gasfasekoncentrationen er stærkt afhængig af tid og sted, er koncentrationen af den partikulært bundne form langt mere jævnt fordelt på regionalt niveau.

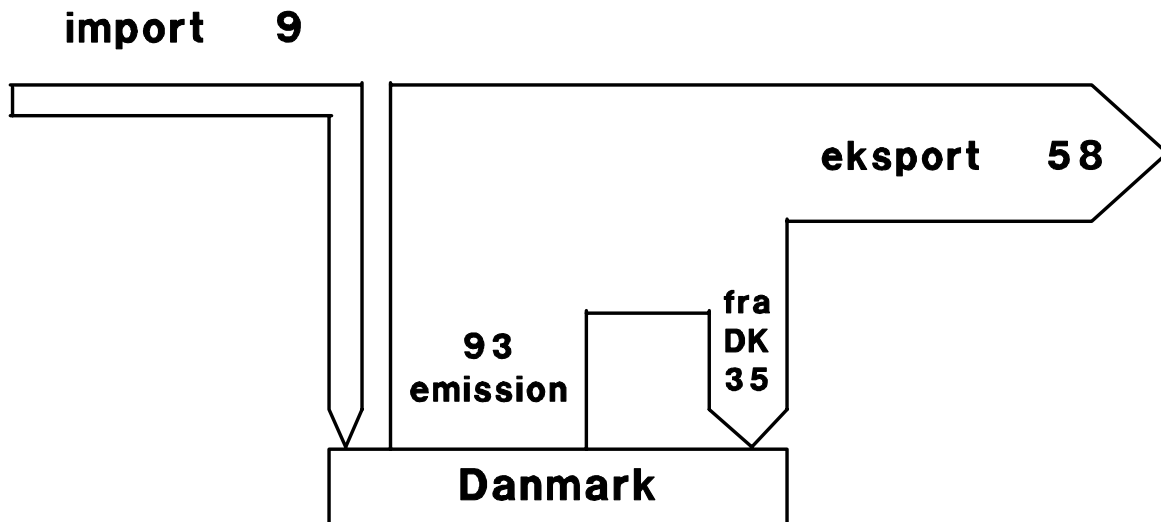
En stor del af den emitterede ammoniak tørdeponeres, en meget lille del udvaskes med nedbør og en stor del omdannes til partikulært ammonium, hvor våddepositionen dominerer afsætningen til overfladen (jf. Figur 2.4.7).



Figur 2.4.7 Ammoniaks skæbne i atmosfæren. Ammoniakken emitteres, tørdeponeres, omdannes til partikulært ammonium og våddeponeres. Pilenes bredde indikerer den relative kvantitative fordeling af de forskellige processer (Asman, 2001).

Danmark emitterer omkring 93 ktons $\text{NH}_3\text{-N}$ pr. år (estimer fra 1996 opgørelser), mens der afsættes omkring 44 ktons, hvoraf 9 ktons kommer fra udlandet (Figur 2.4.8). Danmark er således, i lighed med andre landområder der er omgivet af hav, netto eksportør af ammoniak og dens afledede forbindelser.

NHx balance for Danmark (1000 tons N/år)



Figur 2.4.8 Stofbalance for ammoniak i Danmark for import og eksport fra danske og udenlandske kilder (1996-tal) (Asman, 2001).

Emissioner

Atmosfærisk ammoniak stammer hovedsageligt fra landbruget med husdyrgødning som langt den største kilde. En del af det kvælstof, der er i foderet, indbygges i mælk og kød, men en stor del udskilles med urinen i form af urinstof, mens der udskilles andre former for organisk kvælstof med den faste gødning. Mikroorganismer kan v.h.a. et enzym, urease, spalte urinstof til ammoniak og kuldioxid.

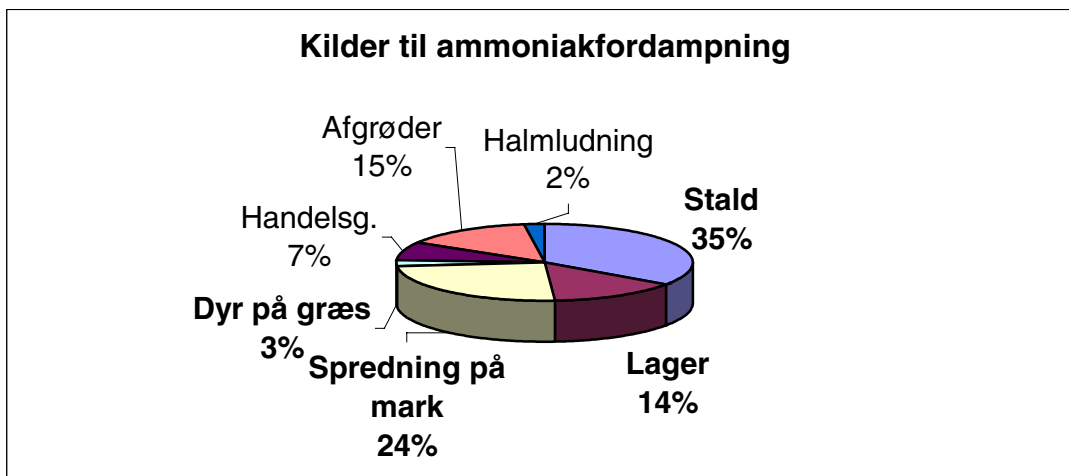
Tabel 2.4.2 viser opgørelser fra 1998 af den europæiske og danske emission af h.h.v. reduceret kvælstof (NHx-N som emitteres som ammoniak) og oxideret kvælstof (NOx som er NO (kvælstofmonoxid) og NO₂ (kvælstofdioxid)). Emissionerne af ammoniak og NOx er af samme størrelsesorden både på europæisk og dansk plan. Danmark bidrager med knap 2% til den samlede europæiske emission af ammoniak, mens emissionen per arealenhed i Danmark hører til i den høje ende på europæisk plan.

Tabel 2.4.2 Udslip af reduceret kvælstof (NHx-N) og oxideret kvælstof (NOx-N) i Europa incl. Rus. Rep. og Danmark for 1998. (EMEP, 2000)

1000 tons N per år	Europa	Danmark	DK andel af Europa
NHx-N	6.205	86	1,4%
NOx-N	6.923	70	1,0%

I 1999 emitterede dansk landbrug 77 kt NH₃-N til atmosfæren, hvilket er et fald på 34 kt pr år siden 1985, hvor emissionen er opgjort til 111 kt NH₃-N pr. år (Andersen m.fl., 2001).

Opgørelser viser, at 74% af den emitterede ammoniak fra landbruget stammer fra husdyrgødning, hvor ammoniakken fordamper fra stalde, ved udbringning af gødning på markerne, opbevaring af gødning samt dyr på græs (figur 2.4.9). Omkring 15% af emissionen af ammoniak stammer fra afgivelse af ammoniak fra afgrøder, mens handelsgødning er ansvarlig for 7% af emissionen. 2% af emissionen stammer fra halmludning, mens spildevandsslam og markafbrænding står for under ½% af ammoniakemissionen. Fordelingen af disse kildebidrag til ammoniakemissionen har ikke ændret sig væsentlig siden 1985.



Figur 2.4.9. Årligt udslip (1999 tal) i Danmark af ammoniakkvælstof fra forskellige kilder. Udslip fra husdyrproduktionen er markeret med fede typer (efter Andersen m.fl., 2001).

I perioden 1985-1999 blev tabet af ammoniak fra husdyrgødning reduceret med 26 kt NH₃-N pr. år, hvoraf ændret udbringningspraksis står for en reduktion af emissionen med 20 kt NH₃-N pr år.

Kvælstofudskillelsen fra husdyrbruget er også faldet, dels som en reduktion i udskillelsen per dyreenhed forårsaget af optimeret fodersammensætning, dels ved reduktion i antallet af dyr. Reduktionen gælder især kvæg, hvor såvel den animalske produktion som udskillelsen pr. produceret enhed er faldet. Udskillelsen af kvælstof er også faldet for svin, men dette fald opvejes stort set af en stigende svineproduktion. I 1999 er 34% af emissionen af ammoniak fra husdyrbrug opgjort til at stamme fra kvæg, mens 54% er fra grise. I 1985 var 42% af emissionen fra husdyrgødning fra kvæg, mens 52% var fra grise. Stald- og opbevaringstab er reduceret med h.h.v. 2.000 og 3.000 tons NH₃-N pr år i perioden 1985-1999.

Ammoniaktabet fra afgrøder i vækst kan være betydeligt, men der er kun ganske få undersøgelser af dette i Danmark. Tabet synes især at være afhængigt af planteart, plantens modningsstadiet og dens kvælstofstatus, således at højt kvælstofindhold i planterne medfører stigende tab til omgivelserne. Reduktion af emission fra afgrøder er opgjort til 2 kt NH₃-N pr år i perioden 1985-1999 og skyldes dels braklægningsordningen, som reducerer det gødskede areal, dels stigningen i det økologisk drevne areal samt en generel reduktion i landbrugsarealet. Ammoniakemissionen fra handelsgødning er reduceret med 2 kt NH₃-N pr år som følge af et lavere forbrug af handelsgødning i 1990'erne.

Deposition af kvælstof til naturområder

I relation til kvælstofproblematikken er der et behov for at få kvantificeret, hvor stor en mængde kvælstof atmosfæren tilfører havområder og landområder, der ikke direkte er landbrugsområder.

Set i relation til de økologiske konsekvenser af kvælstofdepositionen, er det udelukkende depositionen til skov og naturområder samt det akvatiske miljø, der har betydning. Den atmosfæriske tilførsel til landbrugsarealer har kun lille betydning i forhold til de øvrige kvælstoftilførsler til markerne. De danske målestationer til bestemmelse af atmosfærisk deposition er derfor fortrinsvis placeret i skov- og naturområder. Deposition benævnes også "flux" og defineres som stofmængde pr. arealenhed pr. tidsenhed. Kvælstoffluxen kan f.eks. opgives i kg ammoniak-kvælstof per hektar per år ($\text{NH}_3\text{-N kg ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$).

Våddeposition.

Den regionale variation af kvælstofforbindelser i nedbør er for perioden 1990-1995 bestemt på basis af op til 17 målepunkter fordelt over Danmark. I nedbør opsamlet på danske baggrundstationer er forholdet mellem ammonium-kvælstof og nitrat-kvælstof meget tæt på 1:1.

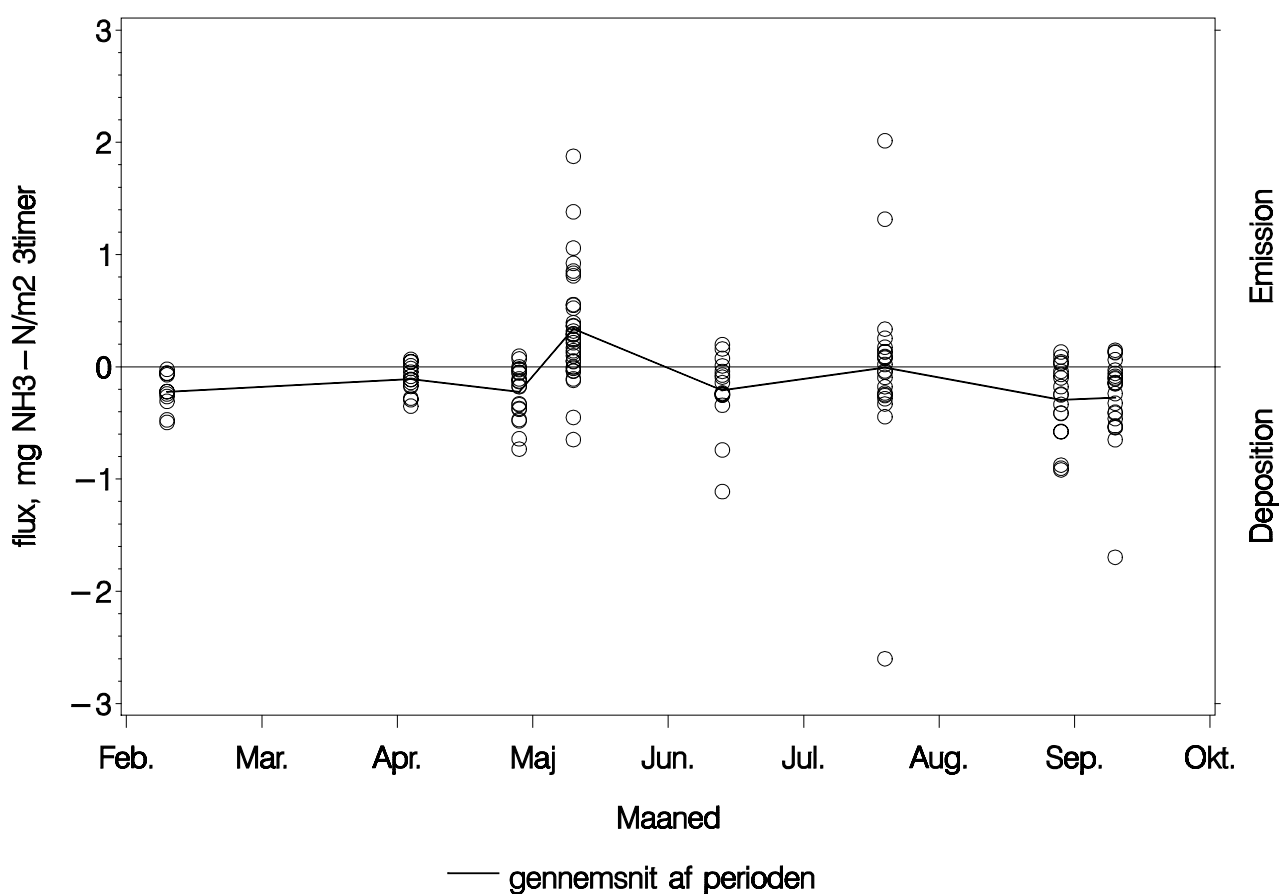
Våddepositionen af kvælstof er jævnt fordelt over landet med et relativ maximum i den centrale og sydlige del af Jylland. Den mindre våddeposition i kystregionerne og på havet skyldes dels et reduceret lokalt forureningsniveau samt den generelt mindre nedbør i disse områder. Den geografiske variation er lille, ca. $\pm 15\%$ i forhold til gennemsnittet.

Tørdeposition

Tørdeposition af kvælstofforbindelser består af afsætningen af både gasser og partikler. Direkte bestemmelse af tørdeposition er for de fleste stoffer en vanskelig opgave. Der er desuden stadig en begrænset viden om de forhold i omgivelserne, der bestemmer depositionen. For ammoniak er det især vegetationens evne til at optage eller afgive ammoniak, der er utilstrækkeligt undersøgt.

Tørdepositionen af ammoniak til skov har på eksperimental basis været målt i forskellige perioder i Ulborg Statskovdistrikt i Vestjylland (Figur 2.4.10). Målingerne viste, at fluxen til skoven er meget varierende, dels foranlediget af varierende koncentrationsniveauer og meteorologiske forhold, men også fordi optaget på vegetationsoverfladerne udviser en stærk tidsmæssig variation.

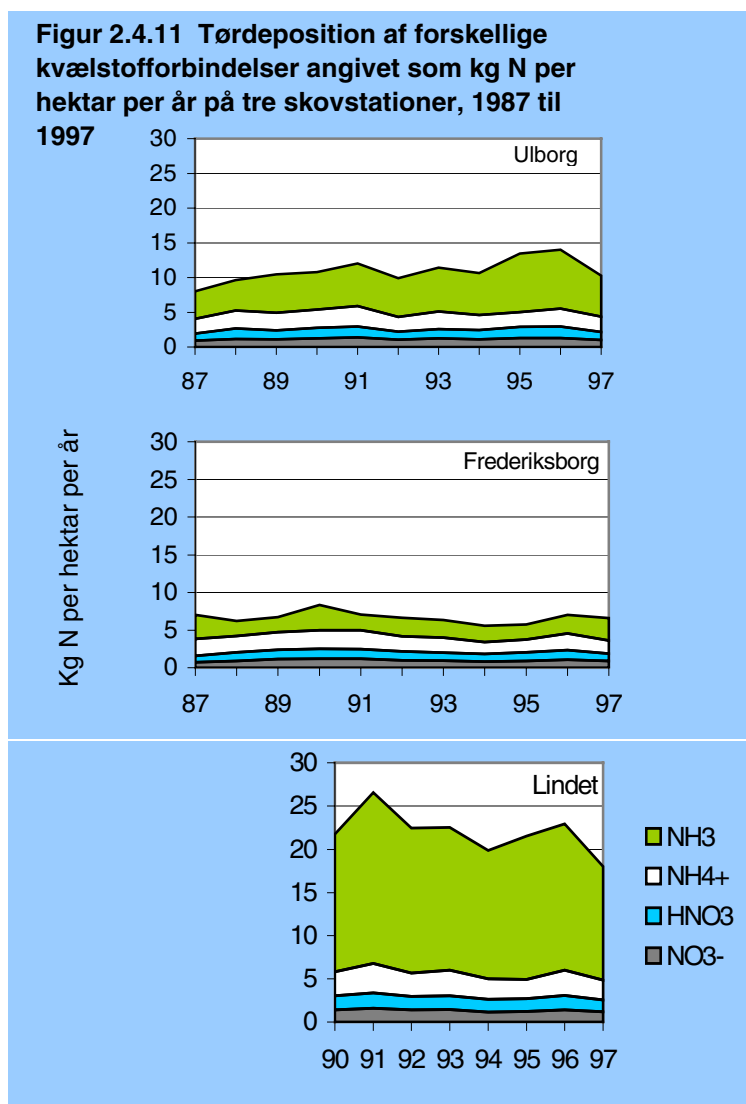
For et skovområde, der ligger i nærheden af landbrugsområder har det således vist sig, at fluxen af ammoniak går begge veje, d.v.s. ammoniakken ikke kun afsættes til skoven, men at skoven i visse situationer afgiver ammoniak. Tørdepositionen af ammoniak, eller snarere overfladeudvekslingen, er en meget kompleks proces, der er afhængig af en række mere eller mindre kendte faktorer og et samspil mellem disse. Generelt vil der være deposition under forhold med lav temperatur og fugtige forhold, mens varme og tørre forhold synes at begrænse depositionen eller endog lede til emission. Økosystemets kvælstofstatus indgår også i processen, idet nogle af målingerne indikerer en ammoniakfordampning, der minder om den, der er observeret fra afgrøder. Lignende iagttagelser omkring ammoniakdeposition til skov er gjort i Holland og til andre typer naturområder i England.



Figur 2.4.10 Fluksen af ammoniak til skov målt i Ulborg Statsskovdistrikt på forskellige årstider i løbet af årene 1991-1996. Negative tal angiver nedadrettet flux, d.v.s. deposition, mens positive flukse er opadrettet, d.v.s. emission. Hver markering angiver én tre-timers måling. (Andersen m.fl., 1999).

Tørdepositionen estimeres ofte som et produkt af koncentrationen og depositions-hastigheden, d.v.s. den hastighed, hvormed stoffet afsættes til overfladen. Kunsten er så, dels at kende koncentrationen, dels at kende depositions-hastigheden. Koncentrationen kan i mange tilfælde måles, mens tørdepositions-hastigheden estimeres, ofte udfra meteorologiske observationer og antagelser omkring afsætningen til overfladen.

Figur 2.4.11 viser tørdepositionen af forskellige kvælstofforbindelser på tre skovarealer forskellige steder i Danmark. Estimerterne er baseret på målte koncentrationer på de tre skovmålestationer Ulborg, Frederiksborg og Lindet, meteorologiske parametre samt antagelser om depositions-hastigheder for stofferne. Ammoniak udgør en stor og regionalt varierende post af kvælstofdepositionen. Depositionen af de øvrige kvælstofforbindelser er relativt ens på de tre skovlokaliteter, som følge af mere ensartede koncentrationsbilleder af disse forbindelser. Set over tid er der en vis variation fra år til år. De tre områder, hvor målingerne er udført, er hver for sig karakteriseret af forskellige regionale intensiteter af emissionen af ammoniak. En høj ammoniakdeposition afspejler, at emissionen i området er høj. Således ligger den årlige emission i landbrugsområdet omkring Lindet skov på 30-40 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Skovparcellen i det sønderjyske skovdistrikt er yderligere påvirket af et større svinebrug, der ligger 1 km sydøst for stationen. Som det fremgår af figuren er ammoniakdepositionen særlig stor på denne lokalitet. Den laveste ammoniakdeposition ses på den nordsjællandske lokalitet, Frederiksborg, der ligger i et område med forholdsvis lille husdyrproduktion. Skovparcellen på Ulborg skovdistrikt i Vestjylland indtager en mellemposition og her er emissionen i det omkringliggende landbrugsområde omkring 20-40 kg N ha⁻¹ år⁻¹.



Figur 2.4.11 Tørdepositionen af forskellige kvælstofforbindelser angivet som kg NH₃-N ha⁻¹ år⁻¹ på de tre skovstationer (Andersen og Hovmand, 2001)

Atmosfærens indhold af ammoniak og den deraf afledede deposition til skov og naturområder er i langt højere grad bestemt af lokale forhold end depositionen af partikler og nedbør. Trods den store variation i koncentrationsniveauerne af ammoniak, er der regioner i Danmark, hvor det generelle koncentrationsniveau er højere end andre steder. I disse regioner er depositionen af ammoniak generelt også højere. Regioner med høj ammoniakdeposition til naturområder er således sammenfaldende med de dele af landet, hvor emissionen af ammoniak er høj som følge af en intensiv husdyrproduktion. Ofte vil det derfor ikke kun være en enkelt kilde, der på afgørende vis påvirker et naturområde med ammoniak, men summen af kilder i et større område, der ved forskellige vindretninger kan påvirke naturområdet.

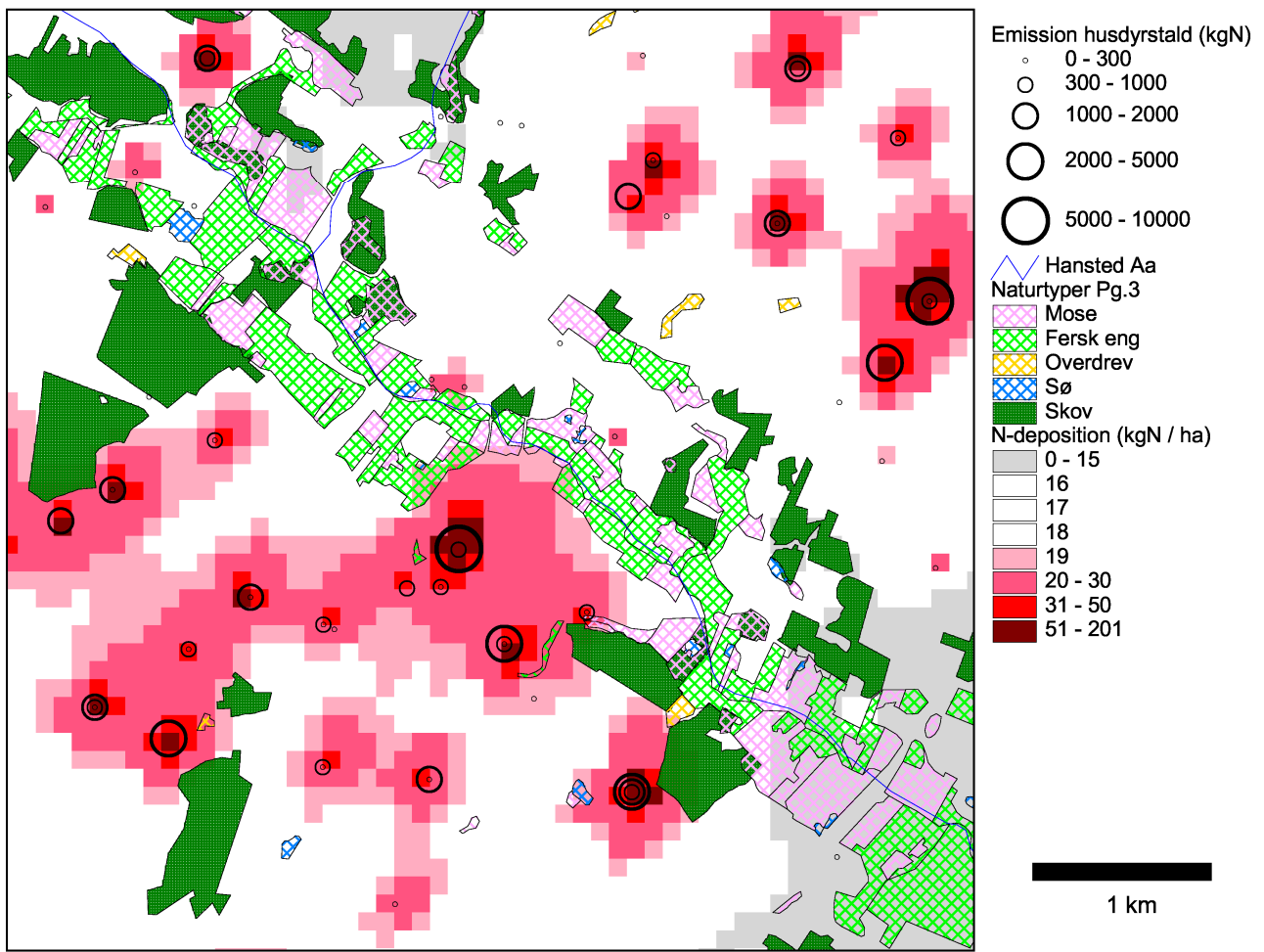
I forbindelse med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram modelberegnes den årlige deposition af bl.a. kvælstofforbindelser til de danske farvandsområder samt fjorde og de danske landområder. Resultaterne for 1999 kan ses i afsnit 2.4 om regional luftforurening.

Lokal koncentration/deposition

Den atmosfæriske koncentration af ammoniak er lokalt tæt knyttet til den aktuelle emission af ammoniak i området, som vil være afhængig af tid og sted. Ammoniakkoncentrationen i luften vil således variere med emissionerne, såsom forårsudbringning af gylle på markerne, men koncentrationen varierer også med luft- og jordfugtighed, temperatur, vindstyrke og i nogen grad partiklernes kemiske sammensætning. Koncentrationen af ammoniak har således også en variation indenfor døgnet og over året. Generelt observeres de højeste koncentrationer ved forårsudbringning af gylle og om sommeren. Temperatur, luftfugtighed og vindstyrke har en relativ lille geografisk variation selv over større områder. Samtidige målinger af ammoniak har vist, at der er en vis sammenhæng mellem dag til dag variationerne i ammoniakkoncentrationerne på forskellige lokaliteter selv over ret store afstande, om end de absolutte koncentrationsniveauer er forskellige grundet de forskellige emissionsintensiteter i områderne (Andersen, 1993).

Den mere lokale variation af ammoniakdepositionen kan have betydning for udviklingen af kvælstof-følsomme naturtyper. Der er imidlertid ikke gennemført ret mange undersøgelser til belysning af den lokale variation af ammoniakkoncentrationen og depositionen i Nordeuropa.

Figur 2.4.12 viser et eksempel på modelberegninger af kvælstofdepositionen på lokal skala i et lille udsnit af Vejle Amt. Figuren illustrerer vanskeligheden i at bestemme depositionen til naturområder, som ofte er små områder i en mosaik af landbrugsarealer. På kortet er staldanlæggenes beliggenhed indikeret med en angivelse af emissionens størrelse fra stald og lagre. I den forenklede modelberegning antages det, at depositionshastigheden er ens for dyrkede arealer og for naturområder. I virkeligheden vil skov- og naturarealer have en større "evne" til at optage ammoniak end intensivt dyrkede arealer, der i lange perioder vil være ammoniak emitterende. Modellen beregner, at der er en stor depositionsbelastning i nærheden af kilden (her staldanlæg og lagre for husdyrgødning), der skyldes tørdeponeret ammoniak.



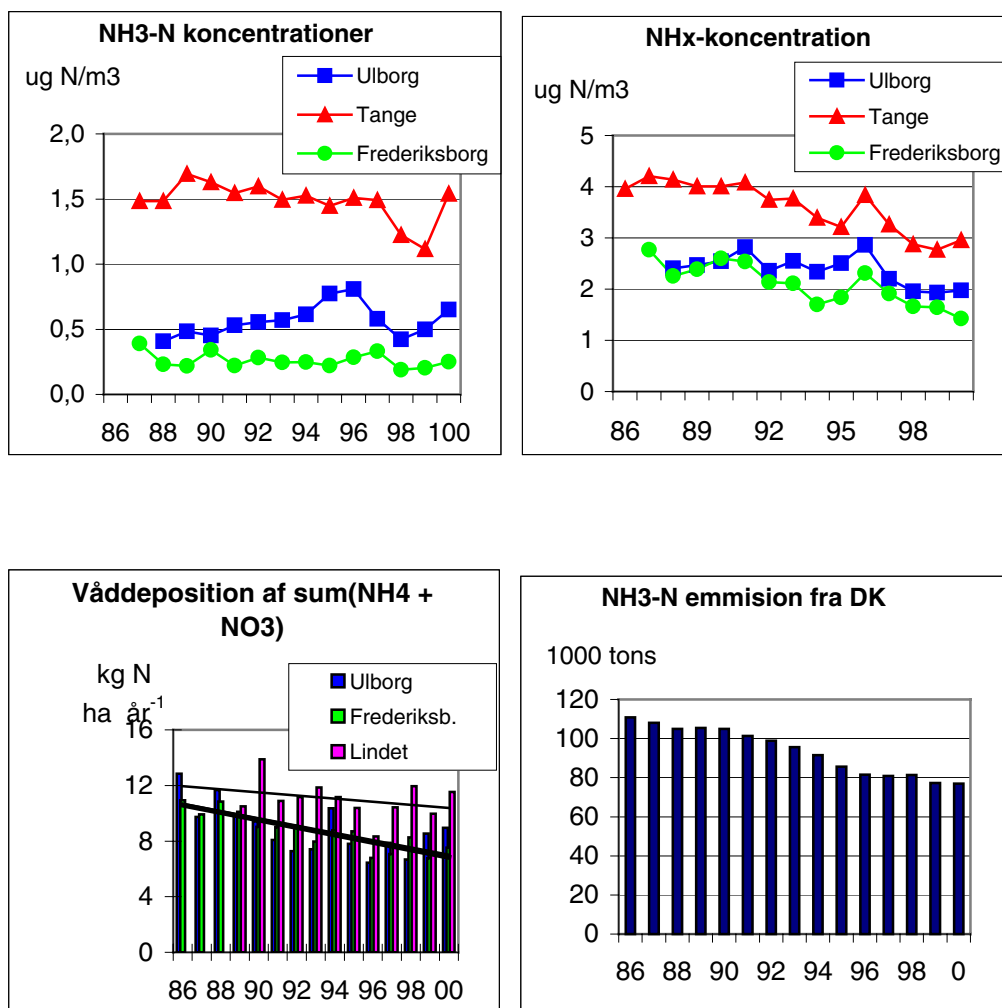
Figur 2.4.12 Emissionen og den totale årlige brutto kvælstofdeposition for 1995 i et udsnit af Vejle Amt. (Andersen m.fl., 2000)

Spredningen af ammoniak lokalt er af stor betydning for vurderingen af effekten på naturområder. Når ammoniakholdig luft passerer ind over et område uden ammoniakilder, f.eks. en skov eller et naturområde, så falder koncentrationen ind over området med afstanden fra kanten. En faldende koncentration vil alt andet lige også betyde en faldende deposition. Hvor meget koncentrationen og dermed depositionen falder, er stærkt afhængigt af afstanden til og typen af kilder i det opland, der ligger opstrøms for det pågældende kildefri område. Disse fald i ammoniakkoncentrationen har været målt i Ulborg Statskovdistrikt. Der blev målt langs to transekter af 2 km's længde i h.h.v. nord-syd- og vest-østgående retning. Ved nordlige vindretninger var koncentrationen af ammoniak i luften høj og faldet i koncentrationen af ammoniak over de 2 km var beskedent (16%). Når vinden blæste fra vest var koncentrationen lav, men faldet i koncentrationen var stort, idet den indkomne koncentration faldt med 67%. Tilhørende modelberegninger til forsøget har vist, at en af hovedårsagerne til forskellen i det relative koncentrationsfald, skyldes udstrækningen af emissionsområdet opstrøms for skoven i de forskellige vindretninger. De første 10 km opstrøms er emissionsstyrken ensartet for de to vindretninger, men hvor kildeområdet fortsætter yderligere 20 km mod nord, er der klit og hav mod vest. Således er ammoniak fra emissionerne ved vind fra nord blandet mere ensartet, end det er tilfældet fra vest, hvor koncentrationen er relativt større ved jorden end højere oppe i luften. Det betyder endvidere, at relativt mere ammoniakholdig luft blandes ned til skoven ved nordlige vindretninger end det er tilfældet fra vest. Således er forskellen i det relative koncentrationsfald også en funktion af forskellig effektivitet i opblandingen af emissionerne fra de to vindretninger.

De fleste skov- og naturområder vil blive belastet af ammoniakemission mere lokalt i området, men udstrækningen af det emitterende område, hvorfra luftmasserne bringes ind over naturområdet, er også af stor betydning for depositionsbelastningen.

Tidsudvikling

I Baggrundsovervågningsprogrammet er der siden slutningen af 1980'erne målt gasformig ammoniak og partikulært ammonium på seks stationer i Danmark. Figur 2.4.13 viser den årlige emission af ammoniak samt årsmiddelkoncentrationer i perioden 1987-1999 af gasformig ammoniak, totalmængden af gas- og partikelformig ammoniak samt våddepositionen af ammonium og nitrat.



Figur 2.4.13 Årsmiddelkoncentrationer i perioden 1987-1999 af gasformig ammoniak, summen af gas- og partikelformig ammoniak, våddepositionen af ammonium og nitrat (Hovmand 2001 b). Endvidere er den årlige danske emission af ammoniak vist (Andersen et al., 2001).

Koncentrationsniveauet af ammoniak er varierende i tid og sted og med undtagelse af luftmålestationen Tange i Midtjylland viser målingerne af ammoniakkoncentrationerne i perioden 1987 til 1999 ikke noget fald, selvom der har været et fald på 30% i de danske emissioner (1985 til 1999) og ca. 17% (1985 til 1998) i de europæiske emissioner. Et eventuelt fald kan være vanskeligt at spore p.g.a. de store variationer fra år til år, men den manglende nedgang kan også skyldes den ændrede karakteristisk af atmosfæren i takt med nedgangen i svovlemmissionerne, som meget vel kan have en indflydelse på omdannelsen af ammoniak til ammonium, således at denne reaktion foregår langsommere, fordi der er mindre svovlsure partikler i luften. Ydermere har målemetoden

i denne sammenhæng sine begrænsninger og bør kun vurderes på summen af gasformigt ammoniak og partikulært ammonium. For den del, der måles som partikulært bundet ammonium ses et tydeligt fald på lidt mere end 30% i koncentrationsniveauet, og således er summen af ammoniak og ammonium ligeledes faldet. Det skal bemærkes, at der med mere ammoniakspecifikke målemetoder heller ikke har kunne konstateres et fald i ammoniakkoncentrationen i Holland, selvom emissionerne er reduceret. Våddepositionen af ammonium udviser et fald over perioden 1987-1999.

Er omdannelsen af ammoniak til ammonium er blevet langsommere i takt med svovlreduktionerne, får dette en konsekvens for spredningen lokalt af ammoniak, idet opholdstiden i atmosfæren bliver længere og derved påvirkes et større område af de lokale emissioner.

Tålegrænser

I ammoniakredegørelsen (Bak et al., 1999) er der lavet beregninger af tålegrænser for forsuring og eutrofiering til de danske skov- og naturområder. Beregningerne er ydermere gennemført med et scenario, hvor den danske ammoniakemission reduceres med 50%. En reduktion af ammoniaktilførslen vil reducere andelen af de truede arealer, omend tålegrænsen for højmoser er så lav, at en 50% reduktion ikke vil forbedre situationen mærkbart. For indlandsheder vil en 50% reduktion betyde, at arealerne stort set ikke vil være truet af eutrofiering, hvor op mod 44% af arealerne nu er beregnet til at overskride tålegrænsen. For klitheder vil det truede areal reduceres fra op mod 37% ned til 0-3%. På forsuringssiden vil reduktionen i emissionen stort set fjerne overskridelsen af tålegrænsen på græsarealer, der nu udgør 30%. Det skal dog bemærkes, at disse modelberegninger er behæftet med en del usikkerheder på såvel fastsættelsen af tålegrænser som beregninger af depositionen.

For skov er arealer med overskridelser af tålegrænser for eutrofiering og forsuring angivet i nedenstående tabeller sammen med værdierne for en reduktion i den danske ammoniakemission på 50%. Tålegrænserne er modelbaserede og forventes at have en usikkerhed i størrelsesordenen 30-40%.

Tabel 2.4.3. Arealer af skov med overskridelse af tålegrænsen (%)

	Eg	Bøg	Gran	Fyr
Forsuring	38	30	44	47
Eutrofiering	51	40	81	81

Tabel 2.4.4. Arealer af skov med overskridelse af tålegrænsen under forudsætning af 50% reduktion af ammoniakemissionen (%)

	Eg	Bøg	Gran	Fyr
Forsuring	28	22	35	40
Eutrofiering	35	26	70	73

Målsætninger og tiltag

Ammoniakhandlingsplanen

I forbindelse med indgåelsen af aftalen om Vandmiljøplan II i 1998 blev det bestemt, at der skulle laves en handlingsplan for reduktion af ammoniakemissionen fra landbruget. Hidtil havde Vandmiljøplanen fokuseret meget på udvaskning i forbindelse med kvælstoftabet, men da ammoniakfordampningen udgør op imod en trediedel af tabet, havde man nu erkendt, at dette emne kræver mere opmærksomhed. Ammoniakhandlingsplanen blev fremlagt i maj 2001 og dens overordnede målsætning er dels at reducere kvælstoftabet til det danske vandmiljø, dels at

Natur og Miljø, 2001, Udkast

medvirke til at bevare og beskytte sårbare danske naturtyper og arter. Ammoniakhandlingsplanen fokuserer på optimering af forskellige led i gødningshåndteringen og forbud mod halmludning. Derudover vil man lave begrænsninger af lokal ammoniakfordampning fra husdyrbrug nær sårbare naturtyper. Yderligere beskyttelse af sårbare naturtyper i forhold til ammoniakproblematikken afventer resultatet af det såkaldte "Wilhelmudvalg", der arbejder med en national handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse.

Ammoniakhandlingsplanen skal også ses i sammenhæng med Danmarks tilslutning til en række internationale forpligtigelser, sådan som disse er udtrykt med Biodiversitetskonventionen, Habitatdirektivet, EU's forsøringsstrategi og Genevekonventionen om grænseoverskridende luftforurening. I forhold til EU's forsøringsstrategi og Genevekonventionen om grænseoverskridende luftforurening har Danmark forpligtet sig til et emissionsloft i 2010 på 69 ktons ammoniak (56.8 ktons $\text{NH}_3\text{-N}$, i dette loft indgår ammoniakfordampning fra afgrøder og halmludning ikke). Dette loft tilsvarende en reduktion af emissionen på 43% siden 1990-niveauet, hvilket forventes opnået med de tiltag, der er igangsat med Vandmiljøplan II og Ammoniakhandlingsplanen.