

Vandmiljøplanens
Overvågningsprogram
1995

Atmosfærisk deposition af kvælstof

Hovedrapport

Faglig rapport fra DMU, nr. 173

Henrik Skov, Thomas Ellermann, Ole Hertel,
Ole H. Manscher, Lise M. Frohn
Afdeling for Atmosfærisk Miljø

Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser
November 1996

Datablad

Titel:	Atmosfærisk deposition af kvælstof.	
Undertitel:	Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Hovedrapport	
Forfattere:	Henrik Skov, Thomas Ellermann, Ole Hertel, Ole H. Manscher, Lise M. Frohn	
Afdeling:	Afdeling for Atmosfærisk Miljø	
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU, nr. 173	
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser ©	
Udgivelsesår:	November 1996	
Feltundersøgelser, apparatur og laboratoriemålinger:	H. Ahleson, L.R. Christensen, T. Ellermann, L. Grundahl, B.F. Hansen, B.V. Hansen, M. Hildan, M. F. Hovmand, C. F. Jensen, H. Langberg, T. Rasmussen, J. Riedel, H. Skov, L. Stausgaard, B. Thomsen, B. Vaaben-gaard	
ETB:	B. Chemnitz	
EDB-grafik:	L. M. Frohn, O. Hertel, O. H. Manscher	
Modelberegninger:	O. Hertel, L. M. Frohn	
Bedes citeret:	Skov, H., Ellermann, T., Hertel, O., Manscher, O.H. & Frohn, L.M. (1996): Atmosfærisk deposition af kvælstof. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Hovedrapport. Danmarks Miljøundersøgelser. 85 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 173.	
	Gengivelse tilladt med tydelig kildehenvisning	
Emneord:	Atmosfærisk deposition, tørdeposition, våddeposition, kvælstofforbindelser, kvælstoftilførsel til hav og fjorde	
ISBN:	87-7772-290-6	
ISSN:	0905-815x	
Tryk:	Grønager's Grafiske Produktion, Roskilde	
Oplag:	300	
Sideantal:	85	
Pris:	Kr. 100,00 (inkl. 25 moms, excl. forsendelse)	
Købes hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Frederiksborgvej 399 Postbox 358 4000 Roskilde Tlf. 46 30 12 00 Fax 46 30 11 14	Miljøbutikken Information og bøger Læderstræde 1 1201 København K Tlf. 33 92 76 92 (information) Tlf. 33 37 92 92 (bøger)

Indhold

	Forord	5
	Sammenfatning	7
1	Indledning	9
2	Måleresultater	15
	2.1 Koncentrationer af kvælstofgasser og partikulært bundet kvælstof	15
	2.1.1 Ammoniak	17
	2.1.2 Partikulært bundet ammonium	18
	2.1.3 Kvælstofdioxid	21
	2.1.4 Sum-nitrat	22
	2.2 Våddeposition	25
	2.3 Beregning af tørdeposition og samlet kvælstofdeposition	30
3	Modelresultater	33
	3.1 Modelbeskrivelse	33
	3.2 Beregningsprocedure	35
	3.3 Luftkoncentrationer	36
	3.4 Tørdeposition af kvælstof	41
	3.5 Våddeposition af kvælstof	44
	3.6 Total deposition af kvælstof	47
4	Sammenligning af måle- og modelresultater	53
	4.1 Ammoniak og partikulært bundet ammonium	53
	4.2 Kvælstofdioxid	55
	4.3 Salpetersyre og partikulært bundet nitrat	57
	4.4 Tørdeposition til Kattegat	59
	4.5 Våddeposition af ammonium og nitrat	61
	4.5.1 Nedbør	61
	4.5.2 Våddeposition	62
	4.6 Våddeposition af kvælstof til Kattegat	64
	4.7 Sammenfatning	66
5	Diskussion og konklusion	69
	Referencer	75
	Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelser s nationale rapportering vedrørende resulta- ter af vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995	77
	Summary in English	83
	Danmarks Miljøundersøgelser	

Forord

Denne rapport er udarbejdet af medarbejdere ved Danmarks Miljøundersøgelser som led i den landsdækkende rapportering af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, der blev iværksat i efteråret 1988.

Hensigten med overvågningsprogrammet er at studere effekten af de reguleringer som er iværksat med investeringerne i Vandmiljøplanen af 1987. Den systematiske indsamling af data i forbindelse med overvågningsprogrammet giver mulighed for at opgøre tilførslerne af næringssaltene kvælstof og fosfor til vandmiljøet, samt registrere økologiske effekter af ændringer i belastningen med disse næringsalte.

Danmarks Miljøundersøgelser har som sektorforskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet til opgave at forbedre og styrke det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. En væsentlig del af denne opgave er overvågning af miljø og natur. Det er derfor et naturligt led i Danmarks Miljøundersøgelsers opgave at forestå den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne: Ferske vande, Marine områder, Landovervågning og Atmosfæren.

I overvågningsprogrammet er der en klar arbejds- og ansvarsfordeling mellem på den ene side amtskommunerne samt Københavns og Frederiksberg kommuner og på den anden side de statslige myndigheder.

Rapporterne "Ferske vandområder - vandløb og kilder" samt "Ferske vandområder - søer" er således baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågning af de ferske vande.

Rapporten "Marine områder - fjorde, kyster og åbent vand" er baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af fjorde og kystvande samt Danmarks Miljøundersøgelsers overvågning af de åbne havområder.

Rapporten "Landovervågningsoplande" er baseret på data indhentet af amtskommunerne fra 6 overvågningsoplande og er udarbejdet i samarbejde med Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelser.

Endelig er den foreliggende rapport "Atmosfærisk deposition af kvælstof" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågningsindsats. Rapporten består af en hovedrapport, en bilags-rapport samt følger rapporten "Atmosfærisk deposition af kvælstof; målemetoder og modelberegninger".

Hovedrapporten omfatter rapporteringen af de målinger og beregninger som er udført i forbindelse med overvågningsprogrammet. Idet årets tema for rapporten i forbindelse med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram er danske fjorde, er en stor del af vægten i rapporten lagt på estimering af depositionen til de danske fjorde,

vige og bugter. For første gang omfatter rapporten derfor beregninger af kvælstofdepositionen til samtlige danske farvande. Der er foretaget en vurdering af resultaterne i forhold til den tidlige udvikling og de geografiske fordelinger. Endvidere er der foretaget en omfattende sammenligning af modelresultater og målinger. Rapporten omfatter endvidere målinger og beregninger for perioden 1989-95.

Da det foreliggende data-materiale er meget omfattende, er en stor del af de grafiske præsentationer af både målinger og beregninger placeret i bilags-rapporten. Det samme gælder tabeller for beregnede kvælstofdepositioner til de enkelte havområder, fjorde, vige, og bugter. Bilagsrapporten er derfor omfattende.

Følgerapporten "Atmosfærisk deposition af kvælstof; målemetoder og modelberegninger" består af tre særskildte kapitler. Kapitel 1 giver en indføring i de vigtigste processer fra emission til deposition af kvælstofforbindelser i atmosfæren. Kapitel 2 beskriver selve monitoringsprogrammet samt de anvendte metoder ved opsamling og analyse af prøverne. Endelig giver kapitel 3 en generel beskrivelse af ACDEP-modellen (Atmospheric Chemistry and Deposition), som er anvendt ved beregningerne af kvælstofdepositionen.

Sammenfatning

Atmosfæredelen af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram

Nærværende rapport præsenterer resultater for perioden 1989 til 1995 fra atmosfæredelen af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Rapporten beskriver målinger og modelberegninger af luftkoncentrationer og depositionsverdier af de væsentligste kvælstof-forbindelser. Denne del af overvågningsprogrammet udføres af Danmarks Miljøundersøgelser (DMU), Afdeling for Atmosfærisk Miljø (ATMI) som en del af Det atmosfæriske Baggrundsovervågningsprogram.

Rapportens struktur

Dette års rapport består af en hovedrapport, hvor udvalgte resultater er præsenteret og diskuteret samt en bilagsrapport, der viser alle resultater relevante for Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Der er derudover udarbejdet en følgerapport, hvor det teknisk prægede baggrundsmateriale er beskrevet.

Fjorde som tema

Temaet for dette års rapportering er kvælstofbelastning af de danske fjorde, vige og bugter. Derfor er der foretaget beregninger af kvælstofbelastningen ikke alene af danske havområder, men for første gang også til fjorde, vige og bugter.

Måleprogrammet

Måleprogrammet består i 1995 af 6 hovedstationer, hvor der måles atmosfærisk våddeposition af en række forbindelser ved opsamling af nedbør med bulk-opsamlere. Ligeledes er en række forbindelser i gas- og aerosolfase opsamlet med filterpack-opsamler og kvælstofdioxid-opsamler. Prøverne er efterfølgende analyseret i ATMI's laboratorium. De 6 hovedstationer er suppleret med 11 mindre stationer, hvor der kun er opsamlet nedbørsprøver.

Modelberegninger

Målenettet er suppleret med modelberegninger af atmosfærisk deposition af kvælstof til danske havområder, fjorde, vige og bugter udført med ACDEP-modellen (Atmospheric Chemistry and Deposition). Modellen er baseret på simulering af de fysiske og kemiske processer i atmosfæren og anvender meteorologiske data og emissionsopgørelser på europæisk skala som inputdata.

Evaluering af modelresultater

Modelberegningerne er særlig vigtige i dette års rapport, fordi det er den mest egnede måde, hvorved kvælstofdepositionen til fjorde vige og bugter kan estimeres. Derfor er der foretaget en grundig sammenligning mellem målte og beregnede værdier for stationerne ved Tange, Keldsnor og på Anholt for at vurdere størrelsen af usikkerhederne i modelresultaterne.

Tidslig udvikling

For hovedparten af de målte kvælstofforbindelser er der observeret et svagt fald i belastningen af havoverflader i Danmark i perioden 1989 til 1995. Denne periode er relativt kort og der er derfor ikke udført test af den statistiske signifikans af disse fald.

Geografisk fordeling af kvælstofdepositionen i 1995

Den samlede kvælstofdeposition til de danske havområder, fjorde, vige og bugter varierer mellem 0,5 og 1,6 ton N/km² i 1995. Størst er depositionen til fjorde og kystnære områder samt den nordlige del af Nordsøen og den nordvestlige del af Skagerrak. For de to sidstnævnte

te områder skyldes den høje deposition sandsynligvis de relativt store nedbørsmængder her. For fjorde og kystnære områder er den høje deposition forårsaget af beliggenheden tæt ved ammoniakilder. Depositionen til åbne havområder er generelt lidt mindre end 1 ton N/km².

Sammenligning med EMEP-beregninger

De i rapporten præsenterede modelberegninger er sammenholdt med modelberegningerne i EMEP-programmet. Modelberegningerne i EMEP-programmet giver en kvælstofdeposition til åbne danske havområder på mellem 0,4 og 1,0 ton N/km² og i kystnære områder en deposition på mellem 1 og 2 ton N/km². Disse resultater er i pæn overensstemmelse med de her præsenterede resultater.

1 Indledning

Fjorde som tema

Nærværende rapport præsenterer resultater fra atmosfæredelen af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram for 1995 og beskriver målingerne af luftkoncentrationer og depositions-mængder af de væsentligste kvælstofforbindelser. Målingerne udføres af Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Atmosfærisk Miljø som en del af Det atmosfæriske Baggrundsovervågningsprogram. I rapporten for 1995 præsenteres ikke alene målingerne for 1995, men sæsonvariationer og mulige udviklingstendenser diskuteres ud fra målingerne udført i perioden 1989-1995. Endvidere fremlægges resultaterne fra modelberegning af luftkoncentrationer og depositions-mængder for denne periode. Da temaet for dette års rapportering er kvælstofbelastning af de danske fjordområder dækker disse beregninger ikke alene de danske havområder, men inkluderer for første gang også de danske fjorde, vige og bugter. Som udgangspunkt for præsentationen af resultaterne gives først en introduktion til Det atmosfæriske Baggrundsovervågningsprogram og modelberegningerne og dernæst en kort gennemgang af struktureringen af dette års rapportering.

Formål og strategi

Formålet med Det atmosfæriske Baggrundsovervågningsprogram er, dels at beskrive luftforureningen over danske land- og havområder, dels at bestemme den atmosfæriske tilførsel af eutrofierende, forsurende og/eller miljøskadelige stoffer til forskellige økosystemer. Det er hensigten med måleprogrammet, at det skal være landsdækkende, kontinuert og langsigtet. Måleprogrammet beskriver den geografiske og tidsmæssige variation i kvælstofdepositionen i Danmark og giver mulighed for at vurdere årsagerne til disse ændringer. I måleprogrammet arbejdes der hele tiden hen mod at implementere den nyeste viden indenfor atmosfæreforskning. For eksempel suppleres de mange målinger i stadig stigende grad med modelberegninger. Kombinationen af målinger og modelberegninger giver mulighed for at beskrive koncentrationer og depositioner for områder, der er svære at dække v.h.a. målestationer; f.eks havområder. Samtidig hermed kan der opnås en bedre geografisk opløsning og bedre muligheder for at vurdere kilder og årsager til de observerede niveauer og ændringer.

Måleprogrammet

Det atmosfæriske Baggrundsovervågningsprogram består i 1995 af 17 målestationer fordelt over det danske baggrundsområde. Seks af disse er hovedstationer, hvor der måles både luftkoncentrationer og våddeposition, mens de 11 resterende er nedbørsstationer, hvor der udelukkende måles våddeposition (se figur 1.1 og tabel 1.1). Målingerne af våddeposition foretages v.h.a. såkaldte bulk-opsamlere, hvor nedbøren opsamles på halv-månedsbasis. Nedbørsprøverne analyseres efterfølgende i laboratoriet på Afdelingen for Atmosfærisk Miljø bl.a. for deres indhold af ammonium og nitrat. Målingerne af luftens indhold af gasfase og partikelbundne kvælstofforbindelser foretages på døgnbasis v.h.a. NO_2 -opsamlere (kun på Anholt og ved Ulborg) og filterpack-opsamlere (alle hovedstationer). Med NO_2 -opsamleren opkoncentreres luftens kvælstofdioxid på et imprægne-

ret glasfilter og ved den efterfølgende analyse i laboratoriet kan koncentrationen af kvælstofdioxid i luften bestemmes på basis af det opsamlede luftvolumen. Med filterpack-metoden opsamles prøver af gas og partikler på fire filtre i serie, hvorved de forskellige kemiske forbindelser kan separeres fra hinanden. Filtrene analyseres efterfølgende i laboratoriet, og på basis af det opsamlede luftvolumen bestemmes bl.a. luftens indhold af ammoniak i gasfase samt salpetersyre og partikulært bundet ammonium og nitrat. Filterpack-metoden giver imidlertid ikke en fuldstændig separation af salpetersyre og partikulært nitrat. Derfor anvendes i stedet summen af deres koncentrationer, hvilket i det følgende betegnes sum-nitrat.

Målte komponenter

I tillæg til de nævnte kvælstofforbindelser måles en lang række af andre kemiske forbindelser, der er vigtige i andre luftforurenings-sammenhænge og som endvidere bidrager til den nødvendige kvalitetssikring af kvælstofmålingerne; f.eks. foretages analyser af fosfat for at undersøge om prøverne er forurenede med biologisk materiale (fugleklatter m.m.).

Tabel 1.1 Målestationer i Det atmosfæriske Baggrundsovervågningsprogram i 1995. Den geografiske placering er angivet i UTM-32-koordinater (Universal Transverse Mercator Grid). Endvidere angives landskabstype, lokale kilder, hvilke prøveopsamlere, der er på lokaliteten, samt tidspunktet for oprettelse af målestationen.

Stationsnavn	UTM-koordinater x,y	Landskabstype	"lokale" kilder	Prøvetagere ^A	Oprettelses- tidspunkt
Hansted 1	456,6298	hede/kyst	få	2 nedb.	94.04.01
Hansted 2	473,6322	skov/kyst	få	2 nedb.	94.04.01
Husby	447,6239	kyst	få	2 nedb.	88.06.01
Ulborg	465,6239	skov	få	7 nedb., luftp. ^B	85.05.23
Tange	537,6246	skov	landbrug	2 nedb., luftp.	78.10.01
Sepstrup Sande	526,6215	skov/hede	få	2 nedb.	89.06.01
Fanø	464,6136	kyst/skov	få	2 nedb.	95.02.15
Lindet	493,6111	skov	landbrug	4 nedb., luftp.	88.06.01
Anholt	657,6287	kyst	få	10 nedb., luftp. ^B	88.09.15
Samsø	602,6199	kyst	få	4 nedb.	88.11.30
Keldsnor	611,6066	kyst	landbrug	2 nedb., luftp.	78.10.01
Bagenkop	610,6065	kyst/skov	få	2 nedb.	89.06.01
Sjællands Odde	643,6209	kyst	fugle	4 nedb.	88.09.29
Frederiksborg	709,6206	skov	Hillerød by	4 nedb., luftp.	85.05.23
Tystofte	648,6125	landbrug	få	2 nedb.	87.01.01
Almindingen	876,6125	skov	(landbrug)	2 nedb.	89.06.06
Pedersker	880,6113	kyst	få	2 nedb.	89.06.06

A. nedb.: bulk-opsamlere til indsamling af nedbør, luftp.: filterpacks til opsamling af luftprøver.

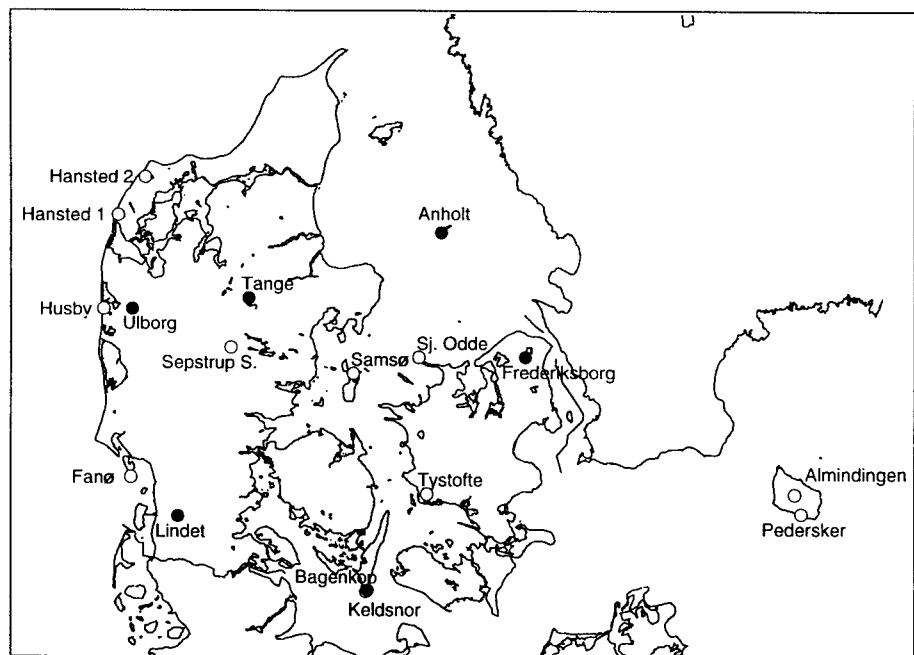
B. Suppleret med NO₂-opsamler.

Internationale forpligtigelser og programmer

Udover anvendelsen af måleresultaterne i forbindelse med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram varetages de danske forpligtigelser i forbindelse med internationale monitoringsprogrammer via Det atmosfæriske Baggrundsovervågningsprogram. Dette drejer sig om følgende tre programmer:

- Det Europæiske Monitorings- og Evalueringsprogram (EMEP), som fokuserer på den grænseoverskridende luftforurening i Europa
- Luftmonitoring under Pariskommissionen (OSPARCOM) til overvågning af luftforureningens belastning af Nordsøen.
- Luftmonitoring under Helsinkikommissionen (HELCOM) til overvågning af luftforureningens belastning af Østersøen.

I forbindelse med disse monitoringsprogrammer stilles krav om måling af en lang række kemiske forbindelser relateret til luftforurening, herunder de i tabel 1.2 opførte.



Figur 1.1 Målestationer i Det atmosfæriske Baggrundsovervågningsprogram. • Hovedstation med nedbørsopsamlere samt gas- og partikelmålinger. ◦ Nedbørsstation med nedbørsopsamlere.

Andre danske programmer

Endvidere indgår en række af målestationerne fra Det atmosfæriske Baggrundsovervågningsprogram i Ionbalanceprogrammet (ledet af Mads F. Hovmand), som er en del af Skov og Naturstyrelsens program for overvågning af skov og naturlokaliteter. Måledata anvendes også i forbindelse med mange af forskningsprojekterne, som udføres af Danmarks Miljøundersøgelser. Til eksempel kan nævnes anvendelsen i forbindelse med udvikling af luftforureningsmodeller, der på basis af emissionsopgørelser, meteorologiske informationer og simulering af de fysiske og kemiske processer i atmosfæren beregner koncentrationer og depositioner af forskellige luftforureningskomponenter. Ved at sammenligne målinger og modelberegninger kan modellerne testes.

Tabel 1.2 Komponenter, der bestemmes i nedbørsprøver (opsamlet over en halv måned) og i gas- og partikelprøver (opsamlet på døgnbasis).

	Nedbørsprøver	Luftprøver
Kvælstofdioxid		X
Ammonium	X	X
Ammoniak		X
Nitrat	X	
Sum-nitrat#		X
Sulfat	X	X
Svovldioxid		X
Klorid	X	X
Natrium	X	X
Magnesium	X	X
Kalium	X	X
Calcium	X	X
Brintioner	X	
Fosfat*	X	
Grundstoffer**		X

Sum-nitrat er summen af luftkoncentrationen af salpetersyre og nitrat. * Fosfat er kun målt semikvantitativt. ** Følgende grundstoffer er målt: Br, Al, Ca, Cl, Cu, Fe, K, Mn, Ni, Pb, S, Se, Si, Sr, Ti, V, Zn.

ACDEP-modellen

I forbindelse med dette års rapportering er der, som tidligere nævnt, udført omfattende modelberegninger af luftkoncentrationer og depositions-mængder v.h.a. ACDEP-modellen (Atmospheric Chemistry and Deposition). Målet hermed er via sammenstilling af måleresultaterne og modelberegningerne at opnå en bedre vurdering af kvælstofbelastningen til de danske hav- og fjordområder. ACDEP-modellen er en trajektoriemodel, hvor luftpakker følges under fire døgn transport frem til et net af receptorpunkter. Under transporten modtager luftpakkerne emissioner, der foregår spredning af luftforureningen i vertikal retning, forbindelserne omdannes kemisk og fjernes ved våd- og tørdeposition. Modellen udregner således koncentrationer, tør- og våddepositionsmængder til et net af gitterfelter på 30 km x 30 km (repræsenteret v.h.a. receptorpunkterne), der dækker de danske hav- og fjordområder. Tidsopløsningen på beregningerne er 6 timer, men i denne sammenhæng udregnes et gennemsnit for hvert døgn. Alt i alt foretages således beregninger af lidt over 300.000 trajektorier til de 212 gitterfelter for hvert beregningsår.

Strukturering af rapportering

Dette års rapportering af atmosfæredelen af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram adskiller sig fra tidligere års rapporter ved at være delt i en hovedrapport, en bilagsrapport og følgerappen "Atmosfærisk deposition af kvælstof; målemetoder og modelberegninger" (Ellermann et al. 1996). Hensigten med denne opdeling har primært været at gøre Hovedrapporten mere overskuelig ved at illustrere de mange måle- og modelresultaterne v.h.a. nogle udvalgte eksempler og overføre hovedparten af selve måle- og modelresultaterne til Bilagsrapporten. Endvidere er størstedelen af det teknisk prægede baggrundsmateriale flyttet til ovennævnte følgerapport, hvor det så til gengæld er blevet udvidet. I de tre kapitler gives en beskrivelse af processerne som styrer kvælstofforbindelsernes cyklus i atmosfæren, metoderne anvendt i monitoringsprogrammet og endelig opbygningen af ACDEP-modellen.

Måleresultater

I selve hovedrapportens kapitel 2 præsenteres først og fremmest resultaterne fra 1995, hvor luftkoncentrationer og våddeposition af de vigtigste kvælstofforbindelser er målt på de mange målestationer. Endvidere inddrages resultater fra målestationerne fra perioden 1989-1994 ved beskrivelse af sæsonvariationer og mulige udviklingstendenser i koncentrationsniveauer og våddepositions-mængder. Resultater fra beregning af tørdeposition til havoverfladerne ved målestationerne beskrives ligeledes. Disse beregninger foretages med ACDEP-modellens tørdepositionsmodul på basis af målingerne.

Modelresultater

I kapitel 3 beskrives beregningerne af depositions-mængderne gældende for de danske hav- og fjordområder. Beregningerne er foretaget med ACDEP-modellen på basis af emissionsopgørelser og simulering af de fysiske og kemiske processer i den nedre troposfære. I kapitlet diskuteres de årlige koncentrationsniveauer og den geografiske fordeling af de forskellige kvælstofforbindelser for 1995. Endvidere præsenteres beregninger for perioden 1989-1995 af tør- og våddepositionen af kvælstofforbindelserne samt fordelingen af disse. Igennem kapitlet fokuseres navnlig på de karakteristiske forskelle mellem forholdene for de åbne havområder og for fjorde, vige og bugter. Resultaterne for havområderne, Limfjorden og Isefjord vises i kapitlet, mens resultaterne for de øvrige fjorde, vige og bugter (se tabel 1.3) er henlagt til Bilagsrapporten.

Sammenligning af model- og måleresultater

I kapitel 4 vurderes modelberegningerne på basis af sammenligning af målingerne udført på de seks hovedstationer og modelberegninger repræsenterende disse hovedstationer. Endvidere diskuteres usikkerheden på modelberegning af kvælstofdepositionen til havområderne via sammenligning mellem modelberegningerne og et simpelt estimat beregnet ud fra observationerne fra målestationerne.

Kvælstof belastning fra atmosfæren

Endelig opsummeres hovedkonklusionerne fra rapporten i kapitel 5, hvor der navnlig fokuseres på bestemmelsen af atmosfærens kvælstofbelastning af de danske hav- og fjordområder.

Tabel 1.3 Overfladearealer (km²) for samtlige havområder, fjorde, vige og bugter, hvortil der er beregnet kvælstofdeposition. Hvor intet andet er anført er der tale om danske farvandsarealer.

Hav- og fjordområder	Overfladeareal	Hav - og fjordområder	Overfladeareal
Augustenborg Fjord	13,70	Nissum Fjord	75,00
Avnø Fjord	41,10	Nordlige Bælthav	3.349,76
Basnæs Nor	9,00	Nordsøen,	48.376,41
Dybsø Fjord	17,50	Norsminde Fjord	1,90
Ebeltoft Vig	84,40	Nyborg Fjord	8,40
Emtekær Nor	0,80	Nykøbing Bugt	12,40
Flensborg Fjord	131,47	Nysted Nor	0,90
Fåborg Fjord	11,80	Nærå Strand	4,80
Gamborg Fjord	10,40	Odense Fjord	60,30
Gamborg Nor	0,20	Præstø Fjord	21,80
Gennør Bugt	4,50	Randers Fjord	21,60
Grådyb	138,00	Ringkøbing Fjord	294,00
Guldborg Bredning	30,30	Risgårde Bredning	48,40
Guldborg Sund	81,70	Roskilde Fjord, nordlige del	72,00
Haderslev Fjord	3,90	Roskilde Fjord, sydlige del	51,00
Halkær Bredning	6,10	Sakskøbing Fjord	21,10
Helnæs Bugt	65,60	Skagerrak	10.122,42
Hjarbæk Fjord	25,00	Skive Fjord	35,20
Holbæk Fjord	14,00	Skælskør Fjord	1,80
Holckenhavn Fjord	0,70	Skælskør Nor	2,30
Holsteinborg Nor	7,00	Stadil Fjord	2,61
Horsens Fjord	46,00	Stavns Fjord	15,60
Isefjord, Inderbredning*	42,00	Stege Bugt	42,00
Isefjord, Yderbredning*	212,60	Stege Nor	5,20
Kalundborg Fjord	79,00	Storebælt	3.654,94
Karrebæk Fjord	14,80	Sydfynske Øhav	389,20
Kattegat, dansk del	14.775,41	Sydlig Bælthav	2.455,35
Kattegat, svensk del	6.858,53	Søndemor	8,90
Keldsnor	1,00	Sønder Åby Bredning	0,28
Kertinge Fjord	8,30	Tempelkrog	4,00
Kolding Fjord	14,70	Thurø Sund	1,30
Korsør Nor	8,00	Tryggelev Nor	0,40
Lammefjord	20,00	Tybrind Vig	10,00
Lillebælt	2.050,80	Vejle Fjord	62,00
Limfjorden**	832,50	Venø Bugt	97,61
Lindelse Nor	6,70	Vålse Vig	7,10
Lovns Bredning	67,30	Øresund, dansk del	1.333,61
Lunkebugten	11,10	Øresund, svensk del	993,26
Mariager Fjord	47,70	Østersøen, østlige del	11.514,11
Nakkebølle Fjord	7,30	Østersøen, vestlige del	3.232,41
Nakskov Fjord	42,70	Åbenrå Fjord	31,20
Nissum Bredning	387,89	Århus Bugt	315,00

*bortset fra Holbæk Fjord, Lammefjord, Nykøbing Bugt og Tempelkrog. **bortset fra Risgårde Bredning, Lovns Bredning, Skive Fjord, Hjarbæk Fjord, Halkær Bredning, Venø Bugt og Nissum Bredning.

2 Måleresultater

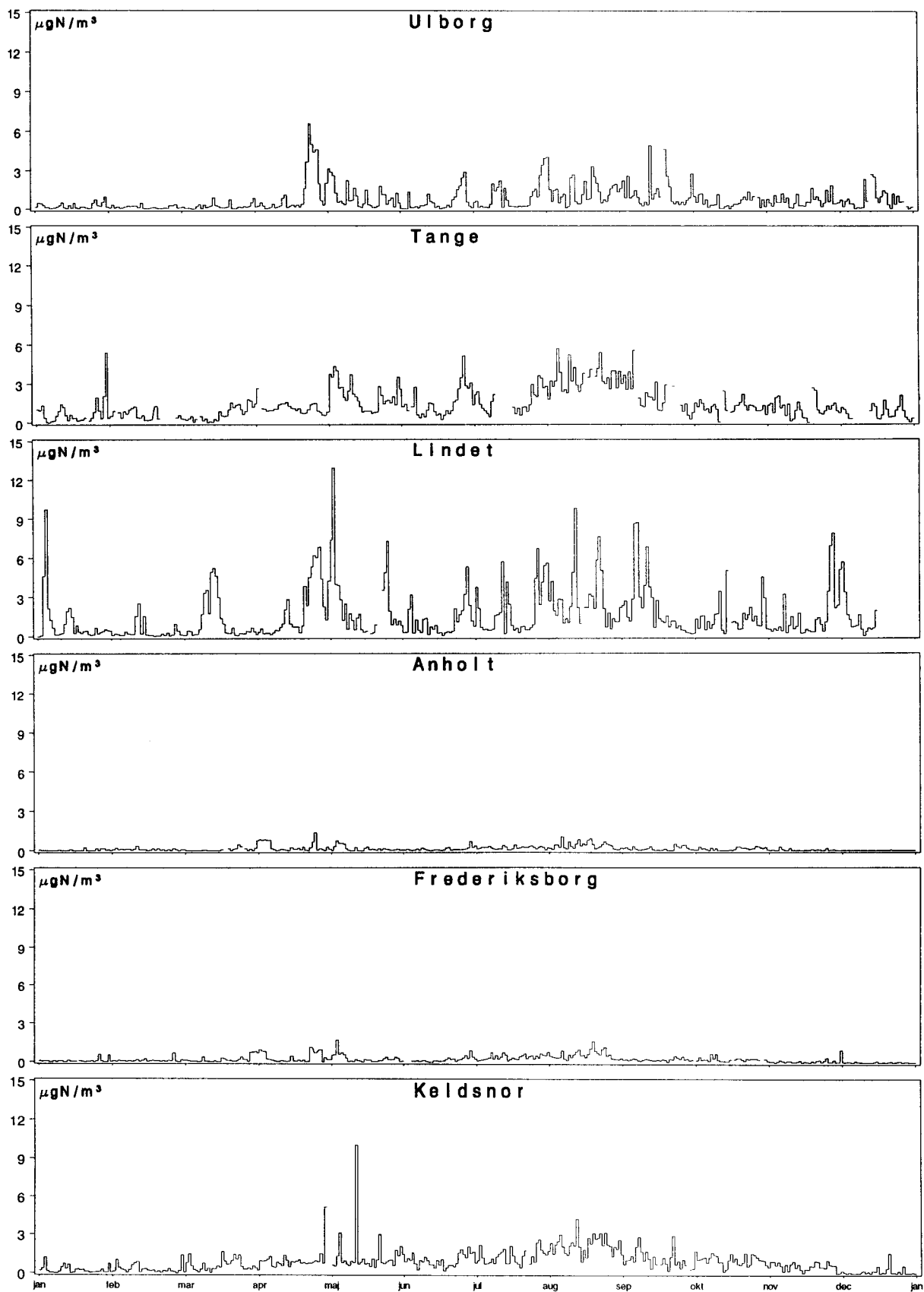
I dette kapitel præsenteres måleresultater for 1995 fra de 17 målestationer; dels vises resultater fra måling af luftens indhold af ammoniak, partikelbundet ammonium, sum-nitrat (salpetersyre + partikelbundet nitrat) og kvælstofdioxid ved de seks hovedstationer og dels vises resultater fra måling af våddeposition af ammonium og nitrat ved de seks hovedstationer og de 11 nedbørsstationer. Udfra dette års resultater og tidligere rapporterede resultater fra perioden 1989-1994 diskuteres årstidsvariationer og udviklingstendenser i koncentrationsniveau og våddepositions mængde. Da datamaterialet er stort vises kun illustrationer af udvalgte resultater; primært fra målestationerne på Anholt, ved Tange og ved Keldsnor. Det samlede materiale præsenteres i Bilagsrapporten.

I kapitlet præsenteres endvidere resultater fra beregning af tørdeposition og den samlede deposition af de ovennævnte kvælstofforbindelser. Disse beregninger foretages kun for den del af depositionen, som foregår til vandoverflader, idet nærværende rapport fokuserer på kvælstofdepositionen til de danske farvande, fjorde, vige og bugter. Derfor præsenteres kun tørdepositions beregninger til havområderne ved hovedstationerne på Anholt og ved Keldsnor, som begge er placeret i kystområder. Selve beregningerne af tørdepositionen er udført med ACDEP-modellens tørdepositionsmodul (se Ellermann et al. 1996, kapitel 3) på basis af målingerne fra disse målestationer.

2.1 Koncentrationer af kvælstofgasser og partikulært bundet kvælstof

*Filterpack og
NO_x-opsamlere*

På de seks hovedstationer (Anholt, Frederiksborg, Keldsnor, Tange, Ulborg og Lindet) måles døgnmiddelværdier af luftens indhold af ammoniak, partikelbundet ammonium og sum-nitrat v.h.a. filterpack-metoden. Ved denne metode opsamles luftens indhold af en række forskellige kemiske forbindelser selektivt på en stribe filtre; h.h.v. et partikelfilter og tre filtre imprægneret med respektiv natriumfluorid, kaliumhydroxid og oxalsyre. Metoden kan ikke på tilfredsstillende vis separere salpetersyre og partikelbundet nitrat. Derfor angives disse samlet under betegnelsen sum-nitrat, som tidligere nævnt. Fordelingen mellem salpetersyre og partikelbundet nitrat varierer med årstiden og de meteorologiske forhold, men normalt udgør salpetersyre mindre end 17 % af sum-nitrat (baseret på data fra Hovmand et al. 1993). Den manglende adskillelse mellem de to forbindelser giver selvfølgelig et mindre detaljeret billede af kvælstoffordelingen i den nedre atmosfære, men for nuværende har bedre metoder ikke været til rådighed, idet disse er langt mere ressourcekrævende. På Anholt og Ulborg måles endvidere døgnmiddelværdier af luftens indhold af kvælstofdioxid v.h.a. NO₂-opsamlere, der er baseret på opsamling af kvælstofdioxid på et glasfilter imprægneret med en opløsning af iodid og arsenit. En mere detaljeret gennemgang af de to metoder og de tilhørende analyser findes i Ellermann et al. (1996, kapitel 2).



Figur 2.1 Døgnmiddelværdier af koncentrationen af ammoniak på de seks hovedstationer i 1995.

2.1.1 Ammoniak

Døgnmiddelværdier

Døgnmiddelværdier af koncentrationen af ammoniak i 1995 vises for de seks hovedstationer i figur 2.1. I lighed med tidligere år observeres store variationer fra målestation til målestation både hvad angår koncentrationsniveau og tidslig variation. Dette hænger sammen med, at den målte ammoniak især stammer fra lokale kilder; d.v.s. primært fra afdampning fra husdyrgødning.

Koncentrationsniveauer

Koncentrationsniveauerne af kvælstofforbindelserne på de seks hovedstationer er angivet i tabel 2.1, hvor årsmiddelværdierne af døgnmålingerne er opført sammen med 98 %-fraktilen. Det højeste koncentrationsniveau af ammoniak ($1,6 \mu\text{g N/m}^3$) observeres på målestationen ved Lindet, som er stærkt påvirket af emissioner fra lokale landbrug. Den høje værdi for 98 %-fraktilen ($7,6 \mu\text{g N/m}^3$) afspejler tydeligt den tætved liggende svinestald. Målestationerne ved Tange, Ulborg og Keldsnor er ligeledes præget af de omkringliggende landbrug; dog ses lidt lavere koncentrationer end ved Lindet. Målestationerne ved Frederiksborg og på Anholt ligger langt fra lokale landbrug, hvilket resulterer i meget lave koncentrationer med årsmiddelværdier på respektiv 14 % og 9 % af koncentrationerne målt ved Lindet.

Tabel 2.1 98 %-fraktil og årsmiddelværdi for døgnmålinger af ammoniak, ammonium, sum-nitrat og kvælstofdioxid på de 6 hovedstationer i 1995. Enhederne i tabellen er $\mu\text{g N/m}^3$.

	Ammoniak		Ammonium		Sum-nitrat		Kvælstofdioxid	
	98 %	Middel	98 %	Middel	98 %	Middel	98 %	Middel
Lindet	7,6	1,6	7,7	1,9	4,9	1,1	-	-
Tange	4,4	1,4	7,1	1,8	4,5	0,99	-	-
Keldsnor	3,0	0,92	8,9	2,3	4,8	1,2	-	-
Ulborg	4,0	0,77	6,7	1,7	4,3	1,0	8,3	2,0
Anholt	0,80	0,14	6,8	1,5	3,9	0,95	8,5	2,3
Frederiksborg	0,95	0,22	6,5	1,6	3,2	0,86	-	-

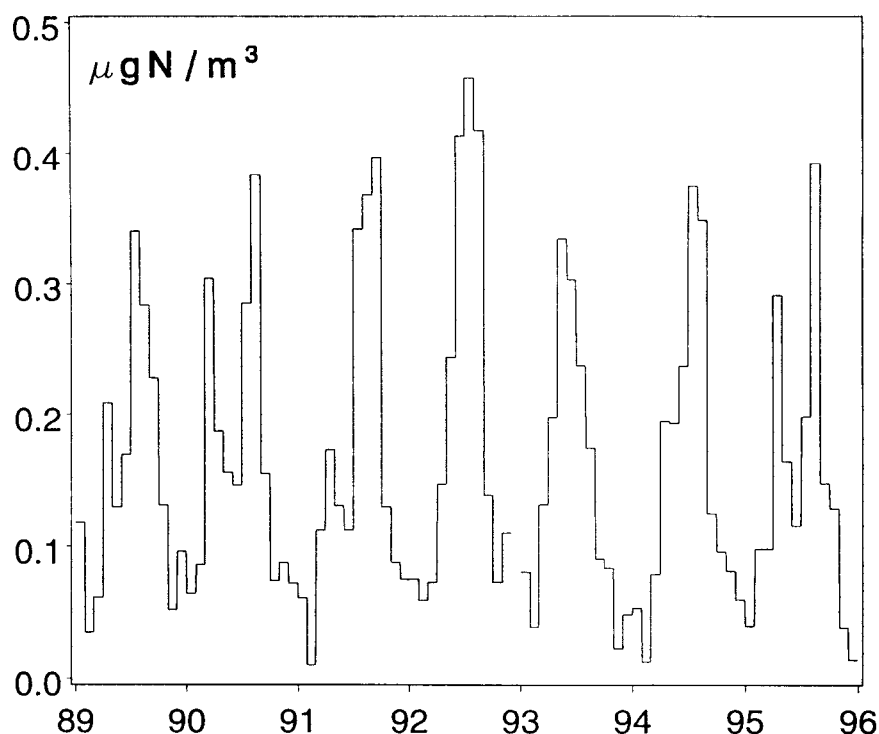
Sæsonvariationer

Månedsmiddelværdier af koncentrationen af ammoniak ved målestationen på Anholt vises i figur 2.2 for perioden 1989-1995. Som illustreret i figuren er månedsmiddelkoncentrationerne højest i perioden fra marts til oktober, hvilket hænger sammen med udbringningen af husdyrgødning, som finder sted i denne periode. Inden for perioden ses ofte høje koncentrationer i forårs- og efterårsmånederne adskilt af en måned eller to med betydeligt mindre koncentrationer. Dette afspejler formentligt, at udbringningen af husdyrgødning oftest foregår i løbet af foråret og efter høst.

År til år variation

Udviklingstendensen for årsmiddelværdierne af ammoniakkoncentrationen for perioden 1989 til 1995 illustreres i figur 2.3 for målestationerne på Anholt, ved Tange og ved Keldsnor. Som det fremgår af figuren er der ligesom for døgnmiddelværdierne store variationer fra målestation til målestation. For Anholt er årsmiddelværdierne stort set uændrede, for Tange observeres et svagt fald og for Keldsnor ses et tydeligt maksimum i 1993. Årsmiddelværdierne for Lindet og Fre-

deriksborg er stort set uændrede (data ikke vist), mens årsmiddelværdien for Ulborg stiger markant; d.v.s. der observeres en stigning fra $0,48 \mu\text{g N}/\text{m}^3$ i 1989 til $0,77 \mu\text{g N}/\text{m}^3$ i 1995. De store variationer fra målestation til målestation viser tydeligt, at udviklingstendenserne primært er bestemt af de lokale forhold, herunder navnlig landbrugspraksis i området. En generel nedgang i koncentrationsniveauet kunne ellers forventes ud fra de danske og europæiske emissionsopgørelser for ammoniak. Fra 1989 til 1995 er emissionen ifølge de officielle danske emissionsopgørelser faldet med ca. 13 % i Danmark (Mylona 1996). For resten af Europa viser EMEP's emissionsopgørelse et tilsvarende fald på ca. 15 % (Mylona 1996).

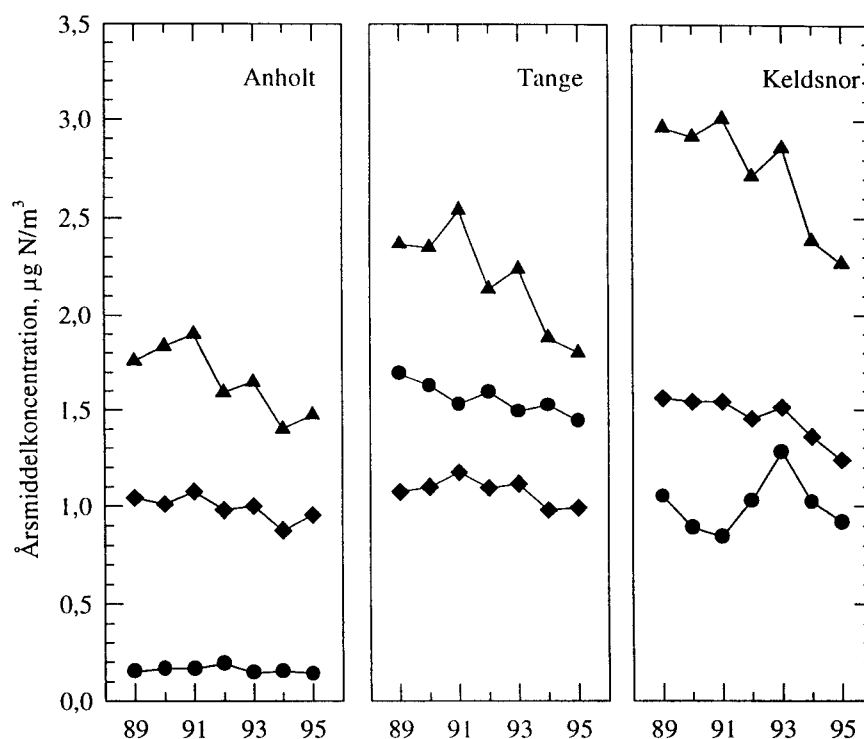


Figur 2.2 Månedsmiddel-koncentration af ammoniak på Anholt i perioden 1989 til 1995.

2.1.2 Partikulært bundet ammonium

Ammoniak omdannes i atmosfæren til forskellige partikelbundne ammoniumsalte. Døgnværdierne af den partikelbundne ammonium vises på figur 2.4. I modsætning til resultaterne for ammoniak, som er kilden til ammonium, viser døgnmiddelværdierne en tydelig korrelation mellem de seks hovedstationer; d.v.s. episoder med høje døgnmiddelværdier falder i reglen samtidigt på alle stationerne. Koncentrationsniveauerne ligger også på samme niveau for de forskellige målestationer. Årsagen til denne jævne geografiske fordeling af døgnværdierne er, at størstedelen af den målte ammonium er transporteret til Danmark fra Centraleuropa (Hovmand et al. 1993, Skov et al. 1994) og under transporten jævnes koncentrationsforskellene ud som følge af luftmassernes opblanding.

Døgnmiddelværdier



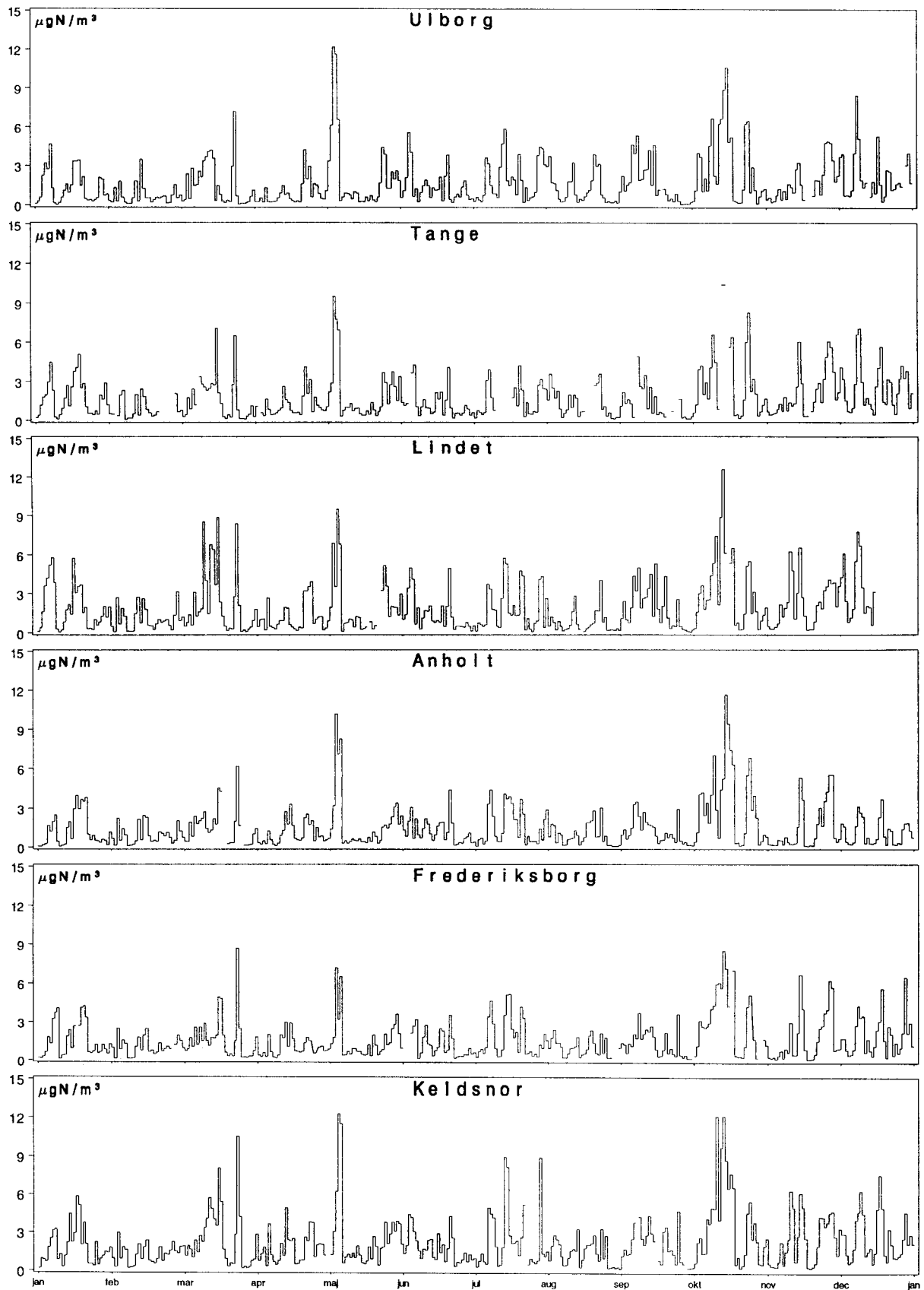
Figur 2.3 Årsmiddelværdierne af koncentrationerne af ammoniak (●), partikelbundet ammonium (▲) og sum-nitrat (◆) på målestationerne på Anholt, ved Tange og ved Keldsnor.

Koncentrationsniveauer

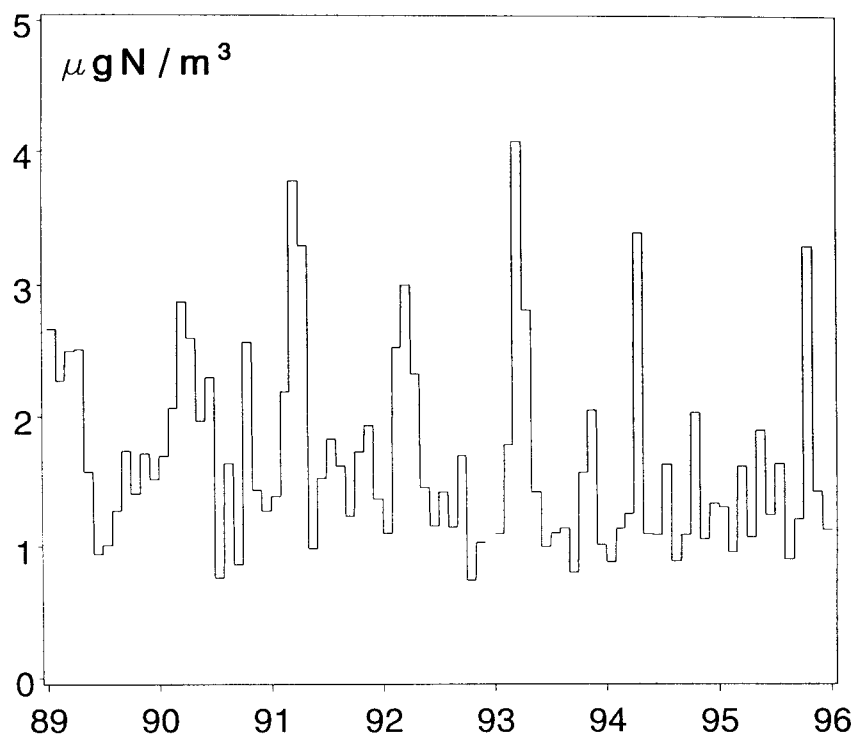
Den jævne geografiske fordeling af koncentrationerne af partikulært ammonium fremgår ligeledes af årsmiddelværdierne og 98 % fraktillerne for de seks hovedstationer. Årsmiddelværdierne varierer kun fra 1,5 til 2,3 $\mu\text{g N/m}^3$ og 98 % fraktilen fra 6,5 til 8,9 $\mu\text{g N/m}^3$ (se tabel 2.1). På trods af den jævne geografiske fordeling observeres en syd-nord-gående gradient i årsmiddelværdierne med de højeste koncentrationer målt på den sydligste målestation ved Keldsnor (2,3 $\mu\text{g N/m}^3$) og den laveste koncentration på den nordligste målestation på Anholt (1,5 $\mu\text{g N/m}^3$). Dette afspejler indflydelsen fra de store områder med høje ammoniakemissioner i Centraleuropa (Mylona 1996).

Sæsonvariation

Et eksempel på sæsonvariationen af koncentrationerne af partikelbundet ammonium ses på figur 2.5, hvor månedsmiddelværdierne for Anholt er vist for perioden 1989-1995. Månedsmiddelværdierne udviser for de første seks år en tydelig sæsonvariation med maksimum i det tidlige forår. Forklaringen herpå er formentlig dels sæsonvariationerne for emission af ammoniak i Centraleuropa og dels, at omdannelsen af ammoniak til ammonium er associeret med tilstedeværelsen af sure partikler, hvor navnlig sulfatholdige partikler spiller en stor rolle. De høje månedsmiddelværdier af partikulært ammonium korrelerer således med høje månedsmiddelværdier af partikulært bundet sulfat (se Bilagsrapporten). Endvidere har de meteorologiske forhold stor betydning, idet de høje koncentrationer af partikulært ammonium er forbundet med transport af luftmasser fra Centraleuropa til Danmark.



Figur 2.4 Døgnmiddelværdier af partikulært bundet ammonium på de seks hovedstationer i 1995.



Figur 2.5 Månedsmiddelværdier af koncentrationen af partikulært ammonium på Anholt fra 1989 til 1995.

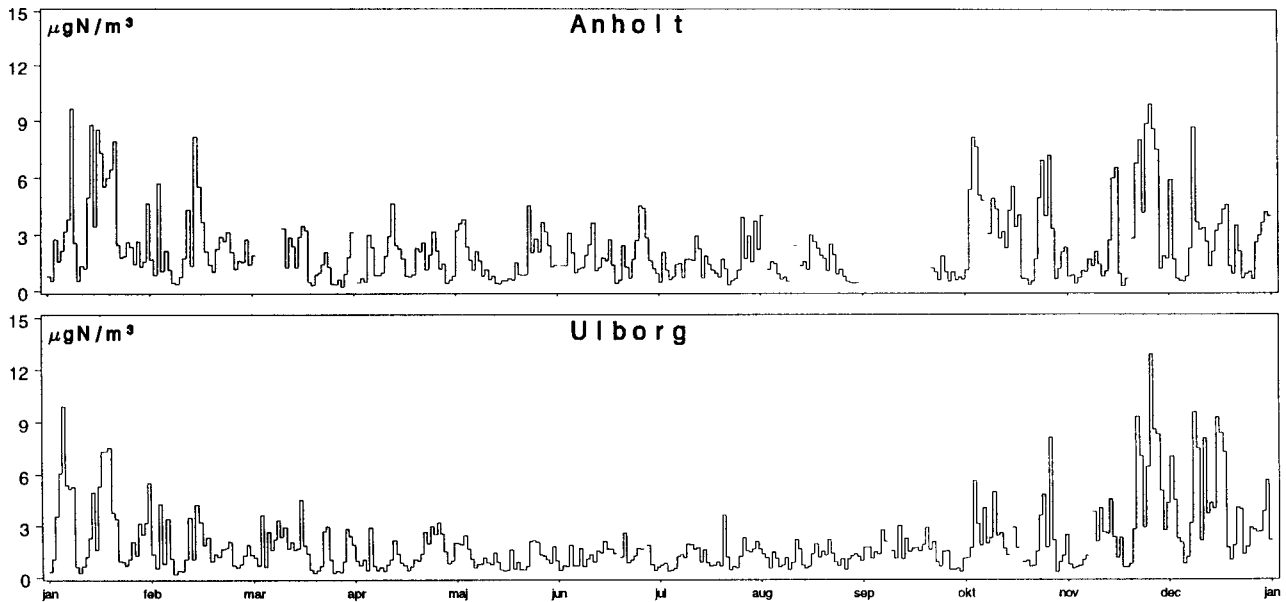
År til år variation

Årsmiddelværdierne for perioden 1989-1995 af partikulært ammonium for målestationerne på Anholt, ved Tange og ved Keldsnor vises i figur 2.3. På alle målestationerne observeres stort set samme udvikling med svagt stigende årsmiddelværdier de tre første år, hvorefter årsmiddelværdierne aftager med 20-30 % i perioden 1991-1995. Variationen fra år til år afhænger selvfølgelig af de meteorologiske forhold, men det observerede fald i årsmiddelværdierne for ammonium følger ændringerne angivet i EMEP's emissionsopgørelser for ammoniak i Centraleuropa. Emissionen af ammoniak for Holland og Tyskland er således i følge opgørelserne faldet med ca. 25 % i perioden fra 1989 til 1994 (Mylona 1996).

Koncentrationsniveauer

2.1.3 Kvælstofdioxid

I Danmark kommer 5-10 % af atmosfærens kvælstofdioxid fra emission fra forbrændingsprocesser (biler, kraftværker etc). De resterende 90-95 % af kvælstofdioxiden dannes i atmosfæren via den hurtige reaktion mellem ozon og kvælstofmonoxid, som ligeledes emitteres i forbindelse med forbrændingsprocesser (se Ellermann et al. 1996, kapitel 1). Kvælstofdioxid deponeres ikke i nævneværdig grad til vandoverflader, men kvælstofdioxid er den primære kilde til dannelse af salpetersyre i atmosfæren. For at forstå omdannelsen af kvælstofforbindelserne i atmosfæren er det derfor vigtigt at monitorere koncentrationen af kvælstofdioxid. I 1995 blev kvælstofdioxid målt på Anholt og ved Ulborg. Døgnmiddelværdierne viser i store træk en tidlig korrelation ligesom koncentrationsniveauerne er praktisk taget identiske (se figur 2.6). De ens koncentrationsniveauer fremgår også af årsmiddelværdierne og 98 % fraktilen for de to stationer (se tabel 2.1).



Figur 2.6 Døgnmiddelværdier af koncentrationen af kvælstofdioxid på målestationerne på Anholt og ved Ulborg i 1995.

Sæsonsvariation

Det fremgår af månedsmiddelværdierne af koncentrationen af kvælstofdioxid i perioden 1989 til 1995 fremgår det, at koncentrationen er højest i vintermånederne (se figur 2.7). Der er mange årsager hertil. En af årsagerne er sæsonvariationerne for emissionerne af kvælstofoxider; d.v.s. om vinteren i fyringssæsonen emitteres mere kvælstofmonoxid til atmosfæren end om sommeren. Den emitterede kvælstofmonoxid omdannes hurtigt til kvælstofdioxid via reaktion med ozon. Ozonkoncentrationen er godt nok lavere om vinteren end om sommeren, men ozon er oftest i overskud i forhold til kvælstofmonoxid og er derfor ikke en begrænsende faktor. En anden årsag til kvælstofdioxids sæsonvariation er den langsommere kemiske omdannelse af kvælstofdioxid om vinteren end om sommeren. Endelig er den langsommere vertikale opblanding og den lavere grænselags-højde om vinteren end om sommeren medvirkende årsager til observation af højere koncentrationer om vinteren end om sommeren.

År til år variation

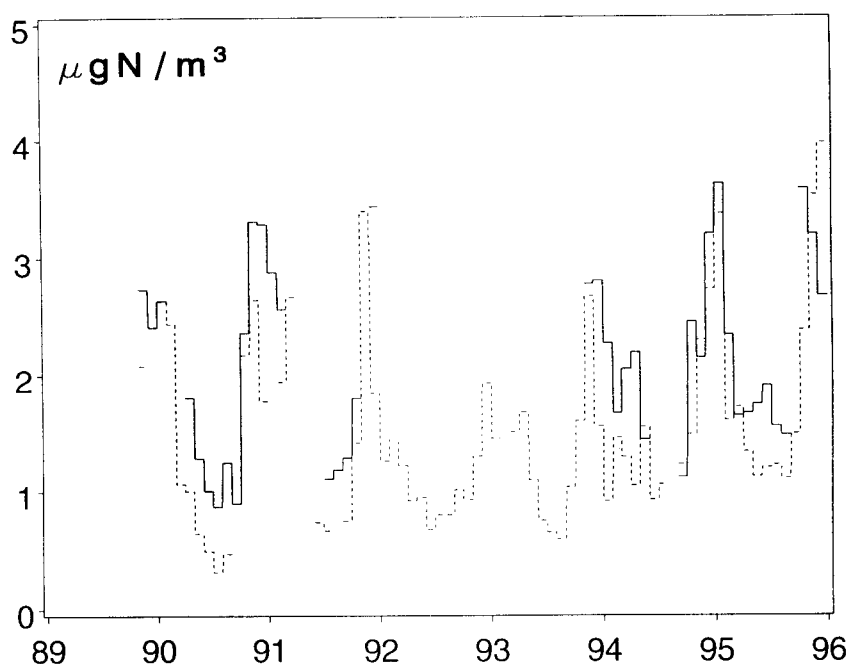
Talmaterialet for årsmiddelværdierne af kvælstofdioxid på målestationerne på Anholt og ved Ulborg er begrænset. Derfor er det på nuværende tidspunkt ikke muligt at vurdere den tidlige udvikling.

2.1.4 Sum-nitrat

Døgnmiddelværdier

Sum-nitrat består som nævnt af summen af salpetersyre i gasfase og partikulært bundet nitrat. Hovedparten af sum-nitrat udgøres dog af partikulært bundet nitrat, således at de tidlige variationer og koncentrationsniveauer primært afspejler forholdene for partikulært nitrat. Døgnmiddelværdierne af sum-nitrat i 1995 vises på figur 2.8 for de seks hovedstationer. På figuren ses en ensartet tidlig variation og ens koncentrationsniveauer, hvilket indikerer en jævn fordeling af sum-nitrat i det danske baggrundsområde. Ved sammenligning mellem døgnmiddelværdier af partikulært ammonium og sum-nitrat

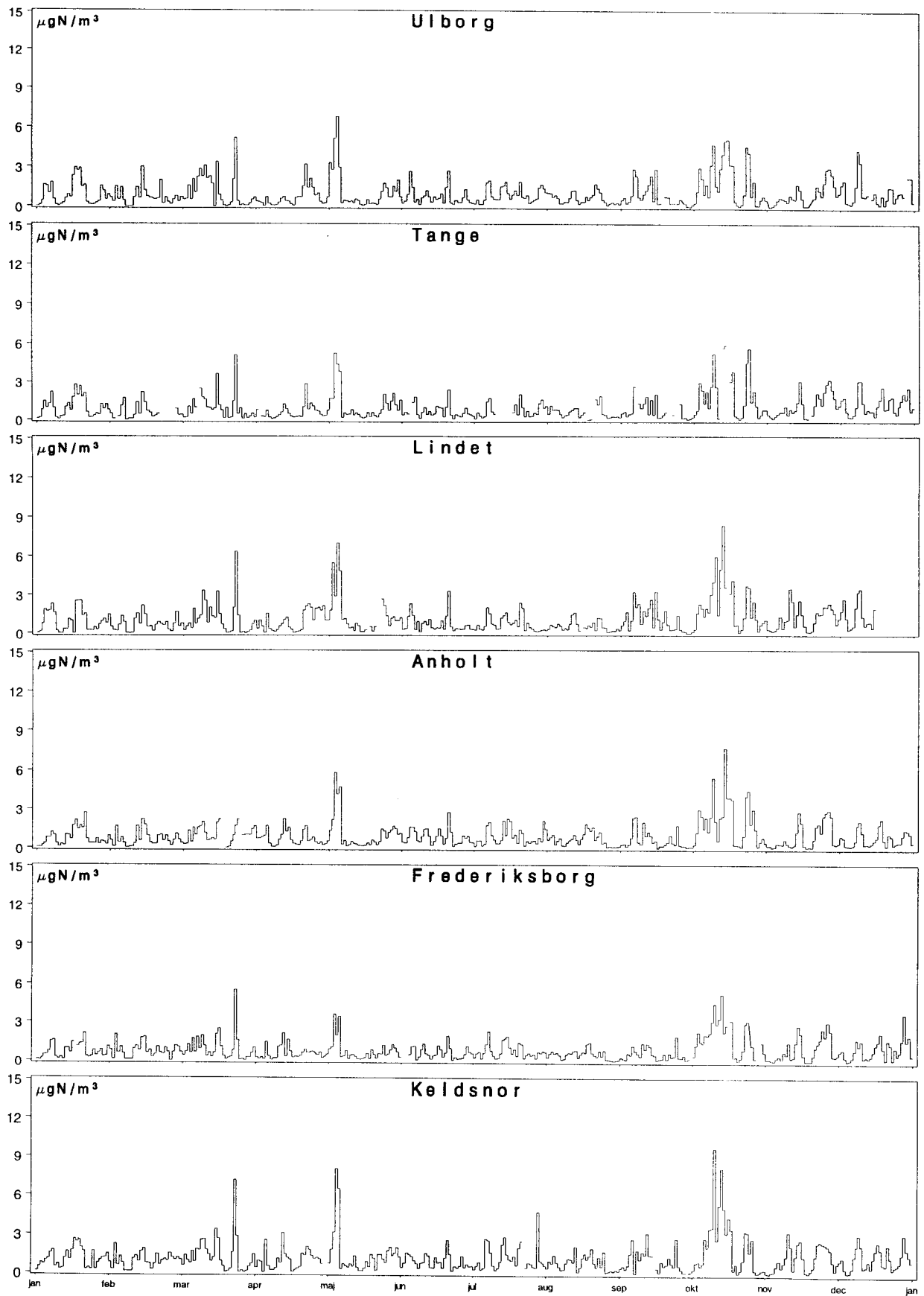
ses endvidere at disse har den samme tidslige variation. Baggrunden herfor er, at den målte sum-nitrat og den partikulært bundne ammonium er knyttet til partikler i de samme luftmasser. Den jævne fordeling af sum-nitrat i Danmark skyldes derfor ligeledes, at den målte sum-nitrat stammer fra langtransport fra de store emissionsområder i Centraleuropa. For koncentrationsniveauerne ses, som for partikulært ammonium, en gradient gående fra syd mod nord. Således observeres den højeste årsmiddelværdi for døgnmålingerne på målestationen ved Keldsnor ($1,2 \mu\text{g N/m}^3$) og de laveste på målestationerne på Anholt ($0,95 \mu\text{g N/m}^3$) og ved Frederiksborg ($0,86 \mu\text{g N/m}^3$).



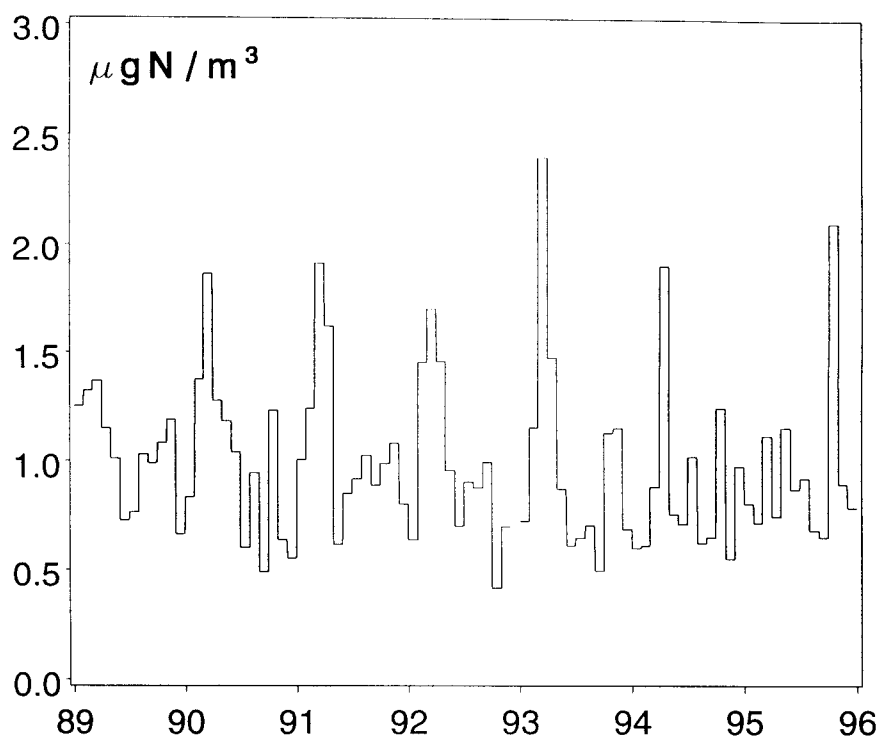
Figur 2.7 Månedsmiddelkoncentrationer af kvælstofdioxid på Anholt (—) og Ulborg (·····) fra 1989 til 1995.

Sæsonvariationer

De højeste koncentrationer af sum-nitrat observeres i det tidlige forår (se figur 2.9), hvilket er det samme mønster som for partikulært bundet ammonium. Dette er også forventeligt på basis af det tidlige sammenfald, som blev observeret mellem døgnmiddelværdierne. Sæsonvariationen af månedsmiddelværdierne af sum-nitrat beror derfor ligeledes primært på sæsonvariationen for dannelse og langtransport af partiklerne. Endvidere er det selvfølgelig vigtigt, at der kan dannes tilstrækkeligt med salpetersyre, der dels udgør den ene del af sum-nitrat og dels er kilde til dannelsen af partikulært nitrat, som er den anden del af sum-nitrat. Salpetersyre dannes ved reaktion mellem kvælstofdioxid og hydroxylradikalet, som dannes fotokemisk og derfor kun ved tilstedeværelsen af sollys (se Ellermann et al. 1996, kapitel 1). Kvælstofdioxidkoncentrationen har maksimum i vintermånederne, og en stigende dannelse af salpetersyre kan derfor forventes i løbet af perioden, på grund af den stigende fotokemiske aktivitet; d.v.s. øget solindstråling, der bevirker, at kvælstofdioxid hurtigere bliver oxideret til salpetersyre.



Figur 2.8 Døgnmiddelværdier af sum-nitrat for de seks hovedstationer for 1995.



Figur 2.9 Månedsmiddelværdier af sum-nitrat på Anholt fra 1989 til 1995.

År til år variation

År til år variationen af årsmiddelværdierne af sum-nitrat vises i figur 2.3 for hovedstationerne på Anholt, ved Tange og ved Keldsnor. For disse tre målestationer observeres et fald i årsmiddelværdien, omend der kun er tale om en svag tendens for resultaterne fra Anholt og Tange. For de øvrige hovedstationer observeres også et svagt fald i årsmiddelværdierne målt ved Lindet og Frederiksborg, mens der ved Ulborg stort set ikke ses nogen ændring i niveauet (data ikke præsenteret). Årsagen til det svage fald, som observeres på de fleste af hovedstationerne, skal formentligt findes i emissionerne af kvælstofoxider, der er kilde til dannelse af salpetersyre. Ifølge EMEP's emissionsopgørelser er Europas emission af kvælstofoxider faldet med ca. 20 % for perioden fra 1989 til 1995, mens emissionen i Danmark er stort set uforandret. Dog ses en ca. 15 % højere emission i Danmark i 1991 (Mylona 1996). Tolkningen af ændringerne i årsmiddelværdierne af sum-nitrat skal dog vurderes med forsigtighed, da ændringerne fra år til år kan være lige så store som tendensen for hele perioden.

2.2 Våddeposition

Måling af våddeposition

Våddepositionen af kvælstofforbindelserne er i 1995 målt på de seks hovedstationer og de elleve nedbørsstationer. Den geografiske fordeling af målestationerne og naturtyperne omkring målestationerne fremgår af figur 1.1 og tabel 1.1. Våddepositionen af kvælstofforbindelserne bestemmes v.h.a. de såkaldte bulk-opsamlere, hvor nedbøren opsamles på halvmånedsbasis og efterfølgende analyseres for indholdet af nitrat og ammonium (se Ellermann et al. 1996, kapitel 2). I tabel 2.2 angives den månedlige våddeposition af kvælstof målt på de seks hovedstationer og i tabel 2.3 angives den totale årlige vådde-

position af kvælstof for samtlige 17 målestationer samt bidraget fra våddeposition af ammonium og nitrat. Til sammenligning vises endvidere de årlige nedbørsmængder for de forskellige målestationer.

Estimering af manglende værdier

I de tilfælde, hvor der mangler depositionsresultater, for eksempel p.gr.a. kontaminering af nedbørsprøverne, er våddepositionen estimeret fra den målte koncentration i nedbøren på den tættest placerede målestation. I de tilfælde, hvor der ikke er nogen repræsentativ station i nærheden, er koncentrationen for den manglende måned estimeret udfra koncentrationen målt i måneden forinden. Våddepositionen er herefter beregnet ved at multiplicere den estimerede koncentration med nedbørsmængden målt på den aktuelle målestation.

Tabel 2.2 Den månedlige våddeposition af kvælstof på de 6 hovedstationer i 1995. Enhederne er kg N/km².

	Lindet	Tange	Keldsnor	Ulborg	Anholt	Frederiksborg
jan.	61,0	73,5	57,0	62,3	62,1	54,8
feb.	119,9	68,4	54,9	76,4	64,5	70,7
mar.	113,2	74,1	58,3	107,1	68,2	84,8
apr.	49,3	41,1	57,8	34,5	52,9	54,3
maj	93,2	*96,4	95,7	55,4	96,3	105,9
jun.	97,2	*56,8	67,6	88,6	49,3	92,3
jul.	73,0	72,5	*83,7	37,9	58,6	69,0
aug.	65,8	34,9	58,6	20,0	37,5	57,3
sep.	149,9	81,2	54,9	75,0	*46,4	139,9
okt.	86,7	43,2	52,9	130,1	87,1	53,9
nov.	104,4	82,0	35,1	63,1	46,4	69,8
dec.	26,0	11,2	51,3	23,4	20,3	17,0
årligt	1039,6	735,3	727,8	773,8	689,6	869,7

* indeholder en værdi estimeret fra nærmeste station eller fra nedbøren i den foregående måned.

Niveauer

Af tabel 2.3 fremgår, at våddepositionen stort set er ligeligt fordelt mellem ammonium og nitrat, og at våddepositionen generelt er lidt lavere på målestationerne i kystområderne (Anholt, Fanø, Hansted, Husby, Keldsnor, Sjællands Odde, Pedersker og Samsø) end på målestationerne inde i landet (Almindingen, Frederiksborg, Lindet, Sepstrup Sande, Tange, Tystofte og Ulborg). På de danske målestationer ved kysten måltes en årlig våddeposition af ammonium på 293-403 kg N/km² og af nitrat på 274-429 kg N/km². Til sammenligning måltes på målestationerne inde i landet en årlig våddeposition af ammonium på 356-602 kg N/km² og af nitrat på 335-449 kg N/km².

Geografisk- og tidsligvariation

Endvidere observeres store forskelle i mængden af våddeponeret kvælstof fra målestation til målestation og fra måned til måned (se tabel 2.2 og 2.3). Dette skyldes, at det er nedbørsmængden, der er den væsentligste faktor for våddepositions mængden, og at nedbøren kan variere kraftigt både m.h.t. tidslig og geografisk fordeling. Det generelle billede er, at jo mere nedbør der falder, jo større er vådde-

positions­mængden. Der er dog ikke direkte proportionalitet mellem nedbørsmængden og våddepositionsmængden. Årsagen hertil er, at våddepositionsmængden også afhænger af, hvor meget kvælstof der bliver optaget i skydråberne under deres dannelse, og mens de regner ud. Optaget af kvælstof er igen bestemt af gasfasens indhold af ammoniak, salpetersyre og partikelbundet ammonium og nitrat. Intensiteten og varigheden af nedbøren spiller ligeledes ind. For de meget vandopløselige kemiske forbindelser (f.eks. salpetersyre og ammoniak) observeres typisk højst våddepositionsmængde i begyndelsen af nedbøren, hvorefter våddepositionsmængden aftager efterhånden som luften "renses" for de pågældende kemiske forbindelser.

Tabel 2.3 Våddeposition af ammonium og nitrat på samtlige målestationer i 1995. Endvidere angives den totale mængde våddeponeret kvælstof og den årlige nedbørsmængde.

	Ammonium kg N/km ²	Nitrat kg N/km ²	Total mængde kg N/km ²	Nedbør mm
Almindingen*	520	449	969	670
Anholt*	315	375	690	582
Fanø**	372	429	801	597
Frederiksborg	477	392	869	582
Hansted*	293	335	628	667
Husby*	393	398	792	638
Keldsnor*	394	334	728	495
Lindet	602	438	1040	723
Sjællands Odde*	403	314	717	416
Pedersker*	392	313	705	517
Samsø*	358	274	632	494
Sepstrup Sande	494	409	903	736
Tange*	401	335	736	621
Tystofte	356	379	735	695
Ulborg	399	375	774	750

* Våddepositionen indeholder en eller flere værdier estimeret fra koncentrationen på nærmeste målestation eller koncentrationen i nedbøren i den foregående måned.
 **Nedbørsmængden og våddepositionen er overført fra Rømø i de første tre halv­måned­perioder.

Syd-nord-gående gradient

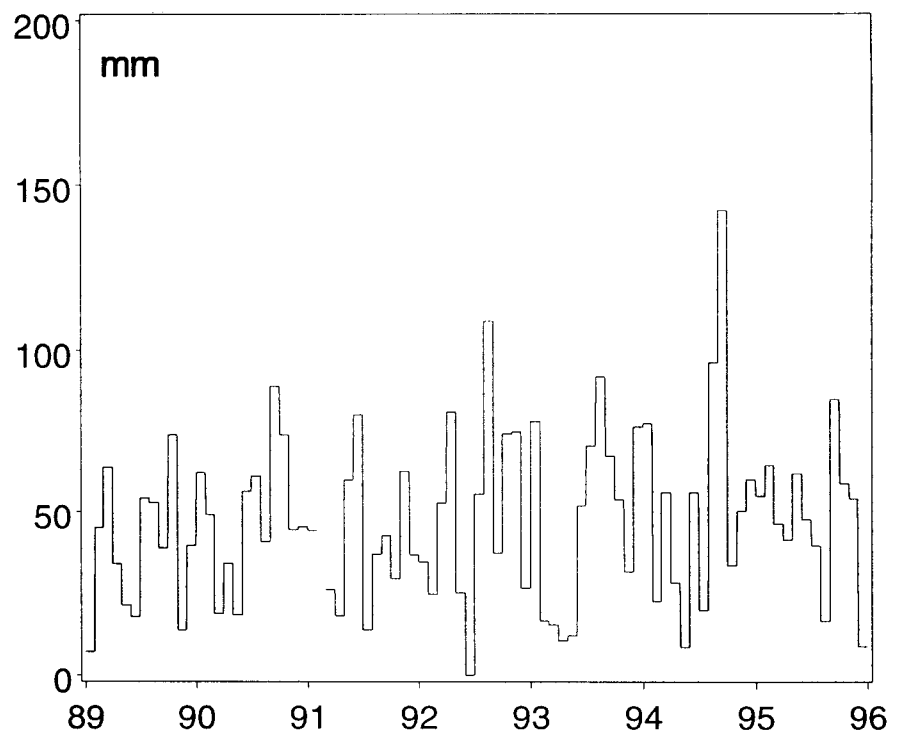
Våddepositionens afhængighed af luftens indhold af kvælstofforbindelser kan ses udfra den gennemsnitlige kvælstofkoncentration i nedbøren; d.v.s. den samlede årlige våddeposition af kvælstof divideret med nedbørsmængden. Baseret på resultaterne fra målestationerne ses en tydelig gradient med de højeste kvælstofkoncentrationer i nedbøren i syd og den laveste i nord. Til eksempel observeres i Vestdanmark koncentrationer i nedbøren på 1,34-1,44 µg N/ml på Fanø og ved Lindet, 1,03-1,24 µg N/ml ved Husby, Ulborg, Sepstrup Sande og Tange og endelig 0,94 µg N/ml ved Hansted. Tilsvarende syd-nord-gående gradient ses for luftens indhold af partikulært bundet ammonium og sum-nitrat.

Sæsonvariation

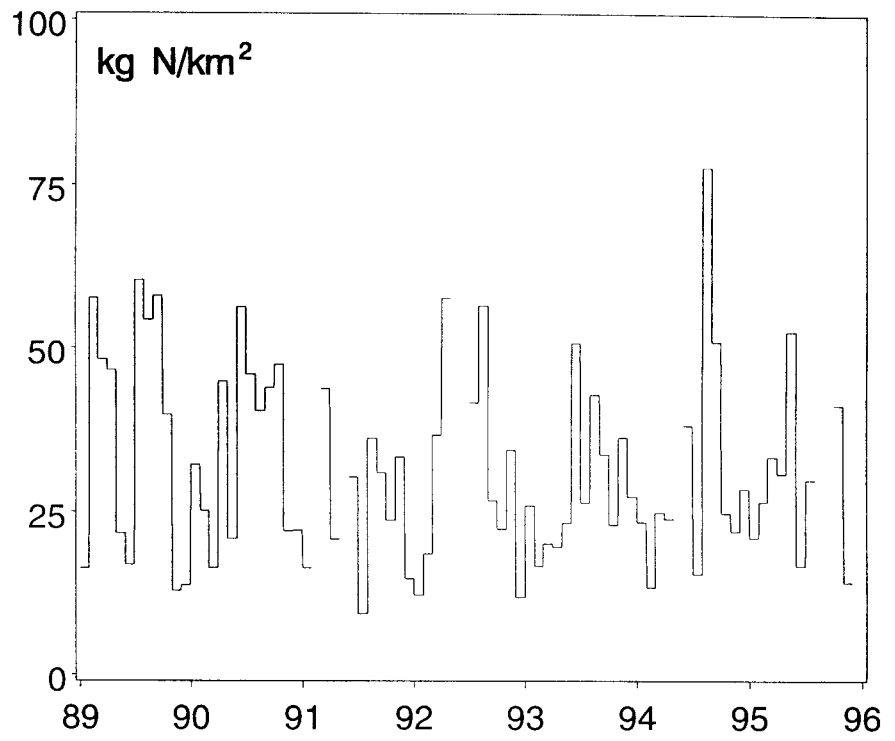
Mængden af nedbør på en given lokalitet udviser ingen typisk sæsonvariation (se figur 2.10), og da nedbørsmængden er den væsentligste faktor for våddepositions­mængden observeres heller ingen sæsonvariation for ammonium og nitrat (se figur 2.11 og 2.12). Til gengæld ses ved sammenligning mellem figurene et tidligt sammenfald mellem nedbørsmængden og våddepositionen af ammonium og nitrat.

Faldende våddeposition

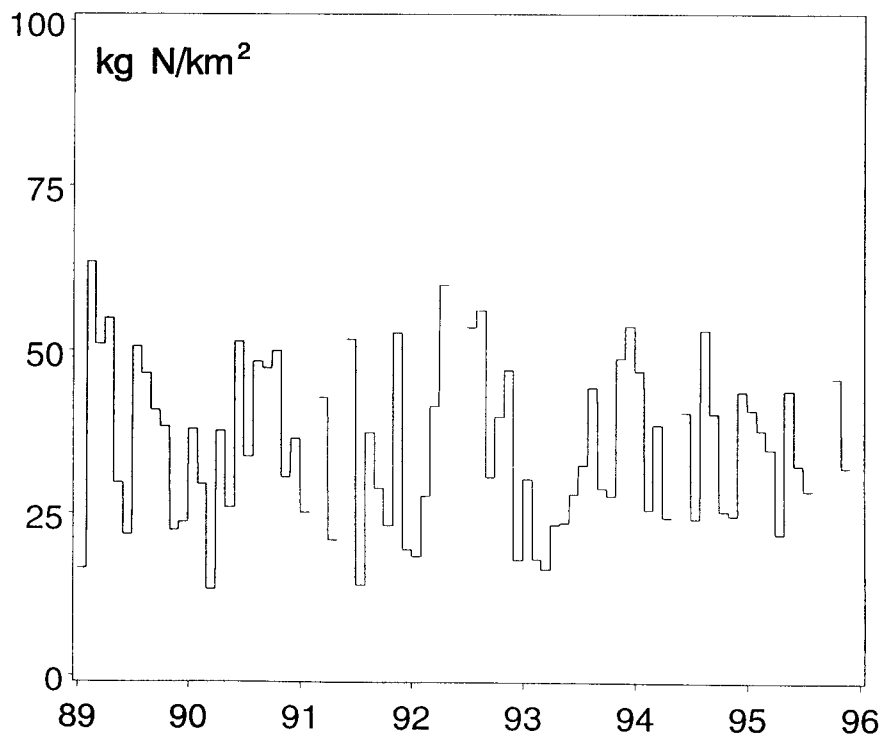
Nedbørsmængdens indflydelse på våddepositions­mængden fremgår også af den tidlige udvikling i den årlige våddeposition af ammonium og nitrat. Som det ses af figur 2.13 følger ændringerne i den årlige våddeposition i store træk mønstret for ændringerne i den årlige nedbørsmængde. Dog observeres for perioden 1989-1995 en tendens til en faldende våddeposition af såvel ammonium som nitrat på trods af, at nedbørsmængden viser en uændret til svagt stigende tendens. De faldende våddepositions­mængder skyldes formodentligt luftens faldende indhold af ammoniak, partikulært ammonium og sum-nitrat og hænger i så fald sammen med de aftagende emissioner af kvælstof i Europa (se afsnit 2.1). Denne konklusion skal dog tages med forbehold, dels fordi der kun foreligger målinger for en begrænset årrække, dels fordi variationerne fra ét år til det næste kan være af samme størrelsesorden som de observerede ændringer igennem hele perioden fra 1989-1995.



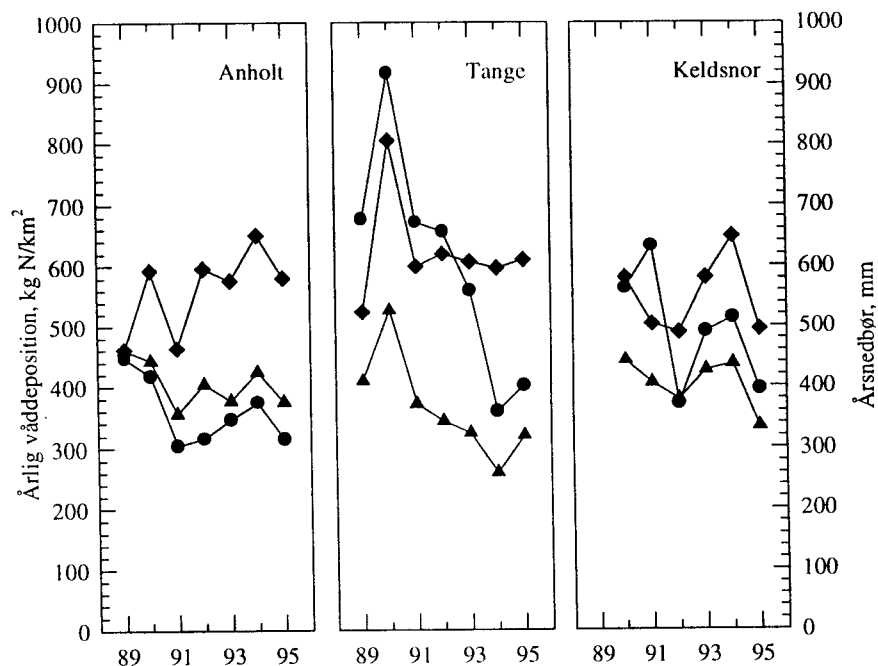
Figur 2.10 Månedlig nedbørsmængde på Anholt for perioden 1989 til 1995.



Figur 2.11 Månedlig våddeposition af ammonium på Anholt i perioden 1989 til 1995.



Figur 2.12 Månedlig våddeposition af nitrat på Anholt i perioden 1989 til 1995.



Figur 2.13 Den årlige våddeposition af ammonium (•) og nitrat (▲) og den årlige nedbørsmængde (◆) på målestationerne på Anholt, ved Tange og ved Keldsnor i perioden 1989-1995.

2.3 Beregning af tørdeposition og samlet kvælstofdeposition

Tørdepositionsmodul

Måling af tørdeposition med de i dag kendte målemetoder er vanskeligt og ressourcekrævende. Derfor er det for nuværende ikke muligt at bestemme tørdepositionen af kvælstofforbindelserne eksperimentelt i forbindelse med Det atmosfæriske Baggrundsovervågningsprogram. Tørdepositionen af kvælstofforbindelserne beregnes derfor v.h.a. ACDEP-modellens tørdepositionsmodul. Ved disse beregninger anvendes de målte luftkoncentrationer (se afsnit 2.1) og meteorologiske observationer fra Sprogø (stillet til rådighed af A/S Storebæltsforbindelsen via Søren Larsen, Afdelingen for meteorologi og vindenergi, Forskningscenter Risø). Dette adskiller disse beregninger fra de i kapitel 3 præsenterede modelberegninger, hvor udgangspunktet for beregningerne er emissionsopgørelser og simulering af de fysiske og kemiske processer i atmosfæren.

Antagelser

I ACDEP-modellens tørdepositionsmodul anvendes ved de nærværende beregninger en simplificeret metode ved bestemmelse af tørdeposition af partikulært bundet ammonium og nitrat, idet størrelsesfordelingen for partiklerne ikke kendes. Derfor anvendes en tørdepositions hastighed for partikulært kvælstof svarende til en gennemsnitlig partikelstørrelse på 1 μm . Endvidere beregnes tørdepositionen af sum-nitrat som om det kun bestod af partikulært nitrat. Dette medfører en underestimering af tørdepositionen, idet salpetersyre har en væsentligt større tørdepositions hastighed end partiku-

lært nitrat (se Ellermann et al. 1996, kapitel 3). Salpetersyre anslås til at udgøre mindre end 17 % af sum-nitrat, men da tørdepositionshastigheden af salpetersyre kan være mange gange højere end tørdepositionshastigheden for partikulært nitrat (afhængig af partikelstørrelse) kan tørdepositionen af sum-nitrat være betydeligt underestimeret. Alt i alt skal den beregnede tørdeposition af det partikelbundne kvælstof derfor betragtes som det bedste estimat, der kan gives på basis af de foreliggende målinger.

Vandoverflader

Da nærværende rapport fokuserer på deposition af kvælstof til de danske farvande, fjorde, vige og bugter, præsenteres i det følgende kun resultater fra beregning af tørdeposition til vandoverfladerne i umiddelbar nærhed til målestationerne på Anholt og ved Keldsnor, idet disse er placeret i kystområder. Den beregnede månedlige tørdeposition repræsenterende havområderne ved Anholt vises i tabel 2.4 for 1995; dels opgivet for de forskellige kvælstofforbindelser og dels opgivet sammenlagt. Som det fremgår af tabellen udgør tørdepositionen af ammoniak kun ca. 18 % af den samlede tørdeposition på Anholt, hvilket afspejler de meget lave ammoniakkoncentrationer p.gr.a. få lokale kilder.

Tabel 2.4 Den månedlige tørdeposition af ammoniak, partikulært bundet ammonium og sum-nitrat samt den samlede månedlige tørdeposition af kvælstof gældende for havområderne ved Anholt i 1995. Tørdepositionen af kvælstofdioxid er ikke angivet, da tørdepositionshastigheden for denne kemiske forbindelse er praktisk taget nul for tørdeposition til vandoverflader. Enheden er kg N/km².

	Ammoniak	Partikulært Ammonium	Sum-nitrat	Samlet tørdeposition
jan.	1,3	15,9	9,2	26,4
feb.	2,6	7,7	5,9	16,2
mar.	2,4	14,6	10,3	27,3
apr.	7,5	5,6	4,2	17,3
maj	3,3	9,3	5,6	18,2
jun.	2,5	7,1	4,8	14,4
jul.	4,0	7,3	4,2	15,5
aug.	7,9	4,4	3,3	15,6
sep.	3,7	7,8	4,0	15,5
okt.	3,3	17,1	11,2	31,6
nov.	1,0	8,9	5,7	15,6
dec.	0,3	6,7	4,5	11,5

Årlig tørdeposition

I tabel 2.5 vises resultaterne fra beregning af den årlige tørdeposition af de forskellige kvælstofforbindelser til havområderne ved Anholt og Keldsnor i 1995. Det ses, at den samlede tørdeposition til havområderne ved Keldsnor er mere end dobbelt så stor som tørdepositionen til havområderne ved Anholt; navnlig tørdepositionen af ammoniak er betydeligt større, hvilket afspejler de langt højere ammoniakkoncentrationer målt på målestationen ved Keldsnor.

Samlet deposition

Resultater fra beregning af den samlede deposition af kvælstofforbindelser til havområderne ved Anholt og Keldsnor i 1995 vises i tabel 2.6. Det ses, at den samlede årlige deposition af kvælstof til dis-

se havområder udgør respektiv 925 og 1250 kg N/km², hvoraf våddepositionen er ansvarlig for henholdsvis 75 % og 58 %. Forskellene i depositionen til havområderne ved Anholt og Keldsnor afspejler primært de højere luftkoncentrationer af kvælstofforbindelser på Keldsnor (se bl.a. tabel 2.1), hvilket dels skyldes de lokale landbrug og dels den kortere afstand til de store emissionsområder i Central-europa.

Tabel 2.5 Årlig tørdeposition i 1995 af kvælstofforbindelser til havområderne ved Anholt og ud for Keldsnor. Tørdepositionen af kvælstofdioxid er ikke angivet, da tørdepositions-hastigheden for denne kemiske forbindelse er praktisk taget nul ved tørdeposition til vandoverflader. Enheden er kg N/km².

	Ammoniak	Partikulært Ammonium	Sum-nitrat	Samlet tørdeposition
Anholt	40	122	73	235
Keldsnor	250	177	96	523

Tabel 2.6 Våddeposition, tørdeposition og samlet deposition i 1995 af kvælstofforbindelser til havområderne ved Anholt og Keldsnor. Enheden er kg N/km².

	Våddeposition	Tørdeposition	Samlet deposition
Anholt	690	235	925
Keldsnor	728	523	1251

3 Modelresultater

I dette kapitel præsenteres og diskuteres resultaterne af modelberegningerne af luftkoncentrationer og depositioner af kvælstofforbindelser til De Indre Danske Farvande. Beregningerne er foretaget med ACDEP-modellen (Atmospheric Chemistry and Deposition), som er en Lagrangiansk transport-kemi model, der dækker hele Europa. Modellens opbygning og fremgangsmåden ved beregningsproceduren er beskrevet mere detaljeret i kapitel 3 i Ellermann et al. (1996). Der er i det foreliggende kapitel givet en meget kortfattet beskrivelse af modellen og beregningsproceduren, derefter er der lagt vægt på at diskutere de rumlige og tidslige variationer, som beregningerne viser, samt de vigtigste konklusioner vedrørende den tidslige udvikling over beregningsperioden 1989-95. Da det beregnede datamateriale har et betydeligt omfang, har det været nødvendigt at placere en stor del af tabellerne og figurerne i Bilagsrapporten for ikke at gøre kapitlet for uoverskueligt. De samlede beregninger omfatter hovedfarvandene samt alle danske fjorde, vige og bugter (se tabel 1.3). Hovedparten af resultaterne af disse beregninger kan findes i Bilagsrapporten. Kapitlet indeholder derfor henvisninger til de dele af det beregnede materiale, som ikke er medtaget her. Der er kun medtaget data for hovedfarvandene samt Limfjorden og Isefjord i det foreliggende kapitel.

3.1 Modelbeskrivelse

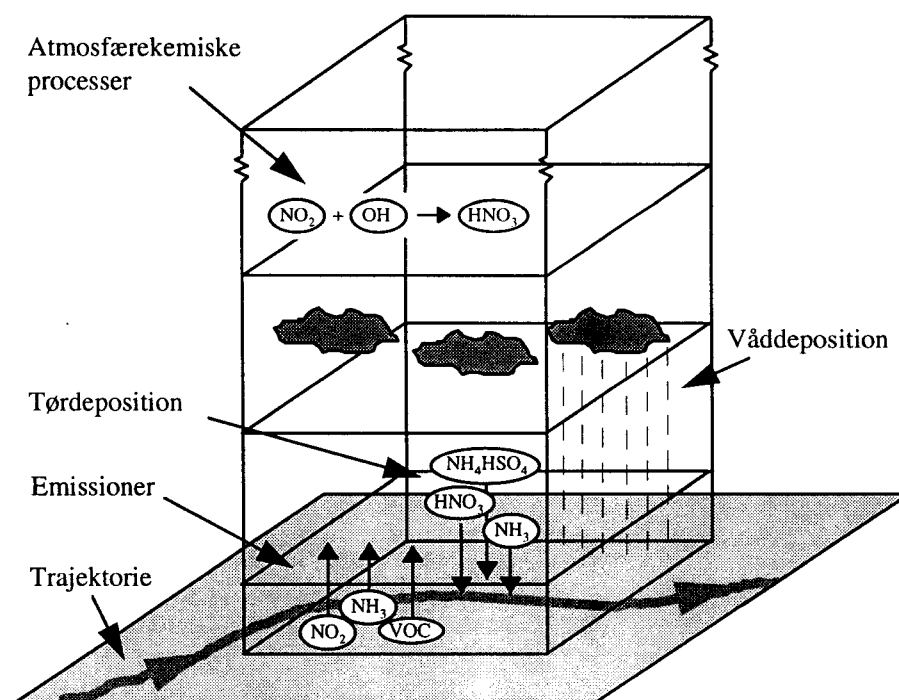
Trajektoriemodel

ACDEP-modellen er en trajektoriemodel, hvor koncentration og deposition af forskellige kemiske forbindelser beregnes på basis af fire døgn transport af luftpakker frem til et net af receptorpunkter. Disse repræsenterer det beregningsområde, hvortil koncentration og deposition af de forskellige kemiske forbindelser ønskes beregnet. Transportvejen, en såkaldt trajektorie, regnes baglæns på basis af oplysninger om vindhastighed og vindretning; dvs. fra et givet receptorpunkt med en given ankomsttid regnes bagud til startpunktet fire døgn tidligere. Herefter tildeles luftpakkerne nogle faste begyndelseskoncentrationer af de forskellige kemiske forbindelser og luftpakkerne transporteres forlæns fra startpunktet frem til receptorpunktet via den beregnede trajektorie. Under transporten modtager luftpakken emissioner fra de kilder som passerer, og de enkelte kemiske forbindelser omdannes via kemiske reaktioner, spredes i vertikal retning, og fjernes fra luftpakken ved tør- og våddeposition.

To model versioner

De foreliggende beregninger er foretaget med to versioner af ACDEP-modellen (Hertel et al. 1995). Beregninger for de åbne danske farvande har vist sig kun at være mindre følsomme over for modellens vertikale opløsning (Hertel et al. 1996), og beregningerne for disse farvande er derfor foretaget med en version af modellen med 2 vertikale lag; et for grænselaget og et for den fri troposfære. Beregningerne for fjorde, vige og bugter er foretaget med den oprindelige version af modellen, som har 10 vertikale lag. Begge versioner har en vertikal udstrækning fra jordoverfladen og op til 2 km's (Ellermann

et al. 1996, kapitel 3). En princip-skitse af ACDEP-modellens opbygning er givet i figur 3.1.



Figur 3.1. Opbygning af ACDEP-modellen. Under transporten modtager luftpakken emissioner fra de kilder som passeres, stofferne omdannes kemisk, spredes i vertikal retning og afsættes ved tør- eller våddeposition

Kemiske forbindelser

De kemiske forbindelser i modellen er beskrevet ved den såkaldte Carbon-Bond Mechanism IV (CBM-IV), som omfatter 37 stoffer og ca. 80 reaktioner. CBM-IV skemaet (Gery et al. 1989) er primært udviklet til modellering af forureningsepisoder med ozon (O_3), men indeholder samtidig en relativt detaljeret beskrivelse af kvælstofkemien. Princippet i CBM-IV er, at man inden for kulbrinterne lader en enkelt modelforbindelse repræsentere en gruppe af stoffer eller en reaktiv kemisk gruppe indeholdt i forskellige stoffer. Fordelen ved denne fremgangsmåde er naturligvis, at der spares regnetid ved at begrænse antallet af kemiske forbindelser og reaktioner i modellen. Da CBM-IV oprindeligt ikke omfatter ammonium og ammoniak, er disse tilføjet til mekanismen. Herefter er kvælstofforbindelserne i modellen repræsenteret ved ammoniak (NH_3), ammoniumnitrat (NH_4NO_3), ammoniumbisulfat (NH_4HSO_4), ammoniumsulfat ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$), salpetersyre (HNO_3), kvælstofdioxid (NO_2), kvælstofmonoxid (NO), nitratradikalet (NO_3), dinitrogenpentoxid (N_2O_5), salpetersyring (HNO_2), peroxysalpetersyre (HNO_4), PAN (peroxyacetylnitrat ($\text{CH}_3\text{COO}_2\text{NO}_2$)), andre organiske nitrater end PAN, samt uorganiske nitrater forskellige fra ammoniumnitrat.

Partikulært bundne forbindelser

Modellen indeholder ikke nogen størrelsesfordeling af partikler, og beskrivelsen af partikulært bundne forbindelser og heterogene reaktioner er derfor stærkt simplificeret. Da ammonium og ammoniak

har stor betydning for kvælstofdepositionen til hav, er der udviklet en særlig rutine til behandling af disse forbindelser i modellen.

Tør- og våddeposition

Kemiske forbindelser fjernes fra modelsøjlen ved kemisk omdannelse, tørdeposition eller våddeposition. Våddepositionen omfatter både "in-cloud scavenging" (optag i skydråber) og "below-cloud scavenging" (optag i regndråber). Ved beregning af tørdeposition af partikulært bundet materiale antages det, at alt materiale er bundet til partikler med en diameter på 1 μm .

3.2 Beregningsprocedure

Meteorologiske data

Til beregningerne er der anvendt meteorologiske data fra EMEP MSC-W (European Monitoring and Evaluation Programme, Meteorological Synthesizing Centre - West) ved Det Norske Meteorologiske Institut (DNMI); disse data er givet på 150 km x 150 km gitterfelter. De meteorologiske data er venligst stillet til rådighed af Helge Styve, DNMI. De meteorologiske data er fra EMEP's side leveret i et komprimeret format. Alligevel er der for den aktuelle 7 års periode tale om en datamængde på næsten 700 Mb. For de nærværende beregninger er der dog foretaget en udglatning af nedbørsfelterne til et finere gitternet med henblik på at undgå ikke-fysiske gradienter som følge af den grove geografiske opløsning. Endvidere er EMEP's nedbørsfelter korrigeret ind efter de observerede månedlige nedbørsmængder fra målestationerne på Anholt, ved Keldsnor og ved Pedersker. EMEP's fordeling af nedbøren over måneden er bibeholdt ved denne korrektion.

Emissionsdata

For Danmark og de nærmeste omkringliggende områder er der anvendt en detaljeret emissionsopgørelse på 15 km x 15 km gitterfelter, og for det øvrige Europa EMEP's opgørelser på 150 km x 150 km gitterfelter. EMEP's emissions data er venligst stillet til rådighed af Sophia Mylona, DNMI. De anvendte emissionsdata omfatter kun totale årlige emissioner til det aktuelle felt. For at fordele emissionerne over året og over døgnet er der anvendt enkle funktioner. De anvendte emissionsopgørelser er oprindeligt udviklet til året 1990. Opgørelserne er opdateret til alle beregningsårene ved forholdsregning ud fra EMEP's emissionsopgørelser på landsbasis og ved at antage, at den geografiske fordeling er uændret siden 1985 (se Ellermann et al. 1996, kapitel 3).

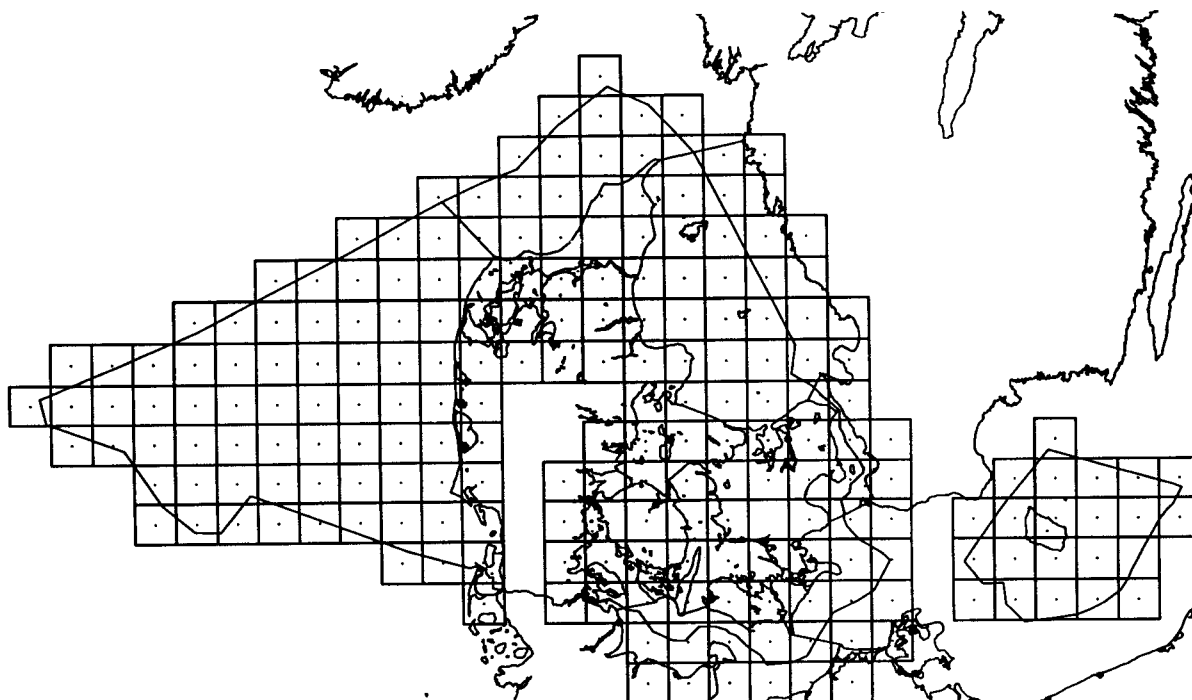
Output fra modellen

ACDEP-modellen beregner øjeblikks-luftkoncentrationer samt våd- og tørdepositioner for receptorpunkterne hver 6. time. Resultaterne omfatter samtlige stoffer i modellen, men i det følgende præsenteres kun udvalgte stoffer. For at estimere niveauer og depositioner er der interpoleret lineært mellem øjeblikks-værdierne. Til hvert receptorpunkt beregnes 3 typer af deposition: Tørdeposition per arealenhed for henholdsvis land- og vandoverflader samt våddeposition per arealenhed. Disse data gemmes normalt for hver 6. time. For de aktuelle beregninger er der dog kun gemt tørdeposition til vandoverflader idet tørdeposition til landoverflader er uaktuel i denne sammenhæng. Tilsvarende er der for koncentrationsberegningerne kun gemt beregnede koncentrationer ved overfladen. I begge tilfælde for at spare plads. Trods denne data-reduktion og anvendelsen af et kom-

primeret data-format, fylder beregningerne ca. 1 Gb for de aktuelle 7 beregningsår.

Receptornet

Beregningerne for hele perioden 1989-95 er foretaget for et receptornet med en opløsning på 30 km x 30 km som omfatter De Indre Danske Farvande, fjorde, vige og bugter, se figur 3.2. Beregningerne er foretaget for midtpunktet af gitterfeltet, som antages at repræsentere hele feltet. Samlet omfatter beregningsnettet 49 gitterfelter for fjorde, vige og bugter samt 163 felter for de åbne danske farvande.



Figur 3.2 Det anvendte beregningsnet med en opløsning på 30 km x 30 km for de danske farvande. Prikkerne angiver receptorpunkterne, hvortil beregningerne er foretaget. Farvandsgrænserne for de danske hovedfarvande er ligeledes angivet. Information om hvilket farvand de enkelte felter tilhører er for hovedfarvandene trukket ud fra GIS-systemet ArcInfo på baggrund af data fra Danmarks Geologiske Undersøgelser. Udtrækket af disse data er foretaget af Henning Steen Hansen, DMU's afdeling for systemanalyse. For fjorde, vige og bugter er der foretaget en manuel kortaflæsning. Resultatet af denne aflæsning er sfstemt efter de af amterne rapporterede overfladearealer.

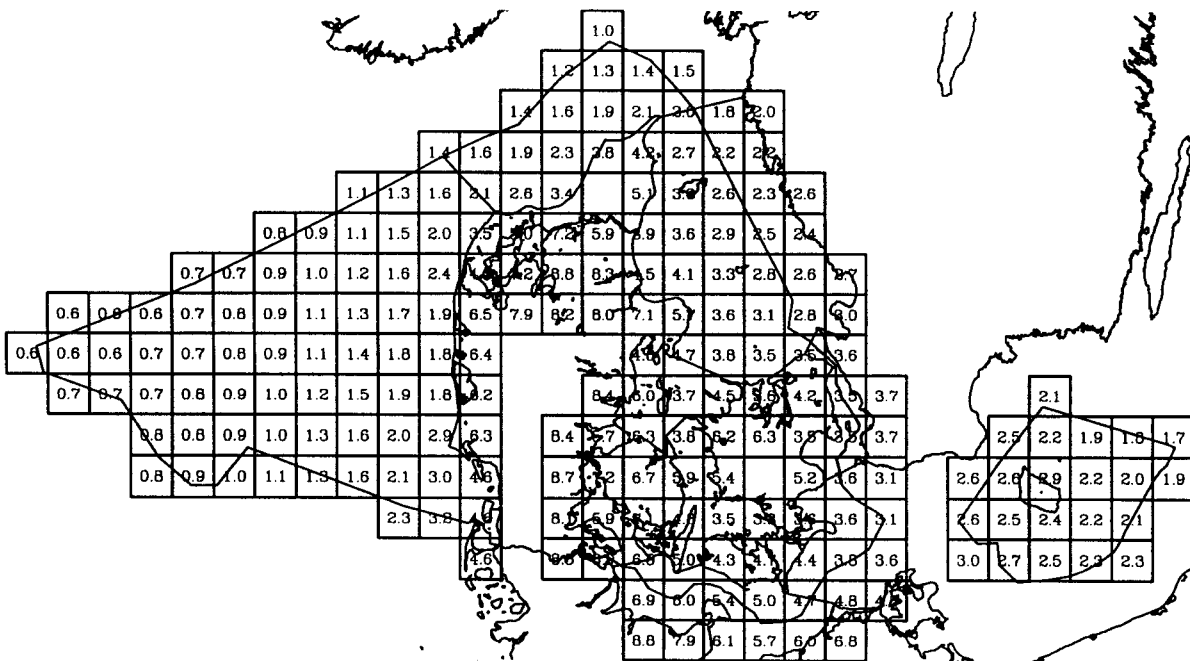
3.3 Luftkoncentrationer

I dette afsnit præsenteres grafiske fremstillinger af de beregnede luftkoncentrationer for receptornettet for året 1995 af ammoniak, ammonium, nitrat, salpetersyre, kvælstofdioxid og sulfat. Sulfat er medtaget p.gr.a. dets betydning for transporten af ammonium, idet ammonium i modellen bl.a. optræder som ammoniumsulfat og ammoniumbisulfat. Figurer for de nævnte stoffer for andre beregningsår er givet i Bilagsrapporten.

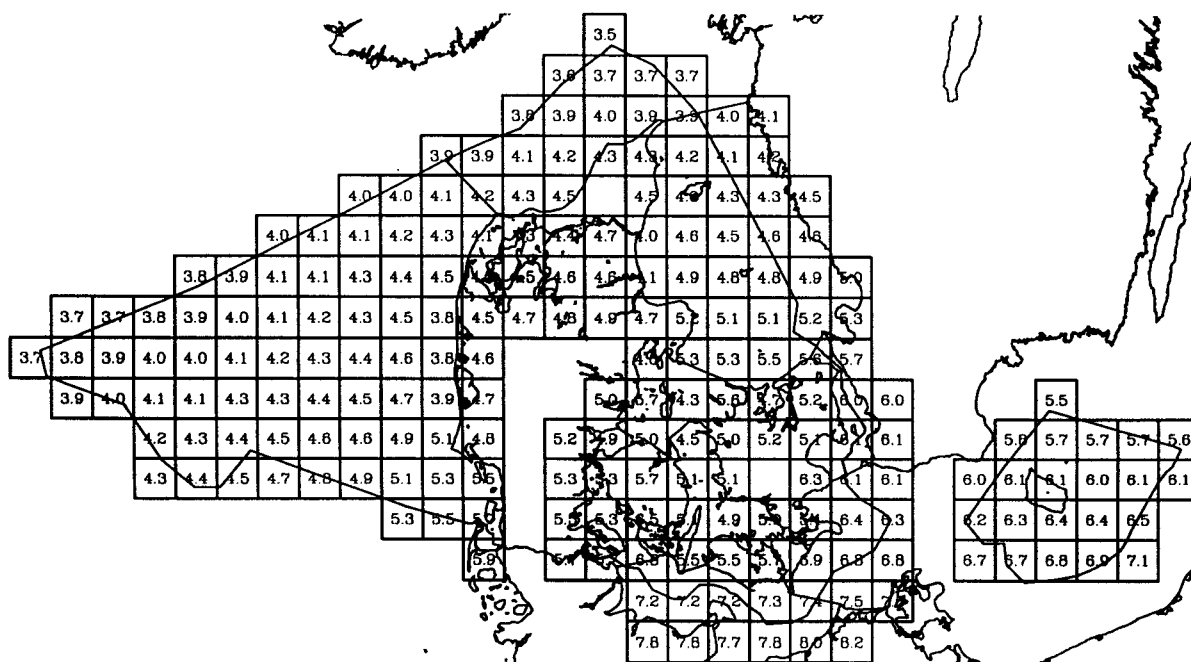
Ammoniak

Figur 3.3 viser årsmiddel-koncentrationer af ammoniak for hele receptornettet. Resultaterne afspejler primært de danske emissioner i landsbrugsområderne, idet ammoniak hurtigt reagerer med svovlsyre, salpetersyre, saltsyre eller sure partikler i atmosfæren og danner partikulært bundet ammonium. Levetiden af ammoniak i atmosfæ-

ren er kort. Ved medeltilpasning har man fundet en typisk levetid for ammoniak i Europa til at være ca. 3,5 time (Asman, Janssen 1987). Derfor er bidraget til ammoniak-koncentrationen fra langtransport af mindre betydning. Der kan dog frigives ammoniak fra langtransporteret ammoniumnitrat, men dette bidrag er normalt af mindre betydning for de lokale koncentrationer. Dette ses bl.a. af de meget lave koncentrationer som kan observeres over Nordsøen (typisk 0,6 til 2 $\mu\text{g N/m}^3$). Fjorde, vige og bugter udsættes generelt for betydeligt højere ammoniak-koncentrationer p.gr.a. af deres beliggenhed tæt på emissionsområderne over land, f.eks. er årsmiddel-koncentrationen over Limfjorden i størrelsesordenen 4,5 til 7,2 $\mu\text{g N/m}^3$ og over Isefjord fra 3,6 til 6,3 $\mu\text{g N/m}^3$, hvilket vil sige 3 til 6 gange højere end niveauerne over Nordsøen.



idet denne ammoniak reagerer med langtransporteret syrer i atmosfæren. Som et eksempel på denne gradient kan nævnes, at ammonium-koncentrationen i Nordsøen varierer fra ca. $5 \mu\text{g N/m}^3$ i syd til ca. $4 \mu\text{g N/m}^3$ i nord.



Figur 3.4 Beregnede årsmiddel-koncentrationer af partikulært bundet ammonium i $\mu\text{g N/m}^3$ for året 1995.

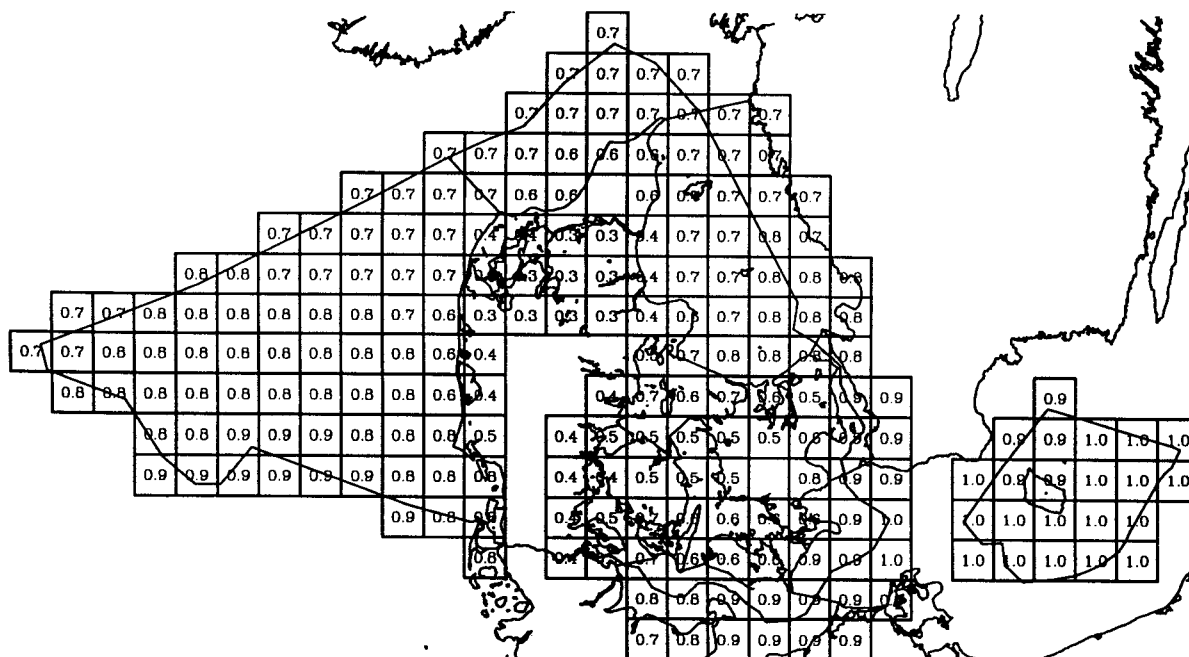
Salpetersyre

Salpetersyre er et fotokemisk produkt dannet i atmosfæren. Det har ligesom ammoniak en kort levetid i atmosfæren, men er alligevel relateret til langtransport, idet dannelsen af salpetersyre ud fra de emitterede kvælstofoxider tager en vis tid, ligesom salpetersyre kan frigives fra nitrat i sure partikler i atmosfæren. Nitrat kan således virke som et reservoir for salpetersyre. Salpetersyre kan også optages i/på partikler, hvorved der dannes nitrat på ny. Disse to stoffer vekselvirker derfor i atmosfæren. Ved reaktionen mellem salpetersyre og ammoniak dannes endvidere nye ammoniumnitrat partikler. Resultaterne for salpetersyre er vist i figur 3.5. Det ses af figuren, at salpetersyre-koncentrationen er nogenlunde homogent over hovedfarvande- ne med en middelværdi på ca. $0,7 \mu\text{g N/m}^3$. For fjorde, vige og bugter er årsmiddel-koncentrationen af salpetersyre lavere end over hav. Eksempelvis er koncentrationen over Limfjorden kun ca. $0,3 \mu\text{g N/m}^3$. Dette skyldes ammoniak-emissionerne i disse områder, idet det emitterede ammoniak meget hurtigt reagerer med salpetersyre, hvorved der dannes ammoniumnitrat.

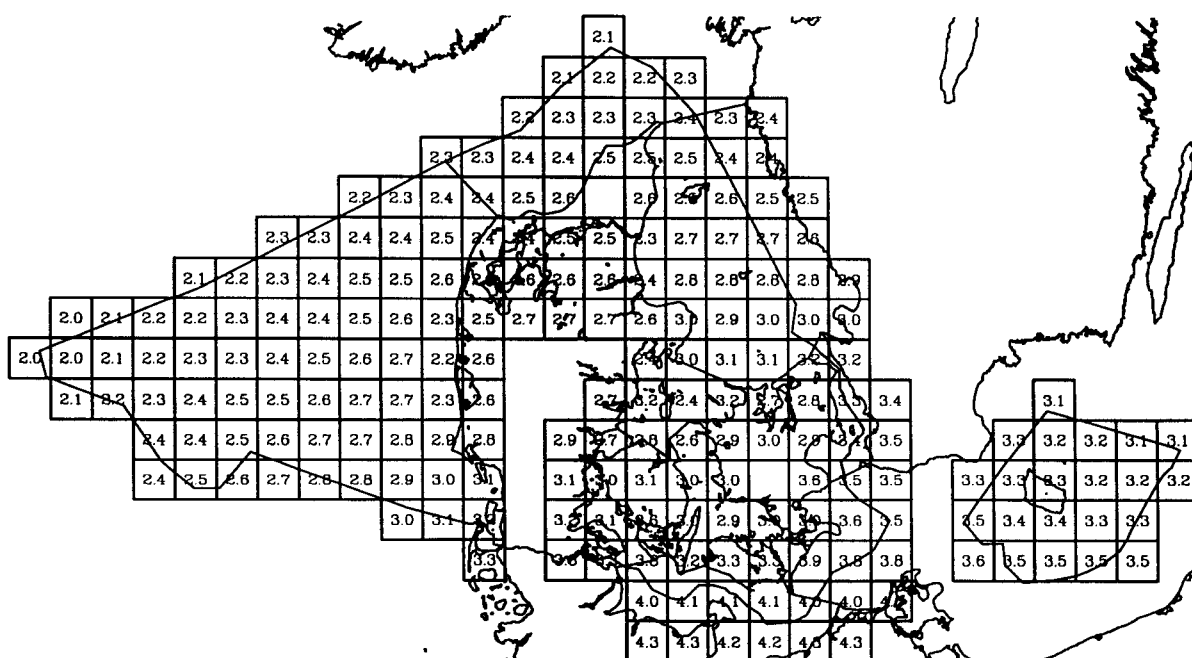
Nitrat

Nitrat er ligesom ammonium bundet til partikler, og er derfor også knyttet til langtransport. Resultaterne for nitrat er vist i figur 3.6, og figuren viser ligesom for ammonium en gradient gående fra syd mod nord. Betragtes Nordsøen igen som eksempel, aftager koncentrationen fra ca. $3 \mu\text{g N/m}^3$ i syd til ca. $2,2 \mu\text{g N/m}^3$ i nord. Sammenholdes figurene 3.5 og 3.6, fremgår det, at på basis af årsmiddel-værdier

giver modellen en salpetersyreandel i størrelsesordenen 25%. Denne andel er dog væsentlig mindre over fjorde, vige og bugter p.g.a. den føromtalte reaktion med ammoniak.

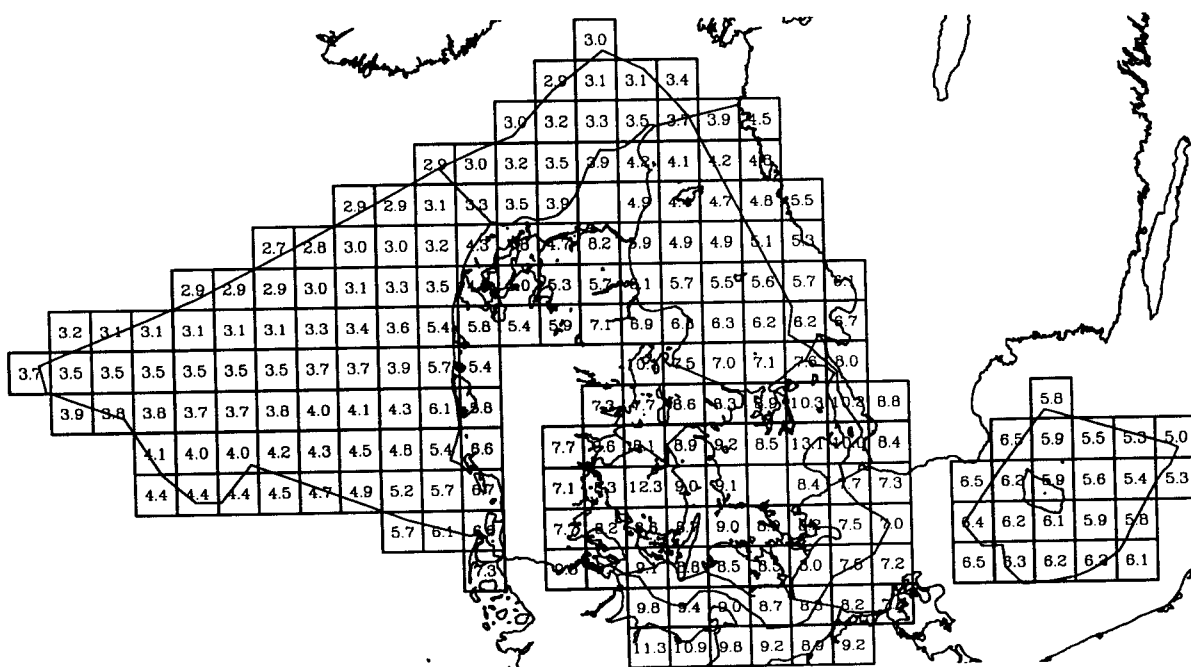


Figur 3.5 Beregnede årsmiddel-koncentrationer af salpetersyre i $\mu\text{g N}/\text{m}^3$ for året 1995.



Figur 3.6 Beregnede årsmiddel-koncentrationer af partikulært bundet nitrat i $\mu\text{g N}/\text{m}^3$ for året 1995.

På grund af den overskydende ozon i forhold til kvælstofmonoxid i troposfæren, omdannes kvælstofmonoxid i baggrundsområder meget hurtigt (inden for minutter ved reaktion med ozon) til kvælstofdioxid. I disse områder udgør kvælstofdioxid derfor typisk over 90% af kvælstofoxid-koncentrationen. Kvælstofdioxid omdannes videre til salpetersyre og nitrat med i gennemsnitligt ca. 5% i timen. Det er som kilde til salpetersyre og nitrat at kvælstofdioxid har betydning i forbindelse med deposition af kvælstof til hav, idet kvælstofdioxid deponerer meget langsomt til vandoverflader (se Ellermann et al. 1996, kapitel 3). Beregningsresultater for årsmiddel-koncentrationen af kvælstofdioxid er vist i figur 3.7. Der ses kraftige gradienter fra land (emissionsområder for kvælstofoxider) ud over hav på op til 30 - 40%. Tilsvarende ses en gradient fra syd mod nord p.g.r.a. langtransport fra Centraleuropa. Koncentrationerne over fjordområderne er væsentligt højere end over hav p.g.r.a. emissionerne over land. Emissionen af kvælstofoxider er i reglen ubetydelig over hav.



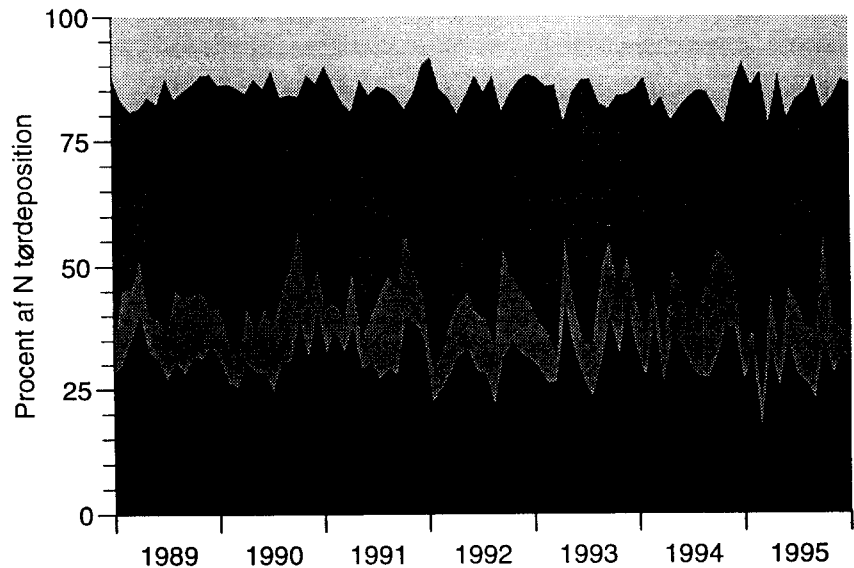
Figur 3.7 Beregnede årsmiddel-koncentrationer af kvælstofdioxid i $\mu\text{g N/m}^3$ for året 1995.

Sulfat

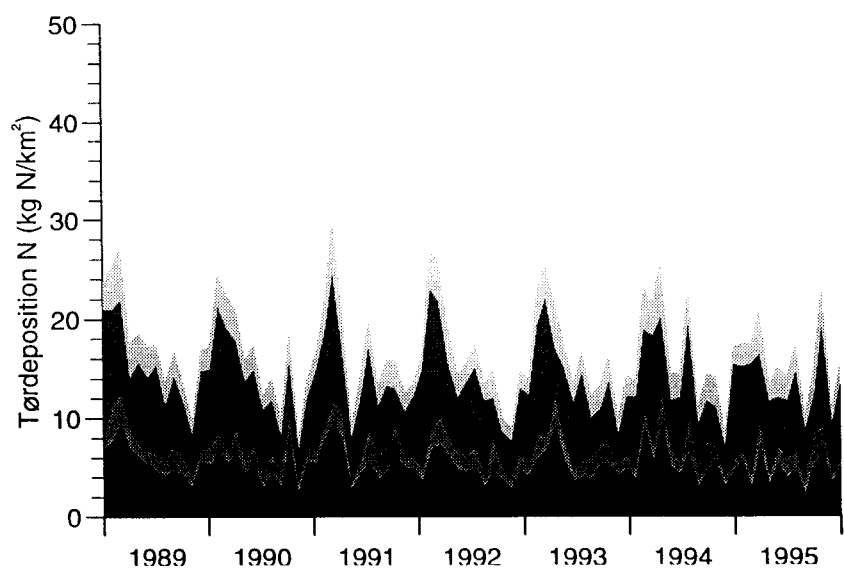
Sulfat er i modellen koblet til transporten af ammonium via forbindelserne ammoniumsulfat og ammoniumbisulfat. Først når der er overskud af ammonium i forhold til sulfat begynder ammoniumnitrat at spille en væsentlig rolle. Da svovl-emissionerne reduceres kraftigt i disse år (Mylona 1996), må sulfat forventes at få en mindre rolle i fremtiden, hvilket formentligt vil influere på transport af ammonium. Ved vurdering af depositionen af kvælstofforbindelser er det derfor interessant at følge udviklingen i sulfat-koncentrationerne og deres geografiske fordeling. Resultaterne for årsmiddel-koncentrationer af sulfat for 1995 er vist i figur 3.8. Der ses en klar syd-nord gradient; i Nordsøen f.eks. fra ca. $5 \mu\text{g S/m}^3$ i syd til ca. $3,5 \mu\text{g S/m}^3$ i nord. Til gengæld udviser sulfat-koncentrationerne ikke

Udvikling i tørdeposition
1989-95

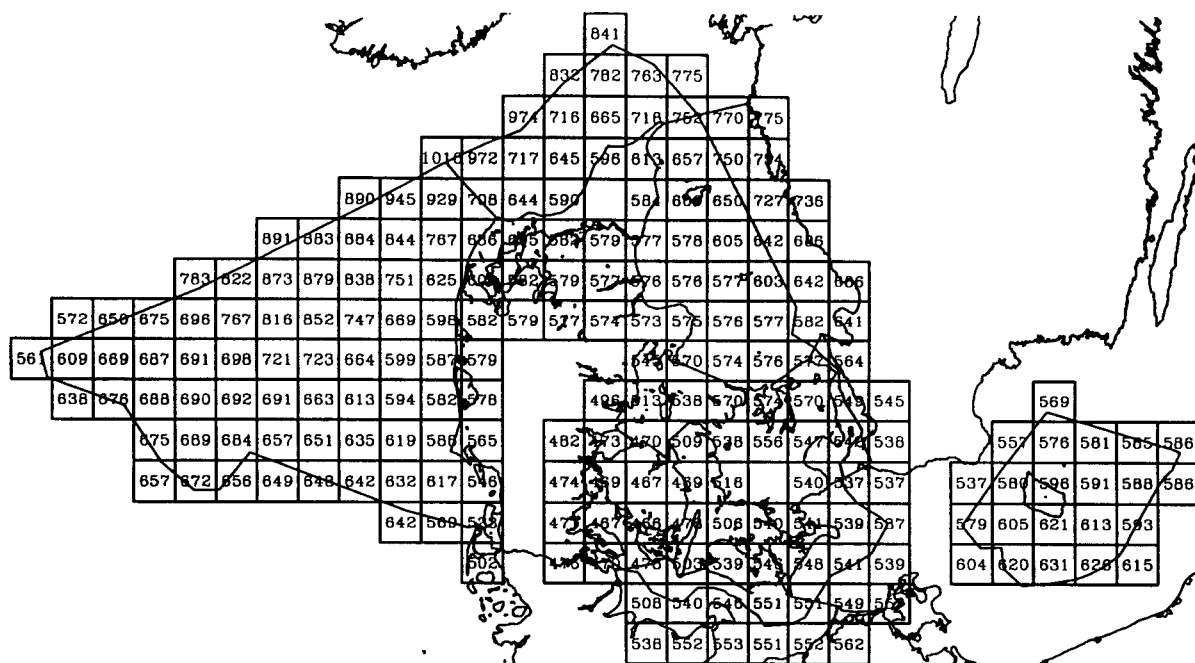
Udviklingen i tørdepositionen ses i figur 3.11, der viser den beregnede udvikling i tørdepositionen af kvælstofforbindelser i beregningsperioden 1989-95 til målestationen på Anholt. Det ses at tørdepositionen af ammoniak viser et svagt fald i løbet af perioden.



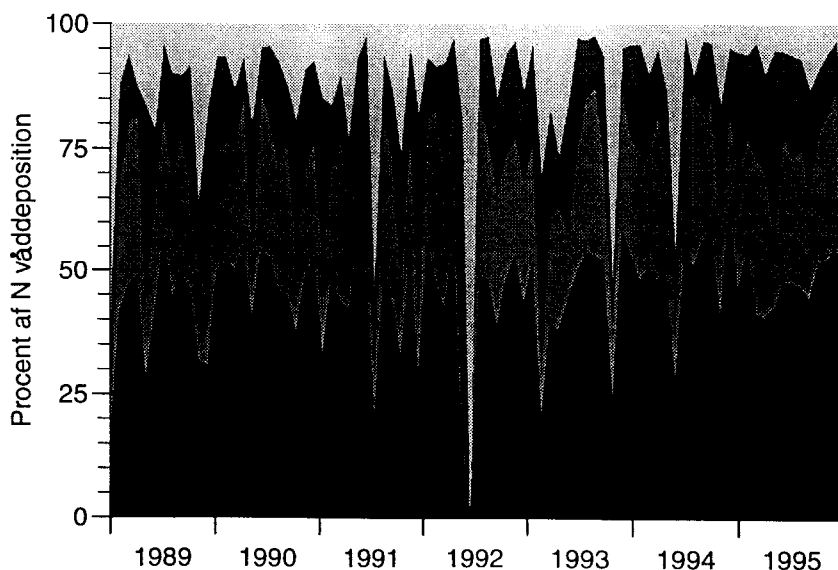
Figur 3.10 Fordelingen af tørdepositionen på forskellige kvælstofforbindelser. Beregninger af den månedlige tørdeposition til målestationen på Anholt for hele beregningsperioden 1989-95. Figuren viser nedefra bidraget fra partikulært bundet ammonium, partikulært bundet nitrat, ammoniak i gasfase samt kvælstofoxider inklusive deres reaktionsprodukter i gasfasen (primært salpetersyre).



Figur 3.11 Udviklingen i den samlede månedlige tørdeposition af kvælstof til et receptorpunkt på målestationen på Anholt i beregningsperioden 1989-95. Signaturforklaringen er tilsvarende figur 3.10.

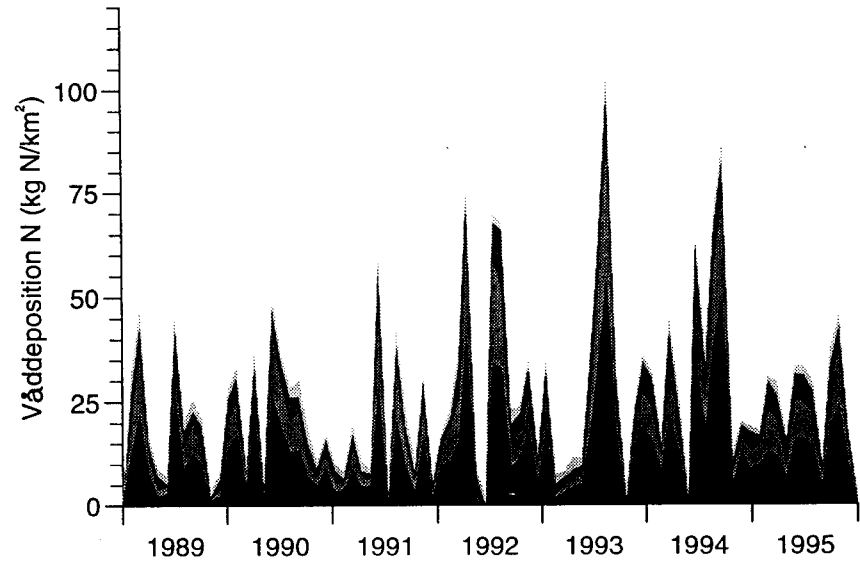


Figur 3.13 Årsnedbør (mm) for receptornettet i 1995. Nedbørsmængderne er fra EMEP MSC-W, men data er justeret ind efter observerede nedbørsmængder på målestationer på Anholt, ved Keldsnor og ved Pedersker. Nedbøren målt på Anholt, ved Keldsnor og Pedersker er anvendt til justering af nedbøren til henholdsvis Kattegat, Det Sydfynske Øhav og Østersøen omkring Bornholm. Der er endvidere foretaget en udglatning af EMEP's 150 km x 150 km gitterfelter til et finere net med 15 km x 15 km gitterfelter (se Appendix 3).

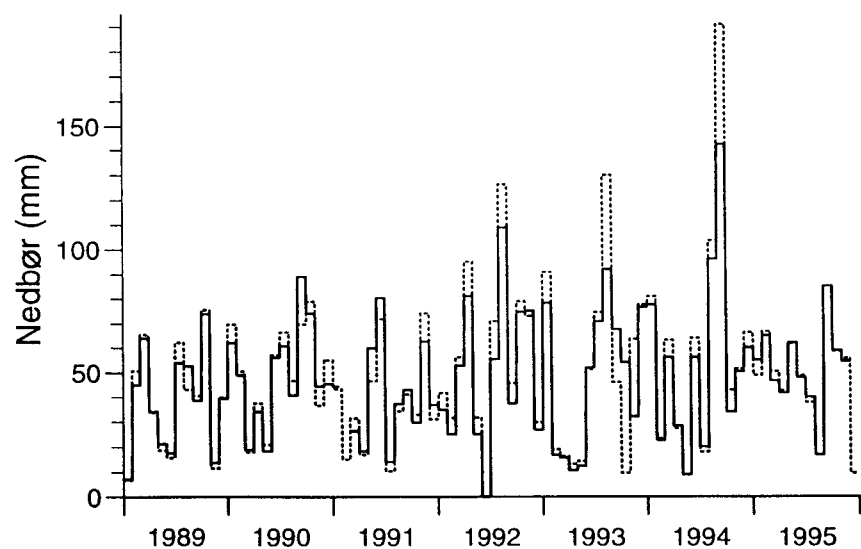


Figur 3.14 Fordelingen af den månedlige våddeposition på forskellige kvælstofforbindelser. For målestationen på Anholt for hele beregningsperioden 1989-95. Figuren viser nedefra bidraget fra partikulært bundet ammonium, partikulært bundet nitrat, kvælstofoxider inklusive deres reaktionsprodukter i gasfasen, og ammoniak. Det store spring i fordelingen i midten af 1992 skyldes en måned praktisk talt uden nedbør.

Figur 3.15 viser den beregnede udvikling i våddepositionen af kvælstofforbindelser gældende for målestationen på Anholt i beregningsperioden 1989-95. Våddepositionen varierer betydeligt fra måned til måned (fra 5 kg N/km² og op til over 100 kg N/km²) som følge af variationerne i nedbørsmængden. Den i modellen anvendte og den observerede nedbørsmængde for målestationen på Anholt er vist i figur 3.16. Nedbørsmængderne ses typisk at variere fra 20 til 60 mm per måned, men i ekstreme tilfælde falder der over 100 mm. I et enkelt tilfælde i juni 92 faldt der under én mm. Dette er forklaringen på de kraftige spring i figurerne 3.14 og 3.15 for netop denne måned.



Figur 3.15 Udviklingen i den samlede våddeposition af kvælstof gældende for målestationen på Anholt i beregningsperioden 1989-95. Figuren viser nedefra bidraget fra partikulært bundet ammonium, partikulært bundet nitrat, kvælstofoxider inklusive reaktionsprodukter i gasfasen, og ammoniak.



Figur 3.16 Månedsmiddelnedbøren for målestationen på Anholt i perioden 1989-95. (---) nedbørsmængde anvendt i modellen, (—) observeret nedbørsmængde.

3.6 Total deposition af kvælstof

I dette afsnit præsenteres de beregnede totale depositioner af kvælstof til hele receptornettet for 1995. Efterfølgende præsenteres fordelingen mellem våd- og tørdeposition af kvælstofforbindelser beregnet for målestationen på Anholt for hele beregningsperioden 1989-95. Endelig præsenteres i tabelform udviklingen i den samlede våd-, tør- og total-deposition til hovedfarvandene samt udvalgte fjorde (se tabel 3.1) i hele beregningsperioden 1989-95.

Tabel 3.1 Arealer af de danske hovedfarvande og de udvalgte fjorde. Hvor intet andet er anført er der tale om danske farvandsområder.

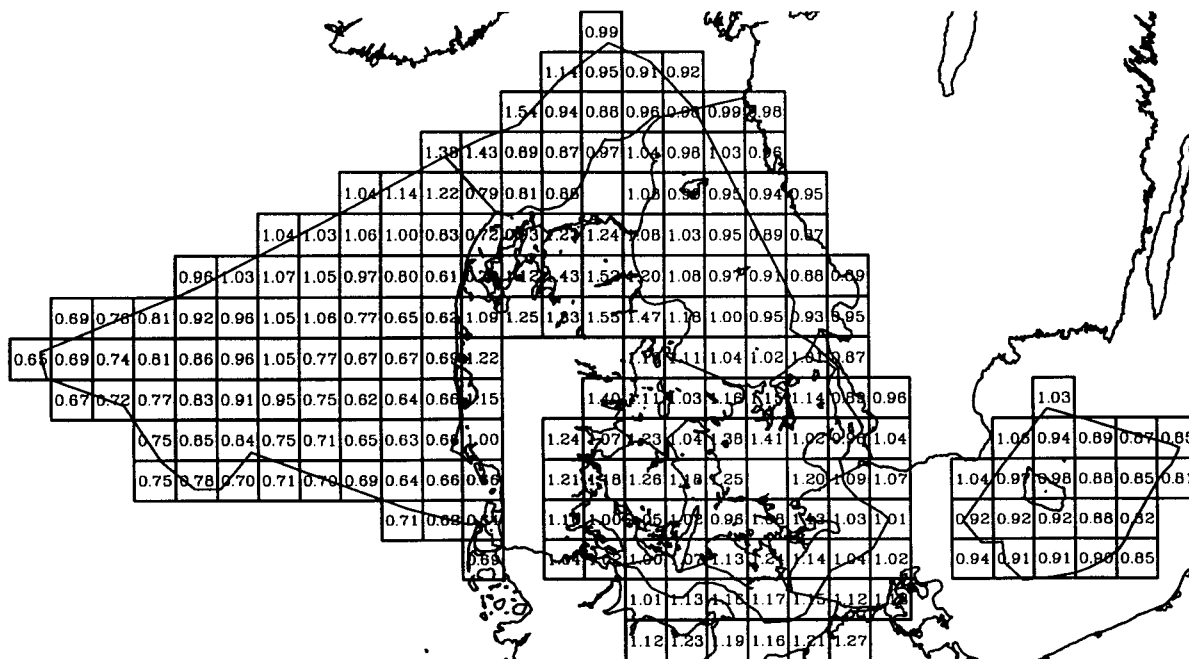
	Areal km ²
Nordsøen	48.376
Skagerrak	10.122
Kattegat	21.634*
Nordlige Bælt	3.350
Lillebælt	2.051
Storebælt	3.655
Øresund	2.327**
Sydlig Bælt	2.455
Østersøen, vestlige del	3.232
Østersøen, østlige del	11.514
Limfjorden	1.500
Isefjord	305
Sydfynske Øhav	389

* både dansk (14.775 km²) og svensk del.

** både dansk (1334 km²) og svensk del

Fordeling af total depositionen af kvælstof i 1995

Figur 3.17 viser den samlede kvælstofdeposition for hele receptornettet for 1995. Sammenholdes figuren med de tilsvarende figurer for tør- og våddeposition, ses det at våddepositionen udgør ca. 75% af kvælstofdepositionen. Derfor udviskes de syd-nord gradienter, som kan observeres i tørdepositionerne. Kun for fjorde og kystnære områder udgør tørdepositionen en væsentlig del af den samlede deposition. Generelt varierer den totale kvælstofdeposition i 1995 mellem 0,5 og 1,6 ton N/km². Størst er depositionen til fjorde og kystnære områder samt til den nordlige del af Nordsøen og den nord-vestlige del af Skagerrak. For de to sidstnævnte skyldes den høje deposition at EMEP's nedbørsfelter angiver store nedbørsmængder for disse områder. For fjorde, vige og bugter skyldes den højere deposition den kortere afstand til lokale ammoniakilder.



Figur 3.17 Total kvælstofdeposition for 1995. Figuren viser alene deposition til vandoverflader, angivet i ton N/km².

Fordeling mellem våd- og tørdeposition

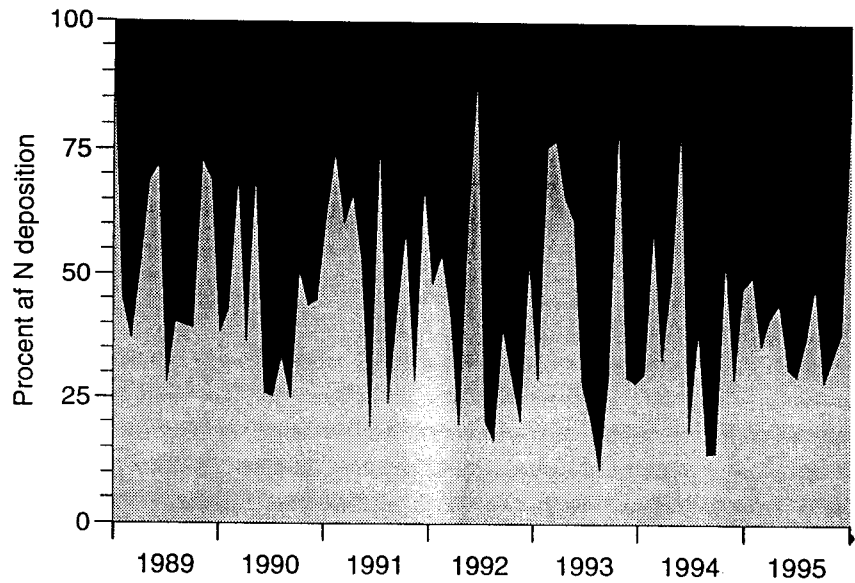
I perioder med nedbør dominerer våddepositionen den samlede kvælstofdeposition. Navnlig våddepositionen af partikulært bundet materiale bidrager væsentligt. Nedbørsmængderne varierer som bekendt betydeligt og dette påvirker fordelingen mellem bidragene fra hhv. våd- og tørdeposition. Dette er illustreret i figur 3.18, som viser fordelingen mellem bidraget fra våd- og tørdeposition måned for måned i løbet af beregningsperioden.

Udvikling i total deposition til Anholt

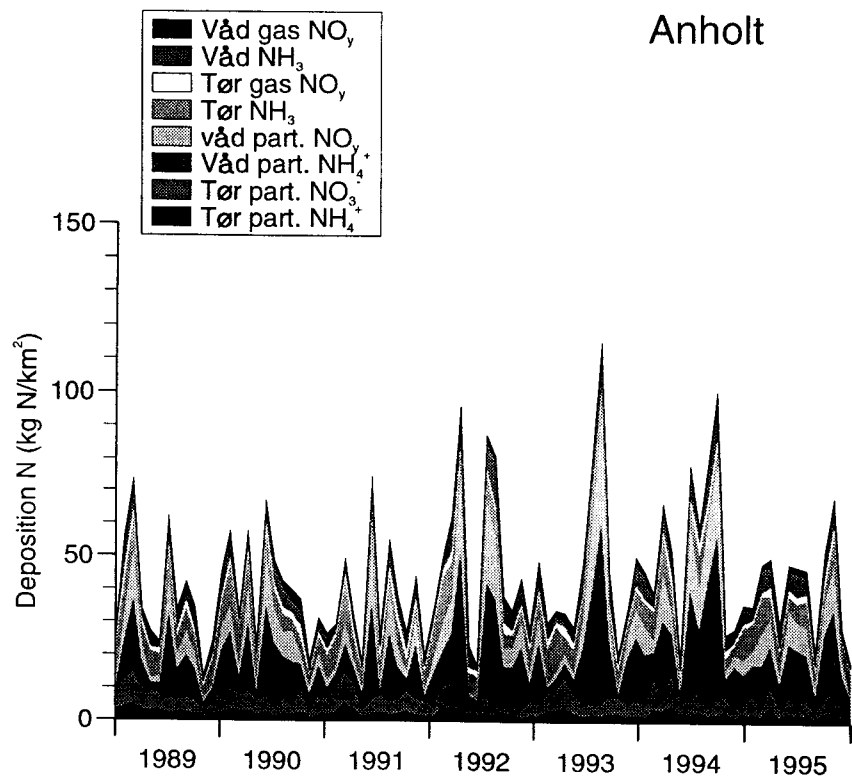
Figur 3.19 viser den månedlige deposition gældende for målestationen på Anholt i perioden 1989-95. Den månedlige kvælstof deposition til havoverfladen varierer mellem ca 20 og 120 kg N/km². Figuren viser størrelsen af de forskellige bidrag til depositionen afbildet som superposition (dvs. at de enkelt bidrag er lagt oven på hinanden og at integralet under den øverste graf udgør den samlede deposition). Den totale kvælstof deposition består af: bidragene fra tørdeposition af ammonium og nitrat-holdige partikler (samlet i størrelsesordenen 10 kg N/km²), bidraget fra våddeposition af ammonium-holdige partikler (det største enkelt-bidrag til depositionen), bidraget fra våddeposition af nitrat-holdige partikler, bidrag fra tørdeposition af ammoniak, tørdeposition af oxiderede kvælstofforbindelser (især salpetersyre), samt våddeposition af ammoniak og våddeposition af oxiderede kvælstofforbindelser i atmosfæren. Samlet betragtet, dominerer depositionen af partikulært bundet materiale (typisk 60% til 70% af kvælstofdepositionen).

Nedbørsmængde

Nedbørsmængderne varierer betydeligt fra måned til måned, men også den samlede årlige nedbør udviser stor variation, hvilket igen fører til variationer i den samlede kvælstofdeposition til de danske farvande.



Figur 3.18 Fordelingen mellem tørdeposition (givet med gråt) og våddeposition (angivet med sort) af kvælstof. Beregninger af månedlig fordeling for målestationen på Anholt for hele beregningsperioden 1989-95.



Figur 3.19 Udviklingen i den totale deposition af kvælstof per km^2 i perioden 1989-95. Beregningerne er foretaget for målestationen på Anholt. NO_y betegner bidragene fra kvælstofoxiderne og deres reaktionsprodukter i gasfase (primært HNO_3).

Arealer

Tabel 3.1 viser arealerne af de danske hovedfarvande samt Isefjord og Limfjorden. Arealerne af samtlige farvande omfattet af beregningerne kan ses i tabel 1.3. For hovedfarvandene er arealerne beregnet ud fra data fra Danmarks Geologiske Undersøgelser v.h.a. GIS-systemet ArcInfo. For fjorde, vige og bugter er anvendt arealopgivelserne fra amternes rapporteringer. Arealopgørelsen for Limfjorden er delt i områderne Risgårde Bredning, Lovns Bredning, Skive Fjord, Hjarbæk Fjord, Halkær Bredning, Venø Bugt, Nissum Bredning og øvrige Limfjordsområder. Tallene, som er vist i det følgende udgør summen af bidragene til alle disse områder. Tilsvarende er arealopgørelsen for Isefjord opdelt i områderne: Holbæk Fjord, Inderbredning, Lammefjord, Nykøbing Bugt, Tempelkrog og Yderbredning.

Tabel 3.2 Årlig beregnet tørdeposition af kvælstof i kton N til hovedfarvandsområderne samt enkelte fjorde i perioden 1989 - 1995. Hvor intet andet er anført er der tale om danske farvandsområder.

	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Nordsøen	13,2	12,5	15,4	13,7	14,2	14,6	12,8
Skagerrak	2,8	2,5	2,8	2,8	2,9	3,0	2,6
Kattegat	8,5	7,4	7,9	7,8	7,7	7,8	7,3
Nordlige Bælthav	2,1	1,7	2,0	2,0	1,9	1,9	1,8
Lillebælt	1,2	1,0	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
Storebælt	2,2	1,9	2,1	2,1	2,0	2,2	2,0
Øresund	1,0	0,9	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Sydlig Bælthav	1,1	0,9	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
Østersøen, vestlige del	1,5	1,3	1,5	1,5	1,4	1,5	1,4
Østersøen, østlige del	4,3	3,8	4,0	4,0	4,2	4,4	3,9
Limfjorden	0,9	0,7	0,9	0,9	0,9	0,9	0,8
Isefjord	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Sydfynske Øhav	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2

Tabel 3.3. Årlig beregnet våddeposition af kvælstof i kton N til hovedfarvandene samt enkelte fjorde i perioden 1989-95. Hvor intet andet er anført er der tale om danske farvandsområder.

	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Nordsøen	22,4	32,4	21,7	27,9	20,6	29,5	26,7
Skagerrak	6,1	9,2	7,2	8,0	5,5	7,1	7,2
Kattegat	11,7	16,1	13,0	20,2	14,8	17,9	14,1
Nordlige Bælthav	1,7	2,3	1,8	2,5	2,1	2,5	1,9
Lillebælt	1,4	1,4	1,4	1,0	0,9	0,8	1,1
Storebælt	2,1	2,4	2,5	2,0	1,8	1,8	1,9
Øresund	1,2	1,3	1,6	1,5	1,3	1,4	1,3
Sydlig Bælthav	1,6	1,6	1,7	1,3	1,2	0,9	1,7
Østersøen, vestlige del	1,8	2,2	2,3	1,8	1,5	1,3	2,1
Østersøen, østlige del	7,2	7,6	8,7	8,2	5,2	4,6	6,5
Limfjorden	0,5	0,8	0,4	0,8	0,8	1,3	0,7
Isefjord	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,4	0,2
Sydfynske Øhav	0,2	0,3	0,3	0,2	0,2	0,1	0,2

Tabel 3.4 Årlig beregnet total deposition af kvælstof i kton N til hovedfarvandene samt enkelte fjorde i perioden 1989-95. Hvor intet andet er anført er der tale om danske farvandsområder.

	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Nordsøen	35,7	44,9	37,1	41,6	34,8	44,0	39,6
Skagerrak	8,9	11,7	10,0	10,8	8,4	10,1	9,8
Kattegat	20,2	23,5	20,9	28,0	22,5	25,8	21,4
Nordlige Bælthav	3,8	4,0	3,8	4,5	3,9	4,5	3,7
Lillebælt	2,6	2,4	2,6	2,3	2,1	2,0	2,2
Storebælt	4,4	4,3	4,7	4,1	3,8	4,0	3,9
Øresund	2,2	2,2	2,6	2,5	2,3	2,4	2,3
Sydlig Bælthav	2,7	2,6	2,8	2,4	2,3	2,1	2,7
Østersøen, vestlige del	3,4	3,5	3,8	3,2	3,0	2,9	3,5
Østersøen, østlige del	11,5	11,4	12,7	12,2	9,4	9,0	10,4
Limfjorden	1,4	1,5	1,4	1,7	1,6	2,2	1,5
Isefjord	0,3	0,4	0,3	0,5	0,4	0,5	0,4
Sydfynske Øhav	0,5	0,5	0,5	0,4	0,4	0,4	0,4

Udvikling i samlet deposition

Tabellerne 3.2 til 3.4 viser den beregnede årlige tør-, våd- og totaldeposition af kvælstofforbindelser til de danske hovedfarvande samt Limfjorden og Isefjord. Det ses, at depositionerne varierer 10 til 20% fra år til år. Disse variationer skyldes primært variationer i de meteorologiske forhold, og her specielt nedbørsmængderne. Der kan ikke i løbet af perioden konstateres nogen klar udvikling i depositionen af kvælstof til de danske havområder.

Data i Bilagsrapporten

Tilsvarende tabeller for depositioner til samtlige fjorde, vige og bugter for perioden 1989 til 1995 er præsenteret i Bilagsrapporten.

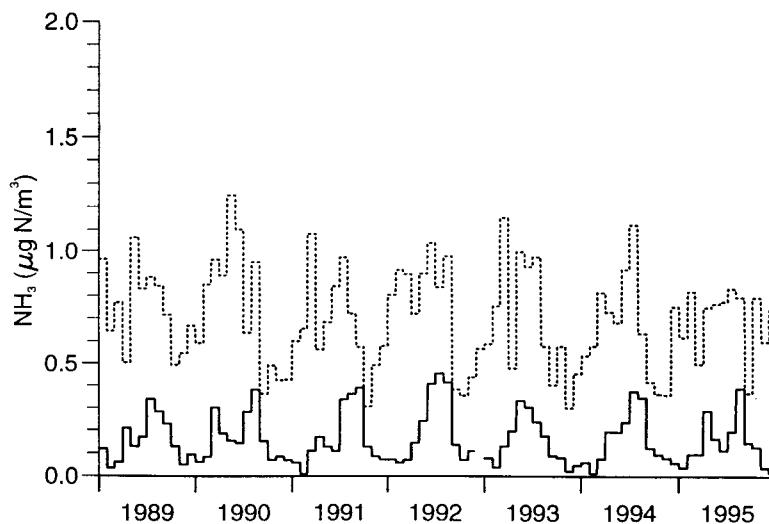
4 Sammenligning af måle- og modelresultater

I dette kapitel sammenlignes resultaterne af målinger og modelberegninger for målestationerne. Selve resultaterne er præsenteret i kapitel 2. Sammenligningen omfatter koncentrationerne af gasfase og partikulært bunde kvælstofforbindelser i luft, tørdepositionen af disse samt våddepositionen af ammonium og nitrat. I sammenligningerne vurderes kvalitativt den tidlige variation og kvantitativt niveauerne bestemt ud fra målinger og modelberegninger. I det følgende anvendes betegnelsen "acceptabel overensstemmelse" for afvigelser indenfor en faktor 2 og "god overensstemmelse" for afvigelser indenfor 50 %. Sammenligningerne er foretaget på baggrund af niveauerne med en tidlig opløsning på h.h.v. en måned og et år.

4.1 Ammoniak og partikulært bundet ammonium

Lokal ammoniak

Koncentrationen af ammoniak i atmosfæren er domineret af lokale emissioner fra landbrug, og niveauerne varierer derfor stærkt i tid og rum. Ammoniak kan deponeres og re-emitteres flere gange afhængig af overfladens beskaffenhed og de lokale meteorologiske forhold. For en god beskrivelse af ammoniakkoncentrationen kræves derfor meget detaljerede emissionsopgørelser og en god beskrivelse af lokale meteorologiske forhold eller alternativt et meget finmasket målnet med få kilometer mellem hver målestation.



Figur 4.1. (—) målte og (---) beregnede månedsmiddelværdier af ammoniak på Anholt fra 1989 til 1995.

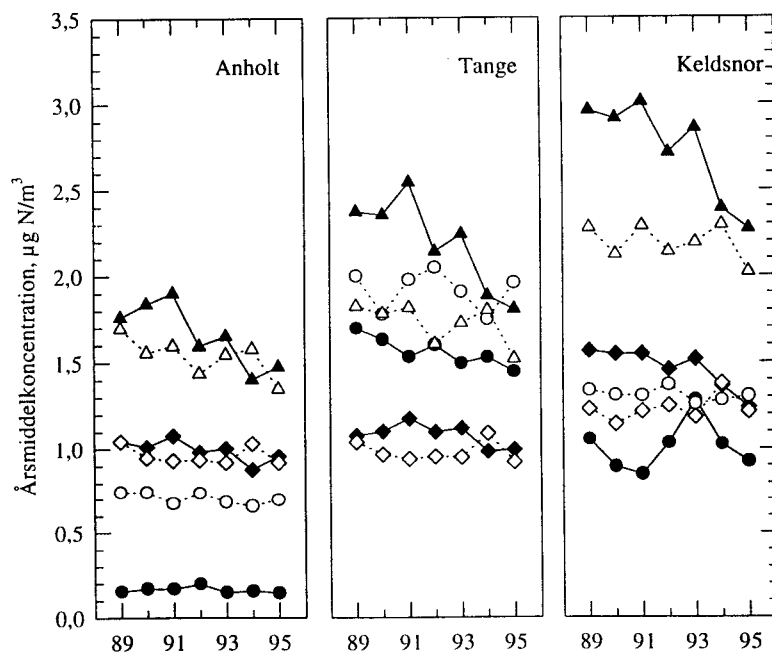
Model- og måledata for ammoniak

Figur 4.1 viser modellerede og målte månedsmiddelværdier for perioden 1989 til 1995 på Anholt (resultaterne for de andre stationer kan

ses i Bilagsrapporten). Det fremgår, at modellen overestimerer ammoniakkoncentrationen med en faktor 2 til 3 om sommeren og op til en faktor 10 om vinteren. Filterpack-opsamlingerne til ammoniakmålingerne er verificeret ved sammenligning med denuder målinger (Andersen og Hovmand 1994) og usikkerheden på målingerne er her vurderet til 10-20 %. Derfor må det konkluderes, at modellen overestimerer ammoniakkoncentrationen på Anholt. Dette er også tilfældet på Ulborg og Frederiksborg.

Årsmiddelværdier af ammoniakkoncentrationen

Figur 4.2 viser beregnede og målte årsmiddel-koncentrationer af ammoniak, ammonium og sum-nitrat for Anholt, Tange og Keldsnor. Den dårligste overensstemmelse for ammoniak er fundet på Anholt. Her er de beregnede årsmiddelværdier typisk 5 gange større end de målte årsmiddelværdier. Ved Tange og Keldsnor er de beregnede koncentrationer 20 - 40 % for høje. De store afvigelser på Anholt kan formentlig forklares med, at emissionsopgørelserne er beregnet på amtsplan og derefter fordelt ligeligt over amternes arealer (Asman et al. 1993). Anholt hører til Århus Amt og har derfor fået tildelt en emission, der svarer til øens del af Århus Amts areal. Dette fører sandsynligvis til en kraftig overestimering af emissionen lokalt på Anholt. Det meste af øen er ørken og resten af øen har kun lille landbrugsaktivitet med deraf følgende små lokale emissioner.



Figur 4.2. Beregnede og målte årlige middelværdier af ammoniak, partikulært bundet ammonium og sum-nitrat på Anholt, ved Tange og Keldsnor i perioden 1989 til 1995. Åbne signaturer er resultater fra modelberegninger og lukkede signaturer er måleresultater. ○ ● ammoniak; △▲ partikulært bundet ammonium; ◇◆ sum-nitrat.

Årsvariation af ammoniakkoncentrationer

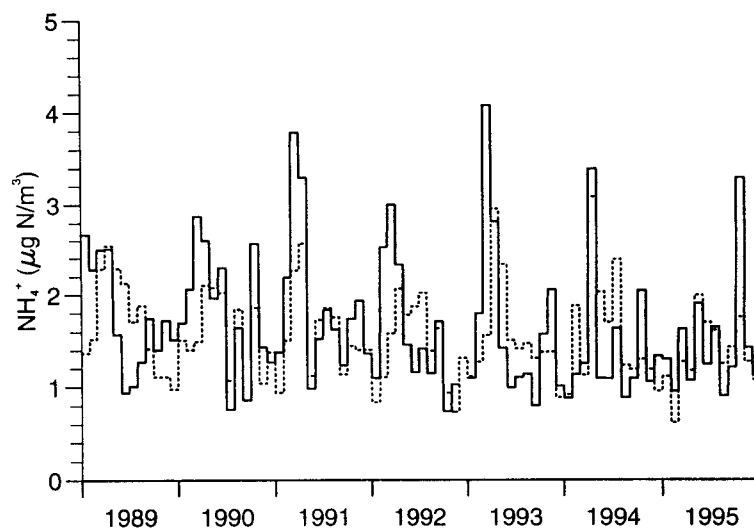
Selvom de beregnede og målte ammoniakkoncentrationer på Anholt er meget forskellige, er der i begge tilfælde stort set ingen ændring igennem perioden. Ved Tange er der ligeledes et svagt fald i de målte årsmiddelværdier, men et tilsvarende fald fremkommer ikke i modelberegningerne. Ved Keldsnor er der målt et maksimum i ammoniak koncentrationen i 1993, men et tilsvarende maksimum observeres ikke i de beregnede niveauer.

Partikulært bundet ammonium

Koncentrationen af partikulært bundet ammonium er i modsætning til ammoniak i langt højere grad påvirket af langtransport. I figur 4.3 ses, at der er en betydelig bedre overensstemmelse mellem resultaterne af modelberegninger og målingerne på Anholt.

Årsmiddelværdier af ammonium

Årsmiddelkoncentrationerne fra 1989 til 1995 (se figur 4.2) viser god overensstemmelse mellem beregnede og målte værdier på Anholt, hvor der for alle årene er en afvigelse på mindre end ca. 25 %. Tilsvarende er afvigelsen ved Tange og Keldsnor mindre end ca. 40 %.



Figur 4.3 (—) målte og (---) beregnede månedsmiddel-koncentrationer af partikulært bundet ammonium på Anholt fra 1989 til 1995.

Årsvariation af ammonium

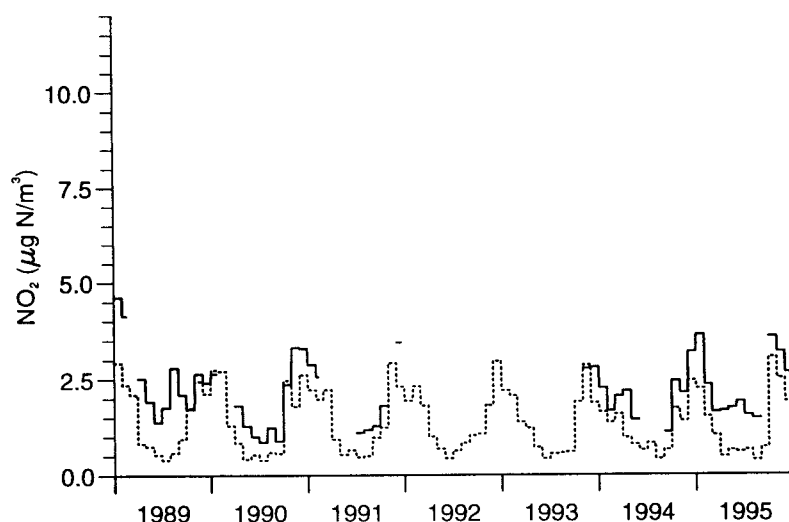
På Anholt observeres både et fald i de beregnede og målte årsmiddelniveauer af partikulært bundet ammonium i perioden 1989 til 1995 (se figur 4.2). Ved Tange og Keldsnor er der derimod kun et fald i de målte niveauer, mens der ikke er nogen sikker tendens eller højst et lille fald i de beregnede niveauer.

4.2 Kvælstofdioxid

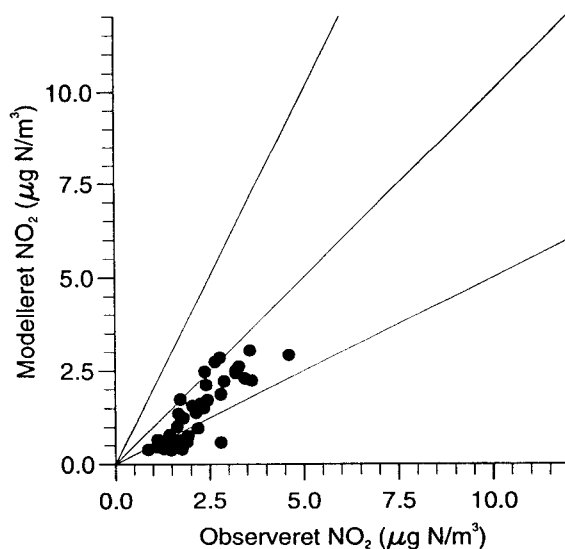
Kvælstofdioxids rolle i atmosfæren

Tørdepositionen af kvælstofdioxid til havoverflader er forsvindende i sammenligning med tørdepositionen af andre kvælstofkomponenter. Alligevel er det vigtigt at forstå de processer, der danner og nedbryder kvælstofdioxid i atmosfæren, fordi kvælstofdioxid i atmosfæren omdannes til salpetersyre eller nitrat, der herefter deponeres (se Ellermann et al. 1996, kapitel 1).

Figur 4.4 viser beregnede og målte månedsmiddelkoncentrationer af kvælstofdioxid på Anholt fra 1989 til 1995. Årstidsvariationen er tilsyneladende kvalitativt godt reproduceret af modellen, hvor de højeste koncentrationer er registreret om vinteren og de laveste om sommeren. Talmaterialet er temmelig begrænset på målesiden, men konklusionen understøttes af resultater fra Ulborg, der har en bedre dækning m.h.t. målingerne (se Bilagsrapporten). Et scatterplot af de målte og beregnede data fra Anholt viser en god lineær sammenhæng, hvilket kvalitativt understøtter ovenfor nævnte konklusion (se figur 4.5).



Figur 4.4 (—) målte og (---) beregnede månedsmiddelkoncentrationer af kvælstofdioxid på Anholt fra 1989 til 1995.



Figur 4.5 Sammenligning af målte og beregnede månedsmiddelkoncentrationer af kvælstofdioxid på Anholt i perioden 1989 til 1995. Linierne 1:1, 1:2 og 2:1 er vist.

Kvantitativ sammenligning

Modellen underestimerer generelt koncentrationen af kvælstofdioxid om sommeren, hvor de laveste niveauer er observeret. I de fleste tilfælde er der en acceptabel overensstemmelse mellem beregnede og målte data, men for de lave koncentrationer er afvigelsen mere end en faktor 2 og dermed ikke acceptabel.

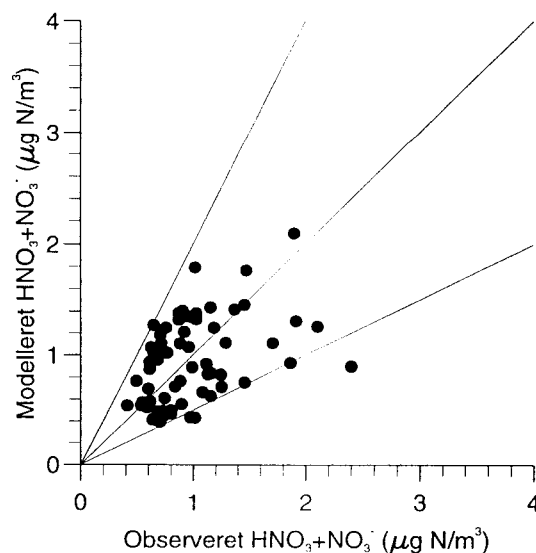
4.3 Salpetersyre og partikulært bundet nitrat

Sum-nitrat

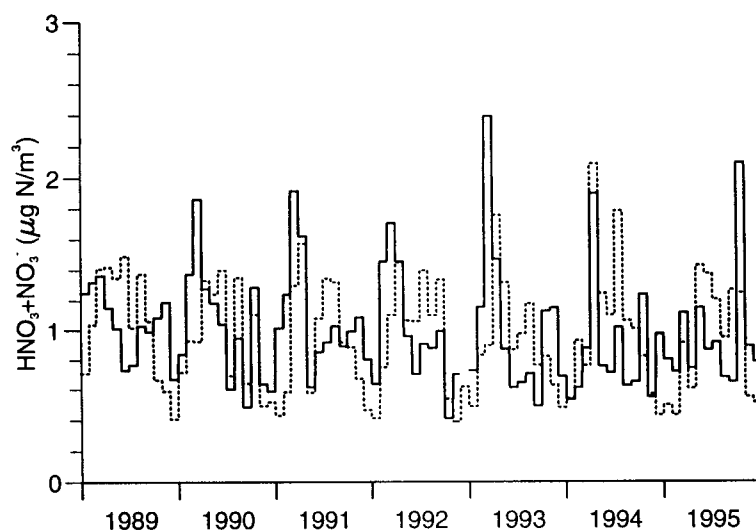
Salpetersyre og partikulært bundet nitrat kan måleteknisk ikke adskilles med filterpack-metoden (se Ellermann et al. 1996, kapitel 2). Derfor kan modelresultaterne kun verificeres mod sum-nitrat og ikke mod enkeltkomponenterne.

Månedsmiddelværdier

Figur 4.6 viser beregnede og målte månedsmiddelværdier af sum-nitrat på Anholt i perioden 1989 til 1995. Den tidlige variation er ikke reproduceret godt med modellen, hvilket også giver en stor spredning i et scatterplot (se figur 4.7), men afvigelsen er stort set hele tiden indenfor en faktor 2 og derfor acceptabel. Modellen overestimerer sum-nitrat om sommeren og underestimerer den om vinteren. Der er flere mulige årsager til denne observation: at modellens omsætning af kvælstofdioxid er for hurtig på grund af en beregnet for høj koncentration af OH radikaler (se Ellermann et al. 1996 kapitel 1), at der er store usikkerheder på emissionsopgørelserne herunder bl.a. sæsonvariationerne, at dannelsen af ammoniumnitrat ikke er beskrevet tilstrækkelig detaljeret og endelig at begyndelseskoncentrationerne af ammoniumnitrat er sat til en fast værdi ($1,25 \mu\text{g N/m}^3$) uafhængigt af luftpakkens oprindelsessted og starttidspunkt. Overestimering af koncentrationen af OH radikaler er et generelt problem for transport-kemi-modeller bl.a. også for EMEP-modellen (Sandnes og Styve, 1992).



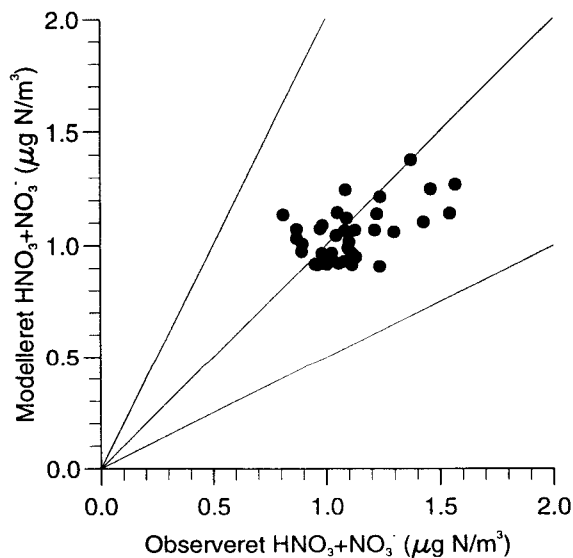
Figur 4.6 (—) målte og (---) beregnede månedsmiddelværdier af sum-nitrat ($\text{HNO}_3 + \text{NO}_3$) på Anholt fra 1989 til 1995.



Figur 4.7 Sammenligning af målte og beregnede månedsmiddel-værdier af sum-nitrat ($\text{HNO}_3 + \text{NO}_3$) på Anholt i perioden 1989 til 1995. Linierne 1:1, 1:2 og 2:1 er vist.

Årsmiddelværdier

For at vurdere det generelle niveau er beregnede og målte årsmiddelværdier fra alle hovedstationerne for perioden 1989 til 1995 plottet mod hinanden (se figur 4.8). Langt de fleste værdier ligger omkring 0,8-1,6 $\mu\text{g N/m}^3$ for både beregnede og målte værdier og generelt er der en god overensstemmelse.



Figur 4.8 Sammenligning af målte og beregnede årsmiddelværdier af sum-nitrat ($\text{HNO}_3 + \text{NO}_3$) på alle stationer i perioden 1989 til 1995. Linierne 1:1, 1:2 og 2:1 er vist.

Årsvariation

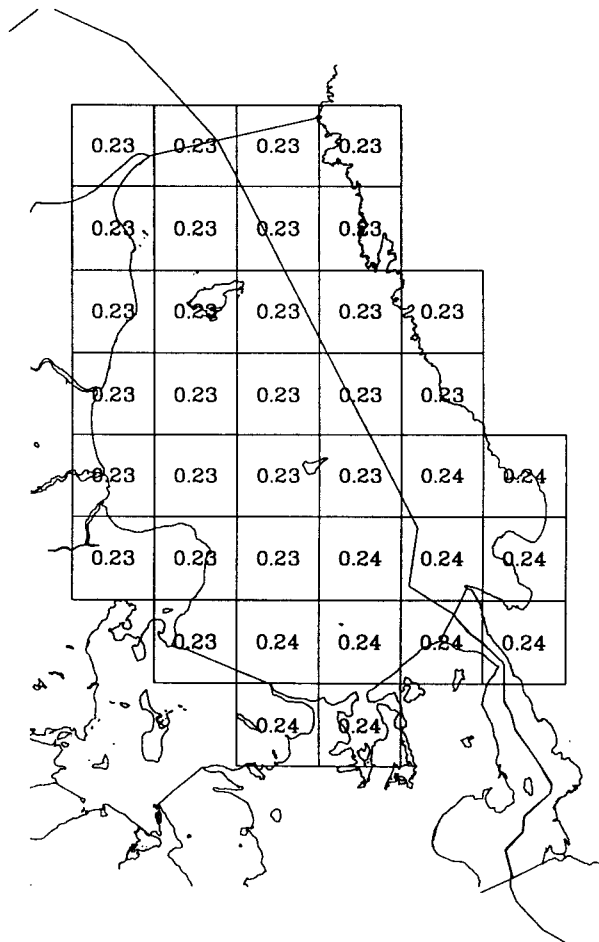
På Anholt og ved Tange er målte og beregnede koncentrationer stort set konstante i perioden fra 1989 til 1995 med en tendens til et lille fald (se figur 4.2). Ved Keldsnor er der målt et fald på 20 % i perio-

den, hvorimod der er en stigning i de beregnede årsmiddel-koncentrationer på 7 %.

4.4 Tørdeposition til Kattegat

Tørdeposition til Kattegat bestemt v.h.a. interpolation

For at vurdere resultaterne af modelberegningerne af tørdeposition af kvælstofforbindelser til havområder er tørdepositionen til Kattegat estimeret ud fra tørdepositionen beregnet på baggrund af koncentrationer målt ved Frederiksborg og på Anholt (se figur 4.9). Det er her antaget, at Frederiksborg er repræsentativ for den sydlige del af Kattegat (selvom den ligger ca. 20 km fra kysten og er en skovstation), og at Anholt repræsenterer den nordlige og centrale del af Kattegat. Estimatet er foretaget til et net bestående af 30 km x 30 km gitterfelter.

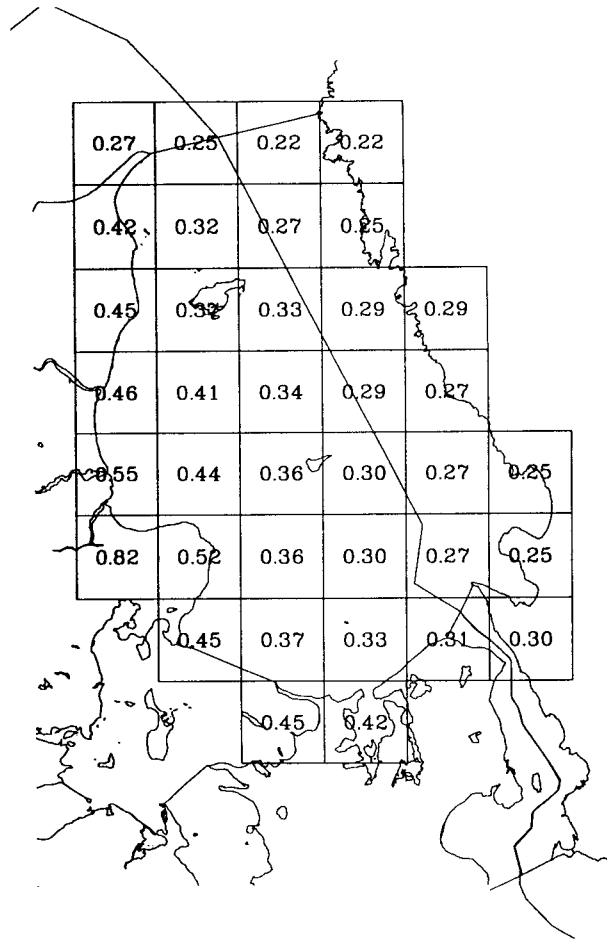


Figur 4.9 Tørdeposition af kvælstof til Kattegat for 1995 estimeret ud fra tørdepositionen beregnet på baggrund af koncentrationer målt ved Frederiksborg og på Anholt. Tørdeposition i ton N/km² er angivet i et net med 30 km x 30 km gitterfelter.

Sammenligning

Figur 4.10 viser årsdepositionen beregnet med ACDEP-modellen i et tilsvarende net. Den estimerede tørdeposition er stort set konstant over hele Kattegat (se figur 4.9), da der ikke er nævneværdig forskel i tørdepositionen på Anholt og Frederiksborg, hvorimod ACDEP-modellen er istand til at beskrive de gradienter, der dels går fra syd mod nord og dels fra øst mod vest (se figur 4.10, der er et udsnit af

figur 3.9). Til gengæld beregner modellen en tørdeposition for de gitterfelter, der indeholder målestationerne på Anholt og ved Frederiksborg, som er h.h.v. 60 % og 30 % højere end tørdepositionsberegningerne baseret på de målte koncentrationer. Årsagen til de højere modelberegneede depositioner skyldes sandsynligvis dels de højere ammoniakkoncentrationer i modellen, dels at estimatet i den sydlige del af Kattegat er baseret på målinger på en skovstation med få lokale ammoniakilder. Sidstnævnte årsag fører sandsynligvis til en underestimering af ammoniakkoncentrationen for det sydlige Kattegat. En del af forskellen kan også være forårsaget af, at tørdepositionen beregnet ud fra målte koncentrationer underestimeres, idet målemetoderne ikke kan adskille salpetersyre og partikulært bundet nitrat (se afsnit 2.1.4)



Figur 4.10 Tørdeposition af kvælstof til Kattegat for 1995 beregnet med ACDEP-modellen. Tørdeposition i ton N/km² er angivet i et net med 30 km x 30 km gitterfelter. Bemærk at figuren er et udsnit af figur 3.9.

Total kvælstofdeposition til Kattegat

Ved at summere tørdepositionen i felterne ganget med havarealet i feltet indenfor grænserne af Kattegat er den totale årlige kvælstofdeposition bestemt (se tabel 4.1). ACDEP-modellen giver en samlet tørdeposition til Kattegat, der er 46 % større end den estimerede.

Tabel 4.1 Den samlede tørdeposition til dansk del, svensk del og hele Kattegat for 1995 i kton N.

Farvand	Tørdeposition	
	Estimeret	Modelberegnet
Kattegat, dansk del (areal 14.775 km ²)	3,4	5,5
Kattegat, svensk del (areal 6.585 km ²)	1,6	1,8
Kattegat (areal 21.360 km ²)	5,0	7,3

4.5 Våddeposition af ammonium og nitrat

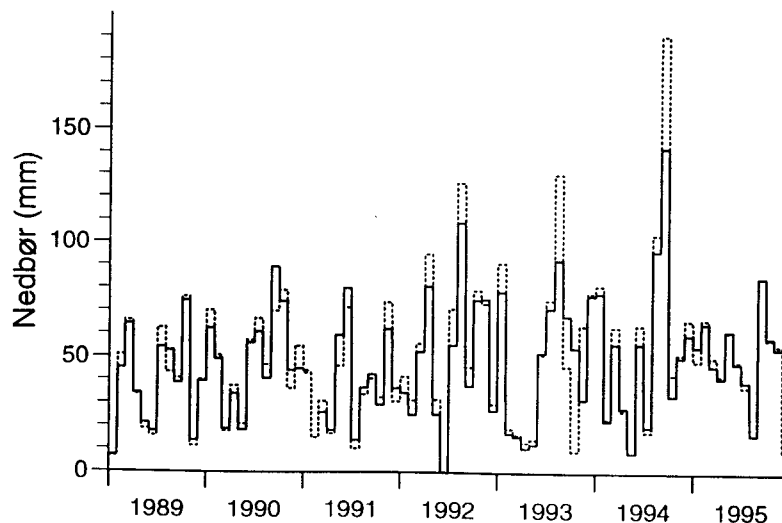
Problemer i beskrivelsen af våddeposition

Generelt er det vanskeligt at beskrive våddeposition til et område. Der er store usikkerheder i målingen af våddeposition p.gr.a. tørdeposition i bulkopsamlerne, turbulensfelt omkring opsamlerne etc. (op til 45 %, se Ellermann et al. 1996, kapitel 2). Desuden er nedbør ofte en meget lokal begivenhed, og dette gør det vanskeligt at sammenligne en punktmåling med en modelberegning, der ud fra emissionsopgørelser og nedbørsdata på et net af 15 km x 15 km gitterfelter beregner en våddeposition til et receptorpunkt. Endelig er processerne, der ligger til grund for våddepositionen, ikke tilstrækkeligt godt kendte, hvilket gør det yderst vanskeligt at parameterisere disse i en model (se Ellermann et al. 1996, kapitel 3).

4.5.1 Nedbør

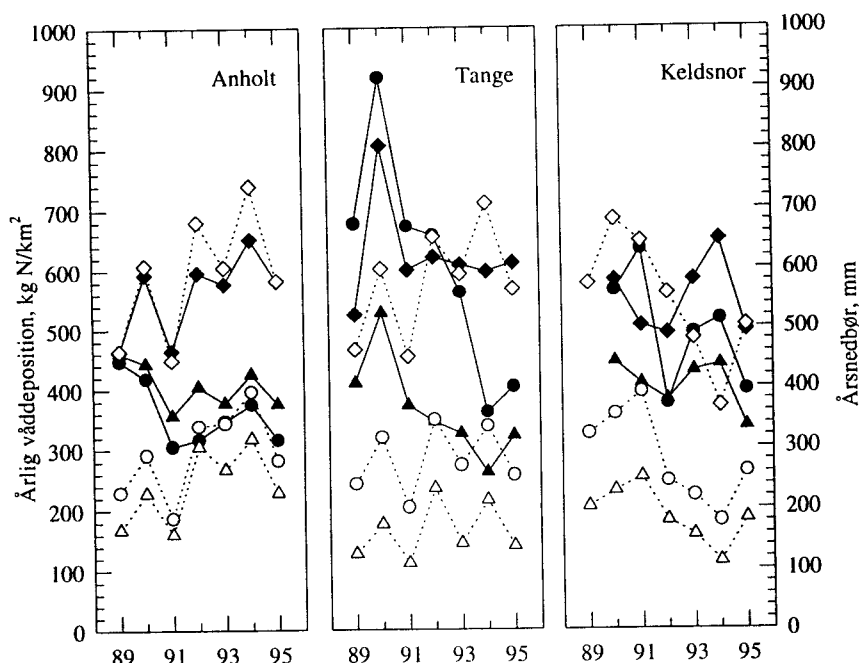
Målt nedbør i modellen

Nedbørsfelterne er ved beregningerne justeret ind efter de målte nedbørsmængder på Anholt og ved Keldsnor og Pedersker (se Kapitel 3 og Ellermann et al. 1996, kapitel 3). En god beskrivelse af de lokale nedbørsforhold er nødvendig for at kunne beregne en realistisk våddeposition af ammonium og nitrat.



Figur 4.11 (—) målte og (---) de i modellen anvendte månedlige nedbørsmængder på Anholt fra 1989 til 1995.

Efter denne justering er der god overensstemmelse mellem de i modellen anvendte og de målte nedbørsmængder på Anholt (se figur 4.11 og 4.12), hvorimod der er en større spredning på de andre stationer (se figur 4.12 og Bilagsrapporten). Specielt ved Keldsnor er der afvigelse mellem de i modellen anvendte nedbørsmængder og de målte nedbørsmængder. I 1994 er afvigelsen på ca. 60 %. Denne store afvigelse hænger sammen med den anvendte udglætning af nedbørsmængderne for at undgå ikke-fysiske gradienter som følge af EMEP-nedbørselfertenes grove opløsning (se Kapitel 3 og Ellermann et al. 1996, kapitel 3). Der er uoverensstemmelse i den tidlige variation mellem de målte og de i modellen anvendte nedbørsmængder ved Tange og Keldsnor. Dette er sandsynligvis forårsaget af udglætningen af de i modellen anvendte nedbørsmængder. På Anholt er der en god overensstemmelse mellem den tidlige variation bestemt i modellen og de målte variationer.



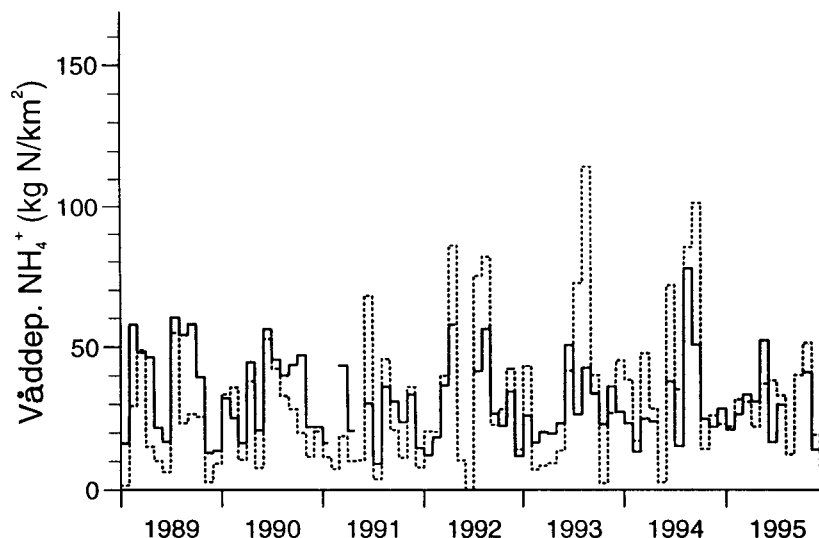
Figur 4.12 Den i modellen anvendte årlige nedbørsmængde og den målte årlige nedbørsmængde samt våddeposition af ammonium og nitrat på Anholt, ved Tange og ved Keldsnor i perioden 1989 til 1995. Åbne signaturer angiver modelværdier og lukkede signaturer er måleresultater. \diamond \diamond Nedbørsmængde i mm; \circ \bullet våddeposition af ammonium i kg N/km²; \triangle \blacktriangle våddeposition af nitrat i kg N/km².

4.5.2 Våddeposition

Ammonium

Våddeposition af ammonium sker dels ved, at ammoniak og partikulært ammonium fjernes ved "in-cloud scavenging" og dels ved, at de udvaskes ved "below-cloud scavenging" i forbindelse med regn. Den beregnede våddeposition af ammonium på Anholt er i hovedparten af perioden indenfor en faktor 2 af målingerne (se figur 4.13). På de andre stationer er afvigelsen større og selv den årlige våddeposition af ammonium har flere værdier, der falder udenfor det acceptable (se

figur 4.12 og Bilagsrapporten). Afvigelserne kan dels forklares ved afvigelserne mellem de målte og de i modellen anvendte nedbørsmængder (dog ikke for Anholt), dels ved den usikkerhed der er i parameteriseringen i modellen af de komplekse processer, der ligger til grund for våddepositionsberegningerne.



Figur 4.13 (—) målte og (---) beregnede våddepositioner af ammonium på Anholt fra 1989 til 1995.

Årlige våddeposition af ammonium

I 1995 er afvigelserne mellem de målte og beregnede våddepositioner af ammonium på alle stationerne indenfor 35 %. I de andre år er der en betydelig større afvigelse og i nogle tilfælde udgør den beregnede værdi kun 1/3 af den målte værdi.

Årsvariation af våddeposition af ammonium

Generelt er der et fald i de målte våddepositioner af ammonium (se figur 4.12). Ved Keldsnor er dette fald dog afbrudt i 1993 og 1994 formodentlig p.gr.a. en stigning i nedbørsmængden. Tilsvarende udviklingstendenser ses ikke i modelberegningerne.

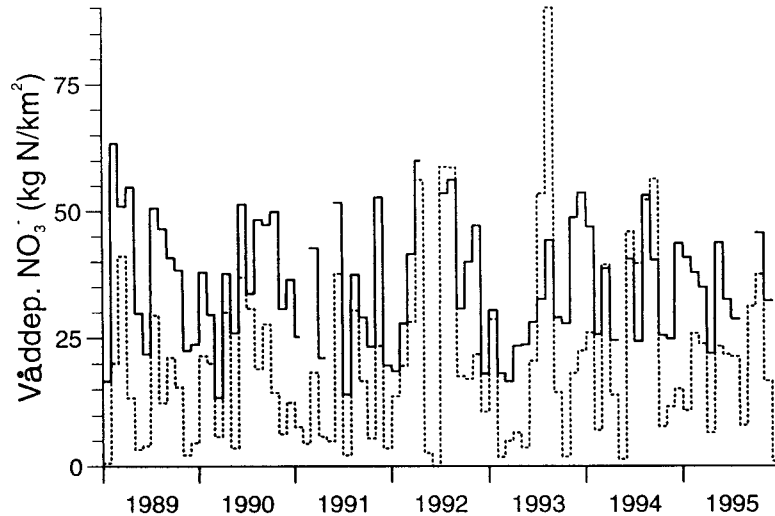
Nitrat

Den beregnede våddeposition af nitrat er underestimeret med op til en faktor 10 på månedsdepositionerne (se figur 4.14). I enkelte episoder overestimerer modellen dog ligeledes med op til en faktor 2. Der er derfor store afvigelser for de årlige våddepositioner af nitrat. Afvigelserne kan ligesom for ammonium dels forklares ved afvigelserne mellem målte og de i modellen anvendte nedbørsmængder (dog ikke på Anholt), dels ved den usikkerhed der er i parameteriseringen i modellen af de komplekse processer, der ligger til grund for våddepositionsberegningerne.

Årsdeposition af nitrat

På Anholt og ved Keldsnor er der en afvigelse mellem målt og beregnet årsdeposition i 1995 på ca. 45 %. En noget større afvigelse ses ved Tange. Ligesom for våddeposition af ammonium er der en betydelig større afvigelse mellem målte og beregnede depositioner af nitrat i de

andre år. Den beregnede værdi er i nogle tilfælde kun en 1/3 af den målte.



Figur 4.14 (—) målte og (---) beregnede våddepositioner af nitrat på Anholt fra 1989 til 1995.

Årsvariation af våddepositionen af nitrat

Generelt er der ligesom for ammonium et fald i de målte våddepositioner af nitrat. Ved Keldsnor er dette fald dog afbrudt i 1993 og 1994 sandsynligvis p.gr.a. en stigning i nedbørsmængden. Tilsvarende udviklingstendenser fremkommer ikke i modelberegningerne. I beregningerne er der en lille stigning på Anholt, ved Tange er der stort set ingen udvikling og ved Keldsnor er der et svagt fald, men år til år variationen er forskellig fra målingerne (se figur 4.12).

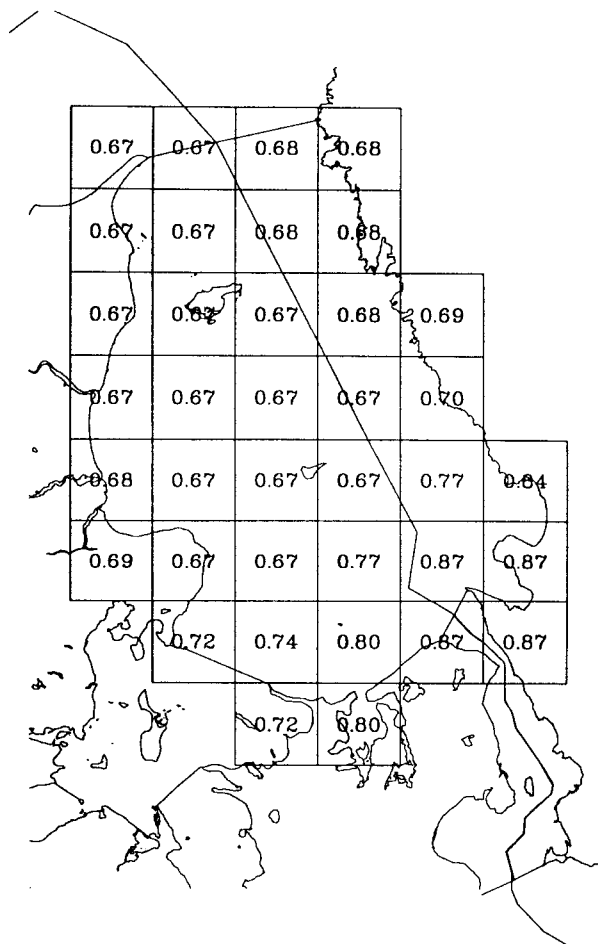
4.6 Våddeposition af kvælstof til Kattegat

Estimeret våddeposition

Med henblik på at vurdere modelberegningerne er våddepositionen til Kattegat estimeret med samme procedurer som for tørdepositionen. Dog er våddepositions målinger for Sjællands Odde og Samsø også inkluderet (se figur 4.15).

Modelberegnet våddeposition

Figur 4.16 (udsnit af figur 3.12) viser våddepositionen af kvælstof til Kattegat beregnet med ACDEP-modellen. Generelt observeres i 1995 en afvigelse på $\pm 10-20\%$ mellem estimat og modelberegninger med en tendens til, at modellen underestimerer. Begge metoder beskriver en faldende gradient fra den sydlige del af Kattegat og op mod Anholt. I den nordligste del af Kattegat (nord for Anholt) er modelresultaterne 10-15 % højere end de estimerede værdier. Årsagen til de højere værdier i modellen er, at de estimerede værdier i dette område er tildelt våddepositionen målt på Anholt, og at modelresultaterne viser en stigende gradient sandsynligvis forårsaget af den større nedbørsmængde nord for Anholt.



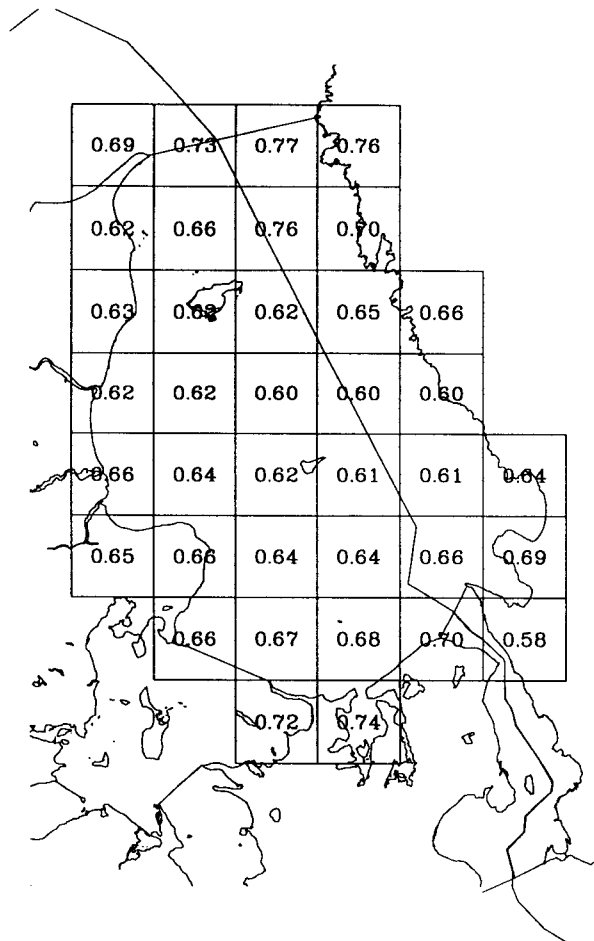
Figur 4.15 Estimeret våddeposition til Kattegat i 1995 ud fra våddepositions-målinger på Anholt, Samsø og ved Sjællands Odde og Frederiksborg. Våd-deposition i ton N/km² er angivet i et net med 30 km x 30 km gitterfelter.

Samlet våddeposition

På basis af de to metoder estimeres den samlede våddeposition af kvælstof til Kattegat (se tabel 4.2). ACDEP-modellen giver en våddeposition til Kattegat, der er 8 % mindre end den interpolerede våddeposition. Men for at vurdere usikkerheden i bestemmelsen af våddepositionen er det bedre kun at se på området syd for Anholt. Estimatet for dette område er bedre p.gr.a. den større dækning med målestationer. Her fremgår det, at modellen underestimerer våddepositionen af kvælstof med 10-20 % i 1995.

Tabel 4.2 Den samlede våddeposition til dansk del, svensk del og hele Kattegat i kton N for hvert farvandsområde.

Farvand	Våddeposition	
	Estimeret	Modelberegnet
Kattegat, dansk del (14.775 km ²)	10,3	9,5
Kattegat, svensk del (6.585 km ²)	5,0	4,6
Kattegat (21.360 km ²)	15,3	14,1



Figur 4.16 Våddepositionen af kvælstof til Kattegat i 1995 beregnet med ACDEP-modellen. Våddeposition i ton N/km² er angivet i et net med 30 km x 30 km gitterfelter. Bemærk at figuren er et udsnit af figur 3.9.

4.7 Sammenfatning

Årsmiddel-koncentrationer

Der er generelt god overensstemmelse mellem målte og beregnede årsmiddelniveauer af gasser og partikulært bundet kvælstof med en afvigelse på under 40 % for ammonium, 20 % for sum-nitrat og typisk under 40 % for ammoniak. Afvigelsen er dog op til en faktor 4 for ammoniak på Anholt, men denne store afvigelse hænger formodentlig sammen med usikkerheder i emissionsopgørelserne af ammoniak.

Tørdeposition til Kattegat

Sammenligningen mellem estimerede og beregnede tørdepositioner til Kattegat viser en overensstemmelse indenfor 45 %. Det er ikke muligt at estimere tørdepositionen til alle de danske farvande, fjorde, vige og bugter på basis af målestationerne, og det er derfor vigtigt at supplere resultaterne fra målenettet med beregninger fra ACDEP-modellen. På basis af sammenligningerne ovenfor er usikkerheden for tørdepositionen til de åbne danske farvande estimeret til at være ca. 50 % i 1995. Usikkerheden i tørdepositionen til fjorde, vige og bugter er vurderet til ca. 100 %, da der deponeres større mængder ammoniak tæt under land og ammoniakkoncentrationerne er forbundet med en større usikkerhed.

Koncentrationers tidlige udvikling

De målte niveauer af gasfase og partikulært bundet kvælstof giver et direkte billede af mulige tendenser og sæsonvariationer. Derimod har sammenligningerne mellem målingerne og modelresultaterne vist, at tilsvarende tendenser bestemt med modellen er forbundet med stor usikkerhed. Det er vigtigt i denne sammenhæng, at måle-nettet består af mange stationer, så lokale ændringer ikke bliver fejltolket som repræsentative for hele landet.

Årlig våddeposition til Kattegat

Der er en afvigelse mellem målinger og modelresultater på 10-20 % for den årlige våddepositionen i 1995 af kvælstof til Kattegat og op til 45 % på målestationerne, hvilket er overordentligt godt. Dette afspejler dog ikke usikkerheden igennem hele perioden fra 1989 til 1995. I andre år er der betydelig større afvigelser. Det er derfor valgt at anvende modelresultaterne for 1995 til beskrivelse af våddepositionen til de danske farvandsområder, fjorde, vige og bugter, idet våddepositionen til disse områder er svære at beskrive v.h.a. målestationer. Usikkerheden på den beregnede årlige våddeposition i 1995 er estimeret til at være 50 % baseret på sammenligningerne i dette kapitel.

Tidlig udvikling af våddeposition

Sammenligning mellem målinger og modelresultater viser, at beskrivelsen af den tidlige udvikling af våddepositioner med ACDEP-modellen er forbundet med så stor en usikkerhed, at årsvariationen og sæsonvariationen kun kan beskrives tilfredsstillende v.h.a. målinger.

Total kvælstofdeposition

Ud fra de ovenfor præsenterede usikkerheder i tør- og våddepositionen er den årlige totale kvælstofdeposition til de åbne danske farvande estimeret til at have en usikkerhed på ca. 40 %. Til fjorde, vige og bugter er det antaget, at tørdepositionen bidrager med ca. 50 % af kvælstofdepositionen. Under denne antagelse er usikkerheden for 1995 estimeret til ca. 60 %.

Evaluering af moderesultater

Som en konsekvens af udvidelsen af programmet til at omfatte modelberegninger for de danske farvande, er der i rapporten lagt vægt på at vurdere kvælstofdepositionen v.h.a. sammenligninger mellem målte og beregnede resultater. For partikulært bundne kvælstofforbindelser er der generelt en rimelig overensstemmelse mellem modelresultater og målinger. For ammoniak er afvigelserne betydeligt større, formentlig primært som følge af usikkerheder i emissionsopgørelserne. Disse afvigelser slår igennem på beregningerne af tørdepositionen af kvælstof, som generelt vurderes til at være overestimeret i modellen. Sammenligninger af målte og beregnede våddepositioner af kvælstof viser, at en detaljeret kortlægning af nedbørsmængder er nødvendig for at opnå en god beskrivelse af våddepositionen. Den i modellen anvendte håndtering af nedbørsmængderne er tilsyneladende brugbar for området omkring Anholt, men giver store uoverensstemmelser for de øvrige målestationer. Disse uoverensstemmelser slår ligeledes igennem på beregningerne af våddepositionen af kvælstofforbindelser. Generelt har sammenligningerne mellem beregninger og målinger for målestationerne afdækket en række områder, hvor modellen og beregningsproceduren kan forbedres:

- Bedre beskrivelse af nedbørsmængderne til de danske farvande, både m.h.t. tidlig og geografisk fordeling.

- Bedre emissionsopgørelser, både m.h.t. tidslig og geografisk fordeling.
- Bedre beskrivelse af partikulært bundet materiale herunder bl.a. tilføjelse af partikelstørrelsesfordelinger i modellen.

Der arbejdes allerede for nærværende på disse punkter. En forbedring af modellen og beregningsproceduren åbner mulighed for realistiske scenarieberegninger samt detaljerede vurderinger af betydningen af forskellige kildebidrag.

5 Diskussion og konklusion

Det foreliggende kapitel giver en sammenfatning af de vigtigste konklusioner fra rapporteringen under Vandmiljøplanens Overvågningsprogram i 1995 af den atmosfæriske kvælstofdeposition til de danske farvande.

Målinger suppleret med modelberegninger

Rapporteringen for 1995 omfatter en vurdering af udviklingen igennem hele overvågningsprogrammets måleperiode fra 1989-95. Endvidere er der foretaget beregninger med ACDEP-modellen for samme periode. Disse beregninger omfatter kvælstofdepositionen til de danske havområder, fjorde, vige og bugter.

Fjorde er tema i 1995

Temaet for Vandmiljøplanens Overvågningsprogram er i 1995 de danske fjordsystemer. Derfor er atmosfærens bidrag til kvælstofbelastningen af de danske fjorde, vige og bugter bestemt i dette års rapport. Da målestationerne i overvågningsprogrammet er placeret med henblik på at beskrive koncentrationsniveauer og depositioner generelt i de danske baggrundsområder, giver disse stationer ikke et detaljeret billede af forholdene ved fjordene. Derfor er målenettet suppleret med detaljerede modelberegninger til dækning af depositionen til de danske fjorde, vige og bugter.

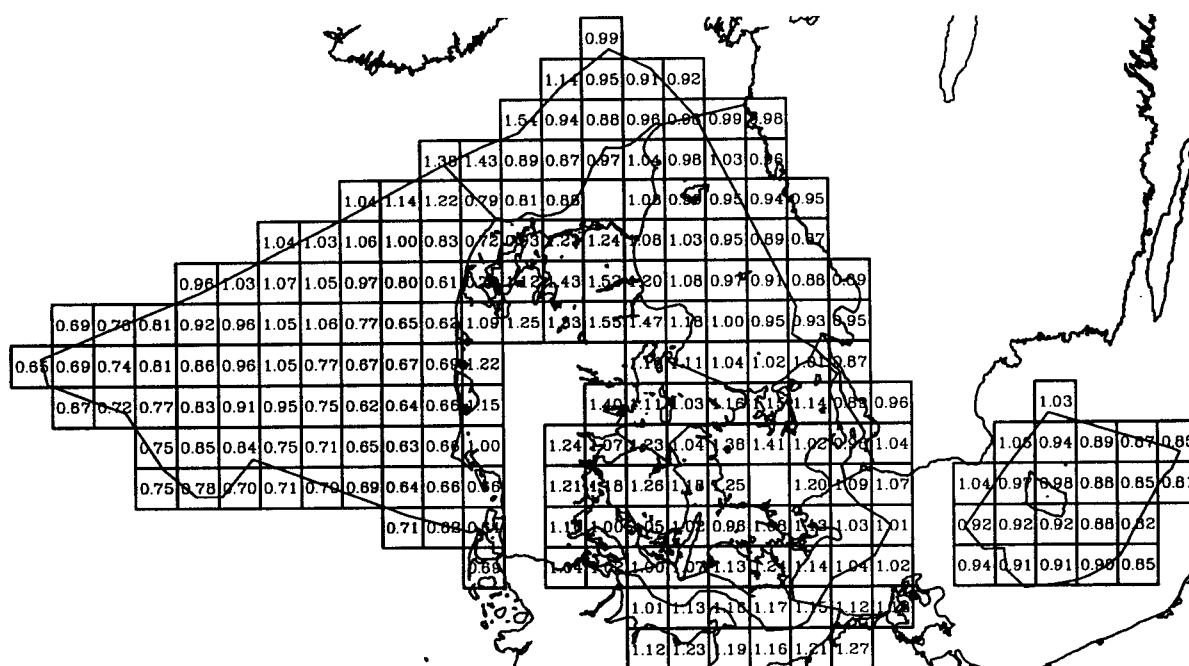
Fordelingen mellem våd- og tørdeposition

Tabel 5.1 viser den beregnede tør-, våd-, og totaldeposition af kvælstof til de danske hovedfarvande samt Limfjorden og Isefjord i 1995. Det fremgår af tabellen, at kvælstofdepositionen til de åbne farvande domineres af bidraget fra våddeposition. For fjordene og bælteerne er kvælstof-bidragene fra våd- og tørdeposition sammenlignelige. Dette skyldes, at disse farvande er tættere ved emissionsområderne over land, hvor navnlig ammoniakkoncentrationen er højere.

Tabel 5.1 Den totale kvælstofdeposition i kton N til de danske farvande og udvalgte fjordområder i 1995. Usikkerhederne er estimeret til ca. 40 % for de åbne havområder og ca. 60 % for fjorde, vige og bugter. Hvis intet andet er angivet er der tale om danske farvandsområder.

	Tørdeposition	Våddeposition	Totaldeposition
Nordsøen	12,8	26,7	39,6
Skagerrak	2,6	7,2	9,8
Kattegat	7,3	14,1	21,4
Nordlige Bælthav	1,8	1,9	3,7
Lillebælt	1,2	1,1	2,2
Storebælt	2,0	1,9	3,9
Øresund	1,0	1,3	2,3
Sydlig Bælthav	1,1	1,7	2,7
Østersøen, vestlige	1,4	2,1	3,5
Østersøen, østlige	3,9	6,5	10,4
Limfjorden	0,8	0,7	1,5
Isefjord	0,1	0,2	0,4
Sydfynske Øhav	0,2	0,2	0,4

På basis af sammenligninger mellem målinger og modelberegninger anslås det, at usikkerheden på de bestemte kvælstofdepositioner er ca. 40 % for de åbne farvande og ca. 60 % for fjorde, vige og bugter. Når usikkerheden anslås til at være større for fjorde, vige og bugter, skyldes det, at disse områder ligger tættest på emissionsområderne for ammoniak. Både den tidslige og geografiske fordeling af ammoniakemissionerne er usikker. Kvælstofdepositionen til de åbne farvande domineres af bidragene fra langtransporteret ammonium, og er derfor knapt så påvirket af denne usikkerhed. Med henblik på en sammenligning med modelresultaterne blev tør- og våddepositionen til Kattegat estimeret ud fra resultater fra målestationerne. Sammenligningen viste, at modellens beregninger gav større tørdeposition end estimatet fra målingerne.



Figur 5.1 Total kvælstofdeposition for 1995. Figuren viser alene deposition til vandoverflader, angivet i ton N/km² (figuren er identisk med figur 3.17).

Geografisk fordeling af kvælstofdepositionen i 1995

Figur 5.1 viser den beregnede samlede kvælstofdeposition til de danske farvande i 1995. Beregningerne er foretaget for midtpunktet af hvert af gitterfelterne (30 km x 30 km) i beregningsnettet. Denne beregning antages at repræsentere koncentrationer og depositioner til hele arealet af det aktuelle gitterfelt. Kvælstofdepositionen varierer typisk mellem 0,5 og 1,6 ton N/km². De største depositioner optræder i de kystnære områder, i den nordlige del af Nordsøen, og i den nordvestlige del af Skagerrak. For de kystnære områder skyldes dette tørdepositionen af ammoniak fra de lokale kilder, mens de to sidstnævnte områder er udsat for store nedbørsmængder og dermed stor våddeposition. Tørdepositionen har en faldende gradient gående fra syd mod nord (ikke vist her), som ikke ses for våddepositionen. Da våddepositionen giver det største bidrag til de åbne havområder, udviskes syd-nord gradienten i disse områder. Tabel 5.2 viser total-

depositionen samt totaldepositionen pr areal i 1995 til alle de farvande, som er omfattet af beregningerne (84 ialt) i forbindelse med årets rapportering. De viste resultater kan sammenholdes med de tilhørende arealer, som blev vist i tabel 1.3. Beregninger for de øvrige år i perioden 1989-95 er givet i bilagsrapporten i 1995.

Sammenligning med EMEP-beregninger

I EMEP-programmet er der foretaget beregninger af kvælstofdepositionen til hele EMEP's net af gitterfelter. De nyeste beregninger omfatter sammenligninger mellem EMEP's oprindelige model med 150 km x 150 km gitterfelter og et nyt mere detaljeret net med 50 km x 50 km. Endvidere har man foretaget beregninger både med den oprindelige Lagrangianske model (tilsvarende ACDEP) og en ny Eulersk model. Resultaterne i 50 km x 50 km opløsning er sammenlignelige for de to modeller. EMEP-modellerne indeholder ikke nogen detaljeret beskrivelse af depositionen til hav, men beregningerne for det danske område, viser for 1992 kvælstofdepositioner i størrelsesordenen 0,4 til 1 ton N/km² for de danske havområder og 1 til 2 ton N/km² for de danske landområder (Berge et al. 1996). Disse resultater stemmer pænt overens med resultaterne fremkommet ved de nærværende beregninger.

Tidslig udvikling

Beregningsresultaterne har ikke vist samme udviklingstendenser, som observationerne fra målestationerne. Da stationerne i stort omfang viser de samme tendenser, og det derfor kan udelukkes, at der er tale om lokale tendenser ved en enkelt station, er vurderingen af udviklingen over perioden baseret på måleresultaterne. For Anholt og Tange er der observeret et svagt fald i ammoniakkoncentrationerne, og samme tendens ses i mere udtalt grad for Keldsnor. For ammonium blev der observeret en svagt stigende udvikling de første 3 år for alle stationerne. Herefter er årsmiddel-koncentrationerne aftaget med 20 til 30 % i perioden 1991-95. De anvendte målemetoder giver ikke mulighed for at skelne mellem salpetersyre og partikulært nitrat. For summen af disse to forbindelser er der konstateret et svagt fald over perioden. Da tørdepositionen stort set er proportional med luftkoncentrationerne, må udviklingen i tørdepositionen af kvælstofforbindelser skønnes at have haft et tilsvarende svagt fald over perioden. Dog vil der for de kystnære områder samt fjorde, vige og bugter være stærk indflydelse fra udviklingen i ammoniakemissioner fra lokale landbrug. Våddepositionerne er kraftigt domineret af nedbørsmængderne. Derfor varierer den årlige våddeposition af kvælstofforbindelserne betydeligt med den årlige nedbør og følger dennes udvikling. Dog observeredes et svagt fald i våddepositionen af kvælstof over perioden 1989-95.

Evaluering af modelresultater

Som en konsekvens af udvidelsen af programmet til at omfatte modelberegninger for de danske farvande, er der i rapporten lagt vægt på at vurdere beregningsresultaterne ved hjælp af sammenligninger med observerede koncentrationer og depositioner fra målestationerne. For partikulært bundne kvælstofforbindelser observeres generelt en rimelig overensstemmelse mellem modelresultater og målinger. For ammoniak er afvigelse betydeligt større, formentlig primært som følge af usikkerheder i emissionsopgørelserne. Disse afvigelser slår igennem på beregningerne af tørdepositionen af kvælstof, som generelt vurderes at være overestimeret i modellen. Sammenligninger af våddepositionen af kvælstof viser, at en detaljeret kortlægning

af nedbørsmængder er nødvendig for at opnå en god beskrivelse. Den i modellen anvendte håndtering af nedbørsmængderne har vist sig brugbar for området omkring Anholt, men giver store uoverensstemmelser for de øvrige målestationer. Disse uoverensstemmelser slår igennem på beregningerne af våddepositionen af kvælstofforbindelser. Generelt har sammenligningerne mellem beregninger og målinger afdækket en række områder, hvor modellen kan forbedres. En række projekter er allerede iværksat i denne forbindelse.

Vurdering af atmosfæriske kilder

Den mest fremherskende vindretning i Danmark er syd-vest. Derfor bidrager langtransport af forurening fra Centraleuropa betragteligt til luftforureningen i Danmark. Denne langtransport omfatter både kvælstofforbindelser i gasfase og partikulært bundet ammonium og nitrat. Generelt er levetiden for gasserne imidlertid betydeligt kortere end for partikler, f.eks. omdannes kvælstofdioxid med ca. 5 % i timen. Levetiden af ammoniak er bestemt af luftens indhold af syrer (svovlsyre, salpetersyre og saltsyre) med hvilke ammoniak reagerer hurtigt. Salpetersyre har tilsvarende kort levetid dels p.gr.a. hurtig deposition til alle overflader og dels p.gr.a. optag i partikler og reaktion med ammoniak. Generelt er kvælstofbidraget fra langtransporterede gasser lille. I Skov et al (1994) blev dette eftervist for ammoniak ved en analyse af luftkvalitetsdata fra de forskellige målestationer, som blev sammenholdt med de fremherskende vindretninger. Desuden blev der foretaget en korrelationsanalyse mellem de forskellige stationer, som ligeledes har vist samme tendens.

Kvælstofoxider

Generelt er kilderne til kvælstofoxider kraftværker, industri, og ikke mindst trafik. Udviklingen i Europa går imod reduktion af emissionerne af kvælstofoxider. Kraftværker og industri bliver udstyret med røggasrensning og biltrafikken med katalysatorer. I den modsatte retning trækker den fortsatte vækst i trafikken.

Ammoniak og ammonium

Kilderne til ammoniak og ammonium er landbrug. Det er specielt her, at de nationale bidrag slår igennem. Kildestyrken er helt afhængig af landbrugspraksis, hvilket især vil sige teknikken ved og tidspunktet for udbringning af husdyrgødning på markerne.

Kildefordeling

På basis af fordelingen af de målte og beregnede kvælstofforbindelser kan kildebelastningen vurderes. På Anholt stammer mellem 50 og 70 % af kvælstofbelastningen fra landbrugsemissioner og resten fra afbrændingen af fossile brændsler. For de kystnære områder er landbrugssektorens bidrag større p.gr.a. indflydelsen fra de lokale ammoniakemissioner.

Tabel 5.2 Den totale kvælstofdeposition til de danske farvande, fjorde, vige og bugter i 1995. Hvor intet andet er anført, er der tale om danske farvandsarealer. Kvælstofdepositionen er dels angivet per km², dels per farvand.

Hav- og fjordområder	Total deposition		Hav- og fjordområder	Total deposition	
	per areal	per område		per areal	per område
	ton N/km ²	ton N		ton N/km ²	ton N
Augustenborg Fjord	1,12	15,3	Nissum Fjord	0,85	63,8
Avnø Fjord	1,08	44,2	Nordlige Bælthav	1,12	3.746,8
Basnæs Nor	0,96	8,7	Nordsøen	0,82	39.586,3
Dybsø Fjord	1,08	18,8	Norsminde Fjord	1,11	2,1
Ebeltoft Vig	1,10	93,1	Nyborg Fjord	1,18	9,9
Emtekær Nor	1,18	0,9	Nykøbing Bugt	1,15	14,3
Flensborg Fjord	1,02	134,5	Nysted Nor	1,24	1,1
Fåborg Fjord	1,05	12,4	Nærå Strand	1,23	5,9
Gamborg Fjord	1,18	12,3	Odense Fjord	1,24	75,0
Gamborg Nor	1,18	235,9	Præstø Fjord	1,13	24,6
Genner Bugt	1,10	4,9	Randers Fjord	1,39	30,0
Grådyb	0,78	108,1	Ringkøbing Fjord	1,03	303,0
Guldborg Bredning	1,23	37,6	Risgårde Bredning	1,36	65,9
Guldborg Sund	1,23	101,3	Roskilde Fjord, nordlige del	1,15	82,9
Haderslev Fjord	1,21	4,7	Roskilde Fjord, sydlige del	1,14	57,9
Halkær Bredning	1,23	7,5	Sakskøbing Fjord	1,24	26,2
Helnæs Bugt	1,12	73,4	Skagerrak	0,97	9.777,4
Hjarbæk Fjord	1,36	34,0	Skive Fjord	1,13	39,8
Holbæk Fjord	1,41	19,8	Skælskør Fjord	1,25	2,3
Holckenhavn Fjord	1,18	0,8	Skælskør Nor	1,25	2,9
Holsteinborg Nor	1,25	8,8	Stadil Fjord	1,22	3,2
Horsens Fjord	1,40	64,2	Stavns Fjord	1,03	16,1
Isefjord, Inderbredning*	1,30	54,4	Stege Bugt	1,13	47,4
Isefjord, Yderbredning*	1,15	245,4	Stege Nor	1,13	5,9
Kalundborg Fjord	1,05	83,3	Storebælt	1,08	3.934,3
Karrebæk Fjord	1,08	15,9	Sydfynske Øhav	1,03	402,4
Kattegat, dansk del	1,02	15.008,9	Sydlige Bælthav	1,12	2.739,2
Kattegat, svensk del	0,93	6.398,0	Sønder Nor	1,07	9,5
Keldsnor	1,07	1,1	Sønder Åby Bredning	1,18	0,3
Kertinge Fjord/Nor	1,04	8,7	Tempelkrog	1,41	5,6
Kolding Fjord	1,15	16,9	Thurø Sund	1,02	1,3
Korsør Nor	1,25	10,0	Tryggelev Nor	1,08	0,4
Lammefjord	1,15	23,1	Tybrind Vig	1,18	11,8
Lillebælt	1,09	2.233,1	Vejle Fjord	1,10	68,0
Limfjorden**	1,05	871,2	Venø Bugt	1,16	113,5
Lindelse Nor	1,07	7,2	Vålse Vig	1,08	7,6
Lovns Bredning	1,43	96,0	Øresund, dansk del	1,00	1.333,2
Lunkebugten	1,02	11,3	Øresund, svensk del	0,97	962,9
Mariager Fjord	1,36	65,1	Østersøen, østlige del	0,91	10.444,4
Nakkebølle Fjord	1,05	7,7	Østersøen, vestlige del	1,09	3.509,04
Nakskov Fjord	1,11	47,2	Åbenrå Fjord	1,10	34,3
Nissum Bredning	0,80	311,2	Århus Bugt	1,10	345,5

* bortset fra Holbæk Fjord, Lammefjord, Nykøbing Bugt og Tempelkrog. ** bortset fra Risgårde Bredning, Lovns Bredning, Skive Fjord, Halkær Fjord, Venø Bugt og Nissum Bredning.

Referencer

Andersen, H.V., Hovmand, M.F. 1994: Measurements of ammonia and ammonium by denuder and filter pack. *Atmospheric Environment* 28(21): 3495-3512.

Asman, W.A.H., Janssen, A.J. 1987: A long range reansport model for ammonia and ammonium for Europe. *Atmospheric Environment*. 21(10): 2099-2119.

Asman, W.A.H., Runge, E.R., Kilde, N.A. 1993: Emission af NH₃, NO_x, SO₂ og NMVOC til atmosfæren i Danmark. København : Miljøstyrelsen. 108 s. - Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 19.

Asman, W.A.H., Sørensen, L.L., Berkowicz, R., Granby, K., Nielsen, H., Jensen, B., Runge, E., Lykkelund, C., Gryning, S.E., Sempreviva, A.M. 1994: Processer for tørdeposition. København : Miljøstyrelsen. 115 s. - Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 35.

Berge, E., Sandnes, H., Jakobsen, H., Jonson, J.E. 1996: Acid deposition in the 50 km grid, results and comparison with measurements for 1992. In.: Barrett, K., Berge, E. (eds.): *Transboundary Air Pollution in Europe. Part 1: Estimated dispersion of acidifying agents and of near surface ozone*. Oslo : Meteorological Synthesizing Centre-West, Norwegian Meteorological Institute. 182 pp. - EMEP/MSC-W Report 1/96.

Ellermann, T., Hertel, O., Skov, H., Manscher, O.H. 1996. Atmosfærisk deposition. Målemetoder og modelberegninger. Danmarks Miljøundersøgelser. 57 s. Faglig rapport fra DMU, nr. 174.

Hertel, O. 1995. Transformation and deposition of sulphur and nitrogen compounds in the marine boundary layer. Danmarks Miljøundersøgelser. 194 s. Ph.D. thesis.

Hertel, O., Christensen, J., Runge, E.H., Asman, W.A.H., Berkowicz, R., Hovmand, M.F., Hov, Ø. 1995: Development and Testing of a new Variable Scale Air Pollution Model - ACDEP. *Atmospheric Environment*, 29(11): 1267-1290.

Hertel, O., Runge, E.H., Christensen, J., Berkowicz, R., Asman, W.A.H., Hov, Ø. 1996: Examination of the influence of vertical and horizontal resolution on model results using the lagrangian transport-chemistry model - ACDEP. *Atmospheric Environment*. Submitted.

Hovmand, M.F., Grundahl, L., Runge, E.H., Kemp, K., Aistrup, W. 1993: Atmosfærisk deposition af kvælstof og fosfor. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992. Roskilde : Danmarks Miljøundersøgelser. 96 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 91.

Mylona, S. 1996: Emissions; the collation and nature of the emission data. In.: Barrett, K., Berge, E. (eds.): Transboundary Air Pollution in Europe. Part 1: Estimated dispersion of acidifying agents and of near surface ozone. Oslo : Meteorological Synthesizing Centre-West, Norwegian Meteorological Institute. 182 pp. - EMEP/MSC-W Report 1/96.

Sandnes, H., Styve, H. 1993: Calculated budgets for airborne acidifying components in Europe, 1985, 1987, 1988, 1989, 1990, and 1991. Oslo : Meteorological Synthesizing Centre-West, Norwegian Meteorological Institute. 145 pp. - EMEP/MSC-W Report 1/92.

Skov, H., Hovmand, M.F., Grundahl, L., Runge, E.H., Kemp, K., Aistrup, W., Heidam, N.Z. 1994. Atmosfærisk deposition af kvælstof. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993. Roskilde : Danmarks Miljøundersøgelser. 61 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 123.

Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelses nationale rapporter vedrørende resultaterne af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995

Overvågningen i 1995 har vist, at der siden Vandmiljøplanen i 1987 er sket en reduktion i kvælstofudvaskningen fra landbruget, men at målsætningen ikke er opfyldt. Landbrugspraksis har været den samme i 1995 som i 1994. Fra maj 1995 til maj 1996 var vandafstrømningen og kvælstoftransporten den lavest målte, især på Sjælland og Fyn. Den biologiske tilstand i vandløbene har ikke ændret sig, medens der i en væsentlig del af søerne er konstateret en forbedret miljøtilstand siden 1989. Fjordenes tilstand er stadig præget af de høje næringsstofftilførsler. Fosfortilførslerne er dog mindsket markant til en række fjorde, fordi spildevand renses bedre. Som følge heraf er tilstanden bedret i enkelte fjorde. I de åbne farvande afveg tilstanden i 1995 ikke væsentligt fra tidligere år.

Tilførsel af fosfor og kvælstof til vandmiljøet

I 1995 var ferskvandsafstrømningen fra danske landområder til indre danske farvande godt 10% over normalen for perioden 1971-90. Afstrømningen var dog meget atypisk fordelt over året med næsten dobbelt så meget som normalt i 1. kvartal. I sommeren 1995 indledtes til gengæld den tørreste periode, der er registreret i Danmark, med meget ringe nedbør og en ekstremt lille vandafstrømning i vandløbene. Denne periode fortsatte frem til oktober 1996.

De landbaserede danske tilførsler af fosfor til de marine kystafsnit med vandløb og direkte spildevandsudledninger er faldet markant. I midten af 1980'erne var tilførslerne ca. 8.200 tons fosfor, i 1989 ca. 6.800 tons og i 1995 3.320 tons fosfor. Faldet kan alene tilskrives en bedre rensning af spildevandet. Den diffuse fosforafstrømning var 1.510 ton i 1995 og dermed noget højere end gennemsnittet for perioden 1981-88 på 1.100 ton per år.

Den samlede landbaserede kvælstoftilførsel var i 1995 92.900 tons mod 128.000 tons i 1994, hvor vandafstrømningen og dermed kvælstoftransporten i vandløb var specielt stor. Det diffuse bidrag (inkl. belastning fra spredt bebyggelse), der primært består af dyrkningsbetingede tab til vandmiljøet, udgjorde 85% af den samlede tilførsel fra land. På grund af den store vandafstrømning fandt 2/3 af tilførslen sted i 1. kvartal 1995.

Den målte nitrat-transport i 55 vandløb, der afvander dyrkede områder, var i det hydrologiske år 1995/96 (maj-maj) den lavest målte siden 1978. I fynske vandløb var den kun 14% af normalen mod 59% i jyske vandløb. Den meget lille kvælstoftransport i fynske (og sjællandske vandløb) forklares primært af den ekstremt lille vandføring.

Denne var ikke helt så lav i jyske vandløb. Nitrat-transporten korri-geret for klimatisk betingede år- til år- variationer i vandafstrømning-
gen var i 1995 i Jylland og på Bornholm på samme niveau som de to
forudgående år. På Sjælland og Fyn var den betydeligt lavere end i
tidligere år. Forskellen regionerne imellem er primært relateret til en
større andel af lerjorder i Øst-Danmark og dermed en større overfla-
denær afstrømning til vandløbene. I lerede oplande var der i 1995
således det laveste tab af nitrat til vandløbene siden 1978/79.

De marine områder tilføres også næringsstoffer fra atmosfæren. På
baggrund af målinger og modelberegninger er denne tilførsel opgjort
til 0,5-1,6 ton N km⁻² år⁻¹. Størst er den til de kystnære områder og
den nordlige del af Nordsøen samt den nordvestlige del af Skagerrak.
For de to sidstnævnte områder forårsages den høje tilførsel sandsyn-
ligvis af de relativt store nedbørsmængder her, og for de kystnære
områder af beliggenheden tæt ved ammoniakilder. Der er tendens
til et lille fald i den samlede atmosfærebelastning af de danske hav-
områder i perioden 1989 til 1995.

Vandløb og vandløbsoplande

Landbrugspraksis er undersøgt i 6 landovervågningsoplande. I 1995
udgjorde grønne marker 85% af det dyrkede areal, ca. 68% af hus-
dyrbrugene havde en opbevaringskapacitet til husdyrgødningen på 9
måneder eller derover og forårs/sommerudbringningen af husdyr-
gødningen udgjorde 80%. Minimumskravet til udnyttelse af husdyr-
gødning blev ikke opfyldt på 37-47% af ejendommene, som anvendte
husdyrgødning i 1995, og der blev overgødet på 20-30% af arealet. I
perioden 1990-94 er der dog sket forbedringer i landbrugspraksis,
mens forholdene i 1995 ikke afveg væsentligt fra 1994. Udnyttelsen af
husdyrgødningen er således forbedret med 16%-point, og for-
års/sommerudbringningen er øget med 26%-point.

På landsplan er den samlede tilførsel af handelsgødning faldet fra
392 mill. kg N i 1985 til 310 kg mill. kg N i 1995. Tilførsel af husdyr-
gødning var omtrent uændret i perioden.

Total kvælstoftilførsel (handelsgødning, husdyrgødning samt kvæl-
stof tilført ved bælplanter fiksering og atmosfærisk tilførsel) til
dyrkningsjord i Danmark er faldet fra 261 kg N ha⁻¹ i 1985 til 237 kg
N ha⁻¹ i 1995. Kvælstof fjernet med afgrøderne har varieret mellem
111 og 145 kg N ha⁻¹ år⁻¹. Nettotilførsel af kvælstof udgjorde 133 kg
N ha⁻¹ i 1985 og 106 kg N ha⁻¹ i 1995. Set over hele perioden udgjorde
de faldet i nettotilførsel af kvælstof 13%.

Udvaskningen af kvælstof fra rodzonen i de 6 landovervågnings-
oplande har siden 1989 i gennemsnit været 83 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for ler-
jordsoplandene og 135 kg N ha⁻¹ år⁻¹ for sandjordsoplandene.
Mindst var udvaskningen fra planteavlsbrugene, og for husdyrbru-
gene steg udvaskningen med stigende husdyrtæthed.

Kvælstofudvaskningen fra rodzonen er yderligere beregnet med en
empirisk model. En beregning for alle markerne i oplandene for 6

driftsår og ved normal klima viste en reduktion i udvaskningen på ca. 14% fra 1989/90 til 1995/95.

I en modelberegning af et scenarie, hvor kravene i Handlingsplanen for Bæredygtigt Landbrug vedr. udnyttelsesgrader er opfyldt, og hvor husdyrgødningen indenfor de enkelte ejendomme er fordelt optimalt, fås en gennemsnitlig reduktion i udvaskningen på 32% i forhold til udvaskningen ved aktuel gødningspraksis i 1989/90. Scenariet beregninger af en forøget anvendelse af græsudlæg og efterafgrøder, samt en 20%'s reduktion i gødskningsnormerne peger på, at yderligere tiltag kan bringe udvaskningen ned på niveau med målet i Vandmiljøplanen.

Kvælstofkoncentrationerne i vandløb i dyrkede områder har varieret mellem 6,3 og 9,1 mg N l⁻¹ eller 4-5 gange større end i vandløb i naturområder. I 1995 blev der målt de laveste koncentrationer i vandløbene i dyrkede områder hidtil.

Tilførsel af fosfor med handelsgødning til dyrkede arealer i Danmark er faldet fra 16,7 kg P ha⁻¹ i 1985 til 7,8 kg P ha⁻¹ i 1995, mens tilførsel med husdyrgødning er steget fra 16,8 P ha⁻¹ til 17,8 kg P ha⁻¹ i samme periode. Fosfor fjernet med afgrøderne har varieret mellem 16 og 22 kg P ha⁻¹ år⁻¹. Nettotilførsel af fosfor til landbrugsjord er således faldet fra ca. 15 til ca. 6 kg P ha⁻¹ i perioden 1985 til 1995.

De laveste fosforkoncentrationer findes i vandløb i naturoplande og de højeste i spildevandsbelastede vandløb. I vandløb, der modtager spildevand fra punktkilder var den vandføringsvægtede koncentration af fosfor i 1995 0,16 mg P l⁻¹ eller mindre end 30% af niveauet i 1989. I dambrugsbelastede vandløb er koncentrationen ligeledes faldet i overvågningsperioden 1989-95 fra 0,18 mg P l⁻¹ i 1989 til 0,10 mg P l⁻¹ i 1995, som tegn på mindskede fosforudledninger fra dambrugene.

Undersøgelser af vandløbenes biologiske tilstand viste, at tilstanden bedømt ud fra smådyrfaunaens sammensætning i form af Dansk Faunaindeks ikke har ændret sig siden starten af disse undersøgelser i 1992. I 1995 havde 17% af stationerne en DFI på I-I/II og 72% en DFI II-II/III. I de resterende vandløb var tilstanden ringere. Tilstanden var som forventet dårligst i vandløb, der modtager betydelige mængder spildevand, men DFI kunne også relateres til en række fysiske og kemiske forhold. Tilstanden påvirkes således negativt af lave strømhastigheder, organisk stof og stor årstidsvariation i vandføringen.

Trådalger forekom i 1995 på 80% af de undersøgte vandløbsstationer. I vandløb med svag strøm, ringe variation i vandføringen og høje næringsstofkoncentrationer var trådalgerne talrigt tilstede. Der har ikke kunnet konstateres en udvikling i perioden siden 1993, hvor disse undersøgelser blev igangsat.

Søer

I 19 af de 37 undersøgte søer er der nu konstateret et signifikant fald i fosforkoncentrationen i søvandet siden 1989. Dette forklares især af en reduceret spildevandstilførsel til disse søer.

Faldet i fosforkoncentrationer har ikke været stort nok til at mindske mængden af planktonalger og dermed øge vandets klarhed i alle 19 søer. Således er der kun sket et signifikant fald i mængden af planktonalger (klorofyl) og/eller øgning i sigtdybde i 14 af søerne. Mængden af planktonalger og vandets klarhed styres dog ikke alene af næringsstofferne, men er også reguleret af den biologiske struktur i søerne. Specielt i lavvandede, næringsrige søer spiller fiskebestandens størrelse og sammensætning en betydelig rolle for sammensætningen og mængden af planktonalger og dermed for vandets klarhed.

Den biologiske struktur har også betydning for næringsstoffdynamikken. Således påvirker mængden af undervandsplanter søernes evne til at fjerne kvælstof væsentligt. I søer med mange undervandsplanter fjernes betydeligt mere kvælstof end i søer uden undervandsplanter.

De marine områder

Fjordene

Temaet for rapporteringen af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram i 1996 er tilstand og udvikling i de danske fjorde.

Fjordene modtager næringsstoffer fra vandløb, punktkilder, atmosfæren og ved udveksling med tilstødende åbne farvande.

Kvælstof- og fosfortilførslen er særskilt opgjort til 47 fjorde og afgrænsede kystnære vandområder. Koncentrationerne af kvælstof i det tilledte ferskvand og tilførsler med direkte spildevandsudledninger var i 1995 7,4 mg N l⁻¹ som gennemsnit, eller den mindste i perioden 1989-95. De vandføringsvægtede indløbskoncentrationer af fosfor til disse fjorde faldt fra 0,80 mg P l⁻¹ i 1989 til 0,21 mg P l⁻¹ i 1995.

De landbaserede tilførsler af kvælstof og fosfor medfører forhøjede næringsstoffniveauer i fjordene i forhold til de åbne farvandsområder. Specielt i de lavvandede og middeldybe fjorde er koncentrationerne høje, men der er stor variation. Koncentrationen af næringsstoffer i fjordene afspejler størrelsen den landbaserede belastning. På årsbasis kan belastningen forklare henholdsvis 50% og 30% af variationen i den totale kvælstof- og fosforkoncentration. Sammenhængen mellem belastning og næringsstoffkoncentration afhænger af vandopholdstiden i fjordområderne, og i sommerhalvåret påvirker de biologiske processer yderligere sammenhængen. Den bedste korrelation mellem belastning og kvælstofkoncentration ses i vinterhalvåret. I februar

kan belastningen forklare 62% af variationen i kvælstofkoncentrationen og 34% af variationen i fosforkoncentrationen. Generelt indikerer analyserne, at fosforkoncentrationerne i højere grad end kvælstofkoncentrationerne påvirkes af andre faktorer end belastningen. En væsentlig faktor er frigivelse af fosfat fra fjordbunden, hvor der er ophobet fosfor fra de forudgående års fosforbelastning.

Planteplanktonets biomasse målt som klorofyl har stor betydning for fjordenes stofomsætning. Høje koncentrationer af planteplankton nedsætter vandets gennemsigtighed og begrænser derved forekomsten af bundlevende planter. Algernes koncentration aftager med stigende middeldybde af fjordene, øges med stigende kvælstofbelastning og begrænses af algespisende muslinger. Effekten af dybden må tilskrives en kombination af forringede lysforhold og en "fortynding" i et større volumen. Samlet kan disse 3 variable forklare mellem 50 og 70% af den totale variation i algebiomassen i danske fjordområder med middeldybder under 8,5 m. Med baggrund i opstillede regressionsmodeller kan det forudsiges, at en halvering af kvælstofbelastningen af de danske fjorde vil medføre, at algebiomassen i gennemsnit reduceres med 25% om sommeren (maj-september).

Ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad på vanddybder fra 2-10 m reguleres i høj grad af lystilgængeligheden, og vil derfor forøges som følge af bedre lysforhold efter en reduktion i næringssaltbelastningen. Herudover forventes ålegræspopulationerne at blive mere stabile, hvis risikoen for iltvind mindskes efter en belastningsreduktion. Fra århundredskiftet til i dag er ålegræssets udbredelse kraftigt reduceret først som følge af ålegræsnygen i 1930'erne og siden som følge af øget næringssaltbelastning. Inden for de seneste år har den mest markante udvikling i ålegræsbestandene været en række lokale reduktioner i 1992 og 1994 formentlig som følge af en kombination af høje vandtemperaturer og iltvind med svovlbrinteudslip. Flere steder er en retablering af disse bestande undervejs, og ser ud til at kunne foregå inden for en overskuelig årrække. For makroalgernes vedkommende peger analyserne på, at en belastningsreduktion vil betyde et stigende artsantal, et reduceret antal eutrofieringsbetingede arter og en ændring i arternes indbyrdes dominansforhold. Fjordenes størrelse, saltholdighed og forekomst af stenbund er også vigtige parametre for artsantallet. Generelt vil bedre lysforhold i forbindelse med faldende næringssaltkoncentrationer resultere i, at bundvegetationen får større betydning i forhold til planteplankton. Eksempler på sådanne skift mellem de forskellige plantegrupper er set i Norsminde Fjord og i Seden Strand inderst i Odense Fjord, i forbindelse med en markant reduktion i fosforbelastningen og en mindre reduktion i kvælstofbelastningen.

Mange af de danske fjorde udsættes jævnligt for dårlige iltforhold, som kan skade bunddyr og fisk. Iltforholdene ved bunden er afhængig af iltforbruget, som igen afhænger af stofproduktion og belastningen samt af opblandingsforholdene. I Skive og Roskilde Fjord er iltforholdene vurderet nøjere. Bundvandets iltindhold er overordnet bestemt af opblandingsforholdene, og i perioder med lagdeling af vandsøjlen kunne iltindholdet beskrives ved varigheden af den lagdelte periode og kvælstofbelastningen. På basis af en regressionsmo-

del kan effekten af en 50% belastningsreduktion forventes at være ganske betydelig.

I danske fjorde er bundfaunaen (målt som biomasse) stærkt domineret af bløddyr og især af filtrerende muslinger. De kan opfattes som nøgleorganismer for fjordenes tilstand, idet de påvirker mængden af planktonalger. Bunddyrenes biomasse er positivt korreleret til kvælstofbelastning, vanddybde og til vandets opholdstid i fjordene. Disse forhold forklarer ca. 60 % af variationen i biomassen og ca. 70 % af variationen i den beregnede produktion af bunddyr. I begge tilfælde havde kvælstofbelastningen langt den største effekt. Den "positive" sammenhæng mellem kvælstofbelastningen og bunddyrenes biomasse viser, at produktionen i de danske fjorde overordnet er kvælstofbegrænset, og at de indirekte effekter på bundfaunaen af forringede iltforhold generelt er beskedne.

Fjorde betragtes ofte som "filtre" for næringsstoffer på vej fra land til åbent hav. Da langt størstedelen af de danske udledninger af næringsstoffer sker til fjorde, er en kvantificering af denne "filtereffekt" vigtig. I 9 ud af 10 fjorde var der en tilbageholdelse af kvælstof. Tabet i de 10 fjorde udgør i gennemsnit 9 g N m⁻² år⁻¹ og skyldes en kombination af denitrifikation og akkumulering i fjordenes sedimenter. I de fjorde, hvor kvælstof fjernes varierer den procentvise fjernelse mellem 10 og 90% og er positivt korreleret til vandets opholdstid. For fosfor skete der kun i 2 ud af 9 fjorde en tilbageholdelse, mens der netto blev frigivet fosfor fra de øvrige 7. Eksporten af fosfor fra fjordene til de åbne farvande må skyldes frigivelse fra puljer, som er ophobet i sedimenterne fra forudgående år med en højere belastning. Når fosforpuljerne i sedimenterne er udtømte, må man regne med en tilbageholdelse af fosfor i fjordene svarende til 0,2-0,5 g P/m² år⁻¹.

Åbent hav

I de åbne farvande afveg tilstanden i 1995 ikke markant fra tidligere år. Dog var næringssaltkoncentrationerne i Skagerrak høje i marts-april, hvilket medførte en større planteplanktonmængde og primærproduktion. I Nordsøen ud for Vadehavet var der i maj-juli masseopblomstringer af skumalgen *Phaeocystis*. I Øresunds dybere dele blev der i august og september observeret de laveste iltkoncentrationer i de seneste 5 år. I Nordsøen ud for Ringkjøbing Fjord og i Lillebælt var der iltsvind i sensommeren. I Lillebælt er dette formodentligt en af forklaringerne på, at bundfaunaen er forarmet i dele af området.

Summary in English

Nation-wide Danish monitoring programme

This report presents the results from the Danish monitoring programme from 1989 to 1995. Concentrations of nitrogen compounds in the atmosphere are measured, where the compounds are either in gas or particulate phase. Furthermore, the wet deposition of nitrogen species are measured. Finally, the measurements are supplemented by model calculations of the same species.

NERI

The measurements and model calculations are performed by the National Environmental Research Institute (NERI), Department of Atmospheric Environment (ATMI) in Denmark.

Structure of report

This year the report consists of a main report where selected data are presented and discussed and an appendix report (In Danish: Bilagsrapport) where all data relevant for the Monitoring Programme of the Sea (In Danish: Vandmiljøplanens Overvågningsprogram) are presented. Furthermore, a support report (In Danish: Følgerapport) is made, which presents technical background material.

Fjord as theme

This year the theme is deposition of nitrogen compounds to Danish fjords, creeks and bays. For this reason model calculations have been performed not only for the open sea but for first time also for fjords, creeks and bays.

Monitoring programme

The monitoring programme consists in 1995 of 17 stations where wet-deposition of nitrogen is collected by bulk samplers. Furthermore, on 6 of these stations nitrogen species in gas and aerosol phase are collected by a filterpack sampler and a nitrogendioxide sampler. All the resulting samples are analysed in the laboratory of ATMI.

Model calculations

Model calculations of the atmospheric deposition of nitrogen to Danish seas, fjords, creeks and bays were carried out to supplement the monitoring programme. The calculations were performed by the ACDEP-model (Atmospheric Chemistry and Deposition). The model is based on the simulation of physical and chemical processes in the atmosphere and uses meteorology and emission inventories on European scale as input.

Evaluation of the model results

The model calculations are very important in this report because it is the most suitable method in order to determine the atmospheric deposition of nitrogen to the sea. Therefore, a careful comparison of model results and measured data is performed for the stations near Tange, Keldsnor and on Anholt. Based on this comparison the uncertainty of the model results is estimated.

Trends

For most of the nitrogen compounds there is observed a little decrease in the nitrogen load to the sea surface in the period 1989 to 1995. However, this period is too short to say anything about the statistical significance of these trends.

Geographical distribution of the nitrogen deposition in 1995

The total nitrogen deposition to Danish seas, fjords, creeks and bays was between 0.5 and 1.6 ton N/km² in 1995. The deposition was largest near the coasts and to the northern part of The North Sea and the

north-eastern part of Skagerrak. The reason for the large deposition to the last two areas is most probably due to the larger precipitation amount here. For coastal areas the large deposition is caused by the presence of local ammonia sources. Deposition to the open sea is in general just below 1 ton N/km².

*Comparison with results
from the EMEP-model*

Finally, the model calculations were compared with the model calculations in the EMEP-model. Though the EMEP-model does not take into account the special parameterisation necessary over the sea, the EMEP-model gives a deposition of nitrogen to the open sea between 0,4 and 1 ton N/km² and between 1 and 2 ton N/km² for coastal areas. These results are in general in good agreement with the results obtained in this report.

National Environmental Research Institute

The National Environmental Research Institute - NERI - is a research institute of the Ministry of Environment and Energy. NERI's tasks are primarily to do research, collect data and give advice on problems related to the environment and Nature.

Addresses:

National Environmental Research Institute	<i>Management</i>
Frederiksborgvej 399	<i>Personnel and Economy Secretariat</i>
P.O.Box 358	<i>Research and Development Secretariat</i>
DK-4000 Roskilde	<i>Department of Atmospheric Environment</i>
Denmark	<i>Department Environmental Chemistry</i>
Tel: +45 46 30 12 00	<i>Department Policy Analysis</i>
Fax: +45 46 30 11 14	<i>Department of Marine Ecology and Microbiology</i>

National Environmental Research Institute	<i>Department of Lake and Estuarine Ecology</i>
Vejlsøvej 25	<i>Department of Terrestrial Ecology</i>
P.O.Box 413	<i>Department of Streams and Riparian areas</i>
DK-8600 Silkeborg	
Denmark	
Tel: +45 89 20 14 00	
Fax: +45 89 20 14 14	

National Environmental Research Institute	<i>Department of Landscape Ecology</i>
Grenåvej 12, Kalø	<i>Department of Coastal Zone Ecology</i>
DK-8410 Rønde	
Denmark	
Tel: +45 89 20 17 00	
Fax: +45 89 20 15 14	

National Environmental Research Institute	<i>Department of Arctic Environment</i>
Tagensvej 135, 4	
DK-2200 København N	
Denmark	
Tel: +45 35 82 14 15	
Fax: +45 35 82 14 20	

Publications:

NERI publishes professional reports, technical instructions, reprints of scientific and professional articles, a magazine of game biology and the Annual Report.

Included in the annual report is a review of the publications from the year in question. The annual reports and an up-to-date review of the years' publications are available on application to NERI.