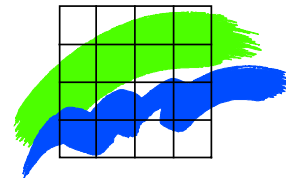




RIBE AMT

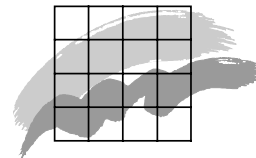


Indledende vurdering af luftforureningen i Ribe Amt

Arbejdsrapport fra DMU nr. 165



RIBE AMT



Indledende vurdering af luftforureningen i Ribe Amt

*Arbejdsrapport fra DMU, nr. 165
2002*

*Steen Solvang Jensen, Willem Asman, Per Løfstrøm,
Finn Palmgren Jensen*

Datablad

Titel:	Indledende vurdering af luftkvaliteten i Ribe Amt
Forfatter(e):	Steen Solvang Jensen, Willem Asman, Per Løfstrøm, Finn Palmgren
Afdeling(er):	Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Serietitel og nummer:	Arbejdsrapport fra DMU nr. 165
Udgiver:	Miljøministeriet Danmarks Miljøundersøgelser© http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	Papirudgave 100 stk, april 2000. Elektronisk udgave, september 2002
Redaktionen afsluttet:	April 2000
Bedes citeret:	Jensen,S.S., Asman,W., Løfstrøm,P., Palmgren, P.(2002): Indledende vurdering af luftkvaliteten i Ribe Amt. Danmarks Miljøundersøgelser. 89 s. Arbejdsrapport fra DMU nr. 165 Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Layout: Tegninger/fotos:	Pia Johnsen Forfatterne
ISSN: (elektronisk)	1399-9346
Sideantal:	89
Internet-version:	Rapporten kan findes som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk samt på Ribe Amts hjemmeside http://www.natur.ribeamt.dk

Indhold

1 Indledning 5

2 Sammenfatning 6

3 Nye EU direktiver om luftkvalitet 12

- 3.1 Tidligere direktiver 12
- 3.2 Nye direktiver 13
- 3.3 Luftkvalitetsvurdering 16
- 3.4 Gennemførelse af direktiverne i Danmark 17

4 Luftforurening fra trafik 19

- 4.1 Luftforurening fra trafik i byområder 19
- 4.2 Vurdering af luftkvaliteten i byområder i Ribe Amt 23
- 4.3 Luftforurening fra trafik i det åbne land 29
- 4.4 Vurdering af luftforurening fra trafik i det åbne land i Ribe Amt 30
- 4.5 Anbefalinger for supplerende undersøgelser (fase II) 32

5 Luftforurening fra industri og landbrug 33

- 5.1 Metode 34
- 5.2 Resultater af screening 38
- 5.3 Anbefalinger for fase II 42

6 Luftforurening i landbrugs- og naturområder 43

- 6.1 Indledning 43
- 6.2 Ammoniak og ammonium 44
- 6.3 Kvælstofoxider og reaktionsprodukter 54
- 6.4 Svovldioxid og sulfat 59
- 6.5 Ozon 60
- 6.6 Overskridelser af tålegrænser for naturområder 64
- 6.7 Anbefalinger for supplerende undersøgelser (fase II) 67

Litteraturliste 69

Bilag

- Bilag 1 Erhvervsvirksomheder. Stofemission og lugt
- Bilag 2 Landbrug
- Bilag 3 Kildernes placering
- Bilag 4 Kildeparametre anvendt til OML-beregninger
- Bilag 5 Overlappende influensområder
- Bilag 6 Omregningsfaktorer
- Bilag 7 Overskridelse af tålegrænser

1 Indledning

Baggrund og formål

Ribe Amt har i samarbejde med Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) gennemført en indledende kortlægning af luftkvaliteten i amtet. Formålet med kortlægningen har været:

- at opnå en bedre viden om den aktuelle og fremtidige luftkvalitet og deposition i amtet
- at muliggøre løbende overvågning af udvalgte luftforureninger
- at muliggøre fastsættelse af realistiske målsætninger for luftkvaliteten i amtets Regionplan, herunder at muliggøre en udpegning af indsatsområder for fremtidig emissionsbegrænsning.

Forventet projektforsløb

Amtet har hermed gennemført 1. fase af et faseinddelt projektforsløb for vurdering af luftkvaliteten i Ribe Amt. Projektet er opdelt i følgende 3 faser, som vil kunne gennemføres uafhængigt af hinanden:

- Indledende vurdering af luftkvaliteten baseret på eksisterende viden (fase I).
- Målrettet kortlægning baseret på nye emissionsopgørelser og modelberegninger for udpegede problemområder (fase II).
- Målsætninger, indsatsområder og monitorering (fase III).

Denne rapport

Denne rapport omhandler fase I med anbefalinger for mulige aktiviteter i fase II.

Kapitel 2 sammenfatter rapportens resultater omkring en indledende vurdering af luftkvaliteten i Ribe Amt samt anbefalinger til fase II. Kapitel 3 beskriver et nyt EU direktiv om vurdering og styring af luftkvaliteten, som sætter rammebetingelserne for vurdering og regulering af luftkvaliteten i Ribe Amt. Kapitel 4 vurderer trafikens luftforurening i Ribe Amt. Kapitel 5 vurderer industriens og landbrugets luftforurening, og kapitel 6 vurderer deposition til overskridelser af tålegrænser for landbrugs- og naturområder.

Styringsgruppe og projektmedarbejdere

Projektet har været ledet af en styringsgruppe bestående af Michael Hougaard Nielsen, Helle N. Kristensen og Sonja Knudsen, Miljøafdelingen, Ribe Amt, samt nedenstående projektmedarbejdere, som har udarbejdet rapporten: Steen Solvang Jensen, Willem Asman, Per Løfstrøm og Finn Palmgren Jensen fra Afdelingen for Atmosfærisk Miljø, Danmarks Miljøundersøgelser.

Finansiering

Arbejdet er finansieret af Ribe Amt med Danmarks Miljøundersøgelser som konsulent.

2 Sammenfatning og konklusion

Indledende vurdering

Denne rapport giver en indledende vurdering af luftkvaliteten i Ribe Amt baseret på eksisterende informationer, samt anbefalinger for, hvordan denne vurdering kan suppleres og detaljeres.

Den indledende vurdering er relateret til et nyt EU direktiv om vurdering og styring af luftkvaliteten, som sætter rammebetingelserne for vurdering og regulering af luftkvaliteten i Ribe Amt. Vurderingen er foretaget indenfor: trafikens luftforurening, industriens og landbrugets luftforurening, samt luftforureningens påvirkning af landbrugs- og naturområder.

Nye EU direktiver

EU har vedtaget det såkaldte Rammedirektiv om vurdering og styring af luftkvalitet som med efterfølgende datterdirektiver vil fastsætte nye grænseværdier for 12 luftforureninger.

Rammedirektivet har som hovedformål, at der skal fastlægges grundlæggende principper for en fælles strategi med det sigte, at definere og fastlægge mål for luftkvaliteten i EU med henblik på at undgå, forhindre eller begrænse skadelige virkninger på menneskers sundhed og på miljøet som helhed.

Luftkvalitetsvurdering i zoner

Som følge af direktivet skal der foretages en luftkvalitetsvurdering, som skal bidrage til at opnå information om luftkvaliteten. I Danmark er det besluttet, at det er Miljøministeriet, der har dette ansvar, men at det skal ske i samarbejde med de lokale myndigheder, i.e. amter og kommuner.

Luftkvalitetsvurderingen skal foretages for forskellige zoner, som dækker større byområder og øvrige områder. De 4 største byområder i Danmark er udpeget som zoner: Storkøbenhavn, Odense, Århus og Aalborg. Det er endvidere foreslået en række øvrige zoner, hvor af Ribe Amt indgår i zonen: Sydvestlige Jylland omfattende Sønderjyllands, Ribe og Ringkøbing amter.

Luftforurening fra trafik

Trafikken er den dominerende kilde til luftforurening i byområder. Luftforureningen bidrager til en sundhedsmæssig belastning, hvor de forventede niveauer i Ribe Amt for de kritiske stoffer: NO₂, benzen og partikler er nærmere vurderet i forhold til de nye EU grænseværdier. Da der ikke eksisterer permanente målestationer i byområder i Ribe Amt, er der foretaget en indledende vurdering af luftkvaliteten ved at relatere resultater fra målestationer i København, Odense og Aalborg til situationen i Ribe Amt i udvalgte gader i de største byer i Ribe Amt. Disse gader repræsenterer "worst case" situationer, hvor de højeste koncentrationer kan forventes.

NO₂ og benzenniveauerne i de udvalgte gader i Ribe Amt forventes ikke at overskride nuværende grænseværdier eller de skærpede fremtidige EU grænseværdier gældende for 2010.

Partikelforureningen vurderes at udgøre den største sundhedsmæssige belastning. Det skønnede PM₁₀ niveau (partikler med en diame-

ter under 10 mikrometer) i København, Odense og Aalborg i 1998-99 er under den fremtidige grænseværdi i 2005, men overskrider grænseværdien for 2010. På grund af reguleringen af partikelemissionen er det sandsynligt at PM_{10} vil falde fremover, men det er vanskeligt at vurdere hvor meget på baggrund af det nuværende mangelfulde videngrundlag.

Luftkvaliteten for NO_2 , benzen og PM_{10} forventes at forbedres i fremtiden pga. emissionsreduktioner.

CO_2 bidrager til drivhuseffekten. De foreliggende emissionsopgørelse er nationale. De nationale CO_2 målsætninger med stabilisering i 2005 i forhold til referenceåret 1988 vil givetvis ikke blive opfyldt pga. den kraftige trafikvækst og stagnation i bilparkens energieffektivitet. Transportsektorens CO_2 emission er steget omkring 18% fra 1988 til 1998, og i 2005 forventes stigningen at være 27%, hvis der ikke tages nye initiativer. Regeringen har i marts 2000 revurderet denne målsætningen, således at transportområdets bidrag til opfyldelse af den samlede CO_2 målsætning bliver mindre.

Ribe Amts bidrag til denne stigning i CO_2 -emission vurderes stort set at følge den nationale stigning, idet CO_2 -emissionen er knyttet til den generelle trafikstigning, da bilerne i gennemsnit stort set ikke har forbedret deres energieffektivitet, fordi bilerne er blevet større, tungere, og udstyret med forskelligt energiforbrugende udstyr som fx air condition.

Følgende anbefalinger kan overvejes indenfor trafikens luftforurening i Ribe Amt. (1) CO_2 og partikler er nogle af de største miljøproblemer fra trafikken. CO_2 er fortsat stigende, og partikler udgør et stort sundhedsproblem samtidig med at der er usikkerhed omkring den fremtidig udvikling. Det foreslås, at amtet overvejer at udarbejde en handlingsplan for reduktion af partikelforureningen og for reduktion af CO_2 . (2) Endvidere foreslås det, at amtet overvejer at gennemføre en kortlægning af luftkvaliteten i Esbjerg, som er Ribe Amts største by, hvor koncentrationsniveauerne forventes at være størst dog uden at nuværende eller fremtidige grænseværdier forventes overskrevet baseret på det foreliggende grundlag. (3) Yderligere kunne amtet overveje at gennemføre detaljerede beregninger af luftkvaliteten i udvalgte gaderum for at få mere sikker viden om koncentrationsniveauet. Dette kunne suppleres med simple passive målinger for validering af beregningerne.

Industriforurening

For industrivirksomheder og landbrug er der foretaget en grov screening for eventuelle områder med problematiske høje luftforureningsniveauer hidrørende fra stor tæthed af kilder. Baggrunden er, at de enkelte virksomheder og landbrug miljøgodkendes uden hensyn til andre kilders bidrag til luftforureningen. Der kan derfor hos myndigheder og borgere opstå tvivl om hvorvidt den samlede luftforurening fra mange virksomheder kan forårsage problematiske høje koncentrationer.

For industri vedrører screeningen både forurenende stoffer og lugt, og for landbrug kun lugt fra stalde.

Screeningen er foretaget på baggrund af overordnede, primære kildeoplysninger tilvejebragt af Ribe Amt i samarbejde med kommunerne i amtet. Oplysningerne er indhentet for tilsynspligtige industrivirksomheder samt landbrug med husdyrbrug. Kun landbrug med en kapacitet på over 250 dyreenheder er medtaget. Det bemærkes endvidere, at en ikke uvæsentlig del af amtets landbrugsbedrifter nærmer sig de 250 dyreenheder. Det er ikke alle industrivirksomheder, som indgår i kildeoplysningerne, idet mange mindre virksomheder eller isolerede virksomheder ikke indgår.

Fremgangsmåden bygger på en antagelse om, at de enkelte industrivirksomheder (ikke landbrug) netop opfylder kravene i Miljøstyrelsens gældende luft- og lugtvejledninger. For landbrug er den estimerede lugtemission anvendt til spredningsberegninger for en "standard" staldbygning. Resultaterne præsenteres som cirkler omkring de enkelte kilder, såkaldte influensområder. I influensområderne forventes de største spidsbelastninger med luftforurenende stoffer. Antallet af overlappende områder giver en indikation af eventuelle problemområder.

Radius for influensområderne er estimeret ud fra et sæt kurver beregnet med luftspredningsmodellen OML. Kurverne giver en sammenhæng mellem nøgleparametre for en kilde og radius for influensområdet.

Resultaterne viser, at i betragtning af den konservative metode anvendt ved konstruktionen af influensområderne synes der ikke i amtet at være generelle problemer med luftkvaliteten estimeret på grundlag af de inddragne kilders samlede emission. Dette skal dog tages med det forbehold, at datagrundlaget ikke er helt komplet.

Dog er der tilsyneladende et behov for en mere detaljeret undersøgelse af belastningen fra stofemissionen i området ved Grindsted og muligvis Esbjerg.

Luftforurening i landbrugs- og naturområder

Situationen for luftforurening i landbrugs- og naturområder er beskrevet for følgende stoffer: ammoniak, kvælstofoxider, svovldioxid og reaktionsprodukter, samt ozon. Ammoniak stammer næsten udelukkende fra landbrugskilder, kvælstofoxider stammer fra kraftværker, industri, (bolig)opvarmning og trafik. Svovldioxid stammer fra kraftværker, industri, (bolig)opvarmning og lidt fra trafik. Ozon dannes i atmosfæren fra kvælstofoxider og kulbrinter under indflydelse af sollys.

En analyse af de tilstedeværende modelresultater på DMU har vist følgende:

Ammoniak

Deposition af ammoniak og reaktionsproduktet ammonium i Ribe Amt forårsages for ca. 63% af kilder i Ribe Amt, mens kun ca. 28% af ammoniakudslippet i Ribe Amt afsættes i Ribe Amt. Ribe Amt har derfor stor indflydelse på denne deposition og kan også nedbringe den ved målrettede tiltag. Der er en stor rumlig variation i depositionen af disse stoffer, hvilket skyldes påvirkning fra lokale kilder. Depositionen er lavest ved havet og størst midt i amtet.

<i>Kvælstofoxider</i>	Deposition af kvælstofoxider og reaktionsprodukter forårsages for kun ca. 16% af danske kilder. Dvs. at kilder i Ribe Amt har en ringe indflydelse på denne deposition. Det meste kommer fra udenlandske kilder. Depositionen tiltager fra nordvest til sydøst i Ribe Amt.
<i>Kvælstofdeposition</i>	Ser man på kvælstofdeposition fra både ammoniak og kvælstofoxider og reaktionsprodukter, så kan det konkluderes, at ca. 2/3 del stammer fra ammoniak og reaktionsproduktet ammonium. Den rumlige variation i kvælstofdepositionen afspejler den rumlige fordeling af deposition af ammoniak og ammonium. Den er mindst ved havet og viser et maksimum midt i amtet og især i den sydlige del.
<i>Overskridelse af tålegrænser for kvælstof</i>	Kvælstofdepositionen er sammenlignet med tålegrænser for kvælstofdeposition for forskellige typer naturområder i amtet. Der er ikke taget hensyn til at tålegrænserne kan være forskellige for den samme naturtype. Det skal endvidere bemærkes, at konklusionerne er behæftet med usikkerhed, fordi den rumlige opløsning af modelresultaterne (5×5 km ² = 2500 ha) er stor sammenlignet med størrelsen af naturområder (mere 1-100 ha). Indenfor de ruder på 2500 ha, hvor depositionen er beregnet for, kan der være en betydelig variation og af denne grund er de her præsenterede resultater noget usikre. Den procentuelle del af arealet for hvilket tålegrænserne for kvælstof er overskredet er følgende: overdrev (91%), heder (61%), ferske enge (17%), moser (100%), strandenge (0%), søer (100 %) og skove (92%). Tålegrænserne for kvælstof overskrides således i en stor del af arealet for de forskellige naturtyper, bortset fra strandenge. Tålegrænserne, som er forskellige for forskellige typer naturområde, anvendes som et mål for den maksimale årlige deposition, som et økosystem på langt sigt kan tåle uden at lide væsentlig skade.
<i>Svovldioxid</i>	Deposition af svovldioxid og reaktionsprodukter aftager fra sydøst til nordvest over Danmark. Den største deposition af svovl i Danmark og dermed også i Ribe Amt stammer fra udenlandske kilder. Det er jævnt fordelt.
<i>Ozon</i>	Ozon er et storskalafænomen, hvor ozon dannes i atmosfæren ved reaktioner, hvori der indgår kvælstofoxider og kulbrinter under indflydelse af sollys. Ozonniveauerne kan derfor kun begrænses ved en samlet indsats i Europa, som reducerer emissionen af kvælstofoxider og kulbrinter. Ozon er derfor langtransporteret luftforurening, som skaber et baggrundsniveau, som er meget ens i hele Danmark. De højeste koncentrationer forekommer typisk om foråret eller sommeren som følge af kraftig ozondannelse i Central- og Sydeuropa, som efterfølgende føres hertil med vinden. Lokalt vil emission af kvælstofmonoxid fra fx biler imidlertid nedbryde ozon ved dannelse af kvælstofdioxid. Af denne grund er koncentrationen større ved kysten end midt i amtet, idet emissionen af kvælstofmonoxid er størst i midten af amtet. Ozon påvirker planter. I Ribe Amt kan der være et gennemsnitligt udbyttetab for hvede, byg og rug i størrelsesordenen 8% svarende til et årligt udbyttetab på omkring 10 millioner kr.
<i>Anbefalinger for land- og naturområder</i>	Det anbefales, at overveje at gennemføre en mere detaljeret modellering af kvælstofdeposition i Ribe Amt med et gitter med ruder på 1 ha (100×100 m ²). Herved vil det være muligt at komme med et bedre estimat for overskridelser af tålegrænser for kvælstof i amtet, fordi de

flESTE naturområderne har ca. samme størrelse eller er lidt større. I forlængelse heraf anbefales det at overveje at undersøge mulighederne for at skåne naturområder med for meget kvælstofdeposition ved selektivt at begrænse emissioner af ammoniak tæt ved naturområder.

Endvidere vil det være en fordel med opdaterede koncentrations- og depositionsregninger for Ribe Amt, da nogle er lavet for året 1985, hvor emissionssituationen i Danmark og resten af Europa var anderledes end nu. Det gælder især for kvælstofoxider, svovldioxid og reaktionsprodukter. Herved bliver det muligt at vurdere overskridelser af tålegrænser vedrørende forurening.

Sammendrag af de vigtigste anbefalinger

Det er vanskeligt at foretage en samlet prioritering af de forskellige problemområder, idet områderne er meget forskellige med hensyn til miljø- og sundhedsmæssige effekter, vurderingskriterierne vil være forskellige, og amtet har forskellige muligheder for at gennemføre tiltag til reduktion af problemerne.

Der er derfor peget på en række indsatsområder, som enten er karakteriseret ved at gældende vejledninger er overskredet eller muligvis overskredet (fx overskridelse af tålegrænser for naturtyper, eller mulige samspilsproblemer ved stor kildetæthed af industrikilder i relation til vejledende grænseværdier for industrien). Endvidere er de udpeget efter om der er problemer med målopfyldelse inden for området (fx CO₂ fra trafikken) eller formodede væsentlige sundhedseffekter (fx små partikler fra trafikken). Endelig er der lagt til grund for udvælgelsen af indsatsområderne, at amtet har mulighed for at påvirke problemområdet.

1. Reduktion af ammoniakdepositionen fra landbruget

En stor del af arealet for forskellige naturtyper overskrider naturtypernes tålegrænser pga. for høj kvælstofdeposition. Belastningen kommer især fra ammoniak fra landbruget. 2/3 af depositionen af ammoniak og reaktionsproduktet ammonium kommer fra kilder i Ribe Amt. Det anbefales derfor, at Ribe Amt overvejer at få gennemført en mere detaljeret modellering af kvælstofdepositionen end det har været muligt i den foreliggende rapport. Hvorved opnås en bedre beskrivelse af de naturområder, som overskrider tålegrænserne, og et bedre udgangspunkt for begrænsning af ammoniakemissionen tæt ved naturområderne. Herved vil der også blive skabt et bedre grundlag for regulering af landbruget herunder i forbindelse med VVM-vurdering af store husdyrbrug.

2. Bedre vidensgrundlag for vurdering af industriforurening

En grov screening af luftforureningen fra industrikilder i amtet kan ikke udelukke, at der kunne være mulige overskridelser af Miljøstyrelsens vejledende grænseværdier for enkelte virksomheder (B-værdier) i Grindsted og muligvis Esbjerg. Dette skyldes stor kildetæthed samt tilstedeværelse af en række kilder, som ikke er medtaget i den første indledende screening.

Det anbefales derfor, at amtet overvejer at få gennemført mere detaljerede vurderinger af luftforureningen fra industrikilder i specielt Grindsted og Esbjerg. Dette vil forbedre vidensgrundlaget for vurdering af geografiske områder med stor kildetæthed. Endvidere vil det bidrage til vidensgrundlaget for vurdering af deposition til Vadehavet, som kræver særlig naturbeskyttelse. Endelig vil det bidrage til det generelle vidensgrundlag som støtte for konkrete VVM-vurderinger af industrikilder.

3. Reduktion af partikler og CO₂ fra trafikken

Små partikler

Små partikler fra trafikken, især fra dieselmotorer, anses for at være et af de største sundhedsskadelige problemer forbundet med trafikken. Det anbefales derfor, at amtet overvejer at undersøge mulighederne for at nedsætte partikelforureningen. Dette kunne fx være partikelforureningen fra dieselbusser i amtets trafikselskab.

CO₂

I lighed med andre amter oplever Ribe Amt en stigning i trafikken, som sammen med en stagnerende udvikling i bilernes energieffektivitet, har ført til stigende CO₂-emission, hvilket bidrager til drivhuseffekten. Alle prognoser peger på en fortsat stigning i trafikken. Stigningen i CO₂-emissionen har været i konflikt med den nationale målsætning om at stabilisere CO₂-emissionen fra transportområdet i 2005 i forhold til 1988. Regeringen har dog for nyligt revurderet denne målsætning. Trods denne revurdering vil en stigende CO₂-emission fra trafikken fortsat være i konflikt med den overordnede målsætning om at reducere de nationale CO₂-emissioner.

Det anbefales derfor, at amtet overvejer at undersøge mulighederne for at reducere CO₂-emissionen fra trafikken i amtet gennem de handlemuligheder, som amtet råder over fx det lokale Agenda 21 arbejde og meget andet.

3 Nye EU direktiver om luftkvalitet

Dette kapitel beskriver de tidligere og nye EU direktiver indenfor luftkvalitet samt hvordan de forventes gennemført i Danmark.

3.1 Tidligere direktiver

Op igennem 1980'erne er EF luftkvalitetsdirektiver blevet vedtaget og gennemført i medlemslandene for stofferne SO₂ og partikler, NO₂, bly og O₃, tabel 3.1.

Tabel 3.1. Gamle EF grænseværdier

Stof	Grænseværdi (µg/m ³)	Midlingstid	Statistik	Periode	Type
NO ₂	200	1 time	98 percentil	År	Bindende grænseværdi
	135	1 time	98 percentil	År	Vejledende grænseværdi
	50	1 time	Median	År	Vejledende grænseværdi
SO ₂	250	1 time	98 percentil	År	Bindende grænseværdi
	130	1 time	Median	Vinter	Bindende grænseværdi
	80	1 time	Median	År	Bindende grænseværdi
Partikler, TSP	300	24 timer	95 percentil	År	Bindende grænseværdi
	150	24 timer	Gennemsnit	År	Bindende grænseværdi
Bly	2	-	Gennemsnit	År	Ikke indført i Danmark
O ₃	360	1 time	Maks. 1 time	-	Varsling
	180	1 time	Maks. 1 time	-	Information
	200	1 time	Maks. 1 time Maks. 8 timer	År	Tærskelværdi
	110	1 time	Maks. 24 timer	År	Tærskelværdi
	65	24 timer		År	Tærskelværdi

Direktiverne har ført til en del forbedringer af luftkvaliteten i store dele af Europa, specielt er antallet af "hot spots" reduceret væsentligt indenfor EU. Hot spots er områder med særligt høje koncentrationer. Luftkvalitetsdirektiverne er endvidere fuldt op af EU direktiver der begrænser trafikens og andre kilders emissioner. Luftkvalitetsdirektiverne var baseret på den bedste videnskabelige basis, man havde på det tidspunkt baseret på WHO's arbejde. Man satte nogle bindende grænseværdier, hvor der var taget hensyn til tekniske og økonomiske forhold. Desuden satte man nogle vejledende grænseværdier (langtidsmål) for nogle af stofferne, som i højere grad skulle sikre mod negative helbredseffekter af luftforureningen.

Problemer med gamle direktiver

I mellemtiden er der imidlertid opnået ny viden på en række områder og desuden gav de gamle direktiver en række problemer:

- Grænseværdierne skulle opfyldes indenfor ret kort tid og langtidsmålene var ikke bindende og dermed ikke anvendt som operationelle mål i medlemslandene.
- Der var store forskelle i monitorings- og vurderingsstrategier i medlemslandene.
- Monitoringsmetoderne i medlemslandene var forskellige og gav derfor ikke sammenlignelige resultater.
- Kvaliteten af målingerne varierede meget.
- Medlemslandene skulle kun rapportere overskridelser af grænseværdier. Derfor er databaserne ufuldkomne og ikke anvend-

delige til vurdering af tiltags virkninger og vurdering af behov for nye tiltag.

- Det er stærkt begrænset information på EU niveau om, hvilke tiltag der er blevet taget for at afhjælpe problemer, deres effektivitet og behovet for yderligere tiltag.

Det blev derfor besluttet, at EU skulle iværksætte et omfattende program til at bringe grænseværdierne op til dato og løse problemerne med de gamle direktiver.

3.2 Nye direktiver

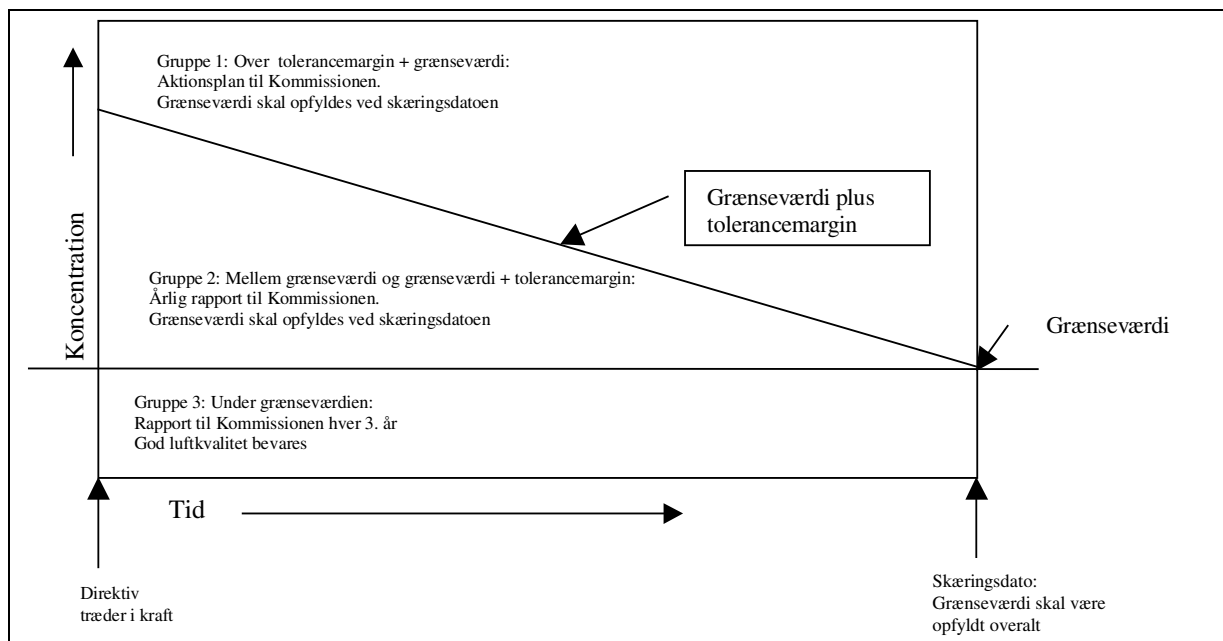
Rammedirektiv

Det første direktiv var det såkaldte Rammedirektiv, der blev vedtaget i september 1996, "Rådets Direktiv 96/62/EF af 27. september 1996 om vurdering og styring af luftkvalitet". Det næste tiltag var "Rådets beslutning 97/101/EF af 27. januar 1997 om oprettelse af en gensidig udveksling af information og data fra net og individuelle stationer, der måler luftforurening i medlemslandene". Disse to dele af lovgivningen skal give en mere fyldestgørende og gennemsigtig ramme for tiltag til at forbedre luftkvaliteten i EU.

Rammedirektivet har følgende hovedformål, der skal fastlægge grundlæggende principper for en fælles strategi med det sigte:

- at definere og fastlægge mål for luftkvaliteten i Fællesskabet med henblik på at undgå, forhindre eller begrænse skadelige virkninger på menneskers sundhed og på miljøet som helhed,
- at vurdere luftkvaliteten i medlemsstaterne på grundlag af fælles metoder og kriterier,
- at skaffe tilstrækkelige oplysninger om luftkvaliteten og at sørge for, at de stilles til rådighed for offentligheden bl.a. gennem tærskelværdier for forureningsvarsling,
- at bevare luftkvaliteten, når den er god, og forbedre den i andre tilfælde.

Rammedirektivet sætter ikke i sig selv luftkvalitetsmål, tidsfrister eller detaljer om monitoringsmetoder. Det giver derimod den basale struktur, som skal udfyldes for de enkelte forurenende stoffer ved hjælp af den såkaldte "datterlovgivning" (datterdirektiver). Figur 3.1 viser, hvorledes den basale struktur skal fungere.



Figur 3.1 Basal struktur af Rammedirektivet om luftkvalitet

Zoner

Når direktiver med grænseværdier træder i kraft skal medlemslandene opdele landet i zoner, hvori luftkvaliteten skal vurderes årligt. Direktivet gælder i hele landet, men man skal især fokusere på byer og bymæssige områder.

Skæringsdato og tolerancemargin

Datterdirektiverne, der sætter grænseværdier, vil også indeholde skæringsdatoer for, hvornår grænseværdien skal overholdes. Der bliver også defineret en tolerancemargin, der er et nyt begreb indenfor EU. Dette er ikke en svækkelse af grænseværdierne, men en tilskyndelse til handling i perioden inden grænseværdien skal opfyldes. Det er vist i figur 3.1 som en skrå linie, der starter ved et niveau angivet i datterdirektiverne ved ikrafttræden og som skal slutte på grænseværdien ved skæringsdatoen for grænseværdiens opfyldelse.

Gruppe 1

Formålet hermed er at identificere de zoner, hvori luftkvaliteten er ringest. Medlemslandene skal lave handlingsplaner for disse zoner, som demonstrerer, hvorledes grænseværdien kan overholdes ved skæringsdatoen (gruppe 1 i figur 3.1). Handlingsplanerne skal være tilgængelige for offentligheden og skal sendes til EU Kommissionen, som følger udviklingen.

Gruppe 2

I zoner, hvor den højeste luftforurening er mellem grænseværdien og grænseværdien + tolerancemarginen (gruppe 2 i figur 3.1) er det ikke påkrævet at sende handlingsplaner til Kommissionen, men koncentrationen skal rapporteres årligt til Kommissionen og medlemslandene skal tage de nødvendige skridt til at overholde grænseværdien på skæringsdatoen. Kommissionen vil årligt offentliggøre en liste med zoner i gruppe 1 og 2.

Gruppe 3

I zoner, hvor luftforureningen er under grænseværdien, skal medlemslandene bevare og forsat forbedre den gode luftkvalitet. Der skal rapporteres til Kommissionen hvert 3. år (gruppe 3 i figur 3.1)

Fra alle zoner kan der desuden årligt rapporteres om koncentrationer under EU Rådsbeslutningen om udveksling af data.

Udvalgte stoffer

Rammedirektivet indeholder en liste over stoffer, for hvilke der i første omgang skal sættes luftkvalitetsmål, tabel 3.2.

Tabel 3.2 Luftforurenende stoffer, som Rammedirektivet kræver luftkvalitetsmål for.

Stoffer som er inkluderet i de gamle direktiver	
1	Svovldioxid
2	Nitrogendioxid
3	Bly
4	Partikler
5	Ozon
Nye stoffer	
6	Benzen
7	Kulilte
8	Polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH)
9	Cadmium
10	Arsen
11	Nikkel
12	Kviksølv

Grænseværdi

Rammedirektivet indeholder to typer af luftkvalitetsmål. Det ene er de normale grænseværdier, der er defineret som:

"Et fast niveau, der er fastsat på videnskabeligt grundlag med henblik på at undgå, forhindre eller nedsætte de skadelige effekter på menneskers sundhed og/eller på miljøet som helhed, som skal nås indenfor en given frist, og som ikke må overskrides, når det er nået."

For ozon, der er en grænseoverskridende luftforurening, har man muligheder for at sætte foreløbige mål.

Tærskelværdier

Rammedirektivet giver også mulighed for at sætte tærskelværdier for forureningsvarsel. De er defineret som:

"et niveau, som i tilfælde af overskridelse indebærer sundhedsrisiko for mennesker ved kortvarig påvirkning, og hvor medlemsstaterne øjeblikkelig skal træffe foranstaltninger"

Formålet med disse tærskelværdier er at begrænse effekten i tilfælde af høje koncentrationer ved at give oplysninger og såvidt muligt iværksætte tiltag, som kan nedsætte koncentrationen.

Rammedirektivet fastsætter, at grænseværdier og tærskelværdier fastsættes på basis af arbejder udført af internationale videnskabelige organisationer på området. Det er her især resultater fra WHO, der bliver anvendt.

Tabel 3.3. Grænseværdier i de to første datterdirektiver.

Stof	Grænseværdi ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Midlingstid	Statistik	Beskyttelse af	Skæringsdato
NO ₂	200	1 time	18 gange pr. år	Mennesker	2010
	40	-	Gennemsnit, år	Mennesker	2010
NO _x	30	-	Gennemsnit, år	Vegetation	2001
SO ₂	350	1 time	24 gange pr. år	Mennesker	2005
	125	24 timer	3 gange pr. år	Mennesker	2005
	20	-	Gennemsnit, år og vinter	Økosystemer	2001
Partikler (PM ₁₀)	50	24 timer	35 gange pr. år	Mennesker	2005
	40	-	Gennemsnit, år	Mennesker	2005
	50	24 timer	7 gange pr. år	Mennesker	2010
	20	-	Gennemsnit, år	Mennesker	2010
Bly	0,5	-	Gennemsnit, år	Mennesker	2005
Benzen	5	-	Gennemsnit, år	Mennesker	2010
CO	10.000	8 timer (glidende)	Maks.	Mennesker	2010

3.3 Luftkvalitetsvurdering

Luftkvalitetsvurdering

Luftkvalitetsvurdering er et meget centralt begreb i Rammedirektivet og er af vital betydning for forbedring af luftkvaliteten. Det dækker alle metoder, som kan anvendes til at opnå information om luftkvaliteten. Det inkluderer især målinger, emissionsopgørelser og luftkvalitetsmodeller. De tidligere direktiver har kun stillet krav til harmonisering og krav om rapportering i forbindelse med målinger. Målinger vil stadig være et helt afgørende værktøj for kontrol af grænseværdier, og der vil blive stillet væsentligt større krav til kvalitetssikring af målingerne.

Værktøjer til luftkvalitetsvurdering

Imidlertid kan målinger - selv i et meget tæt (og dyrt) målnet - ikke dække større områder, specielt i komplekse byområder. Endvidere kan målinger ikke i tilstrækkeligt omfang bruges til at relatere koncentrationer til kilders emissioner, og de kan ikke bruges til at vurdere effekten af handlingsplaner. Dette er imidlertid et klart krav i Rammedirektivet, derfor skal alle egnede værktøjer fx luftkvalitetsmodeller tages i brug til disse formål.

Zoner og vurderingsmetoder

Medlemslandene skal opdele området i zoner, som det er op til medlemslandene selv at definere. Rammedirektivet foreskriver dog at et bymæssigt område med mere end 250.000 indbyggere (storbyområde) eller, når befolkningen er mindre end eller lig med 250.000 indbyggere, med en befolkningstæthed pr. km², der gør en vurdering og styring af luftkvaliteten berettiget (dette er ikke defineret nærmere). I øvrigt relaterer Rammedirektivet kravet om vurdering til luftforureningsniveauet i zonerne. Hovedidéen er at man laver den mest nøjagtige vurdering, hvor forureningsniveauet er således, at der er fare for at grænseværdierne overskrides. Dette er styret af de såkaldte øvre og nedre vurderingstærskler, der er fastsat i datterdirektiverne for de enkelte stoffer; der er en procentdel af grænseværdien. Tabel 3.4 giver en oversigt over hvorledes kravene indrettes efter forureningsniveauet.

Tabel 3.4. Krav til vurdering af luftkvaliteten i henhold til Rammedirektivet

Område	Krav til vurderingsmetode
1. Forureningsniveauet er over den øvre vurderingstærskel	Målinger af høj kvalitet, evt. suppleret med luftkvalitetsmodeller
2. Forureningsniveauet er mellem øvre og nedre vurderingstærskel	Kombineret anvendelse af målinger og luftkvalitetsmodeller
3. Forureningsniveauet er under nedre vurderingstærskel	Mindst én luftkvalitetsmålestation pr. storbyområde, kombineret med modeller, objektive estimater og målekampanjer
4. I byområder for stoffer, der har tærskelværdi for forureningsvarsel	Mindst én målestation med høj kvalitetssmålinger, kombineret med modeller, objektive estimater og målekampanjer
5. Andre tilfælde	Modeller, objektive estimater og målekampanjer

Formålet med dette er.

- at sikre at den mest intensive vurdering gennemføres i de storbyområder og andre zoner, hvor der er den højeste risiko for overskridelse af grænseværdierne,
- at sikre at de mindst intensive undersøgelser kun foregår der, hvor forureningsniveauerne er tilstrækkeligt lave til at der i praksis ikke er risiko for overskridelse, det skal dog bemærkes, at i de tilfælde, hvor der er sat varslingstærskler skal der måles i storbyområder, selv om niveauerne er lave.

Datterdirektiverne for de enkelte stoffer udfylder Rammedirektivet ved at forskrive:

- kriterier og teknikker for målinger, inklusiv placering af målepunkter, minimum antal målesteder og reference måle- og prøvetagningsteknik,
- kriterier for anvendelse af andre teknikker til vurdering af luftkvaliteten, specielt modeller,
- definere øvre og nedre vurderingstærksler.

3.4 Gennemførelse af direktiverne i Danmark

Direktiverne specificerer ikke hvem der skal være ansvarlig for styring af luftkvaliteten i medlemslandene, der er op til landenes egne beslutninger. I Danmark er det besluttet, at det er Miljøministeriet, der har dette ansvar, men at det skal ske i samarbejde med de lokale myndigheder, i.e. amter og kommuner.

Det første, der skal ske, er definition af zoner. Det er en proces, der p.t. (primo 2000) er startet med det Landsdækkende Luftkvalitetsmåleprogram IV (LMP IV), som blev iværksat fra 1. januar 2000.

De 4 største byområder i Danmark er udpeget som zoner, i.e. Storkøbenhavn (det sammenhængende byområde, som består af Københavns og Frederiksberg kommuner, samt Københavns amt), Odense, Århus og Aalborg byområder. I disse byer er der eller vil blive iværksat målinger under LMP IV. LMP IV vil blive udført af Danmarks Miljøundersøgelser med en styringsgruppe under ledelse af Miljøstyrelsen og med repræsentanter fra de pågældende områder og de kommunale organisationer.

Det er endvidere foreslået, at følgende øvrige områder udpeges til zoner:

- Sjælland og omliggende øer inkl. Bornholm, minus Storkøbenhavn
- Fyn (Fyns amt)
- Sydvestlige Jylland (Sønderjyllands, Ribe og Ringkøbing amter)
- Østlige Jylland (Vejle, Århus og Viborg amter)
- Nordlige Jylland (Nordjyllands amt).

I disse zoner vil der blive foretaget en såkaldt indledende vurdering, som baseres på:

- eksisterende måledata
- opgørelser over større punktkilder med tilhørende punktkilde modelberegninger/overslag
- trafiktællinger på de mest trafikerede veje med tilhørende modelberegninger for de største gader og veje
- målekampagner i udvalgte byområder med passive prøveopsamlere for NO₂ og benzen.

Hovedvægten i denne indledende vurdering vil blive lagt på vurdering af forureningen i byerne, primært de største byer. Medmindre der er specielle industrier vil mange af disse byer ligne hinanden, hvad angår luftkvalitet, fordi trafikken er den væsentligste kilde; derfor vil vurderingen foretages ved hjælp af eksempler fra typiske byer og gader.

På dette grundlag vurderes det om der er behov for yderligere undersøgelser, specielt hvis det konstateres, at øvre vurderingstærskler overskrides. Denne indledende vurdering vil blive gennemført for SO₂, NO₂, PM₁₀, bly, ozon, benzen og CO i løbet af 2000-2001. De enkelte områder vil blive kontaktet af DMU med henblik på at fremskaffe ovennævnte oplysninger.

Den indledende vurdering af luftkvaliteten i Ribe Amt, som er gennemført i forbindelse med fase I, vurderes at være mere detaljeret end det vil være muligt at gennemføre for alle zoner i Danmark. Endvidere indeholder fase I en vurdering af overskridelse af tålegrænser for naturtyper, som ikke er omfattet af EU direktivet, som udelukkende fokuserer på luftkvaliteten.

4 Luftforurening fra trafik

Der gives først en kort redegørelse for de generelle faktorer som har indflydelse på luftforurening fra trafik i byområder og i det åbne land, og dens effekter. Herefter gives en indledende vurdering af luftkvaliteten i byområder og af trafikens luftforurening i det åbne land i Ribe Amt baseret på eksisterende viden. Endvidere gives der anbefalinger for, hvordan de indledende vurderinger kan suppleres for at opnå en mere detaljeret statusbeskrivelse.

4.1 Luftforurening fra trafik i byområder

Luftforurening i byområder

Luftforurening i en by afhænger af mange forskellige kildetyper (Palmgren et al., 1997). Overordnet taler man om høje og lave kilder.

Høje kilder er fx industri, kraftværker og fjernvarmeverker med høje skorstene. Forureningen fra de høje kilder giver kun sjældent anledning til høje koncentrationer ved jordoverfladen, fordi den effektivt fortyndes. Forureningen fra høje kilder bidrager således mest til den regionale luftforurening og bybaggrundsforureningen i byen.

Anderledes forholder det sig med lave kilder som fx biltrafik, lokal boligopvarmning og mindre industrivirksomheder, hvor afkastene ikke fortyndes så effektivt, og befolkningen opholder sig tæt ved kildens udslip. Inden for de seneste tiår er luftforurening fra trafik blevet den alt dominerende kilde til luftforurening i byer. Luftforurening fra industri mv. behandles nærmere i kapitel 5.

Bybaggrundsforurening

I byer opdeles luftforureningen i bybaggrunds- og gadeforurening. Bybaggrundsforureningen er de koncentrationsniveauer, som råder over byens tage eller i baggårde. Udover de atmosfæriske forhold afhænger byens baggrundsforurening også af bidrag fra samtlige kilder i byen og af den regionale forurening, der kommer til byen udefra (fjerntransport). Bybaggrunds-niveauer bestemmes af emissions-tætheden (dvs. den generelle trafik-tæthed i byen) og byens geografiske udstrækning.

Gadeforurening

Gadeforureningen er bestemt af trafikemissionen i gaden, gadekonfigurationen, bybaggrundsforureningen og de atmosfæriske forhold.

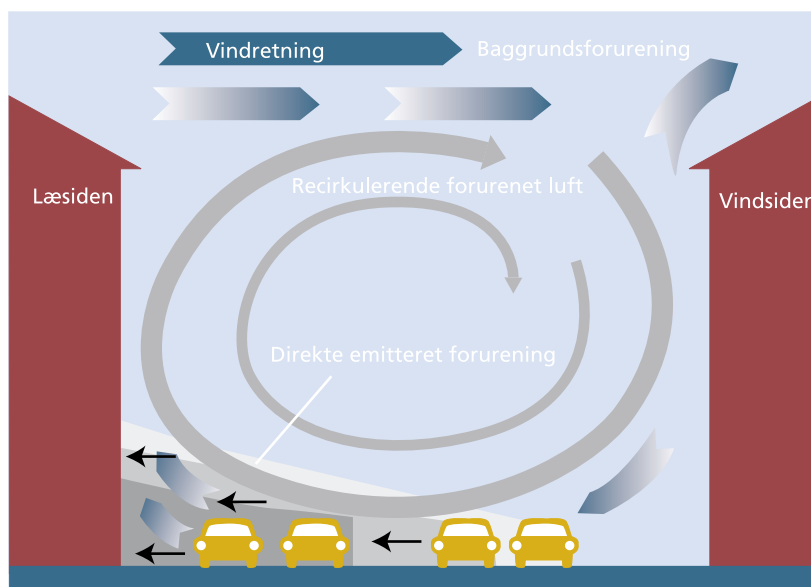
Trafikemissionen i selve gaden vil være dominerende for luftkvaliteten i gaderummet, og bybaggrundsforureningen i tagniveau vil spille en mindre rolle.

De regionale ozonkoncentrationer har dog en afgørende indflydelse på koncentrationerne af NO_2 i gaderummet, idet NO-emission fra trafikken i gaderummet bliver omdannet til NO_2 i reaktion med ozon. Ozonniveauerne er derfor mindre tæt på NO-kilder. Af den NO_x emission (sum af NO og NO_2), som bilerne udsender er omkring 5% direkte emitteret NO_2 og 95% er NO. I større byer kan NO_2 niveauerne i bybaggrunden være omkring halvdelen af gadeniveauet i trafikerede gader.

Der er en meget lille netto produktion af ozon under danske meteorologiske forhold. Man taler om, at der er en regional baggrundsforurening med ozon over Danmark, som skyldes emissioner af kvælstofoxider og kulbrinter fra kilder i hele Europa. Ozonniveauerne kan derfor kun reduceres ved en samlet europæisk indsats, som reducerer emissionerne af kvælstofoxider og kulbrinter. Høje ozonniveauer forekommer især om sommeren, når vind bringer forurenede luft til Danmark fra Syd- og Centraleuropa, hvor ozon dannes ved fotochemiske reaktioner, hvori der indgår kvælstofoxider og kulbrinter under indvirkning af sollys og varme.

Gadekonfigurationen beskriver gadens fysiske udformning dvs. gadebredde, bygningshøjder, gadeorientering mv. I et lukket gaderum bliver bilernes udstødningsgasser fanget af hvirvler, som dannes, når vinden blæser på tværs af gaden. Forureningen bliver ført direkte mod læsiden af gaden. Koncentrationen i læsiden af gaden er derfor betydeligt højere end i vindsiden, se figur 4.1.

På grund af disse forhold vil de højeste koncentrationer findes i smalle lukkede gaderum med høj randbebyggelse og med meget trafik.



Figur 4.1 Luftforureningen fra trafikken i et lukket gaderum bliver fanget i en recirkulerende hvirvl, som giver høje koncentrationer især i gaden læside

Benzin og diesel

For stoffer som NO_x , CO, benzen og kulbrinter forurener benzinkøretøjer med katalysator 5-10 gange så lidt som benzinkøretøjer uden katalysator. Knap 60 procent af alle kørte kilometre for benzinkøretøjer er med katalysator efter at alle nye biler skal have katalysator efter 1990. Benzinkøretøjer har højere emission af CO, benzen og kulbrinter end dieselskøretøjer.

Til gengæld har dieselskøretøjer højere emission af NO_x . Dieselskøretøjer udsender også mere SO_2 pga. svovlindholdet i dieselloolie dog i så små mængder at det ikke udgør nogen sundhedsfare. Dieselskøretøjer ud-

sender også flere partikler både målt som masse og i antal. Dieselskøretøjer udgør en væsentlig kilde til partikelforureningen, idet der i gennemsnit kommer omkring 25 gange så mange partikler (antalsmæssigt) fra dieselskøretøjer i forhold til benzinskøretøjer.

Dieselskøretøjer har lidt lavere CO₂ emission end tilsvarende benzinskøretøjer, og CO₂ fra trafikken bidrager til drivhuseffekten, som er et globalt miljøproblem. CO₂ emissionen er direkte proportional med brændselsforbruget af fossile brændsler.

Sundhedseffekter i byområder

Trafikkens forurening i byområder påvirker: mennesker, bygningsmaterialer samt dyre- og planteliv i byen. Sundhedseffekterne på mennesker er de langt alvorligste.

De mennesker som eksponeres for luftforurening kan overordnet opdeles i: beboere, ansatte, besøgende og trafikanter. De forskellige grupper har forskelligt tids- og aktivitetsmønster dvs. et forskelligt tilstedelighedsmønster, som har indflydelse på den eksponering af luftforurening, som de udsættes for.

Da befolkningen opholder sig omkring 90% af tiden indendørs enten i bygninger eller i transportmidler er ude-inde relationen mellem udendørs miljøtilstand og indendørs miljøtilstand en væsentlig faktor for eksponeringen. Bygninger yder en vis beskyttelse mod de fleste luftforureninger (fx O₃, NO₂). Men ikke for små partikler, som stort set optræder i samme niveauer indendørs og udendørs, hvis der ikke er indendørskilder.

Kritiske stoffer

Luftforurening fra trafik omfatter mange forskellige stoffer. De mest kritiske er kort beskrevet i det følgende. NO₂, formaldehyd, acrolein samt ozon virker luftvejsirriterende. Ozon emitteres ikke direkte men er et reaktionsprodukt. Stoffer som PAH, benzen, 1,3-butadien og formaldehyd vurderes at være kræftfremkaldende. Partikler er en medvirkende faktor, som bærer af kræftfremkaldende stoffer. Luftforureningen kan forværre tilstanden hos personer, som lider af luftvejsallergiske sygdomme, og undersøgelser antyder, at visse stoffer som partikler og ozon kan fremme udviklingen af allergi, men resultaterne er ikke entydige. Især små partikler vurderes at være meget kritiske, idet de kan trænge dybt ned i lungerne, og opholde sig der i lang tid.

I udeluften optræder stofferne ikke hver for sig men altid sammen, derfor kan kombinationseffekter forekomme dvs. effekten af blandingen er større end summen af effekterne hver for sig.

CO, SO₂ og bly er gennem en årrække blevet reduceret så meget at de ikke længere optræder i koncentrationer som er sundhedsmæssigt kritiske (Larsen et al. 1997).

Partikler

Partikler kan indeholde mange forskellige kemiske forbindelser. Sammensætningen vil også variere med partikelstørrelsen. Der er også forskellige kilder af både lokal og regional karakter. Partikler i byluften kan opdeles i tre næsten adskilte størrelsesfraktioner: ultrafine, fine og grove partikler.

Ultrafine og fine partikler

De fleste af de mindste partikler har en diameter på under 0,2 μm (0,2 tusindedel af en millimeter). Disse partikler er blevet dannet i forbindelse med forbrændingsprocesser fra trafik, boligopvarmning, industri og energiproduktion eller ved efterfølgende kemisk omdannelse og kondensation af forbrændingsgasser. De har en relativ kort levetid, fordi de har tendens til at hæfte sig til hinanden, herved dannes den næste partikelfraktion med en diameter på mellem 0,2 og 2 μm . I større byer er hovedparten af partiklerne fra disse to partikelfraktioner, og partikler fra trafik vurderes at være en dominerende kilde. Den fine partikelfraktion har en længere levetid og kan transporteres over større afstande, hvorfor den regionale partikelforurening målt som $\text{PM}_{2,5}$ også spiller en betydelig rolle i byer. $\text{PM}_{2,5}$ er partikler med en diameter under 2,5 mikrometer dvs. 2,5 tusindedel af en millimeter. Den ultrafine og fine fraktion består kemisk overvejende af ammonium, nitrat, sulfat og kulstof. Desuden indeholder disse mindre partikler hovedparten af luftens indhold af tungmetaller og de kræftfremkaldende PAH'er (Polycykliske Aromatiske Hydrocarboner).

Grove partikler

Den tredje fraktion består af partikler med en diameter over 2 μm . Partiklerne stammer fra støvformige emissioner fra virksomheder, friktionsprocesser (fx dækslid) eller havsprøjt, ophvirvlet støv og jordpartikler. Denne grovere fraktion har som regel et højt indhold af jordminerale. De grove partikler har også en længere levetid og kan transporteres i luften over større afstande (Jensen 1999).

Sundhedsbelastning

De irritative stoffer vil være til størst gene for personer, som lider af luftvejslidelser. Kræftrisikoen for PAH, benzen og 1,3-butadien i København er skønnet til 3-6 ekstra årlige kræfttilfælde pr. million byboere. Dette skøn undervurderer givet den samlede effekt pga. kombinationseffekter blandt andet med partikler.

En vurdering af sundhedseffekterne i Danmark af partikler er naturligvis behæftet med stor usikkerhed, idet der ikke har været gennemført selvstændige befolkningsundersøgelser for danske forhold. En vurdering af sundhedsbelastningen må derfor basere sig på udenlandske sammenhænge mellem partikelniveauer og sundhedseffekter samt en vurdering af partikelniveauerne og de eksponerede befolkningsgrupper i Danmark. Såfremt man kan overføre disse udenlandske resultater til danske forhold svarer det aktuelle partikelniveau til i størrelsesordenen en årlig overdødelighed på omkring 120-720 personer pr. 1 million mennesker i de større byområder. Hertil kommer, at et betydeligt større antal personer må forventes at blive påvirket af partikelforureningen med en forringelse af sundhedstilstanden og øget sygelighed til følge. De mest følsomme personer vil være at finde blandt personer med luftvejslidelser og hjerte-karsygdomme. Samlet må partikelforureningen vurderes at medføre betydelige sundhedsskadelige effekter, og særligt de mindste partikler vurderes at være skadelige. Partikler udgør således det største sundhedsproblem i forhold til luftforurening fra trafik (Larsen et al., 1997).

De påviste sammenhænge mellem partikelforurening og sundhedseffekter har skabt øget behov for at kunne karakterisere partiklerne, bestemme deres kilder, beskrive partikelkoncentrationer i

luften og befolkningens eksponering, beskrive sundhedseffekter under danske forhold samt vurdere muligheder for at begrænse partikelforureningen.

4.2 Vurdering af luftkvaliteten i byområder i Ribe Amt

Da der ikke eksisterer permanente stationer, som måler luftkvaliteten i byområder i Ribe Amt, er der foretaget en indledende vurdering af luftkvaliteten ved at relatere resultater fra målestationer i København, Odense og Aalborg til situationen i Ribe Amt.

Udvalgte gader i Ribe Amt

Ribe Amt har i samarbejde med en række kommuner udvalgt en række gadestrækninger i de største byer, som dels har meget trafik, og dels har en høj lukket randbebyggelse. Disse betingelser repræsenterer "worst case" situationer, hvor de højeste koncentrationer kan forventes, se tabel 4.1. En opgørelse for trafikken på vejene i Esbjerg viser at den højeste årsdøgntrafik er knap 16.000.

I tabel 4.1 er endvidere vist koncentrationer målt i 1998 i gader i København, Odense og Aalborg fra det Landsdækkende Måleprogram for benzen og NO₂. Trafiktætheden er beregnet som forholdet mellem årsdøgntrafikken og gadebredden. Den samme trafik vil resultere i højere koncentrationer i en smal gade end i en bred gade. Trafiktætheden er en grov indikator for forureningsniveauet i gaden. Udtrykket tager dog ikke hensyn til bygningernes højde i gaden, som også spiller en vis rolle. Ved samme trafiktæthed vil en gade med høje bygninger have højere koncentrationer end en gade med lavere bygninger.

Som det fremgår at tabel 4.1 overskrider benzenniveauet og årsniveauet for NO₂ i 1998 på Jagtvej i København den forventede fremtidige grænseværdi for 2010, mens det samme ikke er tilfældet i Odense og Aalborg.

Indledende vurdering af gader i Ribe Amt

NO₂ og benzen

Koncentrationsniveauet i gaderne er bestemt af trafikmængderne, gadekonfigurationen og bybaggrundskoncentrationerne. Bybaggrundsniveauet er bestemt af byens udstrækning og trafikmængderne. Esbjerg og de andre udvalgte byer i Ribe Amt er væsentlig mindre byer og samtidig byer med mindre trafikmængder i deres vejnet end i Odense og Aalborg. Derfor vil koncentrationsniveauet i bybaggrunden efter al sandsynlighed være mindre end i Odense og Aalborg. Da trafikmængderne i gaderne samtidig er væsentligt lavere, og bygningshøjderne også er lavere forventes koncentrationsniveauerne i gaderne også at være lavere end i Odense og Aalborg. NO₂ og benzenniveauerne i de udvalgte gader i Ribe Amt forventes derfor ikke at overskride de fremtidige grænseværdier gældende for 2010.

Tabel 4.1 Eksempler på vejstrækninger hvor høje koncentrationer kan forventes i Ribe Amt sammenlignet med målestationer i København, Odense og Aalborg fra 1998

By	Bystørrelse (Indb.)	Gadenavn	Trafik (ÅDT)	Gadebredde (meter)	Trafiktæthed ÅDT/bredde (ÅDT/m)	Etager (Antal)	Benzen (Årsgns.) (µg/m ³)	NO ₂ ¹ (Årsgns.) (µg/m ³)	NO ₂ ² (99,8-p) (µg/m ³)*
København	578.000	Jagtvej	24.185	25	967	3-5	7,0	43	124
Odense	146.000	Albanigade	18.539	25	742	2-3	4,8	32	105
Aalborg	119.000	Vesterbro	32.390	31	1.045	3½-12	-	34	128
Grænseværdi 2010:							5	40	200
Esbjerg	74.000	Storegade	13.046	20	640	2½-3½	-	-	-
Esbjerg	74.000	Nørrebrogade	6.794	12	566	1½	-	-	-
Varde	13.000	Søndergade	9.664	20	483	2½	-	-	-
Varde	13.000	Storegade	11.113	10	1.170	2½	-	-	-
Grindsted	10.000	Vestergade	6.716	40	168	1-2	-	-	-
Grindsted	10.000	Vestre Allé	4.300	20	215	1-2	-	-	-
Grindsted	10.000	Østre Allé	4.087	20	204	1-3	-	-	-
Grindsted	10.000	Tårnvej	3.334	20	167	1	-	-	-
Grindsted	10.000	Borgergade	2.935	13	226	3	-	-	-
Vejen	9.000	Søndergade	3.350	12	279	2-3	-	-	-
Vejen	9.000	Nørregade	3.350	12	279	2-3	-	-	-

* 99,8-percentil svarer til det niveau som overskrides 18 gange på et år opgjort for timemiddelværdier.

¹ Middelværdi for NO₂ for 1-3. kvartal 1999 var 48, 34 og 42 for hhv. Jagtvej, Odense og Aalborg.

² 99,8-percentil for NO₂ for 1-3. kvartal 1999 var 118, 105 og 122 for hhv. Jagtvej, Odense og Aalborg.

Modelberegninger for 103 Københavnske gader

På baggrund af modelberegninger for 103 forskellige gader i København har DMU opstillet en generel sammenhæng mellem luftkvalitet for NO₂ og benzen samt trafiktætheden (årsdøgntrafik pr. gaderumsbredde) (Jensen et al., 2000). Gaderne udgør et bredt udsnit af gader med forskellige trafikmængder og gadekonfiguration. Denne sammenhæng kan anvendes til en grov vurdering af luftforureningen i 2000 i forhold til grænseværdier, se figur 4.2-4. Det forventede forureningsniveau i de udvalgte gader i Ribe Amt kan aflæses af figuren ud fra trafiktætheden.

Lavere bybaggrunds niveau i Ribe Amt

Forureningsniveauerne i Ribe Amt vil dog være mindre end figur 4.2 antyder for en given trafiktæthed, fordi bybaggrundsforureningen i byer i Ribe Amt er væsentlig lavere end i København. Bybaggrundsforureningen i København er skæringen med y-aksen. Bybaggrundsforureningen for NO₂ som årsmiddel er omkring 32 µg/m³ og for benzen som årsmiddel omkring 3 µg/m³. En tidligere udviklet overlagsmetode, som tager udgangspunkt i niveauet i København, kan anvendes til at skønne bybaggrunds niveauet i en by ud fra byens indbyggertal (Jensen 1998). I tabel 4.2 er bybaggrunds niveauet i de udvalgte byer i Ribe Amt skønnet ud fra denne metode. Som det fremgår skønnes bybaggrundsforureningen for NO_x i Esbjerg at være omkring halvdelen af niveauet i København, mens de øvrige byer

skønnes at have et niveau på under 1/3 af niveauet i København. Niveauerne af NO₂ kan groft antages at være proportionale med NO_x.

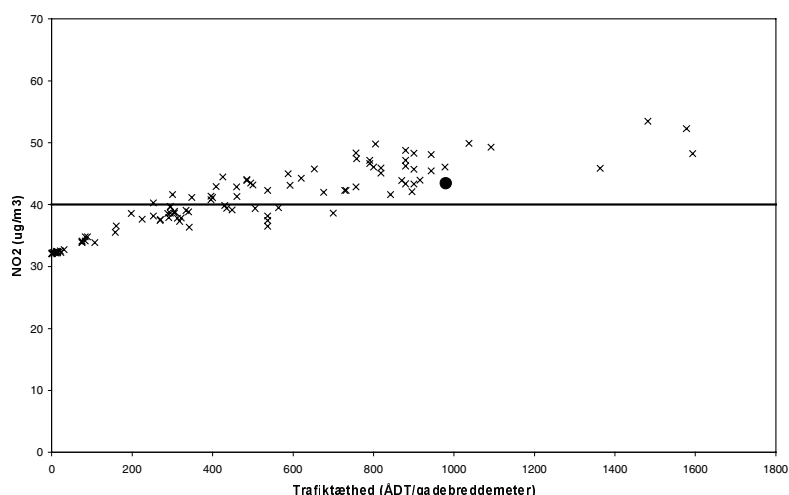
Emission af NO_x fra skibene og fx støvpartikler fra flyveaskedepoter i Esbjerg havn er ikke medtaget i disse grove vurderinger. Bidrag herfra vurderes dog ikke at have en dominerende indflydelse på bybaggrundsforureningen i Esbjerg.

Tabel 4.2 Skøn over bybaggrundsforureningen af NO_x i udvalgte byer i Ribe Amt. Indeks i forhold til niveauet i København

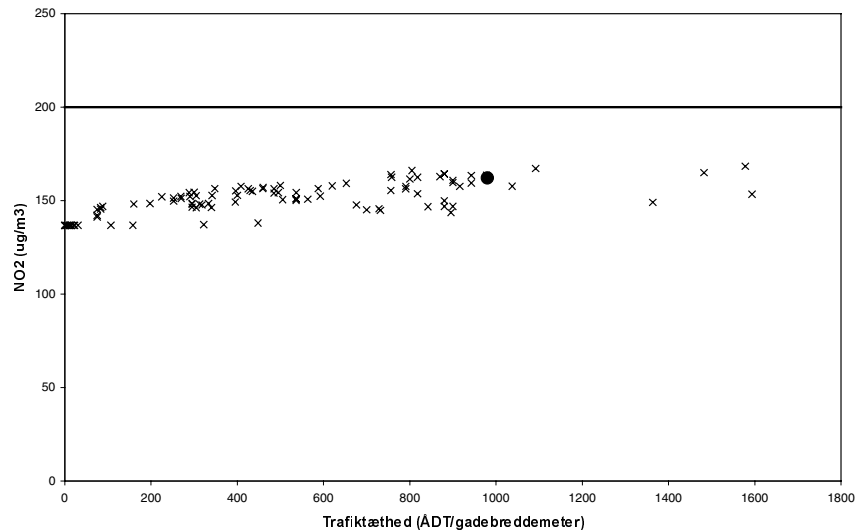
By	Indeks
København	100
Esbjerg	53
Varde	28
Grindsted	28
Vejen	28

Niveauer i udvalgte gader

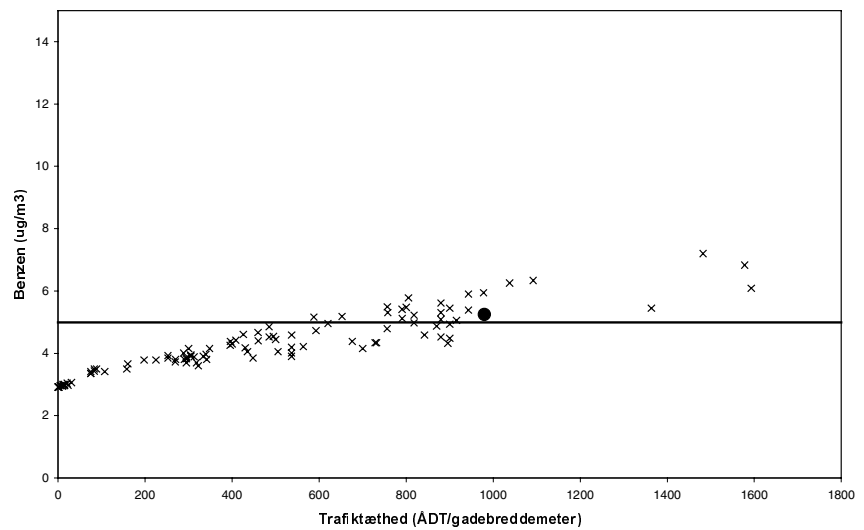
Storegade i Esbjerg har de højeste trafikmængder og har også en forholdsvis høj trafikthed. Ud fra ovenstående kan årsmiddelniveauet af NO₂ i Storegade i Esbjerg skønnes til ca. 30 µg/m³. Storegade i Varde må dog også forventes at have høje koncentrationer, fordi trafiktheden er stor (forholdsvis høje trafikmængder kombineret med en meget smal gade). Bybaggrundsforureningen vil dog være mindre i Varde end i Esbjerg. Niveauet af NO₂ i Storegade i Varde kan skønnes til ca. 24 µg/m³. På tilsvarende måde kan årsmiddelniveauet for benzen i Storegade i Esbjerg skønnes til omkring 3 µg/m³ og knap 4 µg/m³ i Storegade i Varde. I dette tilfælde bliver koncentrationen højest i Varde, fordi bybaggrundsforureningen spiller en mindre rolle for benzen end for NO₂.



Figur 4.2 Modelberegninger for år 2000 af årsmiddelniveauet af NO₂ for 103 forskellige gader i København med OSPM modellen ud fra kendte trafikmængder, gadekonfiguration og bybaggrundsforurening. Jagtvej er markeret med en stor prik. Den nye grænseværdi gældende for 2010 er markeret.



Figur 4.3 Modelberegninger for år 2000 af 99.8-percentil for NO₂ for 103 forskellige gader i København med OSPM modellen ud fra kendte trafikmængder, gadekonfiguration og bybaggrundsforurening. Jagtvej er markeret med en stor prik. Den nye grænseværdi gældende for 2010 er markeret.



Figur 4.4 Modelberegninger for år 2000 af årsmiddel for benzen for 103 forskellige gader i København med OSPM modellen ud fra kendte trafikmængder, gadekonfiguration og bybaggrundsforurening. Jagtvej er markeret med en stor prik. Det forventede niveau for en ny grænseværdi gældende for 2010 er markeret.

Den forventede fremtidige udvikling

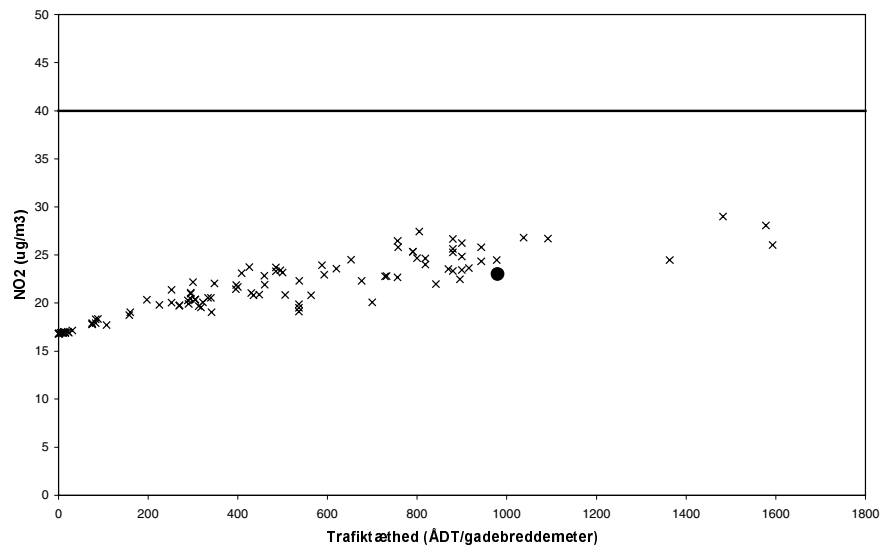
NO₂ og benzen

Den forventede fremtidige udvikling er illustreret for de samme 103 Københavnske gader i 2010 for NO₂ og benzen, se figur 4.5-7. Som det ses af figur 4.6 viser modelberegningerne at de højeste koncen-

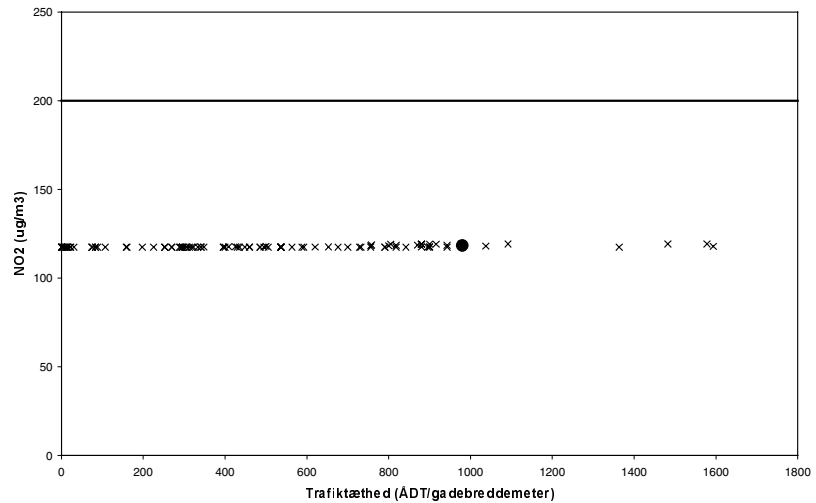
trationer (99,8-percentil) vil være bestemt af bybaggrundskoncentrationen i 2010.

Beregningerne tager hensyn til den fremtidige emissionsbegrænsning i Europa, som påvirker de fremtidige regionale forureningsniveauer, samt til reduktion i trafikens emission, som påvirker den fremtidige bybaggrundsforurening og forurening i gadeniveau. Det er forudsat at trafikken i de pågældende gader er konstant, mens der er forudsat en trafikstigning i hele vejnettet i Københavnsområdet på 10%, hvilket svarer til de regionale veje har en stigning på 17% fra 1995-2010 (Jensen et al., 2000).

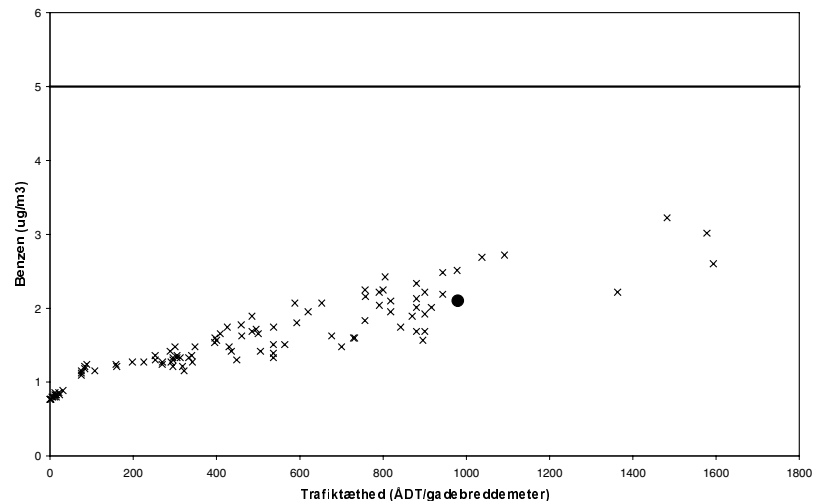
Som det fremgår forventes de fremtidige niveauer at falde væsentligt i forhold til i dag, således at grænseværdier for NO₂ og benzen ikke overskrides i 2010 på de udvalgte københavnske gader. Derfor antages der heller ikke at være overskridelse for de udvalgte gader i Ribe Amt. Trafikstigninger vil selvfølgelig mindske forbedringen af luftkvaliteten, men selv kraftige trafikstigninger på de pågældende veje vil ikke bringe dem i nærheden af de fremtidige grænseværdier.



Figur 4.5 Modelberegninger af årsmiddelværdier for NO₂ i 2010 for 103 forskellige gader i København. Den nye grænseværdi gældende for 2010 er markeret.



Figur 4.6 Modelberegninger af 99.8-percentil for NO₂ i 2010 for 103 forskellige gader i København. Den nye grænseværdi gældende for 2010 er markeret.



Figur 4.7 Modelberegninger for årsmiddelværdier for benzen i 2010 for 103 forskellige gader i København. Det forventede niveau for en ny grænseværdi gældende for 2010 er markeret.

Partikler

Det har ikke været muligt at gennemføre tilsvarende beregninger for de 103 gader for de fremtidige partikelniveauer, idet der er et utilstrækkeligt videngrundlag omkring emissioner fra forskellige kilder samt de fysiske og kemiske processer. Et partikelmodul er dog under udvikling til gadeluftkvalitetsmodellen OSPM ved DMU.

Både nationalt og internationalt arbejdes der på en reduktion af partikeludslippet. Nationalt er der en målsætning om en 50% reduktion af partikelemissionen fra trafikken i byerne frem til 2010 i forhold til referenceåret 1988, og en yderligere reduktion efter 2010. Dette har resulteret i, at nye benzindrevne personbiler siden 1990 har katalysator. Især den blyfri benzin som er påkrævet for katalysatorbiler bevirker at partikelemissionen reduceres. Allerede vedtagne emissionskrav til dieseldrøjetøjer vil også fremover reducere

partikelemissionen. Den samme virkning har overgangen til dieselolie med lavere svovlindhold samt indførelse af periodisk syn af biler.

EU har endvidere vedtaget nye grænseværdier for PM₁₀ (partikler med en diameter under 10 mikrometer) som senest skal opfyldes i 2005 og 2010. Dette er fulgt op med EU direktiver for trafikemissioner, brændstofs-kvalitet mv. I følge danske vurderinger forventes partikelemissionen at blive reduceret med omkring 55% frem til 2010 i forhold til 1995, hvilket yderligere vil reducere partikelforureningen. WHO har skønnet at bilernes partikelemission udgør omkring 40-60% af PM₁₀ i byområder baseret på udenlandske erfaringer (WHO 1999).

Partikelniveauerne målt som TSP (Total Suspended Particulate matter, svævestøv) er faldet med omkring 1/3 de seneste 10 år på gade-stationerne i København (Jagtvej), Odense (Albanigade) og Aalborg (Vesterbro). I følge samtidige målinger udført af DMU er PM₁₀ i gennemsnit omkring 74% af TSP (Kemp & Palmgren, 1998). Det nuværende PM₁₀ niveau er skønnet i tabel 4.3.

Tabel 4.3 Skønnet årsmiddel af PM₁₀ niveauer ud fra TSP i udvalgte gader i Danmark¹

Gade	TSP	TSP	PM ₁₀ (skøn)	PM ₁₀ (skøn)
	1998 (µg/m ³)	1-3. kv. 1999 (µg/m ³)	1998 (µg/m ³)	1-3. kv. 1999 (µg/m ³)
Jagtvej, København	46	51	34	37
Albanigade, Odense	46	52	34	38
Vesterbro, Aalborg	51	53	38	39
Grænseværdi 2005			40	
Grænseværdi 2010			20	

¹ PM₁₀ er bestemt som 74% af TSP

Som det fremgår er det skønnede PM₁₀ niveau i 1998-99 under den fremtidige grænseværdi i 2005, men overskrider grænseværdien for 2010. På grund af reguleringen af partikelemissionen er det sandsynligt at PM₁₀ vil falde fremover, men det er vanskeligt at vurdere hvor meget på baggrund af det nuværende videngrundlag.

CO₂

De nationale CO₂ målsætninger med stabilisering i 2005 i forhold til referenceåret 1988 vil givetvis ikke blive opfyldt pga. den kraftige trafikvækst og stagnation i bilparkens energieffektivitet. Transportsektorens CO₂ emission er steget omkring 18% fra 1988 til 1998 (Miljø- og Energiministeriet 2000).

4.3 Luftforurening fra trafik i det åbne land

Trafikken på motorveje og regionale veje i det åbne land kan være betydelige, men luftforureningsniveauerne er forholdsvis lave, fordi der typisk er gode spredningsforhold. Ved åbne vejstrækninger i det åbne land er forureningen lavere ved samme trafikmængder end i lukkede gaderum i byerne. Dels er der mere blæst, da der ikke er læ fra bygninger mv., og dels bliver den forurenede luft hurtigt trans-

porteret væk fra vejen og ikke recirkuleret som i lukkede gaderum. Når vinden blæser på tværs af en åben vejstrækning, finder man de højeste koncentrationer ved vejkanterne, nedstrøms. Derefter vil forureningen aftage gradvist efterhånden som den blandes med den renere baggrundsluft. Luftforureningen aftager hurtigt med afstanden fra vejen, se figur 4.8.



Figur 4.8 Luftforureningen fra en vej i det åbne land aftager hurtigt med afstanden pga. fortynding.

Effekter

Sundhedseffekter som følge af luftforurening fra vejstrækninger i det åbne land vurderes til at være begrænsede, idet koncentrationerne er lave, og der bor få mennesker oftest i længere afstand fra vejen end tilfældet er i byerne.

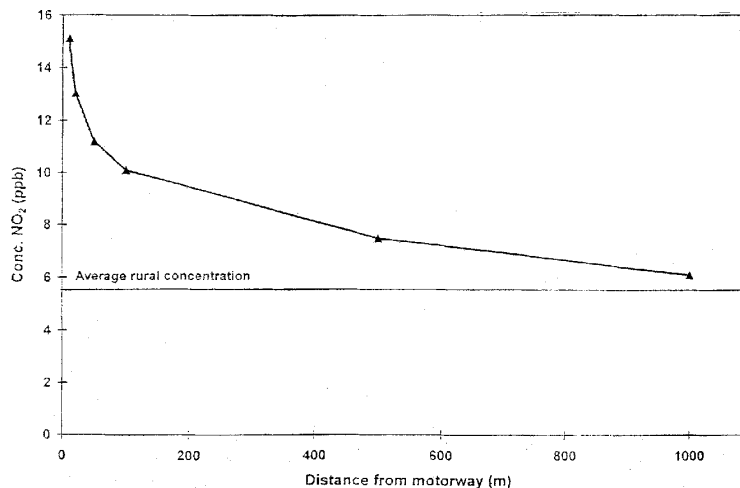
Luftforureningen fra trafikken i det åbne land har en række øvrige miljøpåvirkninger. NO_x giver anledning til kvælstofdeposition. Luftforurening med CO_2 fra trafikken bidrager til drivhuseffekten. Herudover bidrager emission af NO_x og kulbrinter til dannelse af ozon på europæisk skala.

Luftforureningen af NO_x samt et lille bidrag af SO_2 fra dieseldrøjetøjer bidrager til den lokale og regionale forurening i form af forsurening og eutrofiering af naturområder, se kapitel 6.

4.4 Vurdering af luftforurening fra trafik i det åbne land i Ribe Amt

Målte koncentrationer aftager med afstanden

Der er ikke gennemført målinger af luftforureningen fra trafik i det åbne land i Ribe Amt. Fyns Amt er det eneste amt uden for hovedstadsområdet, som har gennemført systematiske luftkvalitetsmålinger. Fyns Amt har bl.a. ved hjælp af passive samplere målt, hvordan koncentrationen af NO_2 aftager med afstanden fra en motorvej. Dette kan give en indikation af, hvor store natur- og landbrugsområder langs vejene i det åbne land, som påvirkes af trafikken luftforurening (Glasius et al., 1999), se figur 4.9.



Figur 4.9 Den gennemsnitlige NO₂ koncentration i 1994-95 som funktion af afstanden fra en motorvej på Fyn med ÅDT på ca. 24.000 (Glasius et al. 1999).

Som det fremgår af figur 4.6 aftager NO₂ koncentrationen meget hurtigt med afstanden fra motorvejen. I ca. 1.000 meters afstand nås baggrundskoncentrationsniveauet i det åbne land.

Ved hjælp af meget simple betragtninger over fortyndning af en luftforurening kan man give et overslag over, hvordan koncentrationen af ikke-reaktive stoffer (fx CO og benzen) vil forløbe. Hvis man antager, at koncentrationen er C_0 ved en vej i det åbne land, kan koncentrationen C i en given afstand nedstrøms fra vejen skønnes til at være vejens bredde divideret med afstanden plus vejbredden. $C = w/(d+w) \cdot C_0$, hvor w er vejbredden og d er afstanden. I tabel 4.4 er vist, hvordan luftforureningen aftager med afstanden for ikke-reaktive og reaktive stoffer.

Tabel 4.4 Luftforureningen fra en vej i det åbne land i forskellige afstande

Afstanden fra vejen (d i meter)	Koncentrationen i afstanden d fra vejen for ikke-reaktive stoffer* (%)	Koncentrationen i afstanden d fra vejen for NO ₂ (Glasius et al 1999)** (%)
0	100	100
100	23	50
200	13	
300	9	
400	7	
500	6	20
600	5	
700	4	
800	4	
900	3	
1.000	3	5

* Vejbredden er sat til 30 meter. **Baggrundsniveauet er fratrukket i forhold til figur 4.6 for at kunne sammenligne med beregningerne for ikke-reaktive stoffer

NO₂ koncentrationen aftager langsommere end for ikke-reaktive stoffer, idet NO emissionen fra trafikken på motorvejen først skal omdannes til NO₂ ved reaktion med ozon. For ikke-reaktive stoffer (fx CO og benzen) er koncentrationen i 100 meters afstand omkring 23% af udgangsniveauer, mens den er 50% for NO₂.

4.5 Anbefalinger for supplerende undersøgelser (fase II)

Handlingsplan for CO₂ og partikler

CO₂ og partikler er nogle af de største miljøproblemer fra trafikken. CO₂ er forsat stigende, og partikler udgør et stort sundhedsproblem samtidig med at der er usikkerhed omkring den fremtidig udvikling. Det foreslås, at amtet overvejer at udarbejde en handlingsplan for reduktion af partikelforureningen og for reduktion af CO₂. Handlingsplanen kan belyse de handlemuligheder som ligger inden for amtets reguleringsmuligheder fx arealanvendelse i regionplanen med henblik på lokalisering som mindsker trafikarbejdet, transportplaner, amtets trafikselskab (fx partikelfiltre, gasbusser) mv.

OSPM beregninger for udvalgte gader

DMU råder over modelværktøjer, som kan beregne luftkvaliteten i gaderum (OSPM). Der ville kunne opnås en mere sikker viden om koncentrationsniveauet, såfremt denne model blev anvendt. Der kunne foretages beregninger for få udvalgte gader fx Storegade i Esbjerg og Storegade i Varde, hvilket kunne suppleres med simple passive målinger for validering af beregningerne. Udover at få niveauerne i 2000 og 2010, kan der også gennemføres følsomhedsanalyser med forskellige antagelser om den fremtidige trafikvækst.

Luftkvalitetskortlægning med AirGIS

Endvidere vil det være muligt at gennemføre en kortlægning af luftkvaliteten på alle adresser i en by med modelsystemet AirGIS, hvorved der kan udarbejdes kort over forureningsniveauer i alle gader. Dette kunne være en mulighed for Esbjerg.

Luftforurening i det åbne land

Som det fremgår af kapitel 6, som omhandler luftforurening i det åbne land, er trafikens bidrag til kvælstofdepositionen i Ribe Amt meget lille. Der er derfor større behov for mere detaljerede beregninger over kvælstofdeposition fra andre kilder end trafik.

5 Luftforurening fra industri og landbrug

Luftforureningen i byer og landområder skyldes både bidrag fra lokale kilder og fra langtransporteret forurening. De luftforurenende stoffer kan være direkte sundhedsskadelige fra f.eks. kemisk industri eller generende i form af lugtstoffer fra f.eks. industri og landbrug. I byerne og tæt på kilderne i landområder vil de lokale kilder være dominerende.

Regulering af enkelt virksomheder

Emissionen fra de enkelte virksomheder reguleres via miljøgodkendelser foretaget af kommuner og amter. Ved disse godkendelser anvendes "Luftvejledningen" (MST 1990), "Lugtvejledningen" (MST 1985), "Husdyrgødningsbekendtgørelsen" (MEM 1998) og "Vejledning om godkendelse af husdyrbrug" (MST 1997), og i alle tilfælde tages der ikke hensyn til andre virksomheders bidrag til luftforureningen. Det kan derfor ofte hos myndigheder og borgere opstå tvivl om hvorvidt den samlede luftforurening fra mange virksomheder kan forårsage problematiske høje koncentrationer.

I nogle tilfælde foretager myndighederne mere overordnet overvågning i form af punktmålinger på udvalgte lokaliteter (f.eks. Hovedstadsregionens Luftovervågningsenhed, HLU (1999)) eller egentlige detaljerede spredningsberegninger på grundlag af detaljerede emissionsopgørelser i f.eks. i Næstved Kommune (Storstrøms Amt 1996), og i Køge Kommune (Løfstrøm et al. 1997).

Formål

Formålet med denne rapport er netop blandt andet at foretage en første screening for eventuelle problemområder med stor tæthed af luftforurenende virksomheder.

Fremgangsmåde

Fremgangsmåden, som beskrives i detaljer i afsnit 5.1, bygger på eksisterende oplysninger om kildedata tilvejebragt af Ribe Amt og kommunerne i amtet samt en antagelse om, at de enkelte industri- virksomheder (ikke landbrug) netop opfylder kravene i Miljøstyrelsens gældende vejledninger mht. luftforurening. Resultaterne præsenteres som cirkler omkring de enkelte kilder (influensområder). Indenfor cirklerne forventes de største spidsbelastninger med luftforurenende stoffer. Antallet af overlappende cirkler vil give en indikation af eventuelle problemområder.

Det bemærkes, at datagrundlaget ikke er helt komplet, idet der ikke er medtaget alle de virksomheder og landbrug, som amt og kommuner fører tilsyn med. For industrivirksomheder er der medtaget større virksomheder, der samtidig er beliggende på en måde, så det ikke kan udelukkes, at de har sammenfaldende influensområde, dvs. fortrinsvis virksomheder placeret i industriområder. For landbrug er tilsvarende kun medtaget godkendelsespligtige landbrug dvs. bedrifter som overstiger 250 dyreenheder. Størsteparten af amtets landbrug har under 250 dyreenheder.

5.1 Metode

I det følgende er fremgangsmetoden og behandlingen af emissionen for landbrug og industrivirksomheder forskellig. Men generelt er metoden, at der konstrueres et sæt kurver baseret på beregninger med den atmosfæriske spredningsmodel OML (Berkowicz et al. 1986, Løfstrøm et al. 1988). Kurverne giver en grov sammenhæng mellem nøgleparametre for en kilde og radius for en cirkel omkring kilden indenfor hvilken der kan forventes de største spidsbelastninger.

Industrivirksomheder

Grænseværdier

Som nævnt antages det, at de enkelte industrivirksomheder mht. luftforurening netop opfylder kravene i Miljøstyrelsens gældende Luftvejledning og Lugtvejledning, som det normalt er tilfældet ved miljøgodkendelser.

Det indebærer, at bidraget til koncentrationerne i omgivelserne fra en virksomhed ikke overstiger de vejledende værdier: B-værdier respektive lugtgrænseværdien. Lugtgrænseværdien er 5-10 lugtenheder/ m^3 , men lugtgrænseværdien, ligesom B-værdien har ikke nogen betydning for den anvendte screeningsmetode for industrikilder, som det vil fremgå af det følgende. I det følgende kaldes disse værdier også for grænseværdier.

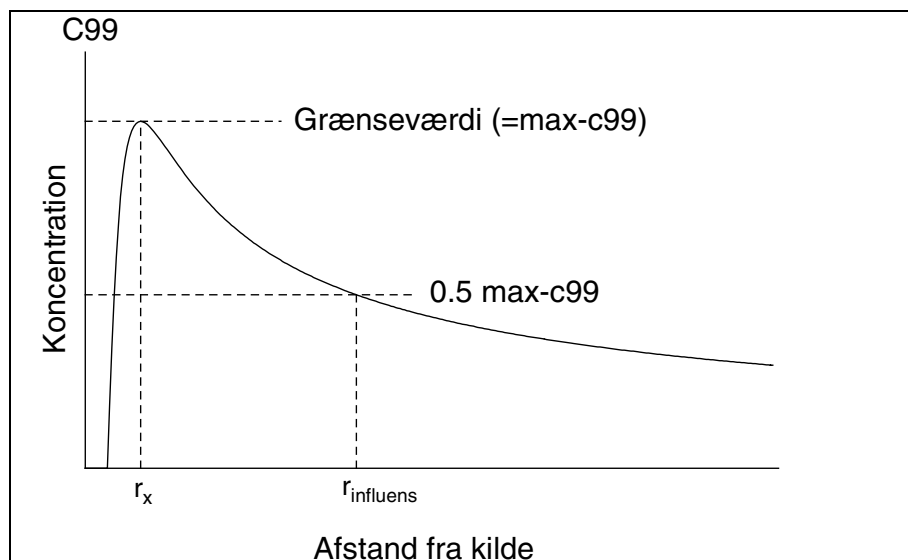
OML-model, 99%-fraktil

Til sammenligning med grænseværdierne anvendes normalt beregninger med OML-modellen. I modellen anvendes oftest en historisk tidsserie af meteorologiske data fra Kastrup 1976. OML beregner den maksimale månedlige 99%-fraktil af timemiddelværdier, c_{99} , i omgivelserne ud fra specifikke kildeoplysninger. 99%-fraktilen er den timевærdi, som kun overskrides i 1% af tiden.

Den største værdi af c_{99} i noget punkt i omgivelserne kaldes i det følgende for max- c_{99} . For ikke lugt stoffer må max- c_{99} ikke overskride B-værdien. For lugtstoffer, hvor grænseværdien vedrører 1-minutsmiddelværdier, transformeres max- c_{99} (1-timesmiddel) til 1-minutsmiddel via en faktor 7,74, og således må $7,74 \cdot \text{max-}c_{99}$ ikke overskride grænseværdien for lugt. Faktoren 7,74 er usikker og repræsenterer bedst forholdene for høje skorstene.

Influensområde

Til brug ved screeningen for områder med stor tæthed af kilder, er der for hver industrivirksomhed beregnet det omtalte influensområde, som repræsenteres ved en cirkel omkring virksomheden. I dette område kan de største spidsbelastninger forventes. Radius i cirklen er valgt til den afstand, hvor koncentrationen i form af c_{99} er det halve af max- c_{99} for ikke lugtstoffer respektive det halve af $7,74 \cdot \text{max-}c_{99}$ for lugtstoffer. I begge tilfælde svarer det til at belastningen i denne afstand er det halve af de vejledende grænseværdier, se Figur 5.1.



Figur 5.1 Stematisk tegning af hvordan den maksimale månedlige 99%-fraktile, c_{99} , varierer med afstanden fra kilden. r_x er afstanden, hvor den maksimale værdi, $\max-c_{99}$ optræder. Det antages for stofemissioner, at $\max-c_{99}$ er lig B-værdien (grænseværdien). Tilsvarende antages for lugtemissioner, at $7,74 \cdot \max-c_{99}$ er lig lugtgrænseværdien. r_{influens} er afstanden, hvor c_{99} er det halve af grænseværdien, og definerer radius i influensområdet. Ændring af kildestyrken vil ikke ændre på r_{influens} eller r_x , men vil kun ændre på niveauet af koncentrationen.

Kildeopgørelse

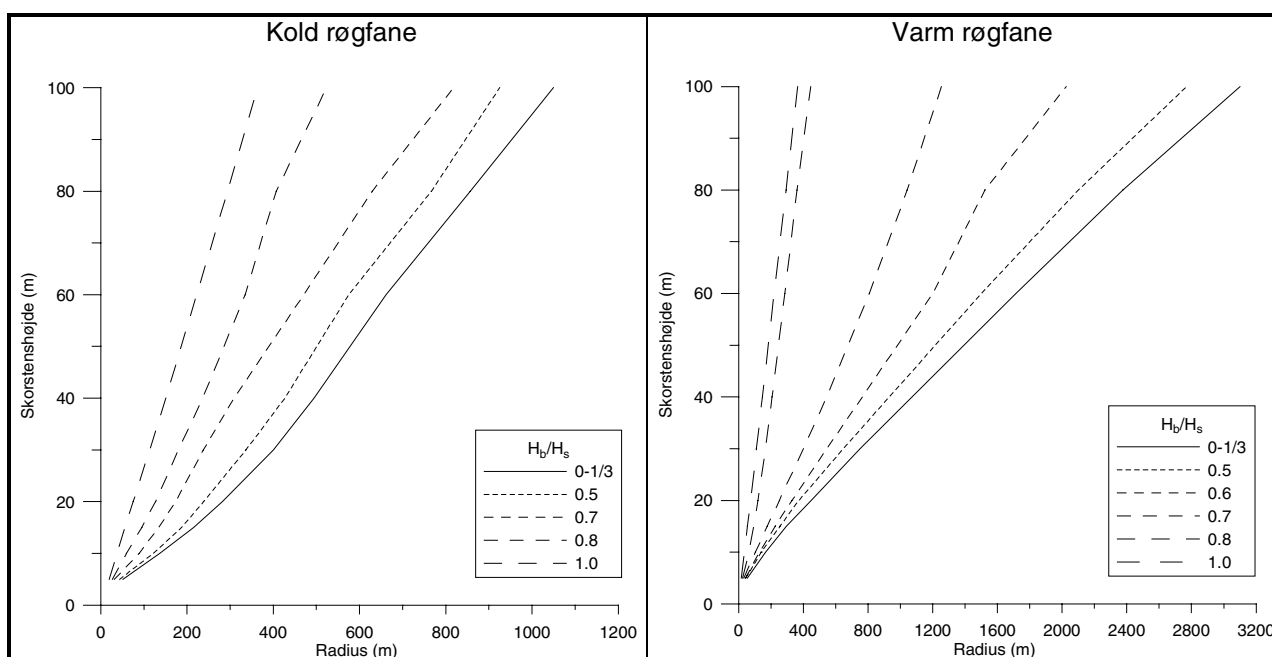
Ved estimering af en virksomhedens influensområde antages, at den højeste skorsten på virksomheden emitterer den største mængde forurenende stoffer, og dermed også at den er dimensionerende for belastningen i omgivelserne. Derfor indeholder opgørelsen over kilderne i amtet generelt kun den højeste skorsten på virksomhederne. Hvis en virksomhed imidlertid har en stor horisontal udstrækning kan der indgå flere skorstene i opgørelsen.

Ribe Amt har med hjælp fra kommunerne i amtet indsamlet oplysninger om kilderne blandt de godkendelsespligtige virksomheder, som kunne tænkes at have overlappende influensområder. Derfor indeholder kildeopgørelsen ikke nødvendigvis de mest emitterende virksomheder, idet enkelte virksomheder kan være udeladt, hvis de ligger meget isoleret. Det er således langt fra alle virksomheder i amtet som indgår i kildeopgørelsen. Specielt indgår kun de lugtemitterende kilder, hvor amtet fører tilsyn og således ikke lugtkilder med kommunalt tilsyn.

Til denne overordnede screening er kun indsamlet og anvendt de kildeparametre med størst betydning for niveauet af koncentrationen i omgivelserne. Disse parametre er (udover emissionen, som implicit er antaget via B-værdien) skorstens og bygningshøjder. Det er således også kun disse parametre sammen med koordinater for beliggenhed, virksomhedsnavn og adresse, som indgår i kildeopgørelsen. Opgørelsen er delt i to lister én for virksomheder med stofemission og én for virksomheder med lugtemission. Nogle virksomheder optræder på begge lister. De to lister kan ses i tabel B1.1 og B1.2 i bilag 1. Kildernes omtrentlige lokalisering er vist på et kort i bilag 3, hvor deres identifikationsnummer (idnr) fra listerne er angivet.

For en given kildekonfiguration vil max-c99 optræde i en bestemt afstand. Ved større skorstenshøjder vil afstanden øges, og ved påvirkning fra bygninger vil afstanden mindskes. Temperatur af røggassen har også betydning for afstanden. Temperaturen antages at have én af to værdier: 25°C (kold røgfane) eller 100°C (varm røgfane) og er markeret i kildeopgørelserne med k respektive v . Varmecentraler o.l. samt kilder med emission af kvælstofilter eller svovldioxid antages at have varme røgfane og de øvrige kilder antages at have kolde røgfane.

Til at konstruere det tidligere omtalte sæt af kurver til brug for bestemmelse af influensområdet størrelse behøves også oplysninger om skorstensdiameter og røggasvolumen til brug i OML-modellen. Det er således antaget, at skorstensdiameteren er 1/40 af skorstenshøjden, og at røggasmængden svarer til en røggashastighed på 8 m/s ved den aktuelle temperatur. Dog er den maksimale diameter sat til 2,5 m (bilag 4). Det konstruerede kurvesæt ses i Figur 5.2. Ud fra oplysningerne i kildeopgørelsen kan man fra kurverne interpolere radius for kildernes influensområder. Kurverne kan anvendes for både lugtstoffer og ikke lugtstoffer. Radierne for de aktuelle kilder i Ribe Amt kan ses i tabel B1.1 og B1.2 i bilag 1 og præsenteres grafisk og diskuteres i afsnit 5.2.



Figur 5.2 Radius i influensområde omkring industrivirksomhed, svarende til at spidsbelastningen er reduceret til det halve af grænselværdien. Estimeret via OML-beregninger med antagelser for nogle kildeparametre, se tekst. H_s er skorstenshøjde og H_b er bygningshøjde.

Landbrug

For landbrug er der i dette kapitel udelukkende fokuseret på emissionen af lugtstoffer fra stalde, og således er lugt fra gylleudbringning ikke indeholdt i undersøgelsen. Lugtemissionen er opgjort for de enkelte landbrug. Der er foretaget OML-beregninger for en "stan-

dard" stald med forskellige lugtemissioner og disse resultater er brugt til bestemmelse af de enkelte landbrugs influensområder.

Kildeopgørelse og lugtemission

Til brug for bestemmelse af lugtemission fra stalde med dyrehold har Ribe Amt og kommunerne i amtet som nævnt indsamlet data om dyrehold i stalde på de enkelte landbrug. Udover landbrugenes adresser og geografiske placering er der også oplysninger om dyrenes antal og vægt opdelt på tre dyrekategorier. Kategorierne er svin, fjerkræ og kvæg. Alle oplysninger kan ses i tabel B2.1 i bilag 2, og landbrugenes lokalisering er også angivet på et kort i bilag 3. Ved hjælp af værdier for de forskellige dyrearters lugtemissioner (Frandsen, 1994), som er vist i Tabel 5.1, er staldenes lugtemission estimeret og ligeledes angivet i tabel B2.1. Værdierne for lugtemissionen i Tabel 5.1 tager dog ikke hensyn til lugtreducerende forhold opnået gennem passende staldhygiejne, staldtyper, fodersammensætning o.l.

"Standard" stald

Til konstruktion af en kurve for sammenhæng mellem lugtemission og radius i influensområdet er det valgt at benytte en "standard" staldbygning for alle stalde. Stalden har afkasthøjde på 7 m, bygningshøjde på 6 m, afkastdiameter på 1 m, afkasttemperatur på 25°C og afkasthastighed på 4 m/s. Spidsbelastningen i omgivelserne for en sådan kilde vil altid være størst ved stalden og aftage med afstanden. Dette er i modsætning til høje kilder uden bygningseffekter, hvor den største belastning optræder i nogen afstand fra kilden.

Tabel 5.1 Maksimal lugtemission, sommer (uddrag fra Frandsen, 1994)

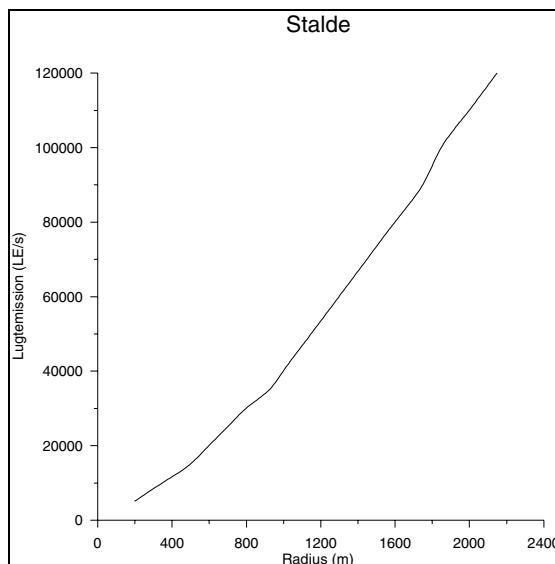
Dyreart	Lugtemission (Lugtenheder/s/1000 kg dyrevægt)
Svin	
< 25 kg	210
25 kg - 95 kg	150
>95 kg	60
Fjerkræ	140
Kvæg	40

Influensområde

Radius i influensområdet for landbrug er her defineret forskelligt fra den anvendt for industrivirksomheder. Radius er valgt til afstanden fra stalden, hvor lugtkoncentrationen, $7,74 \cdot c^{99}$ regnet som 1-minutsmiddel, er faldet til 10 lugtenheder/m³, altså afstanden hvor en lugtgrænseværdi på 10 lugtenheder/m³ netop er opfyldt. Grunden til der ikke anvendes den halve værdi af grænseværdien, som i tilfældet for industrivirksomheder, er, at faktoren 7,74 er mest korrekt for høje skorstene, som de findes hos industrivirksomhederne. For lave landbrugsafkast og i store afstande fra kilden (mere end omkring 30 skorstenshøjder) er denne faktor meget konservativ og burde måske kun være det halve.

I Figur 5.3 ses den OML-beregnete sammenhæng mellem lugtemission og radius i influensområdet. For de aktuelle landbrug i Ribe Amt vises og diskuteres influensområderne i afsnit 5.2.

Den her anvendte grænseværdi for lugt gælder kun for industrivirksomheder og ikke for landbrug. Grænseværdien benyttes alligevel her dels for at muliggøre en sammenligning med industrivirksomheder, og dels i mangel af bedre, idet lugtgener fra landbrug reguleres via "Husdyrgødningsbekendtgørelsen" og "Vejledning om godkendelse af husdyrbrug", som ikke er specifikt rettet mod lugt, men også samtidig regulerer støj og støv.



Figur 5.3 Radius i influensområde omkring stalde, svarende til at spidsbelastningen for 1-minutsværdier er reduceret til 10 lugtenheder/m³. Estimeret via OML-beregninger for "standard" stald, se tekst.

5.2 Resultater af screening

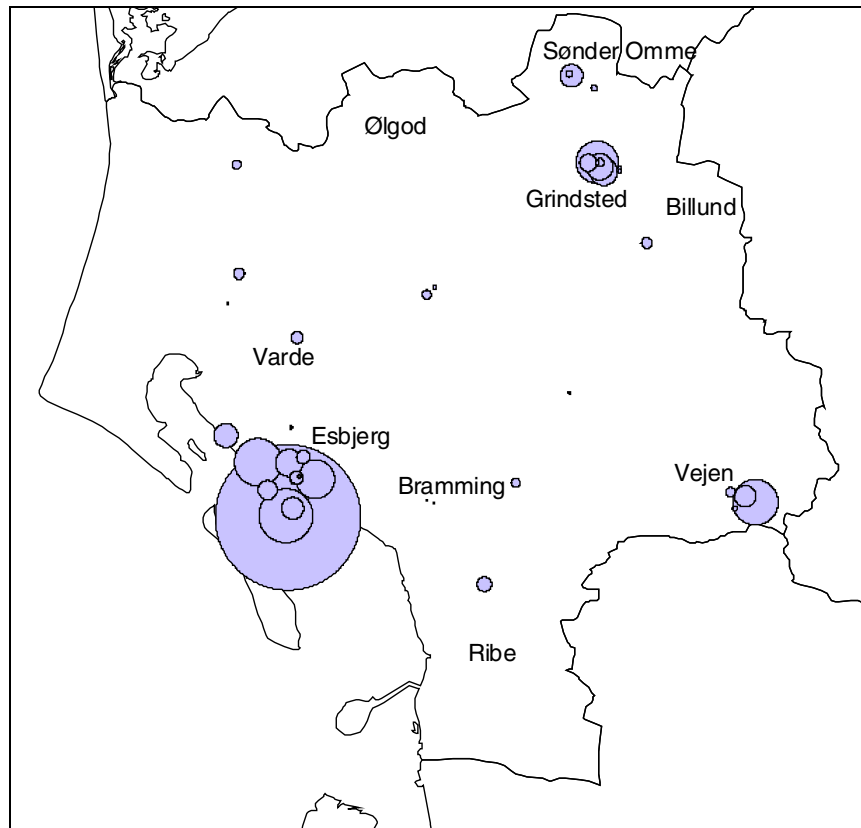
Stofemission fra industrivirksomheder

Toksikologisk ensvirkende
stoffer

På grund af de summariske kildeoplysninger er det ved den videre vurdering her ikke muligt at tage hensyn til hvilke stoffer virksomhederne udsender. Derfor er det heller ikke muligt at adskille influensområder for stoffer, som ikke er toksikologisk ensvirkende. Det må derfor konservativt antages, at overlappende influensområder indeholder ensvirkende stoffer.

Begrænsning i resultater

Da ikke alle virksomheder i amtet er meddraget i undersøgelsen, er det derfor i princippet ikke muligt at udelukke nogen områder, som værende potentielle problemområder. Det er kun muligt at udpege områder, hvor der muligvis kan være problemer med luftkvaliteten. Således vil screeningen mere have karakter af en prioriteringsundersøgelse for efterfølgende og mere detaljerede undersøgelser. I det følgende vil der dog hovedsageligt konkluderes på grundlag af de inddragne kilder.



Figur 5.4 Influenzområder for industrivirksomhedernes stofemission.

bestemt via EU direktiver og bekendtgørelser gælder derimod for den samlede luftforurening fra alle kilder. Ligeledes vedrører WHO's vejledende grænseværdier også den samlede luftforurening. Således vil det ofte gælde, at EU direktiver eller WHO grænseværdier for et stof er meget højere end Miljøstyrelsens vejledende grænseværdier. For eksempel er det tilfældet for SO_2 og NO_2 hvor EU direktiv angiver bindende grænseværdier på $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ resp. $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som spidsbelastning (ca. 99,8%-fraktil på årsbasis) mod B-værdierne på $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ resp. $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ligeledes har undersøgelser af luftkvaliteten i Køge (Løfstrøm et al. 1997) vist, at WHO's vejledende grænseværdi på $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for max. døgnmiddel for trichlorethylen var overholdt selvom B-værdien på $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ var overskredet 50 gange.

På denne baggrund må det forventes, at der kræves mere end nogle få overlappende influensområder for at EU's eller WHO's grænseværdier overskrides.

Radius for
influenzområderne

Radius for influensområderne vil, som følge af definitionen, være større end afstanden til virksomhedens dimensionerende koncentration (max-c99). For kolde røggasser vil afstanden være 3-4 gange større og for varme kilder 4-7 gange større, som det fremgår af Figur 5.2. Desuden skal det bemærkes, at de meteorologiske situationer, som giver anledning til spidsbelastninger i udkanten af et influ-

ensområde, ikke er de samme situationer, som giver størst belastning tættere ved kilden - f.eks. der hvor max-c99 optræder. I bilag 5 er beskrevet på hvilken måde overlappende influensområder har betydning for spids- og middelværdier.

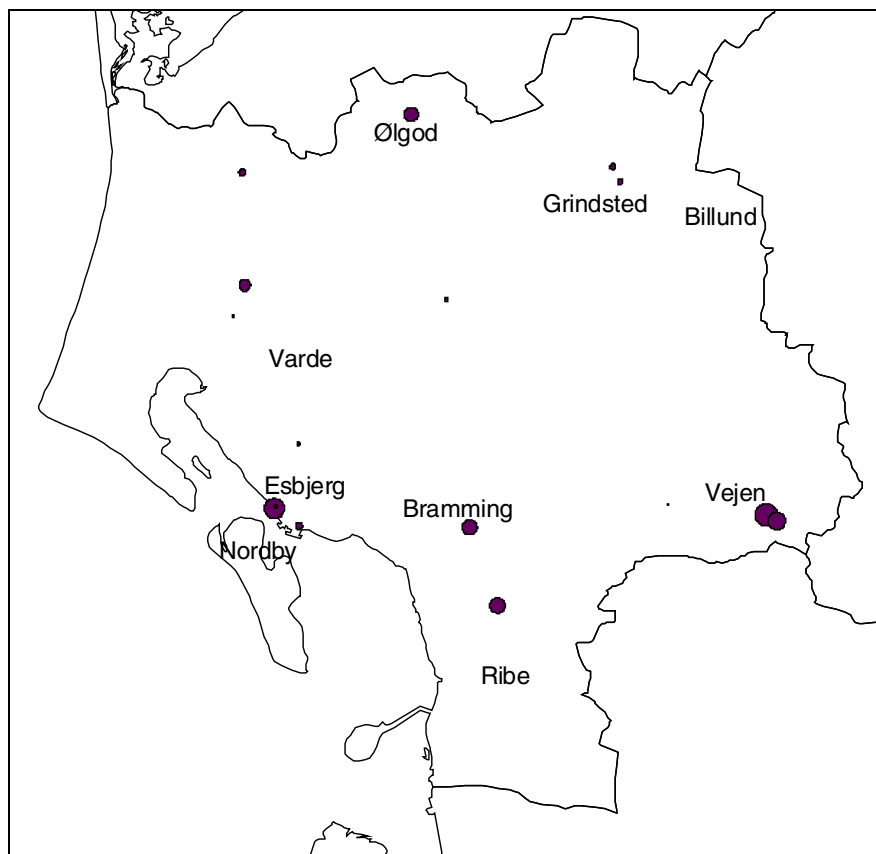
Resultatet af screening af industrivirksomheder med stofemission er vist i Figur 5.4 og i tabel B1.1 i bilag 1. Figuren viser et groft skøn over influensområderne for de enkelte industrivirksomheder. Generelt ses en række mindre, ikke overlappende influensområder spredt ud over amtet, samt 2-4 lokaliteter, hvor flere influensområder overlapper. Det er i Esbjerg, Grindsted, Vejen og Sønder Omme.

Grindsted

I Grindsted optræder mange overlappende influensområder. Der er tilsyneladende her den største belastning i amtet og en lille risiko for, at der i forhold til B-værdier kan optræde en relativ stor belastning af luftkvaliteten. Risikoen vil øges hvis der fra virksomhederne emitteres mange forskellige toksikologisk ensvirkende stoffer.

Esbjergområdet

Esbjergområdet domineres af influensområdet fra Vestkraft, hvortil den største cirkel er knyttet. Inden for dette område ses flere mindre influensområder, som kun i mindre grad overlapper hinanden. Disse områder er knyttet til virksomheder med betydeligt lavere skorstenshøjder (<100 m) end Vestkrafts skorstenshøjde (250 m). Da skorstene med meget forskellige højder vil give anledning til højeste spidsbelastninger under forskellige meteorologiske forhold vurderes det, at der kun er en mindre sandsynlighed for et luftforureningsproblem hidrørende fra de inddragne kilders samlede stofemission.



Figur 5.5 Influensområder for industrivirksomhedernes lugtemission.

I Esbjerg er der en række kilder som ikke er omfattet af screeningen. Det er f.eks. diffuse kilder (kul- og askedepoter) beliggende på Esbjerg havn, samt bidrag fra skibstrafik, hvor kravene til brændselskvalitet ikke er lige så skrappe som for fx bil-, bus- og lastbilstrafik. Disse kilder øger luftforureningen i Esbjerg, dog uden at det vurderes at have en dominerende indflydelse.

Vejen og Sønder Omme

Med det begrænsede antal overlappende influensområder i Vejen og Sønder Omme og i betragtning af den konservative fremgangsmetode vurderes det, at der kun er en mindre sandsynlighed for et luftforureningsproblem hidrørende fra de inddragne kilders samlede stofemission.

Lugt fra industrivirksomheder

I Figur 5.5 er vist virksomhedernes influensområder for lugt og de tilhørende radier er listet i tabel B1.2 i bilag 1.

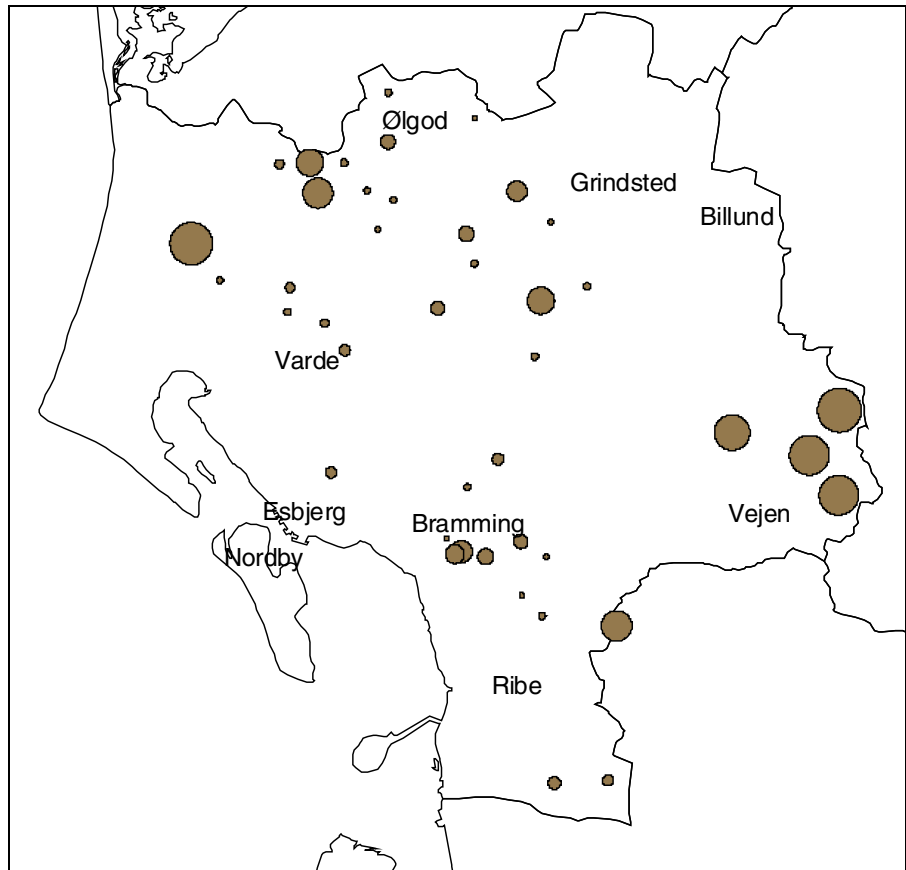
For nogle af virksomhederne (idnr 1, 9, 42 og 50 i tabel B1.2) vides det dog, at deres lugtbelastning af omgivelserne er en del større end den vejledende grænseværdi foreskriver, men der har ikke inden for rapportens rammer været muligt at inddrage dette. Havde dette forhold været inddraget, ville det have betydet, at deres influensområder i nogle tilfælde havde været en hel del større. I Vejen ses to delvist overlappende influensområder. Men der er formodentligt ingen kombinationseffekter dér, hvis kilderne enkeltvis ikke overskrider den vejledende grænseværdi.

Lugt fra landbrug

Influensområder for lugt fra landbrug med stalde er vist i Figur 5.6. Områderne er relativt store sammenlignet med industrivirksomhederne. Der ses kun en enkelt lokalitet, hvor der er delvis overlappende influensområder. Det er ved Bramming, men den samlede belastning vil formodentlig ikke være større end for punkter beliggende ca. 1000 m fra ét enkelt landbrug med en radius for influensområde på ca. 2000 m. Det skyldes, at for lave kilder som stalde er lugtbelastningen mange gange større helt tæt ved kilden end ved kanten af influensområdet.

Det skal igen bemærkes, at det kun er landbrug større end 250 dyreenheder, som indgår i undersøgelsen, og at de fleste landbrug i amtet er mindre end 250 dyreenheder.

Hvorvidt de enkelte landbrug overholder afstandskravene i "Husdyrgødningsbekendtgørelsen" og "Vejledning om godkendelse af husdyrbrug" kan ikke afgøres ud fra det her tilgængelige materiale, idet disse reguleringer er baseret på antal dyreenheder (DE) på bedrifterne.



Figur 5.6 Influensområder for luft fra stalde til svin, fjerkræ og kvæg med dyreenheder over 250 stk.

5.3 Anbefalinger for supplerende undersøgelser (fase II)

I betragtning af den konservative metode anvendt ved konstruktionen af influensområderne synes der ikke at være tydelige problemer med luftkvaliteten estimeret på grundlag af de inddragne kilders samlede emission. På den anden side er den anvendte screeningsmetode en forholdsvis grov første håndskortlægning, hvor primært de største kilder er inddraget.

Der er tilsyneladende kun et behov for mere detaljerede undersøgelser af belastningen fra stofemissionen i området ved Grindsted og muligvis Esbjerg. Til dette formål kunne Ribe Amt foretage en mere grundig gennemgang af virksomhedernes belastning af omgivelserne ved at gennemgå virksomhedernes miljøgodkendelser, og indenfor forskellige stofgrupper mere præcist se på i hvilke områder omkring de enkelte virksomheder spidsbelastningerne optræder. Hvis disse områder overlapper kan man gå et skridt videre. Dette kunne være at foretage detaljerede OML-beregninger for samtlige kilder og stoffer emitteret i området.

6 Luftforurening i landbrugs- og naturområder

Dette kapitel omhandler deposition af kvælstof (ammoniak og kvælstofoxider og reaktionsprodukter), svovl og desuden koncentrationer af ozon i landbrugs- og naturområder. Kvælstofdepositionen sammenholdes endvidere med tålegrænser for forskellige naturtyper.

6.1 Indledning

<i>Kvælstof</i>	Kvælstofdeposition fører til eutrofiering både i naturområder (skove, heder, højmoser osv.) og i havet. For høj kvælstofdeposition fører til skader på naturområder, fordi de næringsfattige planter forsvinder. I havområder giver for høj deposition af kvælstof anledning til algeopblomstring, hvilket ved nedbrydning af algerester på havets bund kan medføre iltvind og dermed fiskedød.
<i>Svovl</i>	Svovldeposition giver ligesom kvælstofdeposition anledning til forurening i naturområder. Forsuring spiller ingen rolle på havet, da havet er basisk.
<i>Ozon</i>	Ozondeposition kan føre til skade på både afgrøder og vegetation i naturområder.
	I følgende afsnit gives nogle definitioner som anvendes i kapitlet.
<i>Deposition</i>	Deposition er nedfald. Den opdeles i tør- og våddeposition. Ordet deposition anvendes både for selve depositionsprocessen og for den mængde der deponeres. Ved tørdeposition transporteres gasser og partikler fra atmosfæren til overfladen (jord, vegetation, bebygget område, sø, hav) ved hjælp af hvirvler i luften (turbulens). Hastigheden hvorved et stof transporteres til overfladen ved hjælp af tørdeposition kaldes tørdepositions-hastighed. Den afhænger generelt set af stoffet's egenskaber, overfladens egenskaber og meteorologiske forhold. Ved våddeposition transporteres gasser og partikler fra atmosfæren til overfladen ved hjælp af nedbør. Summen af tør- og våddeposition kaldes totaldeposition. Generel information om depositionsprocesser findes i <i>Asman & Jensen (1993)</i> og <i>Asman et al. (1994)</i> .
<i>Stofgrupper</i>	Der kan skelnes mellem forskellige stofgrupper, som hver består af forskellige, beslægtede stoffer (udgangsstof og reaktionsprodukter). De forskellige grupper er:
NH_x	NH_x er betegnelsen for ammoniak (NH_3) og ammonium (NH_4^+). Ammoniak er gasformig, mens ammonium findes i svævende partikler.
NO_y	NO_y er betegnelsen for kvælstofoxider (også kaldt $NO_x =$ kvælstofmonoxid $NO +$ kvælstofdioxid NO_2), salpetersyre-gas (HNO_3), salpetersyring-gas (HNO_2), nitrat (NO_3^-) i svævende partikler og gasformig peroxyacetylnitrat (PAN).

SO_x

SO_x er betegnelsen for svovldioxid (SO₂) og sulfat (SO₄²⁻) i svævende partikler.

I nærværende rapport tages kun information med, som allerede eksisterer. For nogle stoffer er informationen i rapporten mere detaljeret end for andre. Det skyldes at der har været en forskellig indsats mht. forskellige stoffer. En del af den information der præsenteres er ret ny, men der præsenteres også information som er ret gammel. Det afspejler det tidspunkt hvorpå der har været en indsats.

Usikkerhed i modelresultater

Al information præsenteret i dette kapitel er beregnet med sprednings- og depositionsmodeller. Før modellerne anvendes sammenlignes de med målinger for at være sikker på, at resultaterne er nogenlunde rimelige. Det er også gjort i dette tilfælde. Det har dog ikke været muligt at anvende målinger i Ribe Amt til dette formål, fordi de ikke findes. Modelresultaterne er behæftet med en vis usikkerhed. Ved de anvendte modeller er usikkerheden ca. 30%, selvom modelresultaterne nogle gange er præsenteret med flere decimaler for at gøre en sammenligning mellem koncentrationer eller bidrag for forskellige områder mulig.

6.2 Ammoniak og ammonium

Ammonium

Ammonium (NH₄⁺) er et reaktionsprodukt. Alt NH₄⁺ i atmosfæren er dannet ved at ammoniakgas (NH₃) reagerer med syre, som svovlsyre (dannet ved oxidation af svovldioxid) og salpetersyregas (dannet ved oxidation af kvælstofoxider). Der finder ikke noget udslip af NH₄⁺ sted. Alt atmosfærisk NH₄⁺ har en gang været NH₃. For en oversigt over atmosfæriske processer for NH₃ og NH₄⁺ se *Asman (1990)*.

Faktorer som har indflydelse på ammoniakemissionen

Næsten alt NH₃-udslip i Ribe Amt stammer fra landbruget, og andre kilder end landbruget spiller derfor en meget lille rolle. Den vigtigste kilde er husdyrgødning. Ammoniakemissioner fra husdyrgødning afhænger af mange faktorer, bl.a. af:

- Fodringsniveau og fodersammensætning.
- N-udskillelse i gødningen, herunder indholdet af ammoniumkvælstof.
- Antallet af husdyr.
- Husdyrtype og vægt.
- Staldtype (udmugningsmetode er indeholdt i gødningshåndteringen).
- Gødningshåndtering (gødningstypen er givet i kraft af staldtypen).
- Lagringsmetode.
- Udbringningspraksis (spredningstab er det mindste; tabet efter udbringning er større alt afhængig af gødningens henliggelsestid. For at komme ud over denne problemstilling er det mere hensigtsmæssigt at anvende ordet udbringningspraksis, som favner det hele).
- Meteorologiske forhold.
- Evt. græsning.

Ammoniakemission fra handelsgødning afhænger af gødningens sammensætning, jordens egenskaber og meteorologiske forhold.

Emissionsberegning

For 1996 er ammoniakemissionen beregnet for hvert amt. Resultaterne for Ribe Amt står i tabel 6.1 (Johnny M. Andersen, Danmarks Miljøundersøgelser, afd. for Systemanalyse, personlig meddelelse). En nærmere beskrivelse af emissionsberegningerne for 1996 som er anvendt her findes i *Hutchings et al. (1999)* og *Andersen et al. (1999)* findes mere generelt baggrundsmateriale. Beregningerne er baseret på antallet af husdyr i Ribe Amt, mens emissionsfaktorerne er nationale gennemsnit. De faktorer som påvirker ammoniakemissionen kan i Ribe Amt afvige fra landsgennemsnittet. Det er der ikke taget hensyn til.

Fordeling mellem kategorier

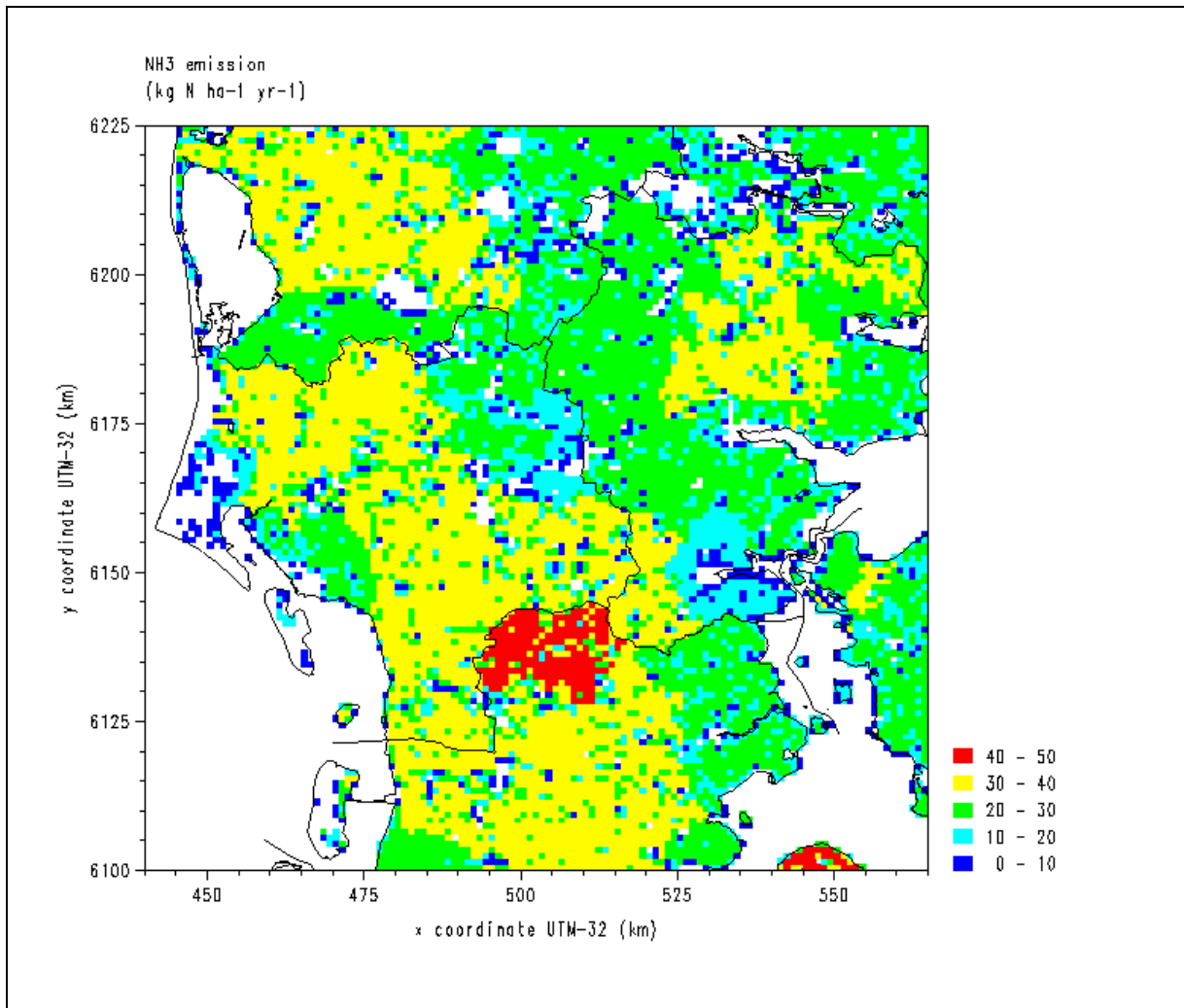
Ca. 80% af ammoniakemissionen i Ribe Amt forårsages af husdyrgødning, hvoraf mere end halvdelen af hornkvæg. Ribe Amt er det amt i Danmark som har forholdvis mest emission fra hornkvæg og mindst fra svin. En mindre kendt, men dog formodentlig relativ vigtig kategori er emission fra planter. Planter kan afgive NH_3 gas, hvilket er et resultat af gødning. Denne kategori udgør ca. 10% af den totale ammoniakemission i amtet.

Rumlig fordeling af ammoniakemissionen

Figur 6.1 giver den rumlige fordeling af ammoniakemissionen i Ribe Amt på et $1 \times 1 \text{ km}^2$ gitter. Den totale emission for Ribe Amt svarer til den præsenteret i tabel 6.1 for 1996, men den rumlige fordeling indenfor amtet er den for 1985 (*Asman, 1990*). Den blev i sin tid beregnet ud fra antallet af husdyr pr. kommune og emissionsfaktorer, som var lidt forskellige fra dem der er anvendt til at beregne emissionerne for 1996. Emissionerne blev placeret på landbrugsarealet indenfor hver kommune. Det blev antaget, at emissionstætheden (emission pr. ha) for landbrugsarealet indenfor en kommune er ens. Pga. forskellige ændringerne i antallet af husdyr i forskellige kommuner og lidt andre emissionsfaktorer er der en vis usikkerhed på resultaterne i figur 6.1. Emissionstætheden ser ud til at være lavest ved kysten (pga. at der findes naturområder der) og højest i Sønderjyllands Amt lige sydøst for Ribe Amt.

Table 6.1. Ammoniakemission i Ribe Amt i 1996 (Andersen 1999)

Emissionskategori	Emission (tons N år ⁻¹)	Subtotal (%)	Total (%)
Tyre, 0-6 mdr., stor race	157		
Tyre, 0-6 mdr.,	10		
Tyre, 6 mdr. -440 kg, stor race	259		
Tyre, 6 mdr. -328 kg, jersey	17		
Opdræt, 0-6 mdr., stor race	177		
Opdræt, 0-6 mdr., jersey	13		
Opdræt, 6 mdr. -kælv., stor race	532		
Opdræt, 6 mdr. -kælv., jersey	31		
Malkekøer, stor race	1943		
Malkekøer, jersey	161		
Ammekøer	149		
Hornkvæg i alt	3449	44,7	
Årssøer	300		
Smågrise, 7,5-30 kg	170		
Slagtesvin 30-98,3 kg	1005		
Svin i alt	1475	19,1	
Høner	202		
Høniker	14		
Slagtekyllinger	147		
Kalkuner	0		
Ænder	3		
Gæs	0		
Fjerkræ i alt	366	4,7	
Mink og ilder	629		
Ræve og finnraccoon	4		
Pelsdyr i alt	633	8,2	
Heste	20	0,3	
Moderfår inkl. lam	33	0,4	
Husdyr i alt	5977		77,5
Handelsgødning	416	5,4	
Slam	3	0,0	
Planter	806	10,4	
Ludbehandling halm	512	6,6	
Andet i alt			22,4
I alt	7715	100,0	100,0



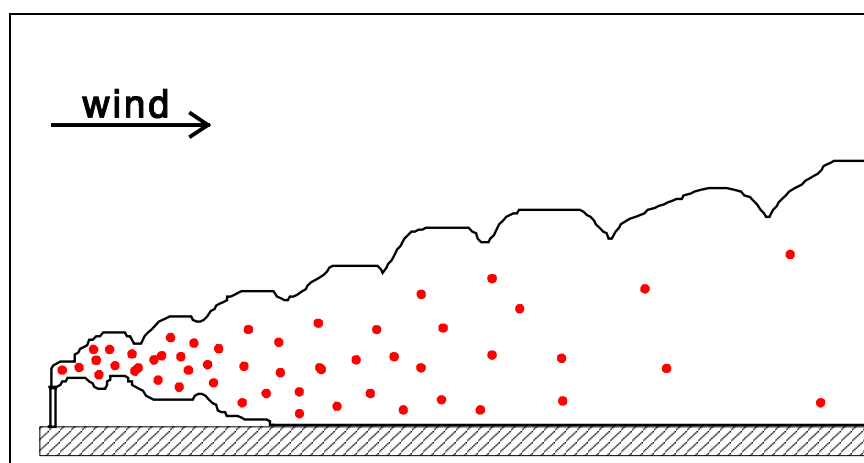
Figur 6.1. Tæthed af ammoniakemission i Ribe Amt på et $1 \times 1 \text{ km}^2$ gitter ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). Emissionen for hele amtet er beregnet for 1996, mens fordelingen indenfor amtet er for 1985.

Modellering af deposition

NH_x NH_x deposition i Ribe Amt er modelleret med beslutningsstøtteværktøjet KONSEKVENS 2.0, som er afledt fra den atmosfæriske transport og depositionsmodel TREND (Asman, 1990; Asman og van Jaarsveld, 1992). Ammoniakgas reagerer med syrepartikler til ammoniumholdige partikler. Det foregår med en hastighed på ca. 30% i timen. Ammoniakgas har en relativ stor tørdepositions-hastighed og fjernes meget hurtigt med nedbør. Ammoniumholdige partikler har en relativ lav tørdepositions-hastighed, men fjernes også hurtigt med nedbør. Det regner dog kun 5-10% af tiden. Så selvom stofferne fjernes meget hurtigt med nedbør, er tørdeposition alligevel vigtig. Desuden er der en anden faktor, som bevirker, at tørdeposition især for ammoniak er stor tæt ved kilden. Det er, at kilderne er meget lave og at koncentrationen tæt ved overfladen, dvs. der hvor tørdeposition foregår, er ret høje. Koncentrationen tæt ved overfladen bliver dog hurtigt mindre pga. vertikal opblanding (figur 6.2). Resultatet er, at størrelsesordenen 20% af ammoniakemissionen tørdeponeres indenfor et par hundrede meter fra kilden. Det er dog ikke ensbetydende med, at NH_x kun deponeres lokalt, fordi det kan transporteres over store afstande når det er opblandet, især i form af ammoniumholdige

partikler, som fjernes relativt langsomt ved tørdeposition. Bidraget fra en enkelt kilde mærkes kun lokalt (ca. indenfor 500 m), men kun ca. 35% af den danske ammoniakemission deponeres i Danmark (landområdet). Langt den største del deponeres i udlandet.

Det skal bemærkes, at der ved de præsenterede beregninger er anvendt emissioner på $5 \times 5 \text{ km}^2$, dvs. emissioner med en mindre rumlig opløsning end præsenteret i figur 6.1. Herved bliver depositionen ens indenfor en $5 \times 5 \text{ km}^2$ rude. I virkeligheden vil den variere meget, alt afhængig af kildernes placering og styrke og tilstedeværelse af ikke emitterende overflader, som f.eks. naturområder. Af denne grund kan det anbefales af modellere NH_x -deposition med en større rumlig opløsning end $5 \times 5 \text{ km}^2$, f.eks. på et $100 \times 100 \text{ m}^2$ gitter. Det har den fordel, at opløsningen er så stor, at også gradienter i mindre naturområder kan modelleres.



Figur 6.2. Spredning af en røgfane fra en lav kilde som funktion af nedstrømsafstand. Prikkernes tæthed skal symbolisere koncentrationen.

Tørdeposition af NH_x

Tørdeposition af NH_x består hovedsagelig af tørdeposition af NH_3 , da tørdepositionshastigheden af NH_3 -gas er meget større end tørdepositionshastigheden af NH_4^+ -holdige partikler, mens koncentrationerne af stofferne er af samme størrelsesorden. Det ses i figur 6.3, at tørdeposition af NH_x har mere eller mindre samme mønster som NH_3 emissionen, hvilket skyldes, at tørdeposition af NH_x for en stor del er bestemt af tørdeposition af NH_3 forårsaget af lokale kilder. Dvs. tørdeposition af NH_x er lavest ved kysten og størst hvor emissionen er størst. Det betyder dog ikke at NH_x udelukkende afsættes tæt ved kilden.

Våddeposition af NH_x

Våddeposition af NH_x består af et bidrag fra NH_3 -gas som er forholdsvis lille og et bidrag fra NH_4^+ , som er forholdsvis stort. Våddeposition af NH_x forårsages for ca. halvdelen af udenlandske kilder. Figur 6.4 viser, at våddeposition af NH_x er mere jævnt fordelt end tørdeposition af NH_x , men at den også er lidt større nedstrøms for områder med større emission (ved den fremherskende vestlige vindretning). Den er også mindst ved kysten og tiltager mod øst.

Totaldeposition af NH_x

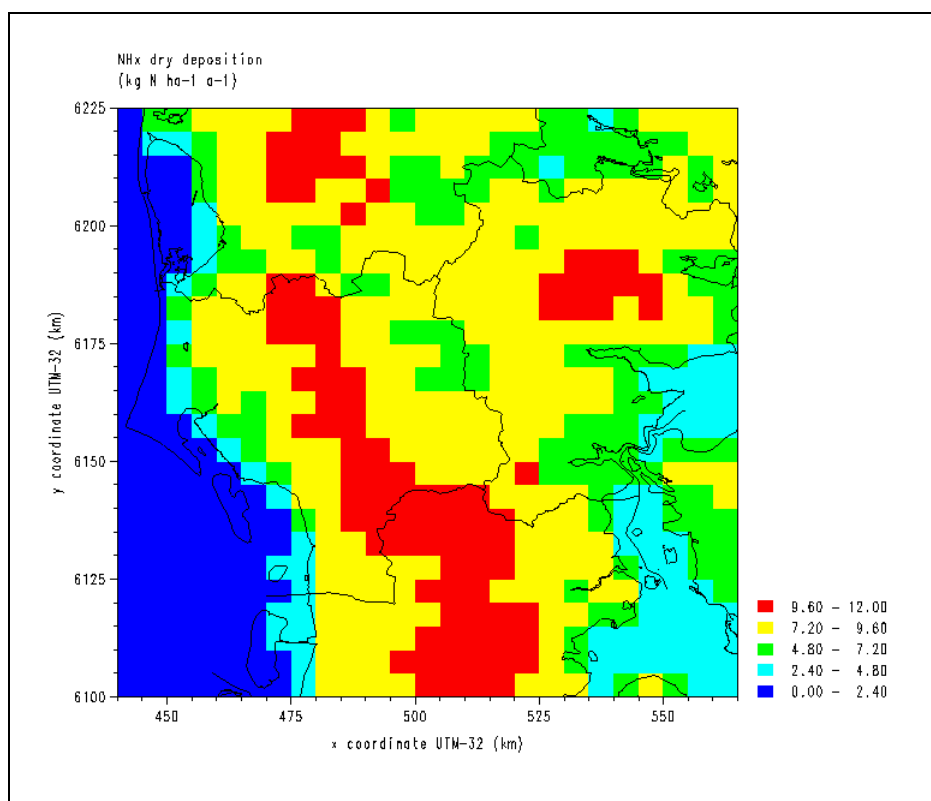
Totaldeposition af NH_x er summen af tør- og våddeposition af NH_x og domineres af tørdeposition (figur 6.5). Den rumlige fordeling viser nogenlunde samme billede som NH_3 -emissionen.

Bidrag til totaldeposition af NH_x i Ribe Amt

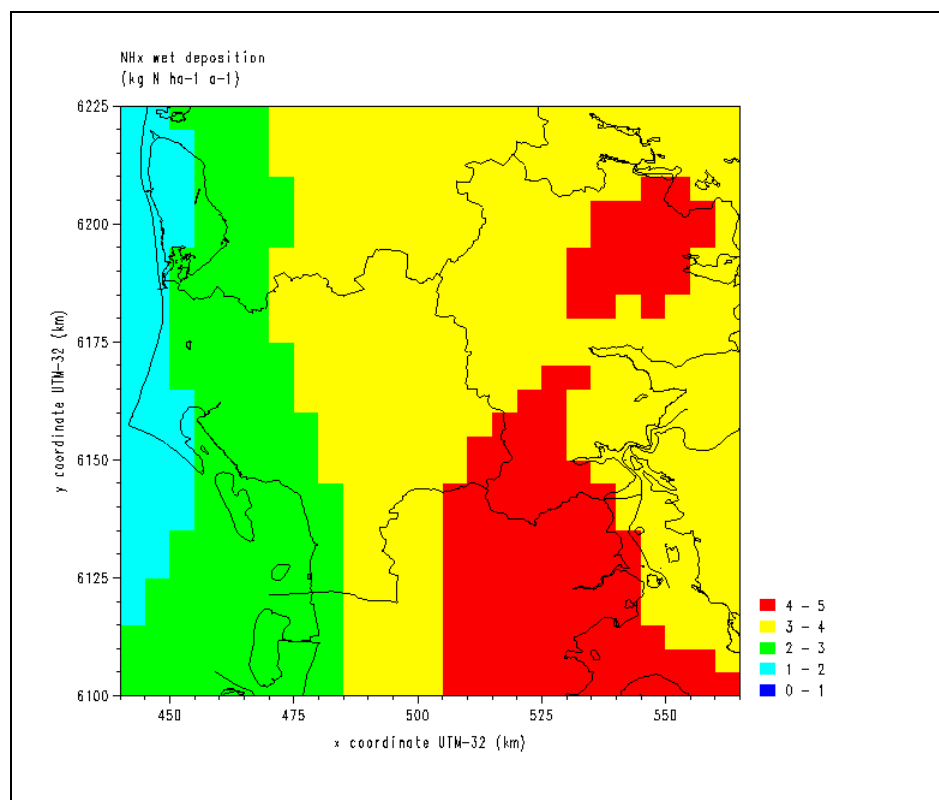
Tabel 6.2 viser bidrag fra forskellige amter og lande til tør-, våd-, og totaldeposition af NH_x i Ribe Amt. Den vigtigste konklusion er, at ca. 63% af den totale deposition af NH_x stammer fra kilder i Ribe Amt (hvilket ikke vil sige, at alt NH_x fra kilder i Ribe Amt lokaldeponeres, se næste afsnit).

Bidrag fra ammoniakemission i Ribe Amt til deposition i danske amter og havområder

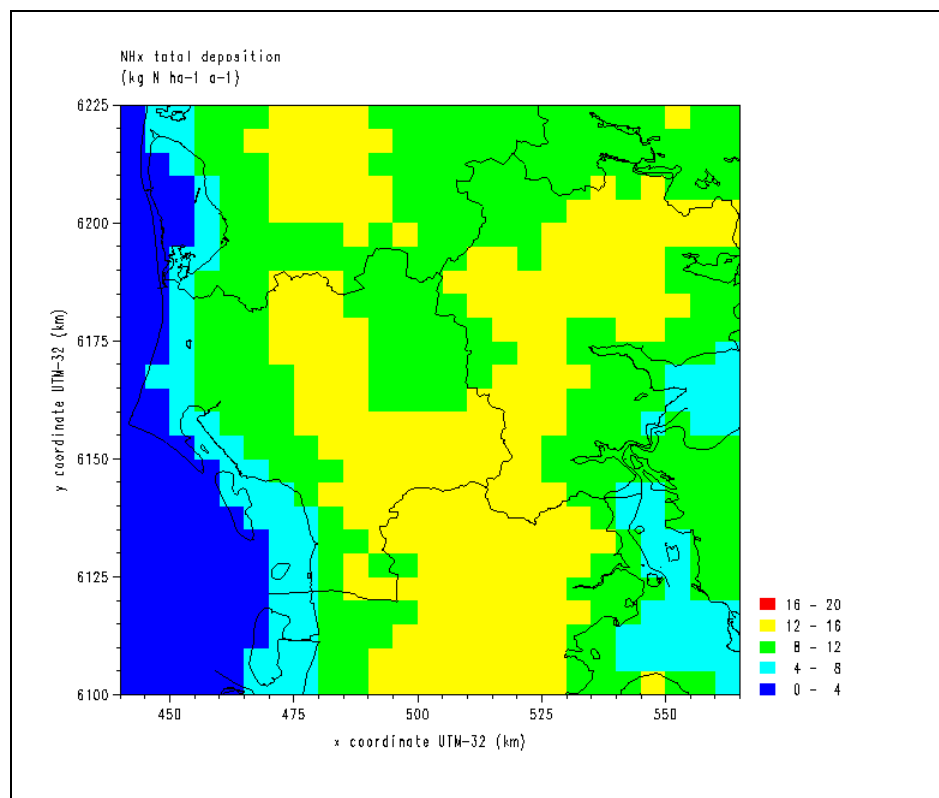
Tabel 6.3 viser hvor stor en totaldeposition af NH_x i forskellige danske amter og havområder stammer fra ammoniakkilder i Ribe Amt. Figur 6.6 viser definitionen på forskellige danske havområder. Det skal bemærkes, at totaldepositionen i alle disse områder er langt større end tallene i tabellen, da en betydelig del af depositionen, i hvert fald i andre områder end Ribe Amt stammer fra ammoniakkilder i andre områder end Ribe Amt. Tabellen viser også, hvor stor en procentdel af NH_3 -emissionen i Ribe Amt der afsættes i form af totaldeposition af NH_x i danske amter og havområder. Det viser sig, at ca. 28% af ammoniakemissionen i Ribe Amt afsættes i Ribe Amt, at i alt ca. 54% afsættes i danske amter og havområder og at resten afsættes i udlandet (inkl. ikke-danske havområder).



Figur 6.3. Tørdeposition af NH_x i 1996 ($\text{kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$).



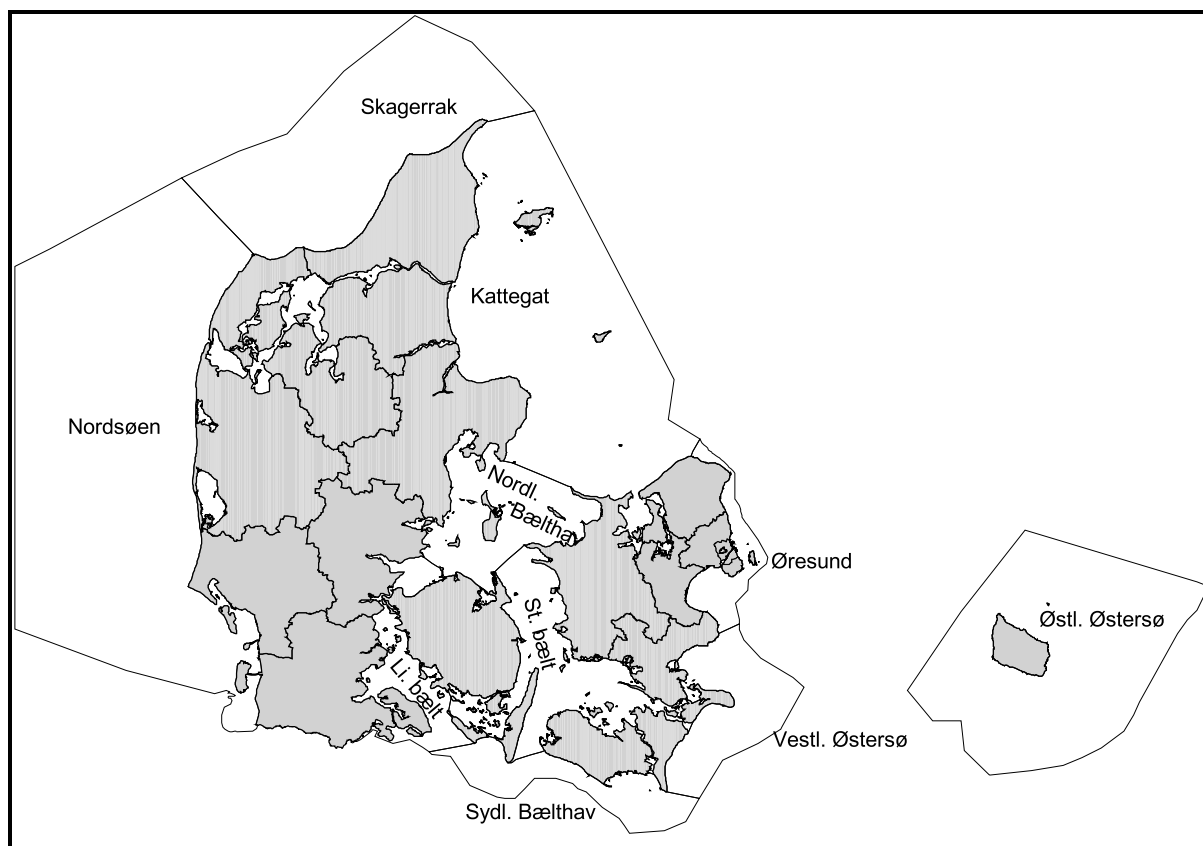
Figur 6.4. Våddeposition af NH_x i 1996 (kg N ha⁻¹ år⁻¹).



Figur 6.5. Totaldeposition af NH_x i 1996 (kg N ha⁻¹ år⁻¹).

Table 6.2. Bidrag fra amter og lande til tørdeposition, våddeposition og total deposition af NH_x i Ribe Amt (i kg N ha⁻¹ år⁻¹) og i % af bidrag fra alle lande.

Område	tørdep.	%	våddep.	%	totaldep.	%
Københavns Amt	0,00	0	0,00	0	0,00	0
Frederiksborg Amt	0,00	0	0,00	0	0,00	0
Roskilde Amt	0,00	0	0,00	0	0,00	0
Vestsjællands Amt	0,01	0	0,01	0	0,02	0
Storstrøms Amt	0,01	0	0,01	0	0,01	0
Bornholms Amt	0,00	0	0,00	0	0,00	0
Fyns Amt	0,04	1	0,02	1	0,06	1
Sønderjyllands Amt	0,50	6	0,26	8	0,76	7
Ribe Amt	5,98	77	0,89	29	6,87	63
Vejle Amt	0,33	4	0,07	2	0,40	4
Ringkjøbing Amt	0,40	5	0,15	5	0,55	5
Århus Amt	0,04	1	0,02	1	0,07	1
Viborg Amt	0,04	1	0,04	1	0,08	1
Nordjyllands Amt	0,02	0	0,03	1	0,05	0
Subtotal fra danske kilder	7,37	95	1,50	48	8,86	81
Frankrig	0,02	0	0,15	5	0,16	1
Holland	0,05	1	0,29	9	0,34	3
Norge	0,00	0	0,01	0	0,01	0
Polen	0,02	0	0,05	2	0,08	1
Storbritannien	0,03	0	0,23	7	0,26	2
Sverige	0,02	0	0,02	1	0,04	0
Tyskland	0,20	3	0,56	18	0,76	7
Øvrige lande	0,07	1	0,29	10	0,37	3
Alle lande	7,78	100	3,10	100	10,88	100



Figur 6.6. Receptorområder for hvilke deposition forårsaget af ammoniakemission fra Ribe Amt er beregnet. I alt 14 amter og 10 havområder. Nordsø- og Østlige Østersøområdet er i beregningerne lidt mindre end på dette kort.

Table 6.3. Bidrag fra ammoniakemissioner i Ribe Amt til totaldeposition af NH_x i forskellige områder, samt den procentdel af den ammoniakemission i Ribe Amt, som denne deposition udgør .

Receptorområde	totaldeposition af NH_x (tons N år^{-1})	% af emission i Ribe Amt
Københavns Amt	4	0,1
Frederiksborg Amt	10	0,1
Roskilde Amt	6	0,1
Vestsjællands Amt	29	0,4
Storstrøms Amt	19	0,2
Bornholms Amt	1	0,0
Fyns Amt	67	0,9
Sønderjyllands Amt	208	2,7
Ribe Amt	2137	27,7
Vejle Amt	333	4,3
Ringkjøbing Amt	332	4,3
Århus Amt	130	1,7
Viborg Amt	72	0,9
Nordjyllands Amt	61	0,8
Nordsøen (del af dansk del)	321	4,2
Skagerrak (dansk del)	44	0,6
Kattegat (dansk del)	171	2,2
Nordlige Bælthav (dansk del)	87	1,1
Lillebælt	55	0,7
Storebælt	44	0,6
Øresund	8	0,1
Sydlig Bælthav (dansk del)	13	0,2
Vestlige Østersø (dansk del)	14	0,2
Østlige Østersø (del af dansk del)	20	0,3
Subtotal til Danmark og danske farvande	4187	54,3
Øvrige områder	3528	45,7
total	7715	100,0

6.3 Kvælstofoxider og reaktionsprodukter

Kvælstofoxider (NO_x) frigøres for det meste ved forbrændingsprocesser, men også ved nogle industrielle processer. Alle reaktionsprodukter dannes i atmosfæren. For en oversigt over atmosfæriske processer for NO_x og reaktionsprodukter se *Asman & Runge (1991)*.

NO_x -emission

DMU råder over rumligt detaljerede NO_x -emissioner for 1985. NO_x -emissionen for hele landet var i 1995 ca. 15% lavere end i 1985. Mange udenlandske emissioner var også ca. 15% lavere i 1995 end i 1985. De allerstørste kilder blev ved sprednings- og depositionsberegningerne behandlet som punktkilder. For Ribe Amt var det i 1985 kun et kraftværk i Esbjerg, som havde så store udslip, at det blev taget med som stor punktkilde. Alle andre kilder er taget med som arealkilder i modellering. Figur 6.7 viser den rumlige fordeling af disse arealkilder. Ved Esbjerg er emissionstætheden størst, mens den er forholdsvis jævnt fordelt i resten af amtet.

Tørdeposition af NO_y

Beregninger for deposition af NO_y er udført med TREND-modellen med et gitter på $5 \times 5 \text{ km}^2$. Tørdeposition af NO_y består hovedsagelig af tørdeposition af NO_x og tørdeposition af reaktionsproduktet HNO_3 . Selvom en betydelig del af NO_x -emissionen stammer fra lave kilder, er tørdepositionen af NO_x tæt ved kilden ikke særlig stor. Det skyldes, at tørdepositions-hastigheden af NO_x er forholdsvis lille, i modsætning til tørdepositions-hastigheden af NH_3 . Reaktions-hastigheden af NO_x afhænger af mange faktorer bl.a. af koncentrationer af kulbrinter og sollysets intensitet. Den er gennemsnitlig ca. 3% i timen, hvilket er betydeligt lavere end den for NH_3 . Det betyder, at reaktionsprodukterne gennemsnitlig først dannes i betydelige mængder efter flere hundrede kilometers transport. NO_x -emissionstætheden er større i udlandet end i Danmark. Alle de nævnte faktorer fører til, at en langt større del af tørdeposition af NO_y kommer fra fjerne kilder end er tilfældet for tørdeposition af NH_x . Tabel 6.4 viser, at ca. 25% af tørdeposition af NO_y i Ribe Amt stammer fra danske kilder, mens tallet for tørdeposition af NH_x er ca. 95%. Figur 6.8 viser den rumlige fordeling af tørdeposition af NO_y . Tørdepositionen er lidt større i Esbjerg. Den tiltager lidt i sydøstlige retning, hvilket illustrerer at kildeområderne ligger i denne retning. Tørdeposition af NO_y viser generelt ikke så store horisontale forskelle som tørdeposition af NH_x . Det skyldes at en meget mindre del kommer fra lokale kilder end for NH_x . Tørdeposition af NO_y er ca. halvdelen af tørdeposition af NH_x (se også tabel 6.4).

Våddeposition af NO_y

Kvælstofoxider er næsten ikke opløselige i vand. Dvs. at al NO_y i våddeposition stammer fra reaktionsprodukterne, hovedsagelig fra nitratholdige partikler (NO_3^-) og HNO_3 -gas. Da det drejer sig om reaktionsprodukter kommer de mest fra fjerne kilder. Tabel 6.4 viser, at kun ca. 4% af våddeposition af NO_y i Ribe Amt stammer fra danske kilder. Den rumlige fordeling viser ret ens depositioner i amtet, som tiltager lidt i sydøstlig retning (figur 6.9). Våddeposition af NO_y er af samme størrelse som våddeposition af NH_x .

Totaldeposition af NO_y

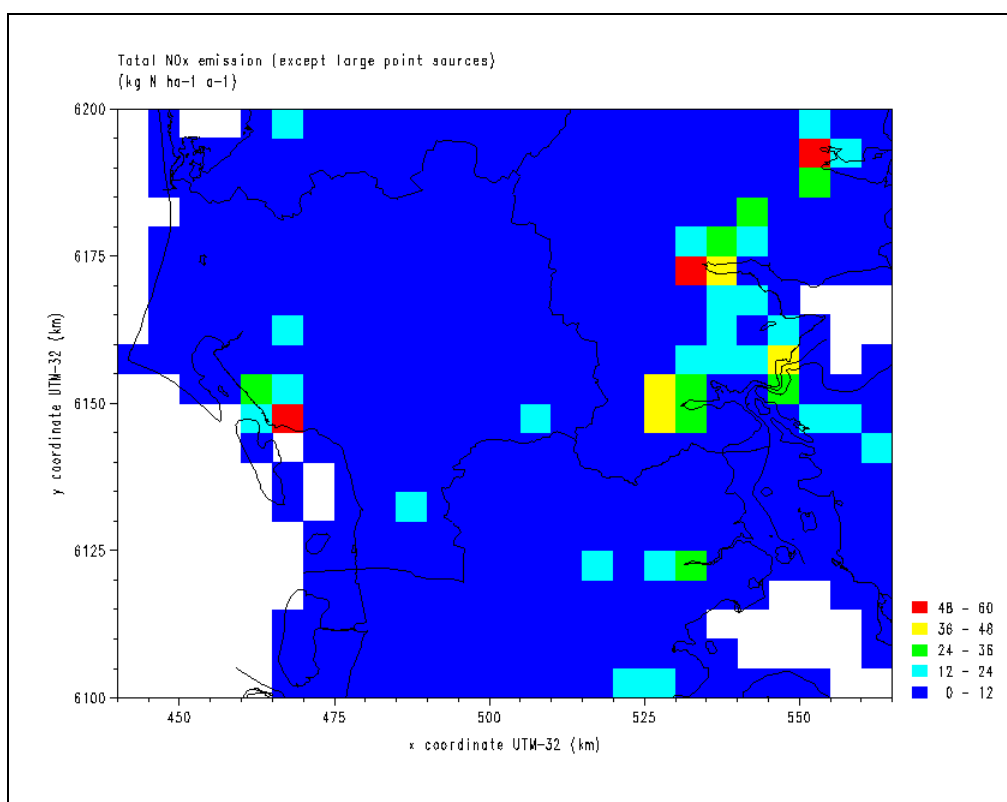
Totaldeposition af NO_y i Ribe Amt forårsages for lidt over halvdelen af tørdeposition af NO_y . Danske emissioner bidrager med 16%. Totaldepositionen tiltager lidt i sydøstlig retning fordi de større kildeområder ligger i den retning (figur 6.10).

Totaldeposition af N

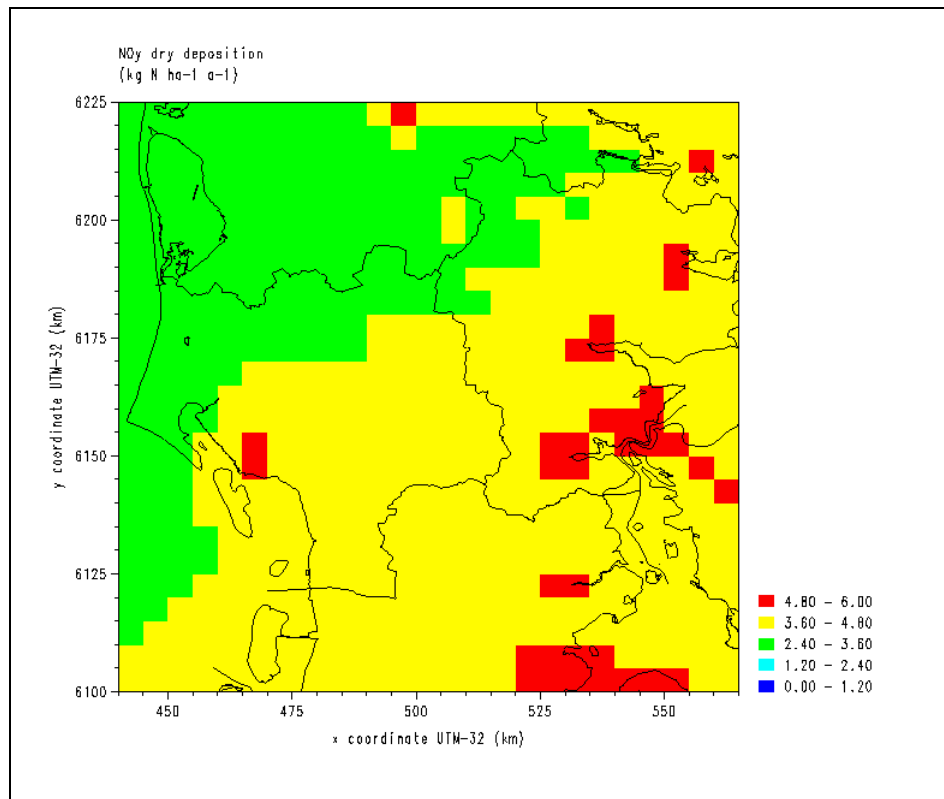
Figur 6.11. viser den rumlige fordeling af totaldeposition af N (summen af tør- og våddeposition for både NH_x og NO_y). Da total deposition af NH_x er ca. dobbelt så stor som totaldeposition af NO_y , og totaldeposition af NO_y er relativt jævnt fordelt, domineres fordelingen af totaldeposition af NH_x , som igen er domineret af tørdeposition af NH_x . Af denne grund har de lokale ammoniakklender en stor indflydelse på depositionsfordelingen indenfor amtet. Total N-deposition tiltager med afstanden til kysten.

Forholdet totaldeposition af NH_x /totaldeposition af N

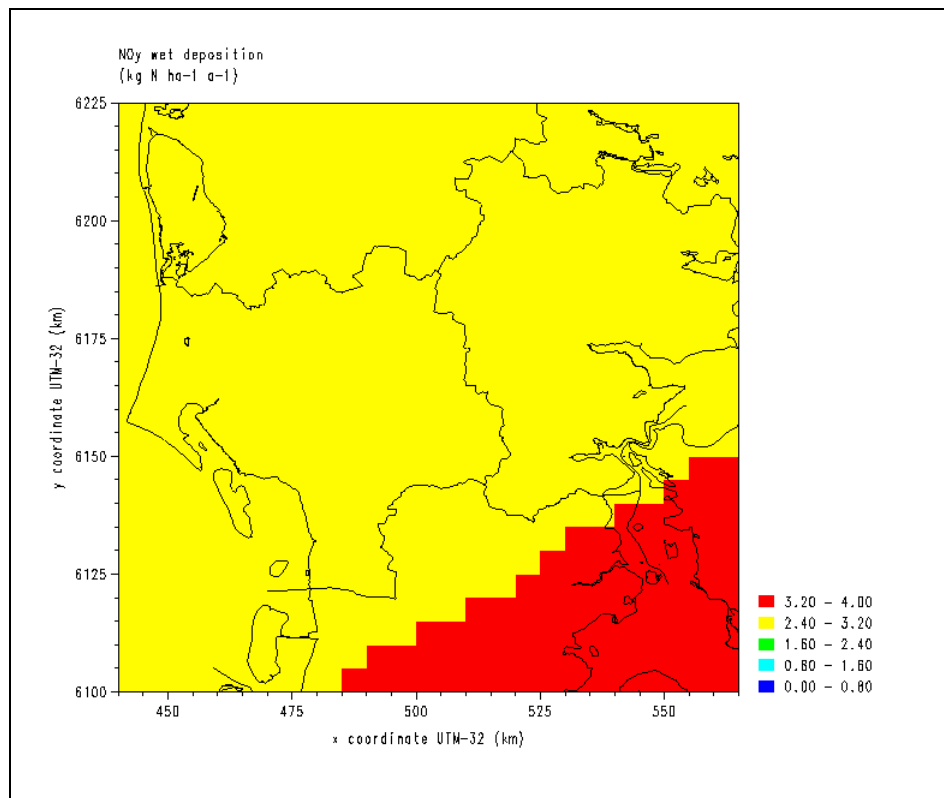
Figur 6.12 viser hvilken procentdel totaldeposition af NH_x udgør af den totale N-deposition. I kystområderne er procentdelen kun 30-45%, mens den kommer op til 60-75% i midten af amtet.



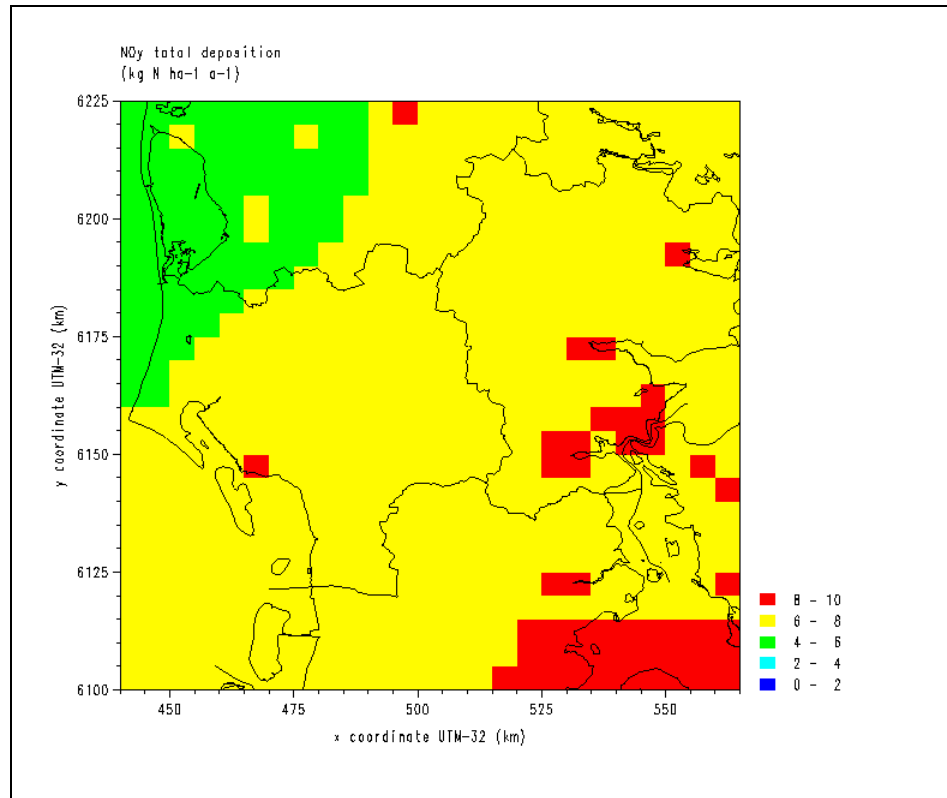
Figur 6.7. Tæthed af kvælstofoxideemission i Ribe Amt på et 5x5 km² gitter (kg N ha⁻¹ a⁻¹)



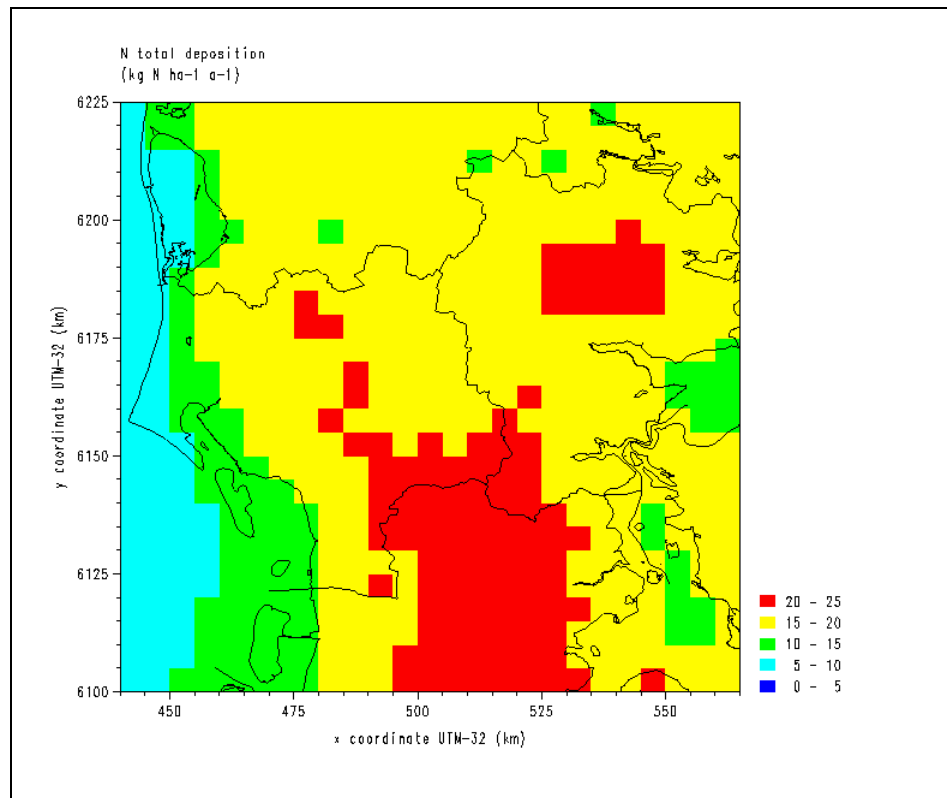
Figur 6.8. Tørdeposition af NO_y i 1985 ($\text{kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$).



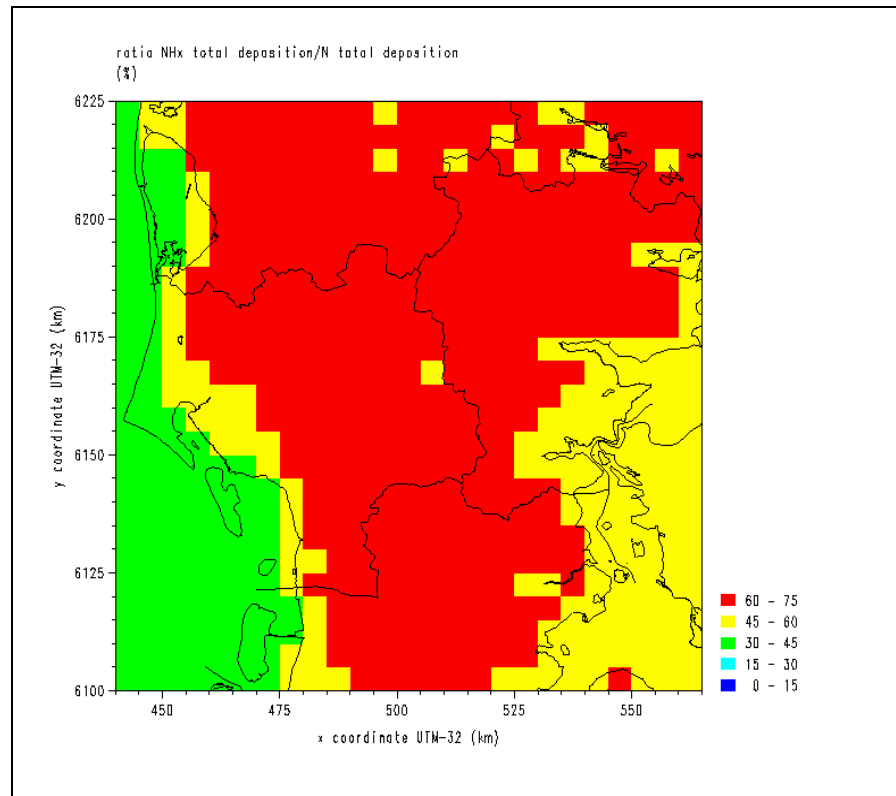
Figur 6.9. Våddeposition af NO_y i 1985 ($\text{kg N ha}^{-1}\text{år}^{-1}$).



Figur 6.10. Total deposition af NO_y i 1985 (kg N ha⁻¹år⁻¹).



Figur 6.11. Total deposition af kvælstof fra NH_x og NO_y (kg N ha⁻¹år⁻¹).



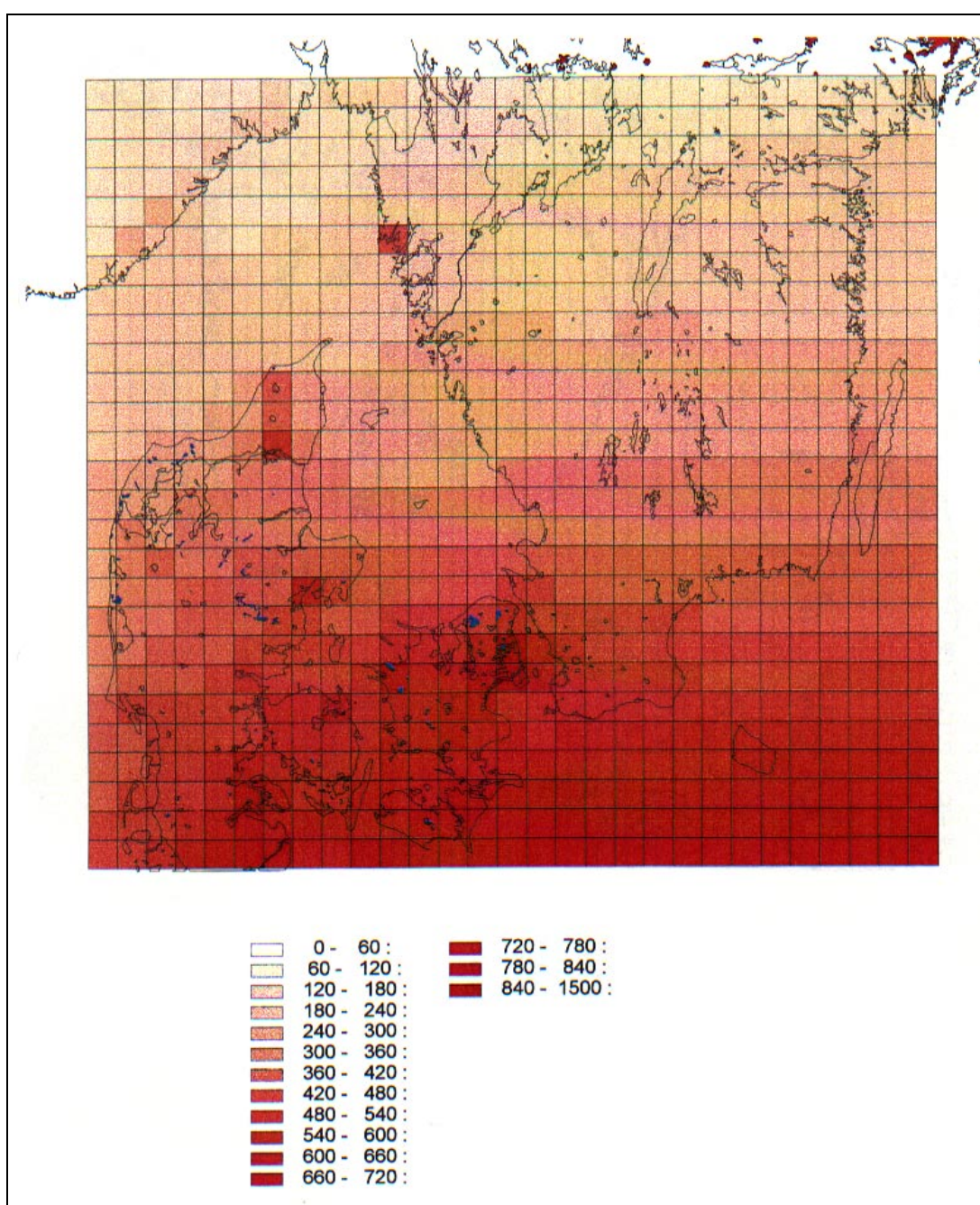
Figur 6.12. Procentdel af totaldeposition af kvælstof forårsaget af NH_x (%)

Tabel 6.4. Depositioner af NO_x , forholdet tør/totaldeposition og procentdel af depositioner forårsaget af danske kilder for 1985. Depositionerne er i $\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$.

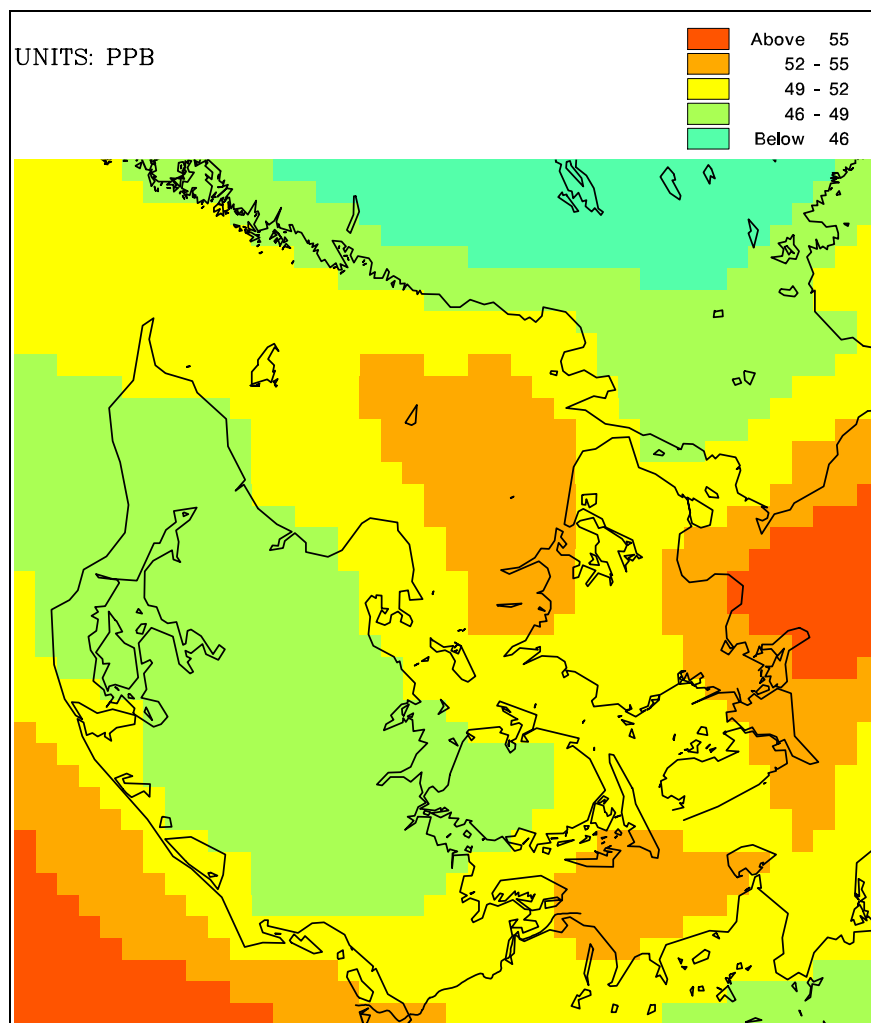
Kommune	tørdep	våddep	totaldep.	tør/total (%)	tørdep fra DK (%)	våddep fra DK (%)	totaldep fra DK (%)
Billund	3,72	2,88	6,60	56	25	5	17
Blåbjerg	3,26	2,70	5,96	55	20	4	12
Blåvandshuk	3,32	2,75	6,07	55	18	3	11
Bramming	4,02	2,94	6,95	58	27	4	17
Brørup	3,88	2,96	6,84	57	25	5	16
Esbjerg	4,44	2,87	7,30	61	36	4	23
Fanø	3,85	2,90	6,74	57	23	3	15
Grindsted	3,58	2,80	6,38	56	25	5	17
Helle	3,76	2,86	6,61	57	26	5	17
Holsted	3,86	2,95	6,80	57	24	5	16
Ribe	4,00	3,03	7,02	57	22	4	14
Varde	3,61	2,78	6,39	57	25	4	16
Vejen	4,05	2,99	7,04	58	27	5	18
Ølgod	3,47	2,76	6,23	56	24	5	15
Ribe Amt	3,75	2,86	6,61	57	25	4	16

6.4 Svovldioxid og sulfat

Bortset fra havsprøjt, som ikke er taget i betragtning her, stammer næsten alt sulfat (SO_4^{2-}) i partikler og i nedbør i Danmark fra svovldioxid (SO_2). Svovldeposition i Danmark er domineret af udenlandske kilder. Totaldeposition af SO_x (tør- og våddeposition af SO_2 og SO_4^{2-}) for hele Danmark for 1990 er vist i figur 6.13a. Det skal bemærkes, at depositionen er aftaget siden 1990, som følge af at koncentrationen af SO_2 er faldet markant, som vist i figur 6.13b. Der kan forventes lidt større depositioner tæt ved store kildeområder som Esbjerg. Det er desværre umuligt at beregne overskridelse af tålegrænser for forsurening, da der ikke eksisterer mere opdateret data. For en oversigt over atmosfæriske processer for svovl se *Asman et al. (1996)*.



Figur 6.13a. Totaldeposition af SO_x for 1990 ($\text{mol S ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). Bemærkning: 1 mol S er 32 g .



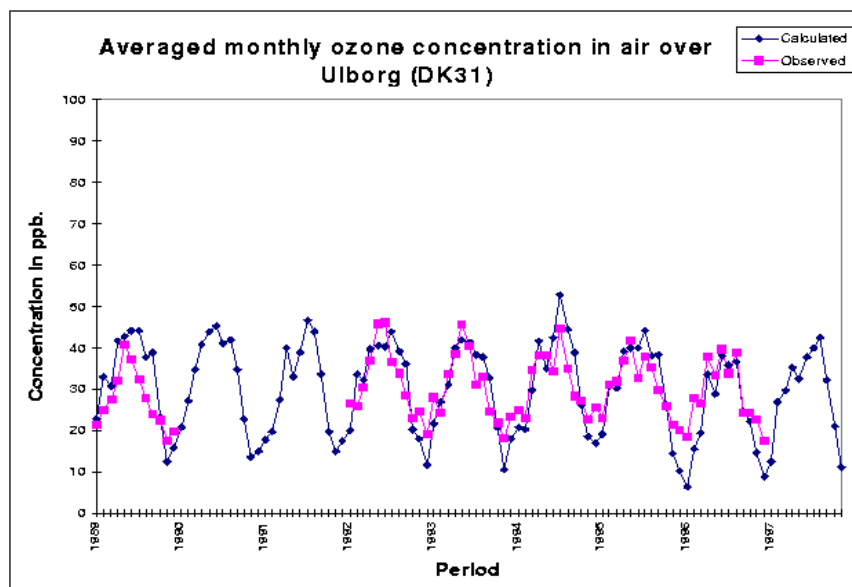
Figur 6.14. Modellerede O_3 -koncentration i 1994 (ppb) (Zlatev 1999).

Målte og beregnede ozonniveauer

Figur 6.15 viser modellerede og målte koncentrationer i Ulborg, som er den nærmeste beliggende målestation. Figuren viser, at ozonkoncentrationerne er højest om sommeren. Det skyldes den forholdsvis høje sollysintensitet og det større udslip af kulbrinter om sommeren. O_3 -koncentrationer kan være relativt høje i såkaldte fotokemiske smogepisoder om sommeren, hvor det ikke er overskyet, vindhastigheden er lav og vindretningen fører luft til Danmark fra de dele af Europa, som har en større emissionstæthed af kvælstofoxider og kulbrinter. Det er især episoderne, som påvirker følsomme planter. Nogle år har kun ganske få episoder og andre år har flere. Månedsmiddelværdier er kun i begrænset omfang påvirket af episoderne.

Ozonniveauer i byerne

I byerne er ozonkoncentrationen lavere, fordi O_3 reagerer med NO , hvorved der dannes NO_2 . Denne effekt kan især mærkes i større byer som København. Desuden spiller det en rolle at Ribe Amt ligger tæt ved havet, hvor tørdepositionshastigheden er meget lav sammenlignet med den på land. Det betyder, at der kan forventes lidt større O_3 koncentrationer i Ribe Amt af denne grund.



Figur 6.15. Målinger og modelberegninger af månedsgennemsnitlige O_3 -koncentrationer i Ulborg.

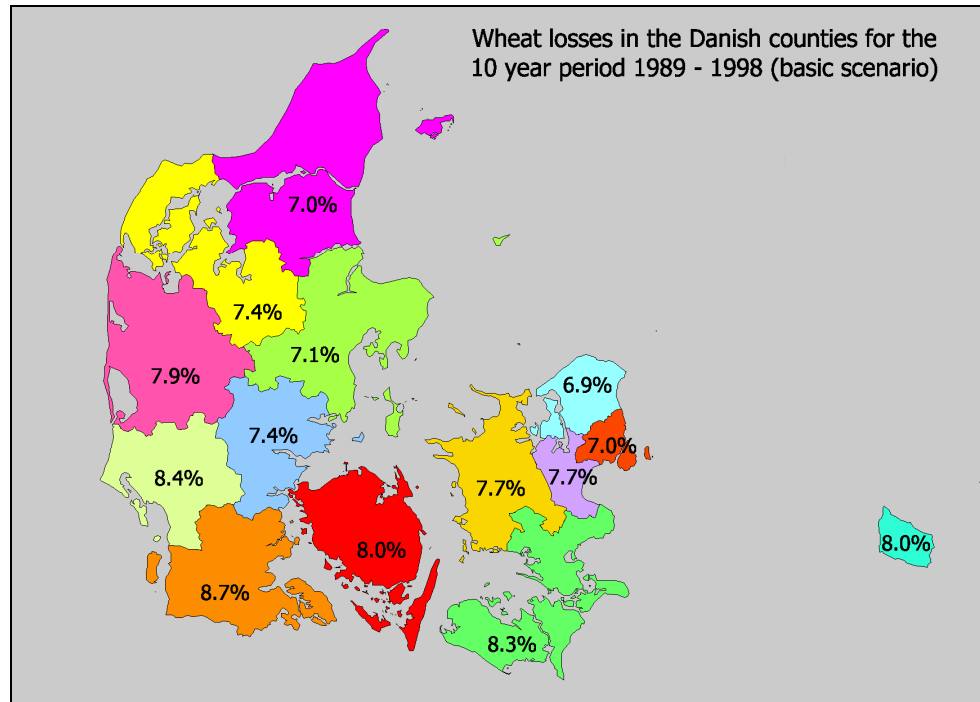
Grænseværdier mv.

EU's kommende grænseværdi for ozon forventes at blive $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (8 timer). Herudover er der en informationstærskelsværdi på $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (1 time) og en alarmtærskelsværdi på $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (1 time). Disse grænseværdier skal beskytte menneskers sundhed, og især særligt følsomme befolkningsgrupper.

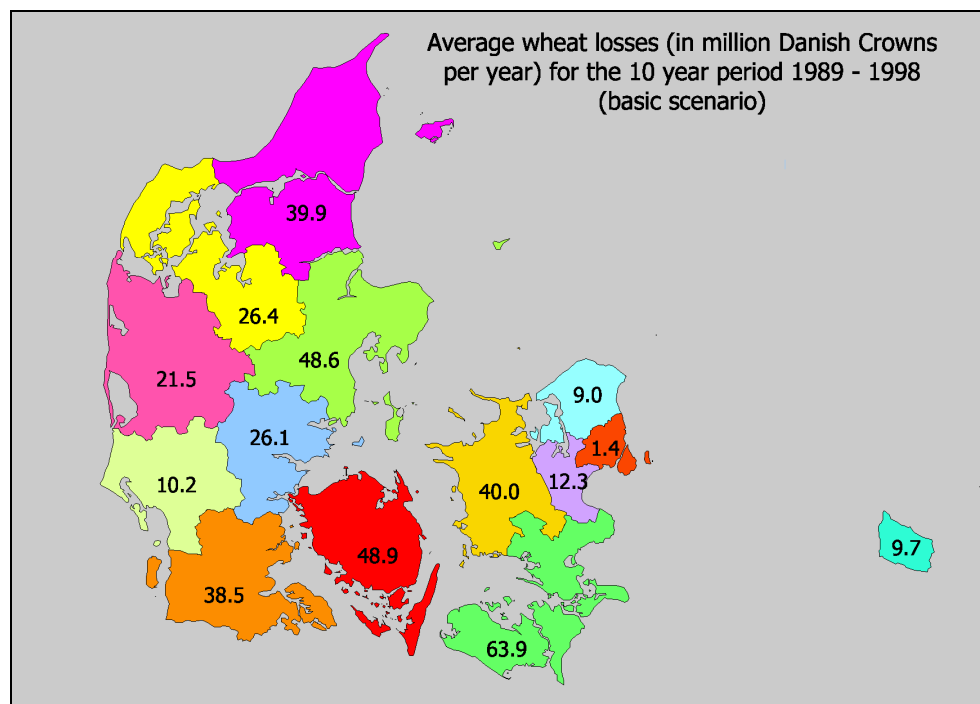
Informationstærskelsværdien bliver sjældent overskredet (mindre en 1 gang om året). Der findes dog følsomme planter, som påvirkes af lavere koncentrationer.

Kritisk belastning

For vegetation er der formuleret såkaldte critical levels (kritisk belastning), hvilket er defineret som den koncentration hvorunder der ikke er nogle direkte effekter på vegetation i form af f.eks. udbytte-tab. Resultater af eksperimenter med varierende eksponeringer med O_3 og målinger af efterfølgende effekter danner grundlag for fastlæggelsen af critical levels. Overskridelser af critical levels for O_3 beregnes som AOT40, dvs. den akkumulerede timemiddelværdi for ozon som er lig med eller større end 40 ppb. AOT står for "accumulated exposure over threshold". AOT40 beregnes forskelligt for landbrugsafgrøder samt naturlig vegetation og træer. For landbrugsafgrøder og naturlig vegetation akkumuleres en AOT40 over dagtimerne (kl. 9-16) i tre måneder (maj-juli). En AOT40-værdi på 3000 ppb timer medfører en udbytte nedgang på 5% for landbrugsafgrøder. For skovtræers vedkommende akkumuleres AOT40 over en periode på 6 måneder (april-september) ligeledes i dagtimerne. Eksperimenter peger her på at en AOT40 på 10000 ppb timer medfører en nedsættelse på 10% af træernes biomasseproduktion. For mere information se *Bastrup-Birk et al. (1997)*.



Figur 6.16a. Udbyttetab af hvede, byg og rug i Danmark i 1995 forårsaget af O₃ (%) (Ostromsky 1999).



Figur 6.16b. Udbyttetab af hvede, byg og rug i Danmark i 1995 forårsaget af O₃ (kroner) (Ostromsky 1999).

Udbytte i Danmark

Figur 6.16a viser et kort med beregnede gennemsnitlige procentuelle tab af hvede i perioden 1989-1998. Tabet er lidt større i Vest-Danmark end i Øst-Danmark, hvilket skyldes de ovennævnte effekter: indflydelse af udslip fra kvælstofoxider og nærheden af havet. Forskelle i tab mellem forskellige år kan være ret store, alt afhængig om der er mange ozonepisoder. Figur 6.16b viser det gennemsnitlige tab i kro-

ner. De store forskelle mellem amterne i denne figur afspejler mere forskelle i dyrket hvedeareal end forskelle i O_3 -koncentrationen.

Ozonniveauer kan kun reduceres gennem et internationalt samarbejde, hvor emissionen af NO_x og kulbrinter reduceres på europæisk plan.

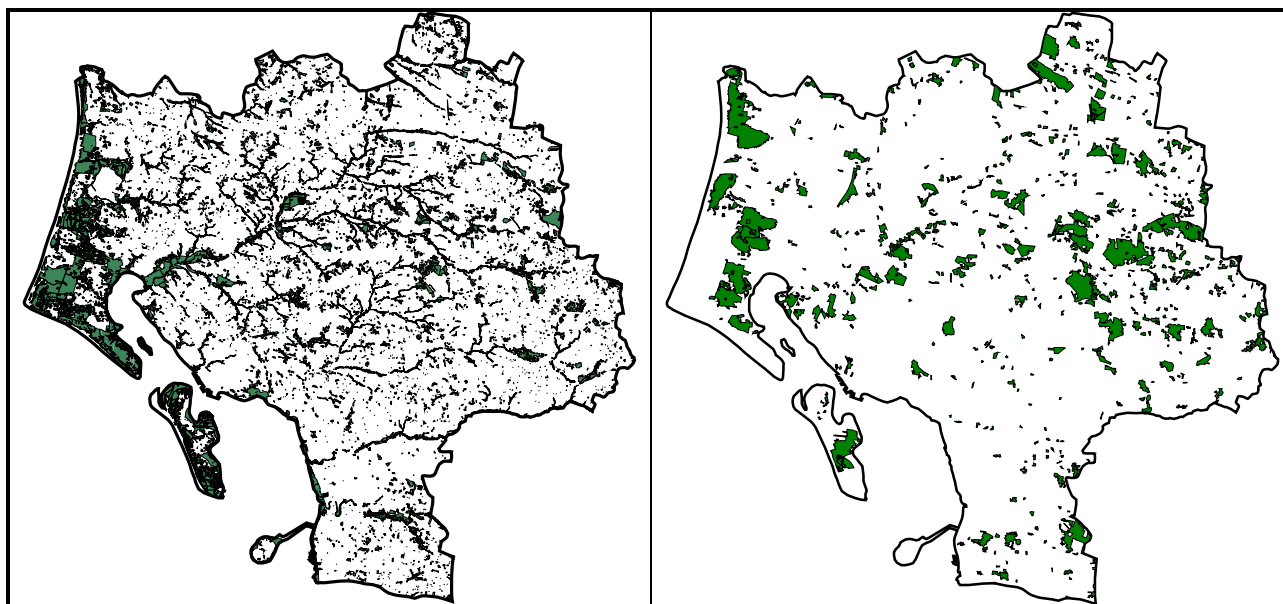
6.6 Overskridelser af tålegrænser for naturområder

I dette afsnit er kvælstofdepositionen sammenlignet med tålegrænser for kvælstof for de forskellige naturområder. Pga. manglende data for SO_x var det desværre ikke muligt at beregne overskridelse af tålegrænser for forsurening.

Forskellige naturtyper

Amtet varetager registreringen af beskyttede naturtyper også kaldet paragraf 3 områder. Registreringen skulle i følge vejledning fra Skov- og Naturstyrelsen være afsluttet i 1995. Paragraf 3 områderne omfatter: overdrev, heder, ferske enge, moser, strandenge og søer samt vandløb (Miljøministeriet 1993). Ribe Amt har det andet største samlede areal af paragraf 3 områder i Danmark. Vandløb behandles dog ikke, idet der er andre kilder for kvælstof til vandløb og information om depositionstal ikke er nok til at estimere effekten af kvælstof på vandløb. Endvidere er medtaget skovområder efter skovregistreringen i 1979-81 udført af Skov- og Naturstyrelsen.

Paragraf 3 områderne og skovene er vist i figur 6.17. Skovområderne kan overlape paragraf 3 områderne.



Figur 6.17. Venstre: alle paragraf 3 områder. Højre: alle skovområder.

Tabel 6.5 Areal af paragraf 3 områder i Ribe Amt i forskellige størrelsesklasser.

Størrelsesklasse (ha)	Areal (ha)
0-0,01	1
0,01-0,1	145
0,1-1	1.933
1-10	13.925
10-100	16.584
100-1000	7.201
1000-10000	1.140

Tabel 6.5 viser hvor stort arealet er i forskellige størrelsesklasser for paragraf 3 områder. Den viser, at langt den største del af arealet er mindre end den rumlige opløsning på 2500ha (= 5×5 km²) som er anvendt ved beregning af kvælstofdeposition. Pga. de mange spredte kilder for især ammoniak vil depositionen ikke være ens indenfor en rude på 5×5 km², men kan vise betydelige horisontale gradienter, bl.a. inde i et større naturområde. Af denne grund skal information om overskridelser af tålegrænser, som præsenteres i dette kapitel tages med forbehold. For at kunne estimere kvælstofdeposition til naturområder er der behov for en betydelig større opløsning end anvendt her.

Tålegrænser

De anvendte tålegrænser i dette projekt er baseret på tabel 6.6, som er gengivet fra *Bak et al.* (1999).

Tabel 6.6. Tålegrænser for kvælstof (*Bak et al.* 1999).

Økosystem	Tålegrænse (kg N ha ⁻¹ år ⁻¹)	Indikation
Nåleskov på sur jordbund	10-30 ^{**} 7-20 ^{**}	Næringsstof uligevægt afhængig af nitrifikationsraten ¹ Ændret bundvegetation og mykorrhiza ² , øget udvaskning
Løvskov på sur jordbund	10-20 ^{**}	Ændret bundvegetation og mykorrhiza ²
Naturskov på sur jordbund	7-15 ()	Ændret bundvegetation og øget udvaskning
Tør (hedelyngs) hede	15-20 ^{**}	Øget græsdominans, ændret førneproduktion, ændret blomstring, N akkumulering
Fugtig (klokkelyngs) hede	17-22 [*]	Øget græsdominans
Artsrige heder/overdrev	10-15 [*]	Tilbagegang for sensitive arter
Artsrige enge/overdrev	25-35 [*]	Øget mængde høje græsser, ændringer i diversitet, N akkumulering, udvaskning af nitrat
Mesotrofe enge/lavmoser	20-35 [*]	Øget dominans af høje græsser, fald i diversiteten
Højmoser	5-10 [*]	Øget mængde høje græsser, N akkumulering, tilbagegang for typiske mosser
Fattigkær og sure søer	5-10 ^{**}	Tilbagegang for rosetplanter

^{**} pålidelig, ^{*} ret pålidelig, () ekspertvurdering.

¹ salpeterdannelse i jordbunden vha. bakterier

² svamperod: betegnelse for samlivet mellem en svamps mycelium og planterødder

Begrebet tålegrænse anvendes som et mål for den maksimale årlige deposition, som et økosystem på langt sigt kan tåle uden at lide væsentlig skade. Tålegrænserne er forskellige for de forskellige naturtyper, og de enkelte naturtyper kan have undergrupper, som har forskellige tålegrænser f.eks. har eg, bøg, gran og fyr forskellige tålegrænser, selvom de hører under samme naturtype. Skadevirkningerne afhænger af en lang række forhold. En uddybning af tålegrænser og skadevirkninger kan findes i *Tybirk & Andersen (1999)* og *Bak et al. (1999)*.

Anvendte tålegrænser

Der er anvendt den nedre grænse for kvælstofbelastningen som tålegrænse for de behandlede naturtyper, se tabel 6.7. Dette er i overensstemmelse med fremgangsmåden i *Andersen et al. (1999)*.

Tabel 6.7. Anvendte tålegrænser for de forskellige naturtyper

Naturtype:	Tålegrænse (kg N ha ⁻¹ år ⁻¹)
Overdrev	10
Heder	10
Ferske enge	20
Moser	5
Strandenge	20
Søer	5
Skove	10

Vurdering af overskridelse af tålegrænser i Ribe Amt

Overskridelse af tålegrænser

Kvælstofdepositionen i Ribe Amt er vist i den tidligere præsenteret figur 6.11. Overskridelsen af tålegrænserne for kvælstofdeposition for hver af naturtyperne er beregnet vha. GIS, se tabel 6.8.

Tabel 6.8. Overskridelser af tålegrænser for kvælstof for skellige naturtyper i Ribe Amt i 1996

Naturtype	Tålegrænse (kg N ha ⁻¹ år)	Areal (ha)	Tålegrænse overskredet (ha)	Tålegrænse overskredet (%)	Minimum belastning (kg N ha ⁻¹ år)	Maksimum belastning (kg N ha ⁻¹ år)	Gns. belastning (kg N ha ⁻¹ år)
Overdrev	10	690	630	91	9,4	22,3	13,5
Heder	10	11.470	7.030	61	9,0	21,5	12,6
Ferske enge	20	13.980	2.350	17	9,1	22,3	17,4
Moser	5	8.480	8.480	100	8,3	22,7	16,7
Strandenge	20	4.910	0	0	9,4	16,9	11,6
Søer	5	1.390	1.390	100	9,1	22,3	15,9
Skove	10	30.550	28.170	92	9,3	22,1	16,1

*Grov indikation for
overskridelse*

Som det fremgår af tabel 6.8 er det en stor andel af det samlede areal, hvor tålegrænsen overskrides for overdrev, heder, moser, søer og skove. Det er kun ferske enge og strandenge, hvor der er mindre eller ingen overskridelser. Da kvælstofdepositionen er opgjort i et grovt gitter af $5 \times 5 \text{ km}^2$ er ovenstående kun en grov indikation af overskridelser, idet en finere opløsning i kvælstofdepositionen ville give et mere detaljeret billede. Som tidligere nævnt er den nedre grænse for tålegrænsen valgt som skæringspunkt selvom nogle vegetationstyper kan have højere tålegrænse inden for en naturtype.

I figur 1-7 i bilag 7 er de områder vist, hvor tålegrænsen er overskredet. Der er en figur for hver naturtype. Øverst i figurerne er det samlede areal af den pågældende naturtype vist, og nederst i figurerne er de arealer vist, hvor tålegrænsen er overskredet.

6.7 Anbefalinger for supplerende undersøgelser (fase II)

Luftforurening, som for det meste kommer fra fjerne kilder, som NO_y , SO_x og O_3 er mere eller mindre jævnt fordelt indenfor amtet. Undtagelser er koncentrationer af NO_x i byer og koncentrationer af SO_2 ved større anlæg som kraftværker. Disse behandles andetsteds i rapporten. For de jævnt fordelte stoffer er det ikke nødvendigt at udføre mere rumlig detaljerede koncentrations- og depositionsregninger. En rumlig opløsning på $5 \times 5 \text{ km}^2$ vil i de fleste tilfælde være tilstrækkelig for NO_y og SO_x . For O_3 kan man formodentlig kunne nøjes med end mindre høj opløsning. Det vil dog være ønskeligt med en opdatering af beregningerne. Det vil kræve en opdatering af især danske emissioner med en stor rumlig opløsning og tilpasning af modellerne. Desuden kunne ny viden ved beskrivelse af processerne i modellerne inddrages.

*Amtet har indflydelse på
deposition af NH_x i amtet*

NH_x viser som eneste stof store rumlige variationer indenfor amtet. NH_x giver det største bidrag til kvælstofdeposition. Tabel 6.2 viste, at ca. 65% af den totale deposition af NH_x i Ribe Amt forårsages af kilder indenfor amtet. For de mest belastede områder vil tallet være endnu større. Det betyder, at det i princippet er muligt at regulere NH_x -depositionen i amtet ved tiltag lavet i selve amtet. For NO_y som kommer mest fra fjerne kilder er Ribe Amts muligheder for at regulere depositionen yderst begrænset. Det vil være muligt ved hjælp af modellering at lave en strategi for at skåne naturområder ved selektivt at begrænse ammoniakemissionerne tæt ved naturområder.

Rumlig opløsning

Tabel 6.5 viste hvor stort arealet er i forskellige størrelsesklasser for paragraf 3 områder. Den viser, at langt den største del af arealet er over 1 ha ($100 \times 100 \text{ m}^2$). Teknisk set er det muligt, at modellere NH_x -deposition med en rumlig opløsning på $100 \times 100 \text{ m}^2$. Det er gjort for Vejle Amt (Andersen et al., 1999). Med en sådan høj opløsning vil man i princippet nærme sig størrelsen af de fleste paragraf 3 områder. Ved de større naturområder vil man endda kunne beregne den horisontale gradient i selve naturområdet. Metoden har dog den ulempe, at

der ikke kan tages hensyn til den lidt større tørdepositionshastighed på skove. Dvs., at modellen i de fleste tilfælde vil underestimere deposition af NH_x til skove. Men i hvert fald får man et minimum estimat af depositionen til skove.

Konklusion

Sammenfattende kan det anbefales at overveje at udarbejde følgende i fase II af projektet:

- En mere rumlig detaljeret modellering af NH_x -deposition for Ribe Amt, og dermed rumlig detaljeret modellering af total kvælstofdeposition for vurdering af overskridelser af tålegrænser. Dette åbner mulighed for at skåne naturområder ved selektivt af begrænse ammoniakemissioner tæt ved naturområder.
- Beregning af overskridelser af tålegrænser for forsurening, som kræver en opdatering af koncentrations- og depositionsregninger for NO_y og SO_x med nye emissioner.

Litteratur

Andersen, J. (1999) Jonny Andersen, DMU har bidraget med om information om ammoniakemissioner,

Andersen, J.M., Münier, B., Bruun, H.G., Asman, W.A.H., Hald, A.B. (1999): Miljø- og naturmæssige konsekvenser af en ændret svineproduktion. 103 s.

Andersen J.M, Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Kristensen, V.F., Poulsen, H.D. (1999): Emission af ammoniak fra landbruget - status og kilder. Ammoniakfordampning - redegørelse nr. 1, Danmarks Jordbrugsforskning, Foulum.

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

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

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

Asman, W.A.H. & Jensen, P.K. (1993): Processer for våddeposition. Rapport nr. 26, Havforskning fra Miljøstyrelsen, Miljøstyrelsen, København.

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

Asman, W.A.H., Brown, N., Runge, E.H., Tekiela, M., Eriksen, P.B. & Christiansen, M. (1996): MeMoS: Udvikling af en konsekvensmodel for svovldeposition for Sydsandinavien. Faglig rapport fra DMU nr. 149, Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde.

Bak, J., Tybirk, K., Gundersen, P., Conley, D., and Hertel, O. (1999): Natur- og miljøeffekter af ammoniak. Redegørelse Nr. 3. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri; Dansk Jordbrugsforskning, Miljø og Energiministeriet. 66 pp.

Bak, J., Tybirk, K., Gundersen, P., Jensen, J., Conley, D., Hertel, O. (1999): Natur- og miljøeffekter af ammoniak, ammoniakfordampning - redegørelse nr. 3. Danmarks Jordbrugsforskning og Danmarks Miljøundersøgelser.

Bastrup-Birk, A., Brandt J., Uria, I., & Zlatev, Z. (1997): Studying cumulative ozone exposures in Europe during a seven-year period. Journal of Geophysical Research 102, 23917-23935.

Berkowicz, R., Olesen, H.R., and Torp, U. (1986): The Danish Gaussian air pollution model (OML): Description, test and sensitivity analysis in view of regulatory applications. In: *Air Pollution Modeling and its Applications V* (edited by C. De Wispelaere, C. Schiermeier, F.A. and Gillani, N.V.), pp. 453-481, NATO-CCMS, vol.10, Plenum Press, New York.

Frandsen, K.B. (1994): Vejledende retningslinier for vurdering af lugt og begrænsning af gener fra stalde, Miljø- og Levnedsmiddelkontrollen Fyn.

Glasius, M., Carlsen, M.F., Hansen, T.S., Lohse, C. (1999): Measurements of nitrogen dioxide on Funen using diffusion tubes. *Atmospheric Environment* 33 (1999) 1177-1185.

HLU (1999): Luftkvalitet i Hovedstadsregionen 1998, Miljøkontrollen København, maj 1999, 108 s.

Hutchings, N.J., Sommer, S.G., Andersen, J.M. & Asman, W.A.H. (1999): Modelling the Danish ammonia emission. Artikel indsendt til *Atmospheric Environment*.

Jensen, S.S. (1998): Background Concentrations for Use in the Operational Street Pollution Model (OSPM), NERI Technical Report No. 234. 1998. 107 p.

Jensen, S.S. (1999): Små partikler er farlige. *Dansk Vejtidskrift*. September 1999. Nr. 9. pp. 18-19.

Jensen, S.S., Berkowicz, R., Winther, M., Zlatev, Z., Palmgren, F. (2000): Future Air Quality in Danish Cities. Impact study of the Auto-Oil Programme. National Environmental Research Institute, Denmark.

Kemp, K. & Palmgren, F. (1998): The Danish Air Quality Monitoring programme. Annual Report for 1998. NERI Technical Report No. 296. 68 p.

Larsen, P.B., Larsen, J.C., Fenger, J., Jensen, S.S. (1997): Sundhedsmæssig vurdering af luftforurening fra vejtrafik, Miljøprojekt nr. 352, Miljøstyrelsen. 287 s.

Løfstrøm, P., and Olesen, H.R. (1988): User's Guide for OML-Multi. An air pollution model for multiple point and area sources. MST LUFT-A 126, 70 pp, National Agency of Environmental Protection, Air Pollution Laboratory, Risø, DK-4000 Roskilde, Denmark.

Løfstrøm, P., Berkowicz, R., og Palmgren, F. (1997): Luftforurening i Køge, Undersøgelse udført af Danmarks Miljøundersøgelser for Roskilde Amt og Køge Kommune. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, Januar, 127 pp.

MEM (1998): Bekendtgørelse om erhvervsmæssigt dyrehold, husdyrgødning, ensilage m.v., nr. 877 af 10. december 1998, Miljø- og Energiministeriet.

Miljøministeriet (1993): Vejledning om registrering af beskyttede naturtyper. Skov- og Naturstyrelsen. 36 s.

Miljø- og Energiministeriet (2000): Klima 2012. Status og perspektiver for dansk klimapolitik. 191 s.

MST (1985): Begrænsning af lugtgener fra virksomheder. Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 4, 27 s.

MST (1990): Begrænsning af luftforurening fra virksomheder, Vejledning fra Miljøstyrelsen, nr. 6, 104 s.

MST (1997): Godkendelse af husdyrbrug - 2. udgave, Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4.

Ostromsky, T. (1999): Beregninger gennemført bl.a. ved hjælp af DEM modellen af gæsteforsker på DMU Tzvetan Ostromsky.

Palmgren, F., Berkowicz, R., Jensen, S.S., Kemp, K. (1997): Luftkvalitet i danske byer. TEMA-rapport 16/1997. NERI. 63 s.

Storstrøms Amt (1996): Kortlægning af luftforureningsforhold i Næstved by og omegn, Storstrøms Amt, Teknik- og Miljøforvaltningen, 23 s. + bilag.

Tybirk, K. & Andersen, V. (1999): Ammoniak i landbrug og natur. Jorgbrug og Miljø 1. Danmarks JordbrugsForskning og Danmarks Miljøundersøgelser. 39 s.

WHO (1999): Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution. An impact assessment project of Austria, France and Switzerland. PM10 Population Exposure. Technical Report on Air Pollution. 80 p.

Zlatev, Z. (1999): Beregninger udført med DEM modellen af Zahari Zlatev fra DMU.

Bilag 1 Erhvervsvirksomheder. Stofemission og lugt

Table B1.1

Erhvervsvirksomheder med stofemission

Idnr	Virksomhed		Adresse	Afkastets stedfæstelse (UTM)		Afkast-højde m	Bygnings-højde m	Stof	Varm/kold	Radius m
	Navn			X	Y					
1	Vestjysk Andel A.m.b.a.		Halagervej 1, 6830 Nr. Nebel	460636	6179966	34		Organisk srøv	k	438
2	Plus		Sdr. Ringvej 1, 6600 Vejen	509002	6146548	18		"Brænderøg"	k	242
3	LM Skumplast		Østre Industrivej 2, 6731 Tjæreborg	474379	6146444	7		Isocyanat	k	36
4	Bramming Plastindustri		Industrivej 36, 6740 Bramming	479752	6147045	9		Isocyanat	k	82
5	Bramming Plastindustri		Vardevej 17, 6740 Bramming	479078	6147367	9		Isocyanat	k	82
6	EFI		Fiskerihavnsgade 35, 6700 Esbjerg	463656	6148320	88	18	TMA	k	934
7	Vestkraft		Amerikavej 7-9, Esbjerg	465627	6145669	250		0 svovldioxid	v	7.062
8	Fiber Visions		Engdraget 22, 6800 Varde	466514	6163155	25	0	Kvælstofilter	v	599
9	Dangrønt Ribe		Hjortlundvej 36, 6771 Gredstedbro	484690	6139185	65	14	Organisk støv	k	710
10	Nybro Tørreri		Nybrovej 167, 6851 Janderup	460882	6169345	45	12	Organisk støv	k	536
11	Vestjysk Andel		Hannevangsvej 110, 6851 Janderup	459796	6166486	19	16	Organisk støv	k	110
12	Dansk Styropack		Tvilhøvej 8, 6752 Glejbjerg	492955	6157760	20	16	Pentan	k	127
13	Sydvestjysk Pelsdyrfoder		Tarp Hovedvej 58, 6715 Esbjerg	465918	6154413	18	13	Organisk støv	k	148
14	Arma Plast		Huginsvej 2, 7200 Grindsted	497762	6179508	19	7	Opløsningsmidler	k	259
15	Arma Plast		Odinsvej 18, 7200 Grindsted	497801	6179332	18	11	Opløsningsmidler	k	184
16	Sdr. Omme Maskinfabrik		Lægårdsvej 4, 7260 Sønder Omme	492925	6188763	24	6	Opløsningsmidler	k	329
17	Sdr. Omme Varmeværk		Farvergade 18, 7260 Sønder Omme	493143	6188591	41	12	Svovldioxid	v	1.103
18	Statsfængslet		Holdgårdsvej 142, 7260 Sønder Omme	495338	6187403	23	8	Støv	k	312
19	Hejnsvig Varmeværk		Østergade 25, 7250 Hejnsvig	500453	6172335	28	16	Kvælstofilter	v	528
20	Grindsted EI- og Varmeværk		Tårnvej 24, 7200 Grindsted	495874	6179737	50	22	Kvælstofilter	v	1.278
21	Grindsted EI- og Varmeværk II		Grønningen 1, 7200 Grindsted	494778	6180126	35	15	Kvælstofilter	v	840
22	Vestfrost A/S		Spangsbjerg Møllevvej 100, 6705 Esbjerg Ø	466417	6149458	55	0	Opløsningsmidler	k	620

Tabel B1.1 (fortsat)

Erhvervsvirksomheder med stofemission

Idnr	Virksomhed		Afkastes stedfæstelse (UTM)		Afkast-højde m	Bygnings-højde m	Stof	Varm/kold	Radius m
	Navn	Adresse	X	Y					
23	Blika A/S	Falkevej 3 - 5, 6705 Esbjerg Ø	466456	6149527	55	0	Opløsningsmidler	k	620
24	Sprout Matador	Glentevej 5 - 7, 6705 Esbjerg Ø	466716	6149646	12	0	Opløsningsmidler	k	168
25	Scan-Coat	Storstrømsvej 49, 6715 Esbjerg N	467109	6151528	60	0	Opløsningsmidler	k	662
26	Danisco	Tårnvej 25, 7200 Grindsted	495908	6180196	30	0	allylethylether	k	400
27	Danisco	Tårnvej 25	495638	6180199	70	0	Svovldioxid	v	2.044
28	Danisco	Tårnvej 25	495631	6180136	18	12	ethylacetat	k	168
29	Danish Crown	Slagtervej 2, 7200 grindsted	496260	6179254	48	0	Kvælstofilter	v	1.328
30	Danish Crown	Gammelby Ringvej 1, Esbjerg	466073	6146546	40	0	Kvælstofilter	v	1.071
31	Vejen Kraftvarmeværk	Koldingvej 30 B, 6600 Vejen	510987	6147140	75	20	Uorganisk støv	v	2.210
32	Esbjerg Affaldsforbrænding	Ved Blok 3	465413	6145836	98	50	Uorganisk støv	v	2.629
33	Varmecentral, Hjerting	Bytoften 4, 6710 Esbjerg V	459599	6153630	46	20	Svovldioxid	v	1.164
34	Varmecentral, Gjesing	Østervangsvej 18, 6715 Esbjerg N	465742	6150959	50	20	Svovldioxid	v	1.320
35	Varmecentral, Sædding	Sædding Ringvej 9-11, 6710 Esbjerg V	462736	6151029	78	20	Svovldioxid	v	2.309
36	Varmecentral, Hedelund	Hedelundvej 25, 6705 Esbjerg Ø	468278	6149376	65	20	Svovldioxid	v	1.879
37	Phønix	Vesterallé 1, 6600 Vejen	508587	6148133	39	15	Svovldioxid	k	463
38	Villemoes Teglværk	Lourupvej 2, 6690 Gørding	487706	6149024	25	15	Kvælstofilter	v	437
39	Optiroc	Sønderskovvej 113, 6800 Varde	479097	6167318	25	15	Kvælstofilter	v	437
40	Holme Å Andel	Kærgårdsvej 30, 6800 Varde	479848	6168043	29	22	Organisk støv	k	198
41	Arovit	Park Allé 26, 6600 Vejen	510001	6147726	105	22	Organisk støv	k	1.049

Note:

“Varm/kold” refererer til temperaturen af røggassen, se tekst og bilag 4.

Tabel B1.2

**Erhvervsvirksomheder
med lugtemission**

Virksomhed		Adresse	Afkastets stedfæstelse (UTM)		Afkast- højde m	Bygnings- højde m	Varm/ kold	Radius m
Idnr	Navn		X	Y				
1	Vestjysk Andel A.m.b.a.	Halagervej 1, 6830 Nr. Nebel	460636	6179966	34	20	k	326
42	Biofac A/S	H.E. Blumesvej 63, 6700 Esbjerg	463824	6148534	13	6	k	166
6	EFI	Fiskerihavnsgade 35, 6700 Esbjerg	463656	6148320	88	18	k	934
43	Lumino	Målerhusvej 2, 6700 Esbjerg	464253	6147586	19	21	k	71
9	Dangrønt Ribe	Hjortlundvej 36, 6771 Gredstedbro	484690	6139185	65	14	k	710
10	Nybro Tørreri	Nybrovej 167, 6851 Janderup	460882	6169345	45	12	k	536
11	Vestjysk Andel	Hannevangsvej 110, 6851 Janderup	459796	6166486	19	16	k	110
13	Sydvestjysk Pelsdyrfoder	Tarp Hovedvej 58, 6715 Esbjerg	465918	6154413	18	13	k	148
44	Danisco Ingrediens	Tårnvej 25, 7200 Grindsted	495551	6180534	30	18	k	287
45	Danish Crown	Slagterivej 2, 7200 Grindsted	496247	6179133	26	15	k	265
46	Danish Crown	Gammelby Ringvej 1, Esbjerg	465985	6146679	25	8	k	341
47	Brørup slagteri	H. P. Andersens alle 10, Brørup	500769	6148727	9	6	k	82
41	Arovit	Park Allé 26, 6600 Vejen	510001	6147726	105	22	k	1.049
48	Arovit	Øresundsvej 2, 6705 Esbjerg Ø	466503	6151992	8	7	k	41
40	Holme Å Andel	Kærgårdsvej 30, 6800 Varde	479848	6168043	29	22	k	198
49	Phønix	Vesterallé 1, 6600 Vejen	510987	6147140	75	20	k	808
50	Dangrønt, Ølgod	Industrivej 12, 6870 Ølgod	476557	6185458	60	15	k	662
51	Sydjysk Andel, Bramming	Hedemarksvej 1 A, 6740 Bramming	482075	6146558	65	22	k	706

Note:

“Varm/kold” refererer til temperaturen af røggassen, se tekst og bilag 4.

Bilag 2 Landbrug

Tabel B2.1 Landbrug

Staldbygning		Bygningssted-fæstelse(m)		Dyre-art	Antal dyr	Vægt	Emiss.	Samlet emiss.	Radius
Idnr	Adresse	UTM-E	UTM-N			kg	LE/s	LE/s	m
101	Øselundvej 3, 6800 Varde	478166	6167356	1	300	150,00	2.700		
	"			1	2.100	60,00	18.900	21.600	632
102	Nr. Agerbækvej 4, 6753 Agerbæk	487088	6162890	2	49.000	1,50	10.290	10.290	359
103	Varde Landevej 9, 7200 Grindsted	487652	6168041	2	270.000	1,50	56.700	56.700	1.251
104	Tofterup Markvej 14, 7200 Grindsted	491898	6169356	2	95.000	0,70	9.310	9.310	329
105	Østre Kjersingvej 8, 6715 Esbjerg N	468339	6152190	2	120.000	0,95	15.960	15.960	519
106	Hovedvej A1 33, 6740 Bramming	483713	6153402	2	82.000	1,50	17.220	17.220	544
107	Videkærvej 37, 6740 Bramming	480331	6144882	1	775	150,00	6.975		
	"			1	3.700	60,00	33.300	40.275	1.004
108	Darumvej 74 A, 6740 Bramming	478949	6146111	3	175	600,00	4.200		
	"			3	160	300,00	1.920	6.120	234
109	Størsbølvej 1, 6740 Bramming	480886	6150828	3	190	600,00	4.560		
	"			3	250	300,00	3.000		
	"			1	217	64,00	2.083	9.643	339
110	Kjærgårdsvej 3, 6740 Bramming	482560	6144415	1	300	200,00	3.600		
	"			1	1.400	62,00	13.020		
	"			1	3.250	16,00	10.920	27.540	751
111	Dalshøjvej 6, 6740 Bramming	479728	6144649	1	3.400	64,00	32.640	32.640	866
112	Ilstedvej 12, 6740 Bramming	485782	6145818	1	235	200,00	2.820		
	"			1	1.250	19,00	4.988		
	"			1	1.600	64,00	15.360	23.168	663
113	Søndersøvej 20, 6830 Nr. Nebel	455467	6173311	1	1.000	150,00	9.000		
	"			1	1.590	60,00	14.310		
	"			1	25.000	16,00	84.000	107.310	1.960
114	Lummerbækvej 33, 6800 Varde	466385	6180789	1	630	150,00	5.670		
	"			1	15.000	16,00	50.400	56.070	1.241
115	Sdr. Hallumvej 10, 6800 Varde	467120	6177976	1	800	150,00	7.200		
	"			1	6.500	60,00	58.500	65.700	1.386
116	Kvongvej 301, 6800 Varde	463578	6180663	3	300	600,00	7.200		
	"			3	440	300,00	5.280	12.480	424
117	Læborgvej 52, 6622 Bække	505257	6155877	2	268.000	2,20	82.544	82.544	1.638
118	Kirkevej 19, 6600 Vejen	515130	6157931	2	363.000	2,20	111.804	111.804	2.027
119	Gesten Kærvej 16, 6621 Gesten	512370	6153788	1	11.000	60,00	99.000	99.000	1.840
120	Glibstrupvej 30, 6600 Vejen	515071	6150086	2	250.000	2,20	77.000		
	"			1	2.000	60,00	18.000		
	"			1	280	150,00	2.520	97.520	1.825
121	Vejlevej 57, 6870 Ølgod	480781	6174198	1	350	150,00	3.150		
	"			1	2.500	60,00	22.500	25.650	713

Tabel B2.1 (fortsat) Landbrug

Staldbygning		Bygningssted-fæstelse(m)		Dyre-art	Antal dyr	Vægt	Emiss.	Samlet emiss.	Radius
Id	Adresse	UTM-E	UTM-N			kg	LE/s	LE/s	m
122	Lille Hejbølvej 3, 6870 Ølgod	481542	6184927	1	400	150,00	3.600		
	"			2	490	2,20	151		
	"			2	6.600	2,20	2.033	5.784	224
123	Tinghøjvej 10, 6870 Ølgod	473568	6182711	1	1.100	150,00	9.900		
	"			1	1.600	60,00	14.400	24.300	686
124	Hoddemarkvej 3, 6870 Ølgod	481536	6171480	3	200	600,00	4.800		
	"			3	220	300,00	2.640		
	"			3	110	450,00	1.980	9.420	333
125	Hestkærvej 52, 6870 Ølgod	488553	6175334	3	180	600,00	4.320		
	"			3	210	300,00	2.520	6.840	255
126	Snorupvej 14, 6870 Ølgod	472614	6174628	3	108	600,00	2.592		
	"			3	50	300,00	600		
	"			1	450	150,00	4.050	7.242	267
127	Fårholtvej 3, 6870 Ølgod	485450	6178150	2	168.000	1,50	35.280	35.280	929
128	Ådumvej 1, 6870 Ølgod	473613	6187242	2	45.000	1,50	9.450	9.450	334

Note:

Dyreart: 1=svin, 2= fjerkræ og 3 = kvæg.

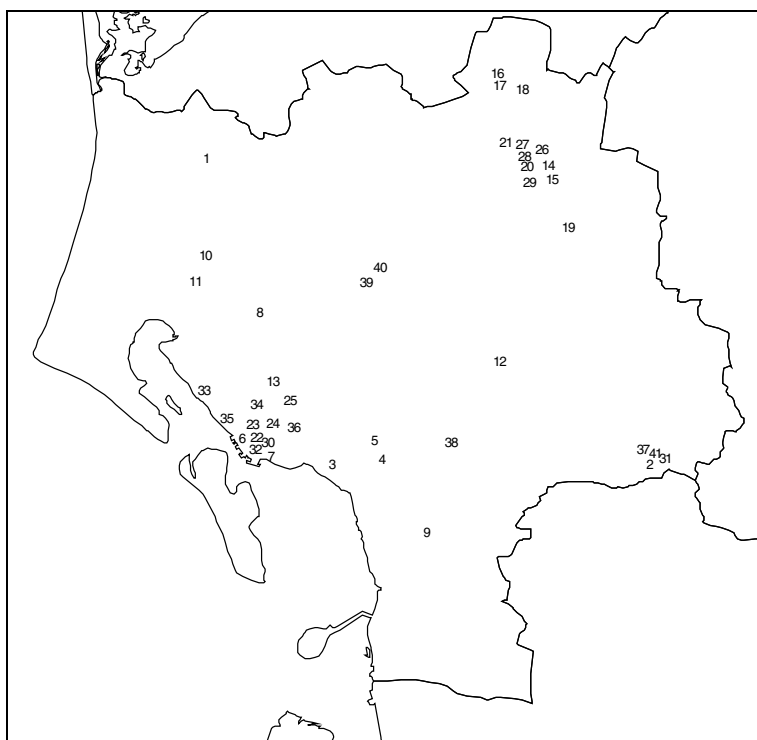
Vægt: Gennemsnitsvægt.

Emiss. Lugtemission fra dyrearten.

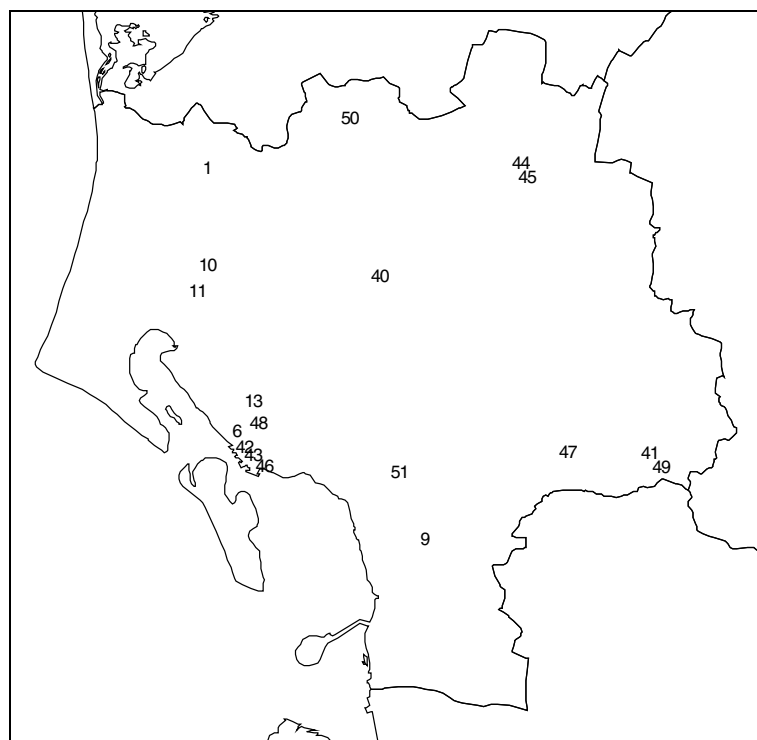
Samlet emiss.: Samlet lugtemission fra adressen.

Radius: Radius for influensområdet, se tekst.

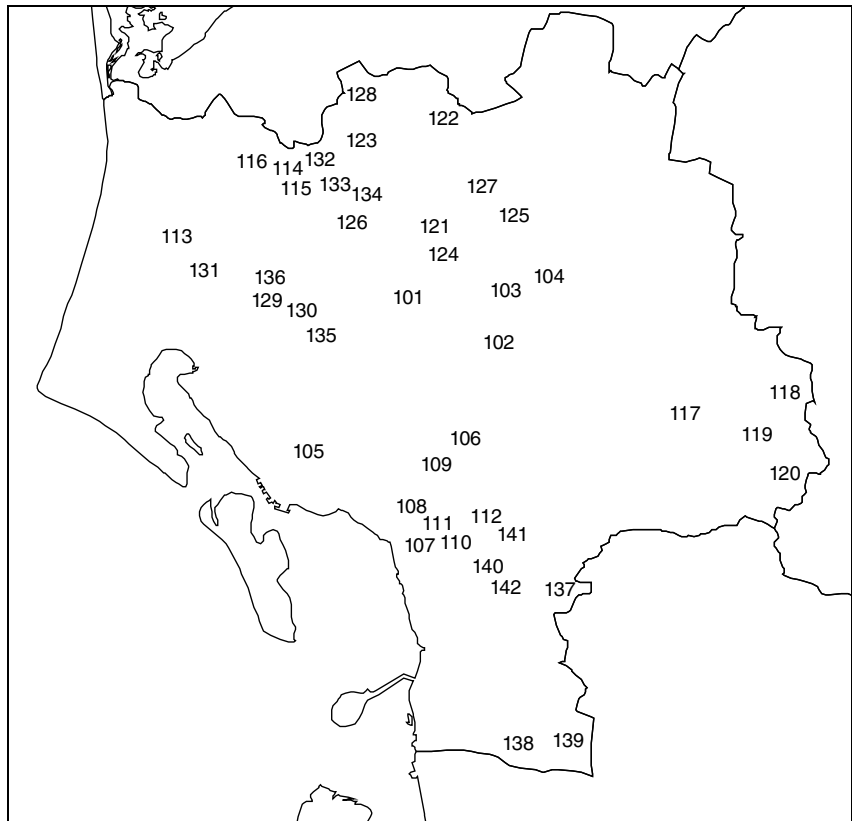
Bilag 3 Kildernes placering



Figur 1. Stofemission. Industrivirksomhedernes omtrentlige geografisk placering markeret med identifikationsnr. (Idnr) fra tabel B1.1 i bilag1.



Figur 2. Lugt. Industrivirksomhedernes omtrentlige geografisk placering markeret med identifikationsnr. (Idnr) fra tabel B1.2 i bilag1.



Figur 3. Landbrugenes omtrentlige geografisk placering markeret med identifikationsnr. (Idnr) fra tabel B2.1 i bilag 2.

Bilag 4 Kildeparametre anvendt til OML-beregninger

Betegnelser:

Hs	Skorstenshøjde (m)
Hb	Bygningshøjde (m)
Ds	Diameter af skorstenstop (m)
T	Temperatur af røggas (°C)
Vol	Røggasmængde (Nm ³ /s)
Vs	Røggashastighed ved T (m/s)

Antagelser: Vs = 8 m/s, Ds = min{Hs/40;2,5}.

Kold røgfane

Antagelse: T = 25°C.

Herved fås Vol = $\pi/4 \cdot Ds^2 \cdot Vs \cdot 273/(273+T)$ (= $3,60 \cdot 10^{-3} \cdot Hs^2$ for Hs≤100m)

Udvalgte værdier

Hs (m)	5	10	30	50	70	≥ 100
Ds (m)	0,13	0,25	0,75	1,25	1,75	2,5
Vol (Nm ³ /s)	0,09	0,36	3,24	9,0	17,6	36,0

Varm røgfane

Antagelse: T = 100°C.

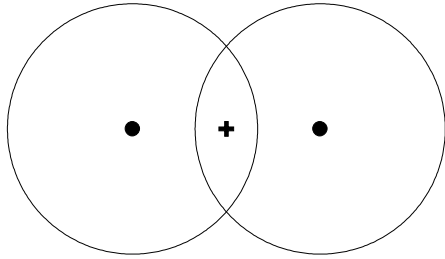
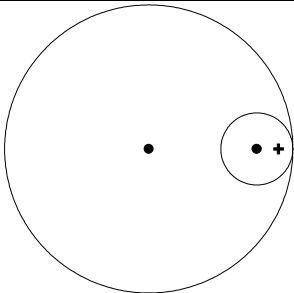
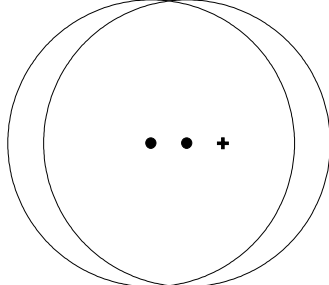
Herved fås Vol = $\pi/4 \cdot Ds^2 \cdot Vs \cdot 273/(273+T)$ (= $2,87 \cdot 10^{-3} \cdot Hs^2$ for Hs≤100m)

Udvalgte værdier

Hs (m)	5	10	30	50	70	≥ 100
Ds (m)	0,13	0,25	0,75	1,25	1,75	2,5
Vol (Nm ³ /s)	0,07	0,29	2,59	7,19	14,1	28,7

Bilag 5 Overlappende influensområder

En grov vurdering af ændring af de største luftforureningsbelastninger ved to kilder i forhold til én kilde. Vurdering i punkt med forventet størst relativ ændring.

Influensområder (vurderingspunkt: +)	Spidsværdier		Middelværdi	Bemærk. om kilde- samspil
	Niveau	Hypighed	Niveau	
	Uændret	Fordobles	Fordobles	Høje konc. optræder <i>ikke</i> på samme tidspunkt pga. forskellig vindretning, men oftere.
	Uændret el. lidt højere	Forøges	Fordobles	Høje konc. optræder <i>ikke</i> på samme tidspunkt pga. forsk. kildehøjder; men oftere.
	Omtrent fordoblet	Omtrent uændret	Fordobles	Høje konc. optræder <i>på</i> samme tidspunkt.

Note: Den maksimal spidsbelastning (max-c99) optræder i en afstand, som typisk er 1/5 af radius af influensområdet.
 Kilder med samme radius af influensområde afspejler omtrent samme effektive skorstenshøjde.
 Kilder med forskellig skorstenshøjde vil give anledning til de største koncentrationer under forskellige meteorologiske forhold.
 Det antages, at vindretningen er jævnt fordelt.

Bilag 6 Omregningsfaktorer

Omregningsfaktorer

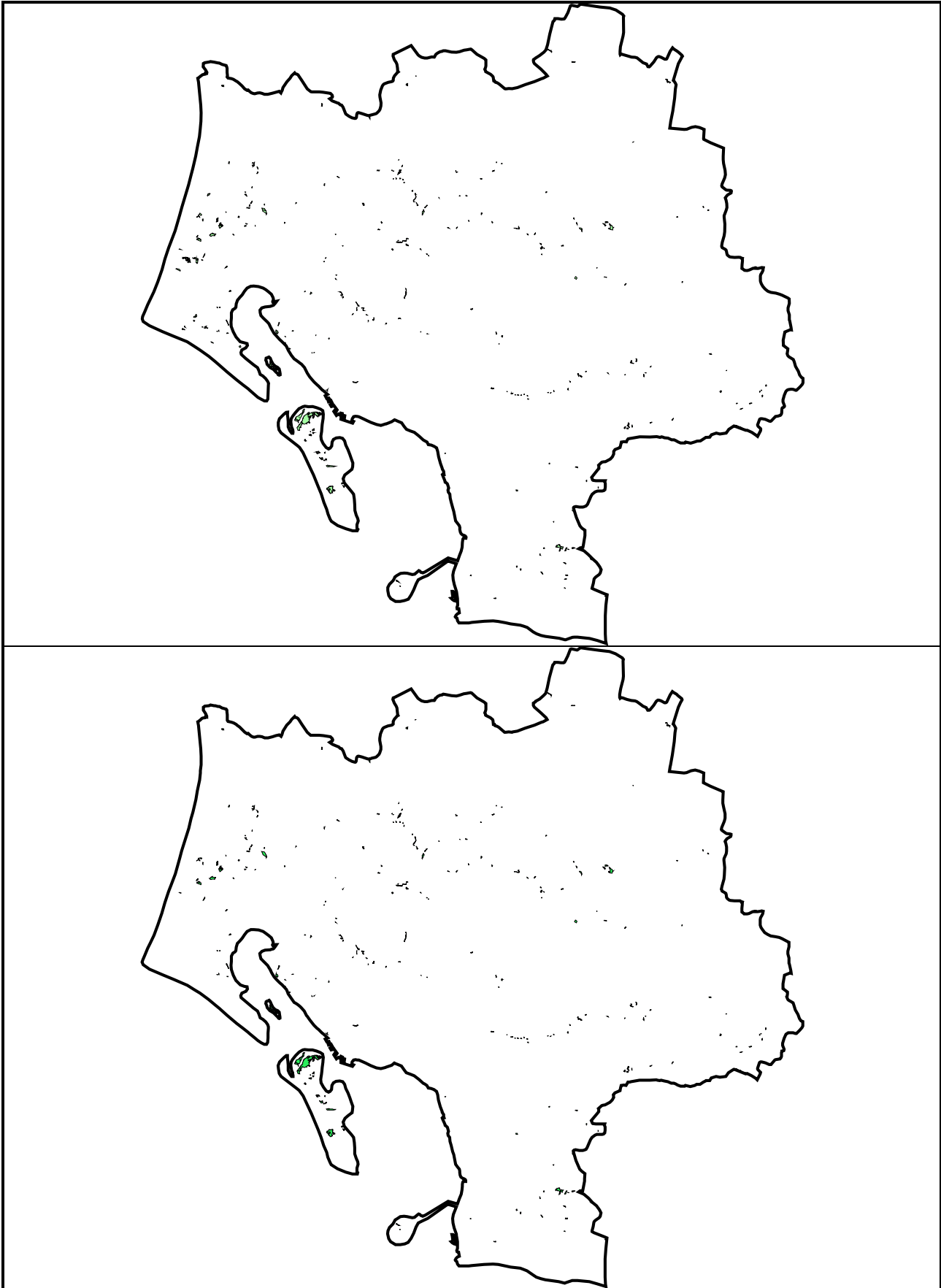
Følgende omregningsfaktorer er brugt mellem ppb og $\mu\text{g}/\text{m}^3$:

ppb til $\mu\text{g}/\text{m}^3$		$\mu\text{g}/\text{m}^3$ til ppb	
NO _x *	1.882	NO _x *	0.531
NO ₂	1.882	NO ₂	0.531
CO**	1.146	CO***	0.873
Benzen	3.257	Benzen	0.307
Ozon	1.963	Ozon	0.509

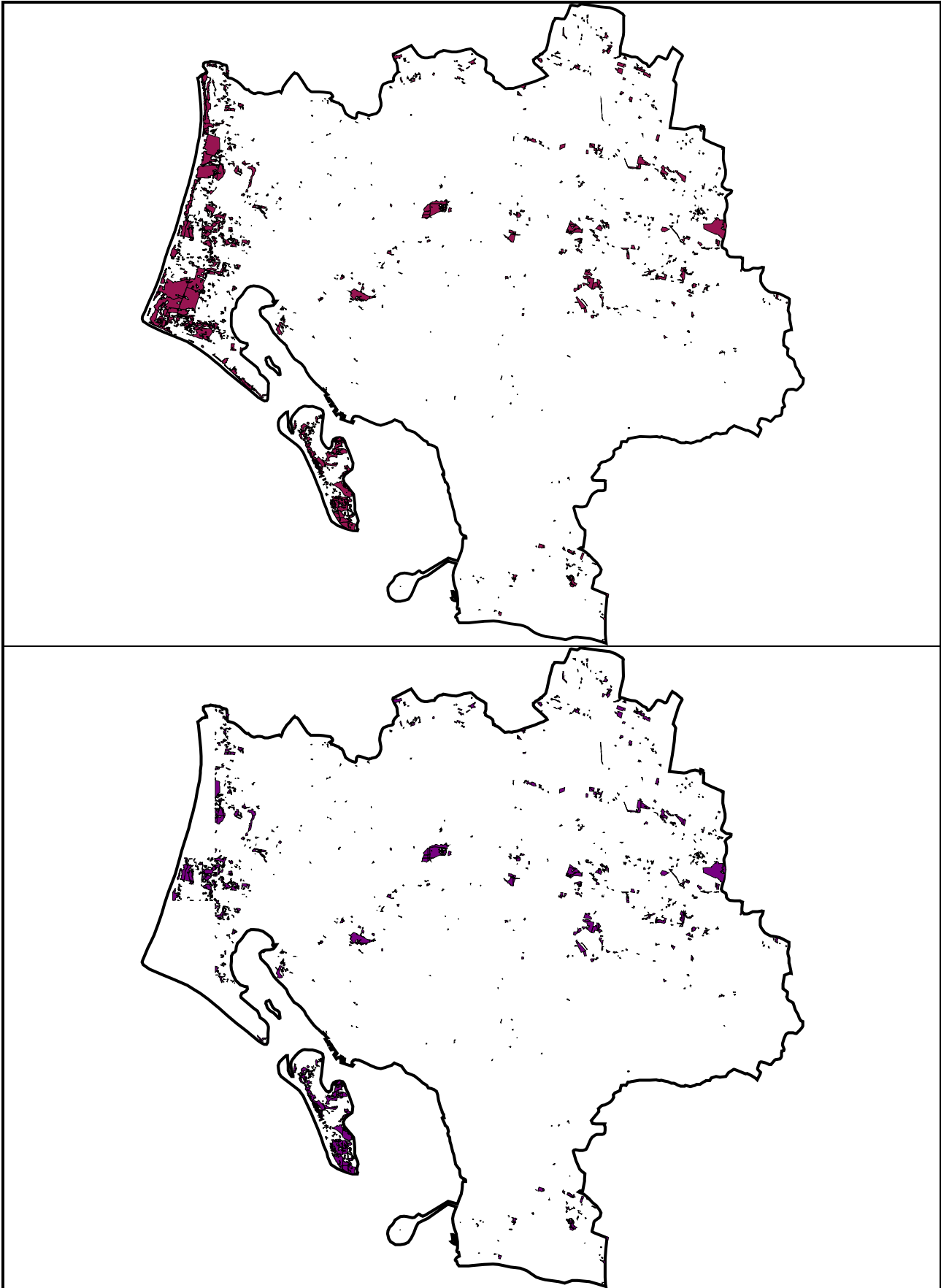
*NO₂-enheder. **ppm til mg/m^3 . *** mg/m^3 til ppm

Bilag 7 Overskridelse af tålegrænser

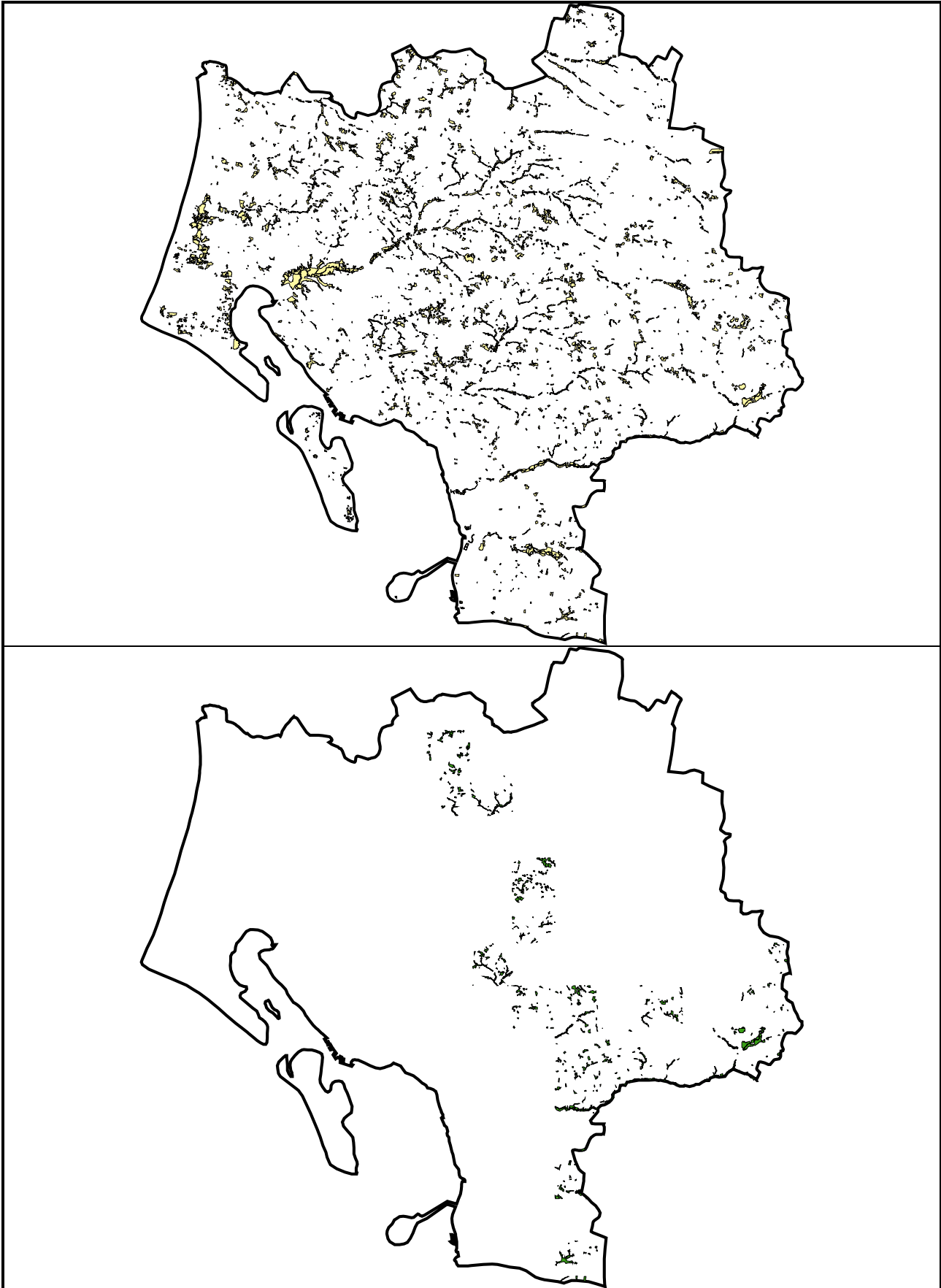
I figur 1-7 er de områder vist, hvor tålegrænsen er overskredet. Der er en figur for hver naturtype. Øverst i figurerne er det samlede areal af den pågældende naturtype vist, og nederst i figurerne er de arealer vist, hvor tålegrænsen er overskredet.



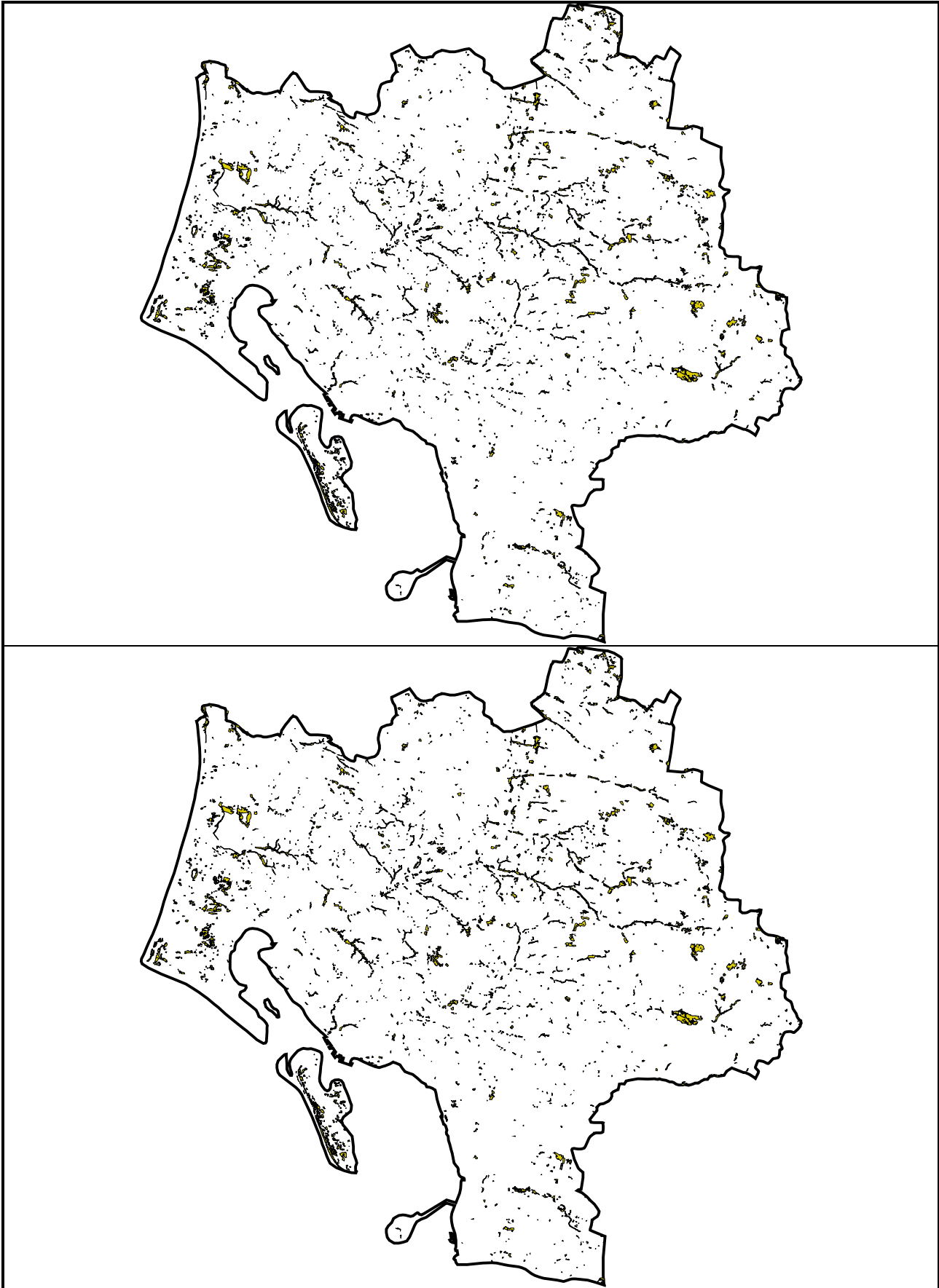
Figur 1. Øverst: arealer med overdrev. Nederst: areal med overdrev, hvor tålegrænsen er overskredet. Arealet med overskridelse af tålegrænsen udgør omkring 91% af det samlede areal med overdrev.



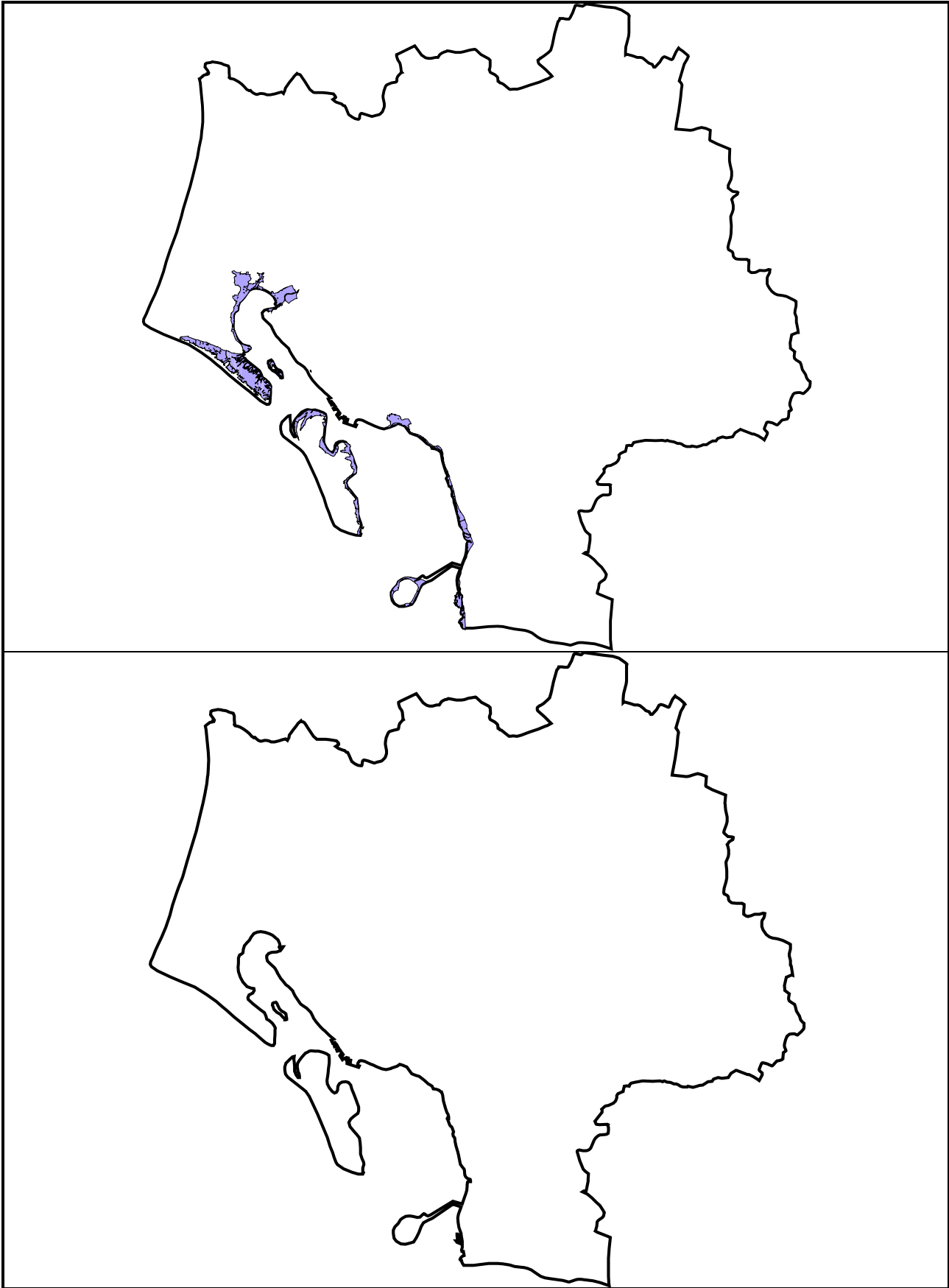
Figur 2. Øverst: arealer med heder. Nederst: areal med heder, hvor tålegrænsen er overskredet. Arealet med overskridelse af tålegrænsen udgør omkring 61% af det samlede areal med heder.



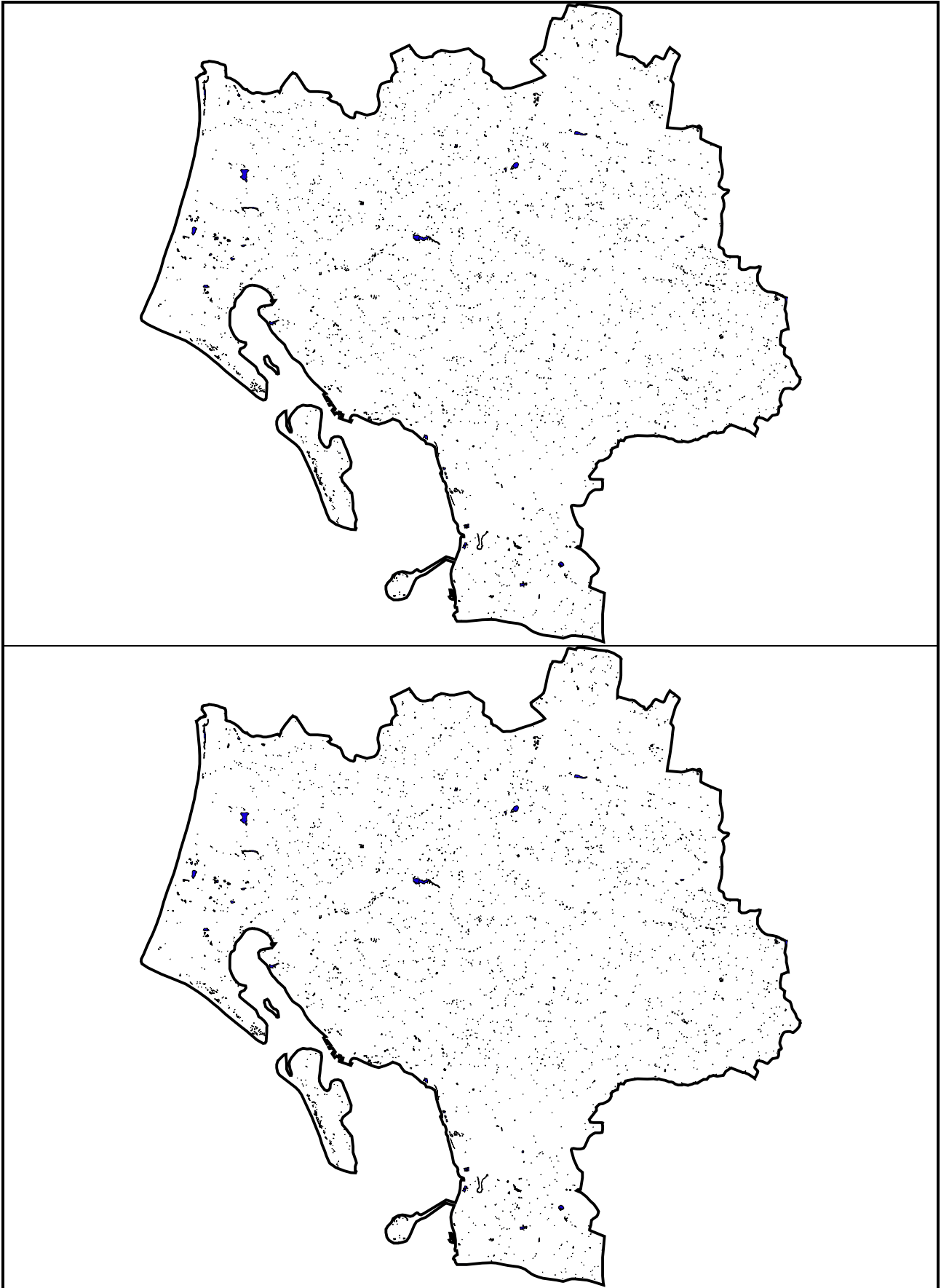
Figur 3. Øverst: arealer med ferske enge. Nederst: areal med ferske enge, hvor tålegrænsen er overskredet. Areal med overskridelse af tålegrænsen udgør omkring 17% af det samlede areal med ferske enge.



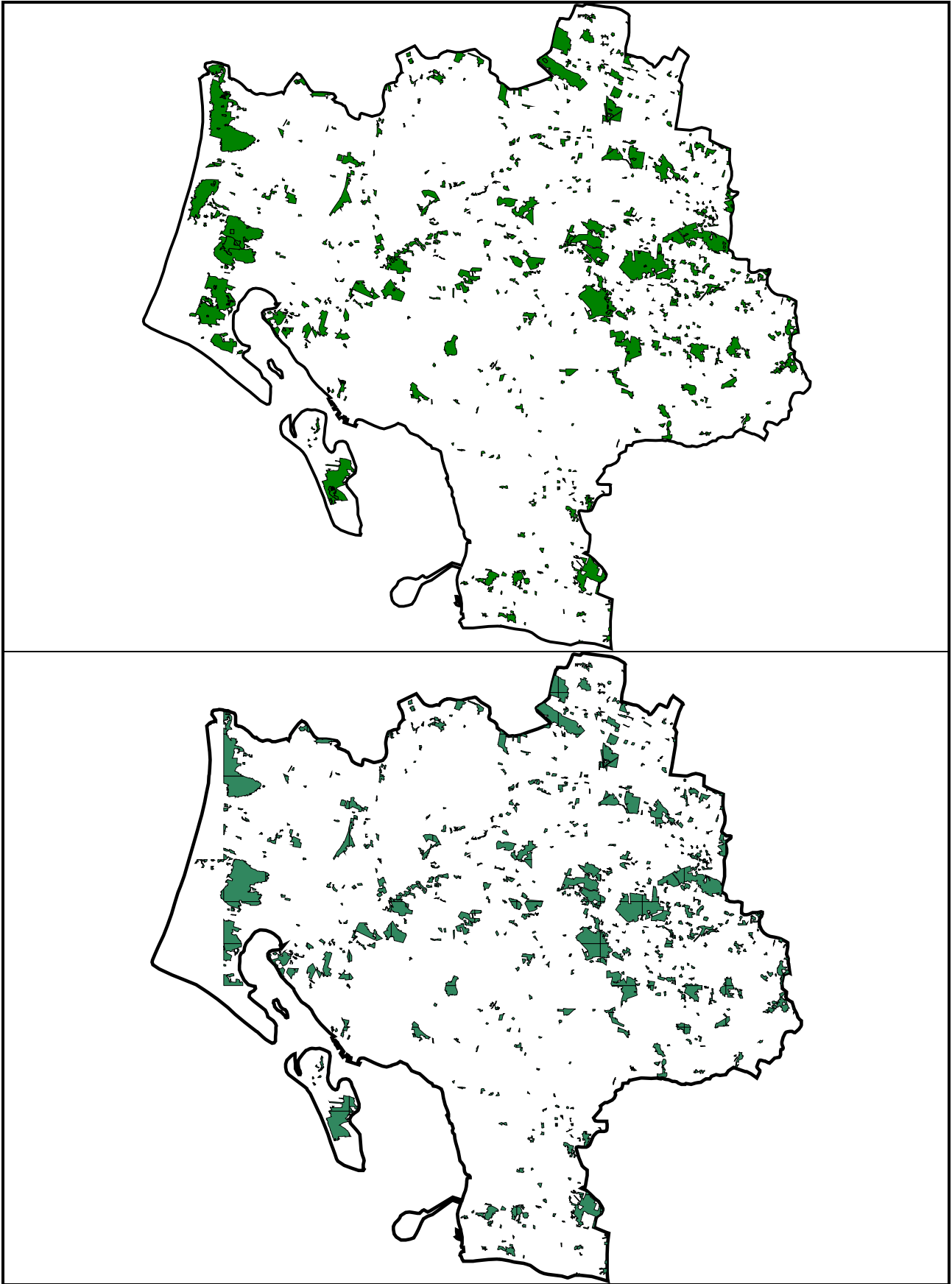
Figur 4. Øverst: arealer med moser. Nederst: areal med moser, hvor tålegrænsen er overskredet. Arealet med overskridelse af tålegrænsen udgør 100% af det samlede areal med moser.



Figur 5. Øverst: arealer med strandenge. Nederst: areal med strandenge, hvor tålegrænsen er overskredet. Arealet med overskridelse af tålegrænsen udgør 0% af det samlede areal med strandenge.



Figur 6. Øverst: arealer med søer. Nederst: areal med søer, hvor tålegrænsen er overskredet. Arealet med overskridelse af tålegrænsen udgør 100% af det samlede areal med søer.



Figur 7. Øverst: arealer med skove. Nederst: areal med skove, hvor tålegrænsen er overskredet. Arealet med overskridelse af tålegrænsen udgør 92% af det samlede areal med skove.