Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Luftkvalitet langs motorveje

Målekampagne og modelberegninger

Faglig rapport fra DMU, nr. 522

[Tom side]

Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Luftkvalitet langs motorveje

Målekampagne og modelberegninger

Faglig rapport fra DMU, nr. 522
2004

Steen Solvang Jensen
Per Løfstrøm
Ruwim Berkowicz
Helge Rørdam Olesen
Jan Frydendall
Afdeling for Atmosfærisk Miljø

Karsten Fuglsang
FORCE Technology

Poul Hummelshøj
MetSupport

Datablad

Titel:	Luftkvalitet langs motorveje
Undertitel:	Målekampagne og modelberegninger
Forfattere:	Steen Solvang Jensen[1], Per Løfstrøm[1], Ruwim Berkowicz[1], Helge Rørdam Olesen[1], Jan Frydendall[1], Karsten Fuglsang[2], Poul Hummelshøj[3]
Afdeling:	[1] Afdeling for Atmosfærisk Miljø, [2] Force Technology, [3] MetSupport
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 522
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	December 2004
Redaktionen afsluttet:	8. december 2004
Rettelse:	Rettelser foretaget juni 2005 af figur 5.1, 5.2 samt tabel 5.1 og 5.2, samt i tekst side 7-8, 50-51 og 64-65.
Faglig kommentering:	Matthias Ketzel
Finansiel støtte:	Roskilde Amt samt medfinansiering fra DMU.
Bedes citeret:	Jensen, S.S., Løfstrøm, P., Berkowicz, R., Olesen, H.R., Frydendall, J., Fuglsang, K. & Hummelshøj, P. 2004: Luftkvalitet langs motorveje. Målekampagne og modelberegninger. Danmarks Miljøundersøgelser. 67 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 522. http://faglige-rapporter.dmu.dk

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.

Sammenfatning: Denne rapport beskriver måle- og modelresultater. Målekampagnen blev gennemført langs Køge Bugt motorvejen ved Greve for en 3 måneders periode i efteråret 2003, hvor der blev målt NOx (NO og NO_2) i forskellige afstande af motorvejen. Der er endvidere opstillet en luftkvalitetsmodel, som beskriver spredning og omdannelse med udgangspunkt i OML modellen. OML modellen er modificeret, således at den tager hensyn til trafikskabt turbulens. Modellen er evalueret ved sammenligning mellem målinger og modelberegninger. Endvidere er gennemført modelberegninger for hele 2003 for sammenligning med grænseværdier.

Emneord:	Luftkvalitet, NOx, NO_2, måling, modelvalidering, trafik, motorvej, trafikskabtturbulens, spredning og omdannelse.
Layout:	DMU
Tegninger/fotos:	MetSupport og FORCE Technology
ISBN:	87-7772-847-5
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	67
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/522.pdf
Købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Rentemestervej 8 2400 København NV Tel. 70 12 02 11 frontlinien@frontlinien.dk www.frontlinien.dk

Indhold

Indledning 5

Sammenfatning 7

1 Målekampagne 11

1.1 Lokalitet 11
1.2 NOx målinger 14
1.3 Meteorologiske målinger 15

2 Analyse af målingerne 17

2.1 NOx og meteorologi 18
2.2 NOx og trafikemission 19
2.3 NOx og afstand fra motorvej 20
2.4 Vurdering af baggrundsbidrag og bidrag fra motorvejen 21
2.5 Sammenligning med grænseværdier 24
2.6 Sammenligning med forholdene i et lukket gaderum 26

3 Luftkvalitetsmodel og data 27

3.1 OML modellen 27
3.2 Trafikskabt turbulens 27
3.3 Trafik- og emissionsdata 28
3.3.1 Motorvejen som arealkilder 29
3.3.2 Receptorpunkter 31
3.3.3 Trafikdata 32
3.3.4 Emissionsberegning 39
3.4 Meteorologiske data og regionale baggrundskoncentrationer 41

4 Modelvalidering 49

4.1 Trafikskabt turbulens 49
4.2 Spredning og omdannelse 51

5 Modelresultater og grænseværdier 63

5.1 Sammenligning med grænseværdier for 2003 63

Referencer 67

Indledning

Baggrund og formål

Roskilde Amt ønsker at belyse luftkvaliteten i områder tæt ved motorveje. Baggrunden for projektet er, at Roskilde Amt er et gennemfarts amt med nogle af de mest befærdede motorveje i Danmark. Endvidere er der diskussioner om yderligere udvidelse af disse motorveje, og det er derfor relevant at belyse de miljømæssige forhold omkring motorveje samt konsekvenser for beboere langs motorveje. Roskilde Amt har derfor besluttet at gennemføre et pilotprojekt med det formål at undersøge luftkvaliteten omkring motorveje ud fra målinger af luftkvaliteten på et stykke af Køge Bugt motorvejen samt modelberegninger af luftkvaliteten.

Problemstilling

På denne baggrund vil det senere være muligt med ovenstående model at beskrive konsekvensområderne langs motorvejene i Roskilde Amt. Det er endvidere muligt at bestemme antallet af mennesker, som bor langs motorvejene, og hvilken luftforurening de udsættes for.

Denne rapport

Denne rapport beskriver måle- og modelresultater. Målekampagnen blev gennemført langs Køge Bugt motorvejen ved Greve for en 3 måneders periode i efteråret 2003, hvor der blev målt NOx (NO og NO_2) i forskellige afstande af motorvejen. Der er endvidere opstillet en luftkvalitetsmodel, som beskriver spredning og omdannelse med udgangspunkt i OML modellen. OML modellen er modificeret, således at den tager hensyn til trafikskabt turbulens. Modellen er evalueret ved sammenligning mellem målinger og modelberegninger. Endvidere er gennemført modelberegninger for hele 2003 for sammenligning med grænseværdier.

Følgegruppe

Projektets følgegruppe har bestået af:

Johanne Bruun, Bodil Andreasen og Steen J. Hansen, Roskilde Amt

Steen Solvang Jensen, Ruwim Berkowicz, Per Løfstrøm, Helge Rørdam Olesen, Jan Frydendall, DMU

Gennemførelse

Danmarks Miljøundersøgelser har hovedansvaret for målekampagnen og modelberegningerne. Gennemførelse af projektet er sket i samarbejde med dk-TEKNIK (nu FORCE Technology), som har stået for NOx målinger og MetSupport, som har stået for de meteorologiske målinger.

Billeder

Luftfotos er fra Roskilde Amt og øvrige fotos er fra dk-TEKNIK og MetSupport.

Grænseværdier

Grænseværdier for NO_2 og NOx er opgivet i mikrogram per kubikmeter ($\mu g/m^3$). Målingerne er foretaget i ppb (parts per billion eller dele per milliard). 1 ppb NO_2 er 1,882 $\mu g/m^3$. NOx angives i NO_2-enheder dvs. at 1 ppb NOx også er 1,882 $\mu g/m^3$.

Sammenfatning

Denne rapport belyser luftkvaliteten langs Køge Bugt motorvejen ved Greve i Roskilde Amt, som er en af de mest trafikerede strækninger i Danmark.

Målekampagne

Der er gennemført en målekampagne ved Køge Bugt motorvejen ved Greve for en 3 måneders periode i efteråret 2003 fra 17. september til 18. december, hvor der blev målt NO_x (NO og NO_2) med høj tidsopløsning i forskellige afstande af motorvejen. Endvidere blev en række meteorologiske parametre målt for at repræsentere de lokale meteorologiske forhold. Det er første gang, at der i Danmark er blevet gennemført målinger med høj tidsopløsning af NO_x langs en motorvej.

Målingerne viste som forventet, at NO_x koncentrationen hurtigt aftager med afstanden fra motorvejen. NO_2 koncentrationen aftager derimod langsommere, fordi NO_2 dannes i reaktion mellem NO fra trafikemissionen og ozon i luften. Af den NO_x emission, som bilerne udsender er omkring 10-15% direkte emitteret NO_2 og 85-90% er NO.

Målingerne viste, at koncentrationen aftager ud til 259 m, som er afstanden til den "lokale" baggrundsmålestation, som er placeret længst væk fra motorvejen. Sammenligninger med en regional baggrundsstation (Lille Valby ved Roskilde) viste, at koncentrationsniveauet på kampagnens baggrundsstation lå over den regionale station, så koncentrationen må forventes at falde yderligere efter 259 m indtil det regionale baggrundsniveau nås.

Sundhed

Måleresultaterne for de 3 måneders kampagne blev indikativt sammenlignet med grænseværdierne for NO_2 og NO_x selvom dette ikke er formelt korrekt, idet der skal foreligge en tidsserie, som dækker en større del af året (mindst 90% eller 10,8 måneder). NO_2 koncentrationen i kampagneperioden i 2003 overskred netop værdien for grænseværdien på 40 $\mu g/m^3$ relateret til sundhed for 2010 i en afstand af 1 m, mens der ikke er overskridelser i øvrige afstande. Grænseværdien vurderes dog ikke at gælde i 1 meters afstand fra vejen, men kun hvor mennesker bor. Efterfølgende beregninger for hele 2003 viste dog, at niveauet for grænseværdien for NO_2 i 2010 kun var overskredet i mindre end 19 meters afstand fra motorvejen under antagelse af 15% direkte emitterede NO_2 fra trafikken.

Vegetation

Grænseværdien for NO_x er 30 $\mu g/m^3$ som årsmiddelværdi for beskyttelse af vegetation (økosystem). Den er gældende fra 19. juli 2001, og der er ingen tolerancemargin. NO_x målingerne ligger over niveauet for grænseværdien selv i en afstand af 259 m. fra motorvejen, men selve grænseværdien er ikke overskredet, idet den ikke skal være overholdt langs motorveje. Grænseværdien er ikke overskredet på baggrundsstationen Lille Valby ved Roskilde, som er repræsentativ for et større område.

Byveje kontra motorveje

Måleresultaterne er sammenlignet med NO_2 niveauet på Jagtvej i København, hvor DMU foretager løbende luftkvalitetsmålinger. Jagtvej har en årsdøgntrafik på kun 25.000 men koncentrationsniveauet svarer omtrent til forholdene i en afstand af 1 m fra Køge Bugt motorvejen med en årsdøgntrafik på omkring 100.000. Til forskel fra Jagtvej i København er der på Køge Bugt motorvejen tale om et åbent landskab, hvor emissionen fra trafikken spredes uhindret uden den hæmmende effekt, som et lukket gaderum giver anledning til.

Modeludvikling

Der er opstillet en luftkvalitetsmodel, som beskriver spredning og omdannelse med udgangspunkt i OML modellen. OML modellen er modificeret, således at den tager hensyn til forholdene på en motorvej ved at integrere en beskrivelse af trafikskabt turbulens.

Model evaluering

Modellen er evalueret ved sammenligning mellem målinger og modelberegninger. Denne analyse viste, at modellen for alle vindretninger under kampagneperioden bestemmer NO_2 med stor sikkerhed, idet afvigelser mellem målt og beregnet gennemsnitsværdier af NO_2 i forskellige afstande ligger fra nogle få procent til 10%.

Modellen underestimerer systematisk NO_x med op til 15% i 259 m's afstand, hvilket muligvis kan forklares ved at baggrundsstationen Lille Valby har lavere koncentrationer end baggrundsstationen (station 1) ved motorvejen. Derudover kan det skyldes, at motorvejen kun repræsenteres af arealkilder med en samlet begrænset længde, hvorved koncentrationsbidrag ved vindretninger, som er næsten parallelle med motorvejen, ikke beregningsmæssigt spredes ud til beregningspunktet. Modellen overestimerer ved vejkanten med ca. 5 %. Det kan skyldes, at der i modellen ikke er taget hensyn til den øgede påvirkning fra den trafikskabte turbulens, når vinden kommer på langs af vejen, idet luften da opholder sig i længere tid over vejbanen.

Der var endvidere god overenstemmelse mellem målte og beregnede timeværdier.

Modelberegninger og målinger er endvidere sammenlignet for forskellige vindretninger og vindhastigheder samt døgnvariationen for hverdage, lørdage og søndage. Denne validering viste ligeledes god overenstemmelse mellem modelresultater og målinger.

På trods af at modellen giver gode resultater i sammenligning med målinger er der stadigvæk en række forhold i modellen, som kunne forbedres, hvilket både vil kræve forbedrede input data og ændringer i selve modellen. Det gælder usikkerheder omkring den direkte andel af emitteret NO_2, døgnvariation af emission især i natte og tidlige morgentimer samt i weekenden, samt den horisontale spredningsbeskrivelse i modellen

NO_2 og afstand fra motorvejen

Beregninger for hele 2003 viser, at NO_2 koncentrationen aftager hurtigst i afstande tæt på motorvejen og at reduktionen herefter går langsommere. Fra et niveau på omkring 42 $\mu g/m^3$ ved motorvejen aftager NO_2 til ca. 26 $\mu g/m^3$ på de første 100 m, til ca. 17 $\mu g/m^3$ på de første 400 m og til ca. 15 $\mu g/m^3$ på de første 600 m.

Sammenligning med grænseværdier

Grænseværdien i 2003, hvor beregningerne er foretaget, er grænseværdien i 2010 plus tolerancemarginen i 2003. For middelværdien og den 19. højeste time er dette for 2003 hhv. 54 $\mu g/m^3$ og 270 $\mu g/m^3$. Grænseværdierne gældende for 2003 er således ikke overskredet i nogen afstande af motorvejen. Niveauet for grænseværdien for NO_2 for 2010 er dog overskredet i mindre end 19 meters afstand fra motorvejen for middelværdien, idet den højeste årsmiddel er 44 $\mu g/m^3$ mod grænseværdiens 40 $\mu g/m^3$, og den 19. største timeværdi beregnes til 161 $\mu g/m^3$ mod grænseværdiens 200 $\mu g/m^3$. Det er dog sandsynligt, at der ikke finder generelle overskridelser af grænseværdien sted langs motorvejsnettet i Roskilde Amt, når kun trafikken inddrages som kilde. Forholdene på Køge Bugt motorvejen ved målestedet må betegnes som en værst tænkelig situation, forbi årsdøgntrafikken er en af de aller højeste i Danmark med en årsdøgntrafik på op til 100.000. Andre lokale kilder

til NO_2 fx boligopvarmning og industri er ikke inddraget i analysen, men vurderes ikke umiddelbart at give høje bidrag.

Endvidere må der forventes en reduktion in NO_x emission fra trafikken fra 2003 til 2010 pga. stigende katalysatorandel på benzindrevne biler samt skærpede krav til NO_x emissionen, hvilket alt andet lige vil reducere NO_2. Forventet stigende trafik og stigende andel af dieseldrevne personbiler vil alt andet lige øge NO_x emissionen og dermed NO_2. Den samlede effekt heraf er ikke søgt kvantificeret i nærværende projekt.

Beregninger blev også gennemført for en direkte emitteret NO_2 andel på 10%, hvor ovenstående vurderinger er baseret på 15%. Dette betød som forventet endnu lavere NO_2-niveauer.

For NO_x ligger beregnede værdier over værdien for grænseværdien på 30 $\mu g/m^3$ for vegetation ud til ca. 170 m fra vejmidte. Ved vejkant er værdien 119 $\mu g/m^3$. Grænseværdien er dog ikke overskredet, idet receptorpunkterne ikke er repræsentative for et område, hvor grænseværdien skal overholdes, idet målepunktet skal være placeret mere end 5 km væk fra en motorvej.

1 Målekampagne

Målekampagnen

Målestrategien er afgørende for at målingerne egner sig til validering af modelberegninger, og for at resultaterne er generaliserbare. Målestedet er derfor udpeget til at være motorvejstrækningen på Køge Bugt motorvejen fra afkørsel 27 Greve Nord og 1 km sydpå. Der er installeret fire målesteder vinkelret på motorvejen med tre steder nedstrøms (i forhold til dominerende vindretning) og en opstrøms. Målestederne er placeret ca. 1 m, 50 m og 100 m fra vejen nedstrøms og i 259 m opstrøms i forhold til dominerende vindretning.

Der måles kun NOx med monitorer med høj tidsopløsning, hvilket sikrer timeværdier, som kan sammenlignes med modelberegninger. NOx er en god indikator for trafikforurening, idet NOx emitteres fra både benzin- og dieselbiler. Det regionale NOx bidrag er samtidigt lille i forhold til motorvejens bidrag. Målinger tjener derfor primært til validering af modellen. Der blev målt kvælstofoxider (NO, NO_2 samt NO_x, hvor NOx er summen af NO og NO_2).

1.1 Lokalitet

Beskrivelse af stedet og tidsperioden for NO_x målingerne

Ét målepunkt er placeret nordvest for motorvejen, og tre målepunkter sydøst for motorvejen. De tre målepunkter øst for motorvejen er placeret i en afstand som vist i tabel 1.1 og figur 1.1. Station 1, der fungerer som en "baggrundsstation", der under vestlige vindretninger måler koncentrationen af NO_x uden bidraget fra trafikken på motorvejen, er placeret ca. 259 meter NV for motorvejen. Et foto af station 1 er vist på figur 1.2. Fotos af station 2-4 er vist på figur 1.3 – 1.5. Måleperioden var fra den 17. september til og med 18. december 2003.

Figur 1.1 Målesteder langs Køge Bugt motorvejen. Målepunkt 1 er en baggrundsstation. Målepunkterne 2, 3 og 4 ligger midt mellem afkørsel 27 og 28.

Table 1.1 Afstande mellem stationer og motorvej

Station:	Afstand fra motor-vej fra nødspors-kant (m)	Placering i forhold til motorvej
Station 1	259	Nordvest
Station 2	1,0	Sydøst
Station 3	48,5	Sydøst
Station 4	100,5	Sydøst

Figur 1.2 Målestation 1. Meteorologisk mast samt måleskur. Luftindtaget er på taget af måleskur i en højde af ca. 3 m.

Figur 1.3 Målestation 2

Figur 1.4 Målestationerne 3 og 4 set fra syd

Figur 1.5 Målestationerne 3 og 4 set fra vest (målestation1 i forgrunden)

1.2 NOx målinger

Metodebeskrivelse

Koncentrationen af NO, NO_2 og NO_x (NO_x = NO + NO_2) måles ved hjælp af et kontinuert registrerende instrument. Opsamling af gas i udeluft foregår via IØ 4 mm teflonslanger, som er placeret i en højde på 3 m over terræn. Gassen filtreres i et 5 µm partikelfilter, umiddelbart inden den suges ind i instrumentet, som ved feltmåling placeres i en temperaturkonditioneret målestation. Instrumentets måleprincip er kemiluminescens, idet det udnyttes, at NO reagerer med O_3 under dannelse af NO_2^*, som henfalder fra exiteret tilstand til normaltilstanden NO_2 under udsendelse af lys. Den udsendte lysmængde er proportional med koncentrationen af NO i gassen. I instrumentet, der benytter det såkaldte 1-kanals princip, sendes prøvegassen skiftevis udenom og igennem en molybdænkonverter. Dette gøres i sekvenser af en varighed på ca. 6 sekunder. Når prøvegassen går igennem Mo-konverteren, reduceres NO_2 i prøvegassen til NO, og herefter går gassen ind i en reaktions- og målecelle, hvori O_3 tilsættes, og den samlede koncentrationen af NO_x måles som summen af NO og NO_2 ved bestemmelse af lysintensiteten ved hjælp af en fotomultiplier. Når prøvegassen går uden om Mo-konverteren, måles NO-koncentrationen alene, idet prøvegassen går direkte til reaktions- og målecellen. Differencen mellem udgangssignalet fra målecellen under to på hinanden følgende måleskevenser er direkte proportionalt med gassens NO_2-indhold.

Figur 1.6 Udstyr til måling af NOx

1.3 Meteorologiske målinger

Meteorologi blev kun målt på position 1, som ligger vest for motorvejen. Den geografiske variation af meteorologiske parametre indenfor nogle få kilometer er ubetydelig, så ét målested er nok. Fordelen ved at måle meteorologi på position 1 er et forholdsvist uforstyrret flow fra vestlige retninger. Der er åbne marker med ganske få træer og enkelte bygninger, men ingen af delene vurderes at forstyrre de meteorologiske målinger. (Figur 1.2)

Instrumentet var placeret på en sidebom i toppen af en trekantet gittermast. Masten stod på et græsareal tæt ved hegnet mod vest (figur 1.2). Målehøjden var 8 m over jordoverfladen og afstanden fra instrumentet ind til masten var 1.5 m. Bommen pegede ud i retning mod sydvest (retning 244°). Instrumentets nordpil var orienteret ind langs bommen (retning 64°). Dette offset i vindretningen blev korrigeret on-line i dataopsamlingsprogrammet.

Bomretningen og placeringen af instrumentet betyder, at vind fra nordøst blev forstyrret af selve masten, men disse vindretninger er ikke interessante i denne undersøgelse, så det vurderes ikke at være et problem.

Måleudstyr

Alle de meteorologiske målinger er foretaget med kun ét instrument, et såkaldt ultrasonisk anemometer. Instrumentet er model ”USA-1” og er fra firmaet METEK GmbH. (*www.metek.de*) i Tyskland. Et instrument magen til det anvendte er vist i figur 1.7. Fordelen ved dette instrument er, at det er muligt at måle næsten alle relevante parameter, der skal bruges som input til en OML beregning. OML modellen er den model, som bruges til modelberegningerne. Ud over meteorologiske målinger ved jordoverfladen, kræver OML også temperaturprofilet op gennem atmosfæren (radiosonde data).

Figur 1.7 METEK USA-1 sonic anemometer (modelfoto et sted med bjerge i baggrunden).

Måleprincippet er en 3 dimensional lydmåling med ultralyd. 3 par af sensorer er placeret i et kendt mønster med en kendt afstand imellem de 2 sensorer. Sensorene virker som både højtaler og mikrofon, og ved at sende ultralyd i begge retninger imellem dem måles forskellen i flyvetid i de 2 retninger. Udfra flyvetiden for lyd i luften og den fysiske placering af sensorene kan beregnes 3 hastigheder kaldet X, Y og Z, hvor X retningen er horisontalt (nord-syd), Y er horisontalt vinkelret på X (øst-vest) og Z er vertikalt (op-ned). Samtidig er det muligt at beregne en virtuel temperatur ud fra de samme ligninger. Dette er ikke en nøjagtig temperaturmåling, da det er en afledt parameter af ligningerne. Normalt kan man kun forvente en nøjagtighed på +/- 1°C. Et sonic anemometer kalibreres fra fabrikken, idet den afgørende parameter er den fysiske afstand imellem de 2 sensorer for hver af de 3 målelængder. Resten bestemmes af lyds udbredelseshastighed igennem luft. Hvis en sonic ikke udsættes for fysisk deformation i form af slag eller lignende er der ikke behov for at kalibrere instrumentet igen. Er man i tvivl om en sonic er i orden kan brugeren selv checke det ved en såkaldt nulpunkts kalibrering. Den anvendte sonic blev checket hos MetSupport i august måned 2003 inden opsætningen ved Køge Bugt motorvejen, og blev fundet i orden.

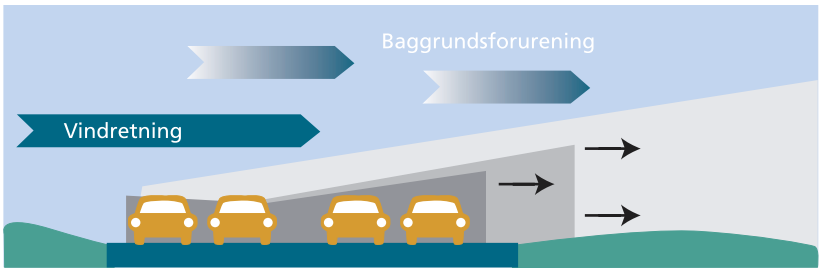
Måleparametre

Hver enkelt måling giver, som tidligere omtalt, 3 vindhastigheder og en temperatur (X, Y, Z og T). Ud fra disse kan beregnes en lang række andre parametre. De mest oplagte er en horisontal vindhastighed og vindretning i X-Y planet. Dette svarer til en 3 dimensional rotation af koordinatsystemet, så vindhastigheden langs den dominerende vindretning kaldes U, vindfluktuationer på tværs af vindretningen kaldes V og vertikale vindfluktuationer kaldes W. I middel over en tidsperiode er V og W lig nul og U er middel vindhastigheden. Men som øjebliksmålinger er både V og W forskellig fra nul, og det er disse variationer, der er styrende for spredningen af luftforurening, så bl.a. standardafvigelsen af U, V og W er 3 vigtige parametre. Den 3 dimensionale måling gør det også muligt at beregne en række kovarianser imellem U, V, W og temperaturen T. Af disse kan igen beregnes den vertikale transport af momentum og varme (dvs. udvekslingen imellem luften og jordoverfladen) og endelig kan atmosfærens stabilitet beregnes. Alt i alt består datasættet af 25 parametre.

2 Analyse af målingerne

Spredning

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 transporteret 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 vejkanten, nedstrøms. Derefter vil forureningen aftage gradvist efterhånden som den blandes med den renere baggrundsluft. Luftforureningen aftager hurtigt med afstanden fra vejen, se figur 2.1.



Figur 2.1 Luftforureningen fra en vej i det åbne land aftager hurtigt med afstanden pga. fortynding.

Kemisk omdannelse

Forureningskomponenterne i atmosfæren indgår i en mangfoldighed af kemiske reaktioner, men der er en stor forskel på, hvilken betydning de har for forskellige forureningsfænomener. For forureningen, som bliver transporteret over store afstande, og hvor transporttiden regnes i dage, er der mange kemiske processer, som er af en vital betydning. Eksempelvis omdannes kvælstofoxider til salpetersyre, som igen ved reaktion med ammoniak danner ammoniumnitrat. De fleste af sådanne processer er dog relativt langsomme, de foregår på en tidsskala af timer eller dage, og er derfor uden betydning for, hvad der foregår tæt på en motorvej.

Hvis man betragter et konsekvensområde på nogle få hundrede meter langs en motorvej vil det kun være reaktioner mellem NO, ozon og NO_2, som kan foregå inden for den tid, det tager en luftpakke at blive transporteret over disse afstande.

Bilernes udstødningsgasser indeholder en blanding af kvælstofoxider, som hovedsageligt består af NO og NO_2. Indholdet af NO_2 i udstødningsgasserne er omkring 5-10% af summen af NO og NO_2, som betegnes NO_x. Forholdet mellem NO_2 og NO_x-koncentrationerne i luften er som regel betydeligt højere end i udstødningsgassernes. Det skyldes, at luften indeholder en anden forureningskomponent, ozon (O_3), som ret hurtigt reagerer med NO og omdanner denne til NO_2. De relevante kemiske reaktioner kan lidt forenklet skrives som følgende:

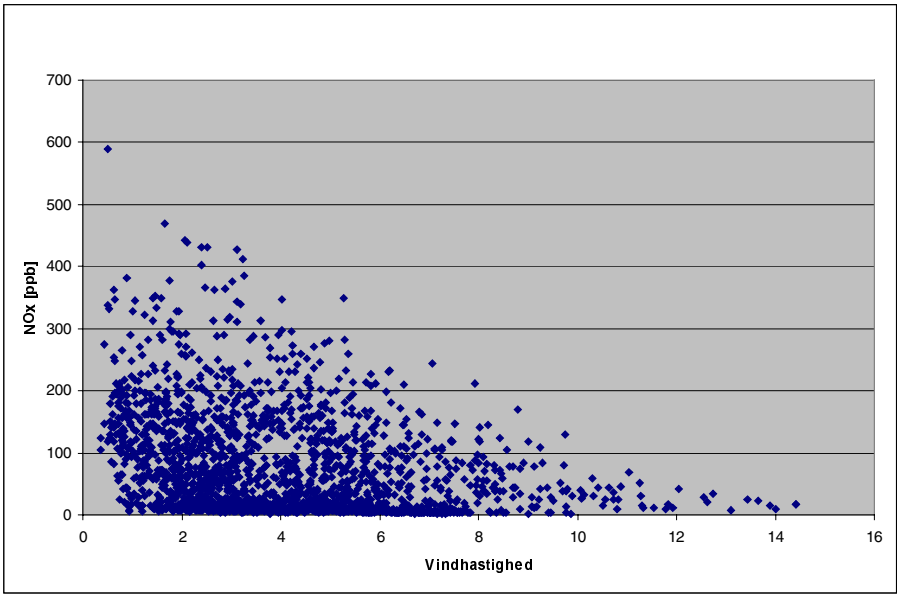
$$NO + O_3 \longrightarrow NO_2$$
$$NO_2 \xrightarrow{sollys} NO + O_3$$

Den anden reaktion (fotolyse af NO_2) indeholder faktisk nogle mellemtrin, men de er uden praktisk betydning for det endelige resultat.

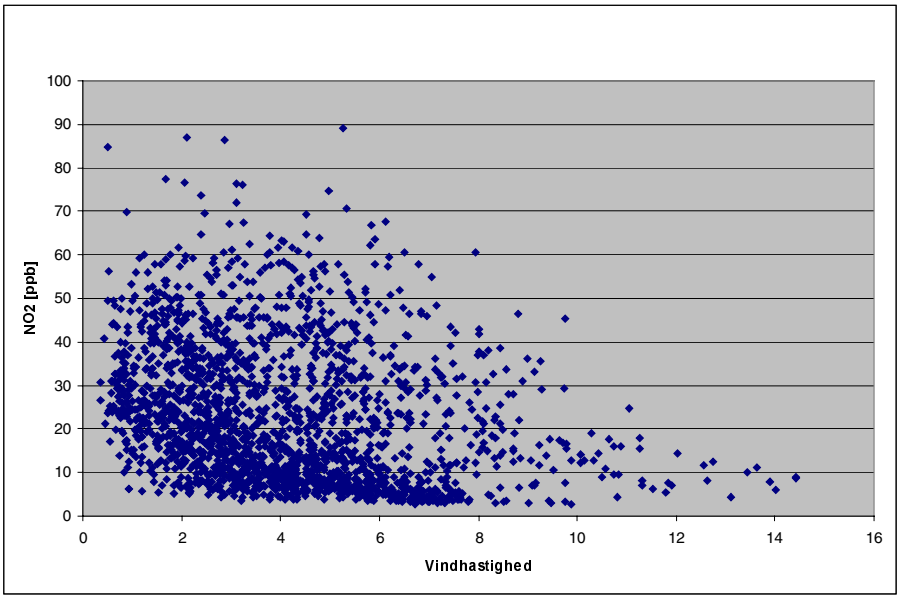
Det vigtigste er, at mængden af NO_2 i luften i høj grad er afhængig af tilstedeværelsen af ozon. Da koncentrationen af NO på en motorvej, som regel er betydeligt højere end ozonkoncentrationen i luften, er det ozonen som er bestemmende for koncentrationen af NO_2. Som konsekvens af dette ses, at NO_2-koncentrationen i luften varierer meget mindre end NO_x-koncentrationen. Koncentrationen af NO_x, som er upåvirket af reaktionen med O_3, varierer nogenlunde i takt med trafikkens emissioner. Variationen i NO_2-koncentrationer er derimod betydeligt mindre.

2.1 NOx og meteorologi

Analyse af vindhastigheden og NO_x målingerne viser som forventet høje NO_x koncentrationer ved lave vindhastigheder og lave koncentrationer ved høje vindhastigheder (figur 2.2). Det samme mønster ses for NO_2 dog med en større variation, idet NO_2 er påvirket af tilstedeværelsen af ozon (figur 2.3). Alle målingerne er i det følgende vist i ppb (parts per billion) dvs. i forhold til antal af molekyler og ikke som vægt.



Figur 2.2 Timebaseret NO_x målinger og vindhastighed (m/s) på station 2 (1 m fra motorvejen).

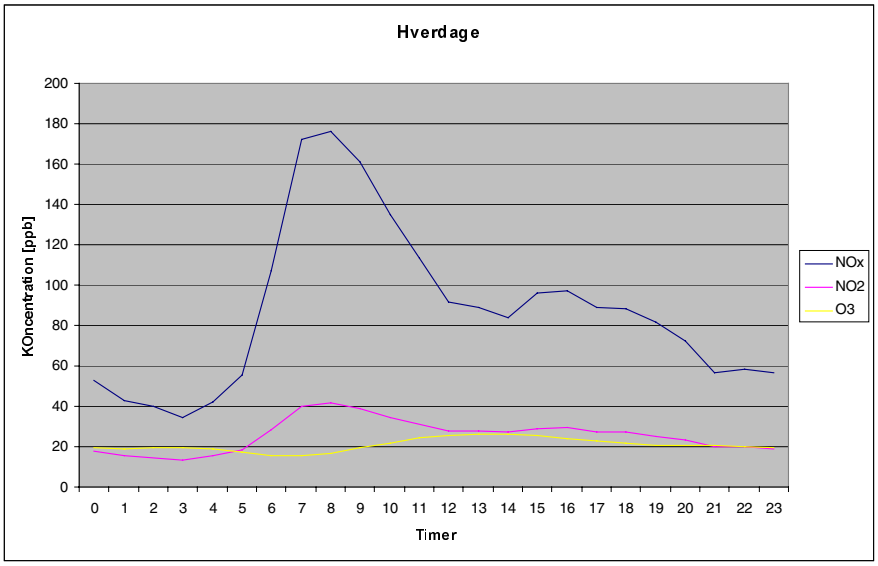


Figur 2.3 Timebaseret NO_2 målinger og vindhastighed (m/s) på station 2 (1 m fra motorvejen)

2.2 NOx og trafikemission

Sammenhæng mellem NO_x og trafikemission

Vindhastigheden har afgørende betydning for fortyndingen, men den emission, som er tilstede på motorvejen, har selvfølgelig også betydning for koncentrationsniveauet. Trafikemissionen følger variationen i trafikmængderne, køretøjssammensætningen og rejsehastigheden. På hverdage har trafikemissionen en morgen- og eftermiddagsspids som følge af myldretrafikken, og trafikemissionen er mindre midt på dagen og om aftenen, og mindst om natten. Den gennemsnitlige døgnvariation af koncentrationen for hverdage er vist i figur 2.4. Grunden til at koncentrationen er betydelig lavere om eftermiddagen i forhold til om morgenen er at blandingshøjden typisk er højere om eftermiddagen, hvor solens opvarmning af jorden skaber øget atmosfærisk opblanding. Figur 2.5 viser den gennemsnitlige døgnvariation for søndage, hvor der er relativt mindre trafik om morgen og mere eftermiddags- og aftentrafik, hvilket giver en anden koncentrationsfordeling. Den gennemsnitlige døgnvariation er analyseret for alle fire stationer for hverdage, lørdage, søndage og hele weekender. Koncentrationsfordelingerne følger det forventede mønster ud fra generel viden om trafikkens emission og indflydelsen fra meteorologi og kemi.

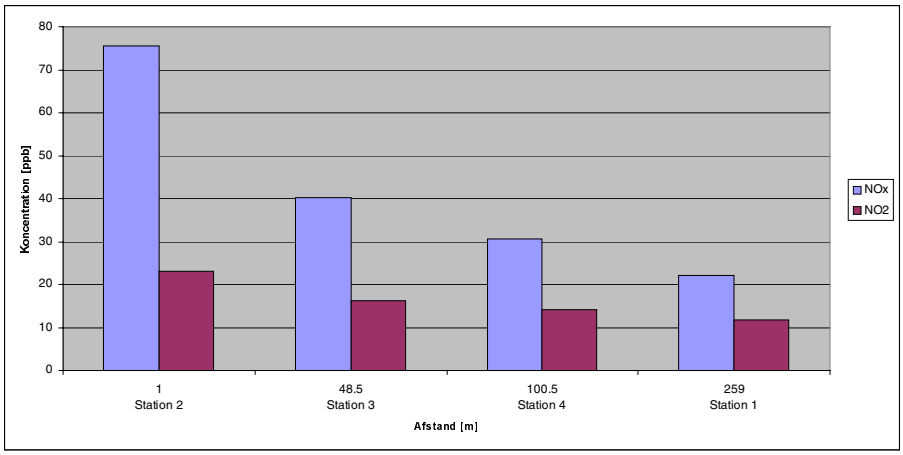


Figur 2.4 Gennemsnitlig døgnvariation for hverdage af NOx og NO_2 baseret på gennemsnit af timemålinger over hele måleperioden på station 2 (1 m fra motorvejen). Den gennemsnitlige døgnvariation af ozon målt i Lille Valby er også vist. Ozon er bestemmende for dannelsen af NO_2. Det ses for eksempel, at ozonniveauerne bliver mindre i morgenmyldretiden, idet tilstedeværelsen af NO fra trafikken omdannes til NO_2 under forbrug af ozon. Døgnvariationen af ozon har derfor et omvendt mønster af NO_2.

2.3 NOx og afstand fra motorvej

Sammenhæng mellem NO_x målingerne og afstand fra vejen.

Koncentrationen af NO_x vil hurtigt aftage med afstanden fra vejen. NO_2 koncentrationen vil derimod aftage langsommere, fordi NO_2 dannes i reaktion mellem NO fra trafikemissionen og ozon i luften. Af den NO_x emission, som bilerne udsender er omkring 5% direkte emitteret NO_2 og 95% er NO (figur 2.5).



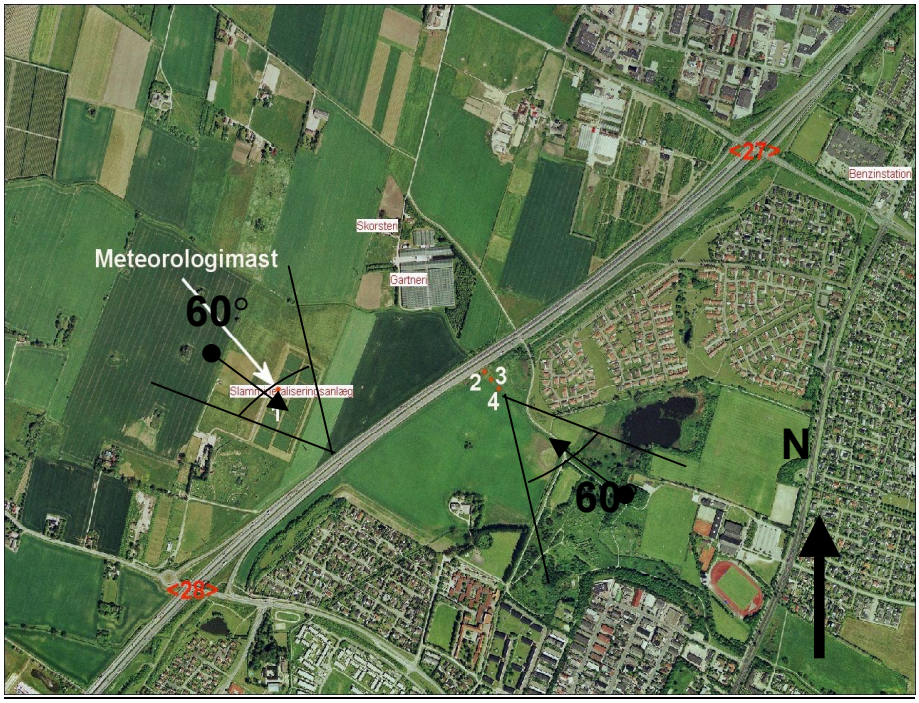
Figur 2.5 Koncentrationen aftager med afstanden fra motorvejen. Det ses, at NO_x koncentrationen aftager hurtigere end NO_2 koncentrationen, da NO_2 dannes i reaktioner mellem NO og ozon. Baseret på gennemsnit af samtlige observationer for hele måleperioden.

2.4 Vurdering af baggrundsbidrag og bidrag fra motorvejen

Vurdering af baggrundsbidraget

For at kunne give en vurdering af baggrundsbidraget og motorvejens bidrag til koncentrationsniveauet er der i det følgende kun taget højde for vind, som kommer ind fra den nordvestlige retning. Det betyder, at station 1 ikke er påvirket af NO_x emission fra motorvejen og at de andre stationer, som ligger nedstrøms vil få det maksimale bidrag fra motorvejen. Vindretninger som er taget i betragtning ligger plus/minus 30 grader omkring en linie vinkelret på motorvejen, det vil sige 320 grader plus/minus 30 grader (Nord er 0 grader), se figur 2.6.

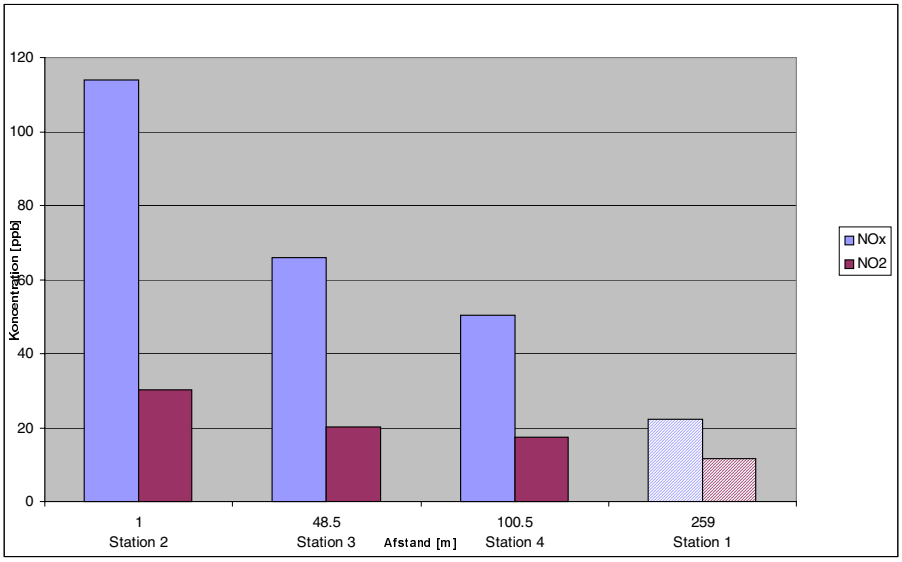
For samtidig at kunne give en vurdering af fortyndingen ud til 259 m (station 1), ses der også på vindretninger fra sydøst (135 grader plus/minus 30 grader). I denne situation får station 1 den maksimale påvirkning fra motorvejen.



Figur 2.6 Vindretninger fra nordvest (320 grader plus/minus 30 grader) anvendes til at vurdere baggrundsbidraget af NOx på station 1 og motorvejens maksimale bidrag til station 2-4 (1 m – 100 m). Vindretninger fra sydøst (135 grader plus/minus 30 grader) anvendes til at vurdere fortyndingen fra motorvejen til station 1, hvor afstanden er ca. 259 m.

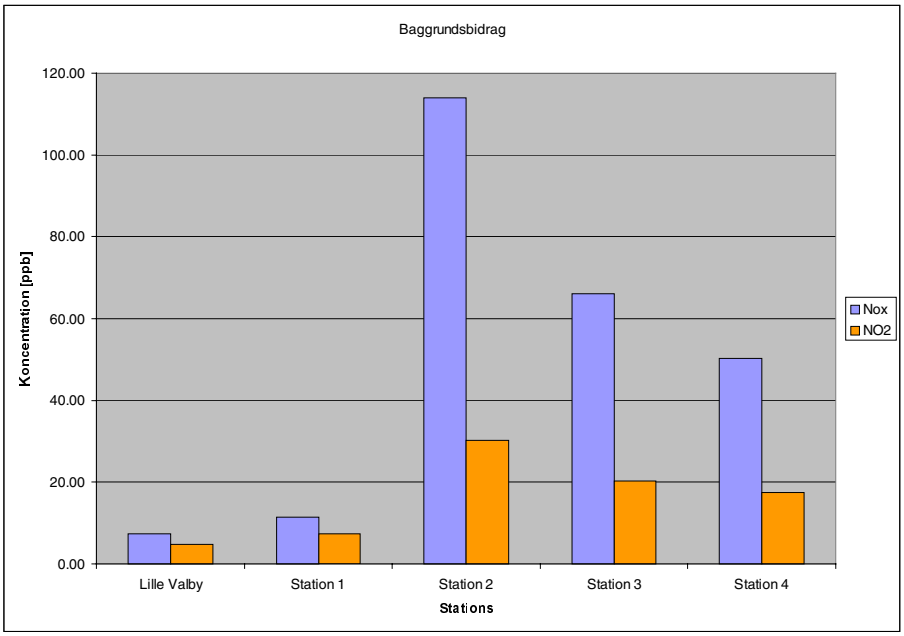
Det vil give en idé om fortyndingens afhængighed af afstanden fra vejen ud til 259 m. Det er kun et forsøg på at sige noget om fortyndingen, og kan ikke tolkes fuldstændigt entydigt, dertil kræves der opstillet målestationer i passende afstande fra motorvejen, f.eks. 150 meter og 200 meter i forlængelse af de nuværende stationer 2-4. Sammenligningen kræver at de meteorologiske forhold er nogenlunde ens for de to forskellige vindretninger og tidsperioder. For at sammenligningen skal være 'korrekt' skal vindhastigheden i de pågældende vindretninger være næsten ens. Den gennemsnitlige vindhastighed nedstrøms (Nordvest) er 4.2 m/s og den gennemsnitlige vindhastighed opstrøms (Sydøst) er 4.9 m/s. Det er godt nok for at kunne give en vurdering af fortyndingen.

Det ses, at NOx og NO_2 fortsætter med at falde ud til en afstand af 259 m (figur 2.7).



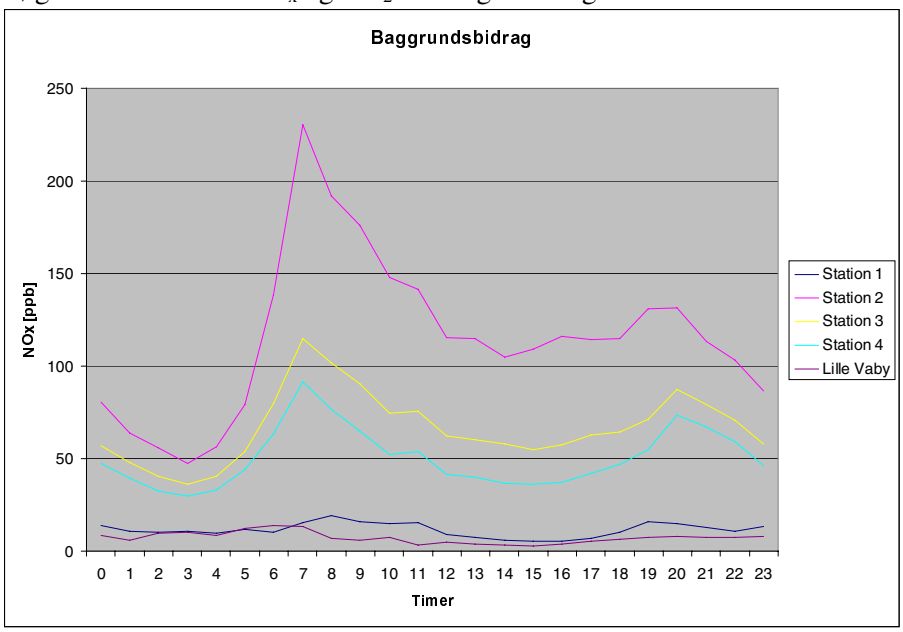
Figur 2.7 Motorvejens bidrag til koncentrationsniveauerne afhængig af afstanden for nordvestlige vindretninger (320 grader plus/minus 30 grader). Afstandsafhængigheden til station 1 (skraveret) i 259 meters afstand fra motorvejen er vist for sydøstlige vindretninger (135 grader plus/minus 30 grader). Gennemsnit af timemålinger for de respektive vindretninger.

For at vurdere baggrundsbidraget sammenlignes det med en baggrundsstation fra Lille Valby ved Roskilde. Af figur 2.8 og 2.9 fremgår at koncentrationsniveauet er noget højere på station 1 i forhold til Ll. Valby. Koncentrationerne må derfor ventes yderligere at falde ud over de 259 m indtil det regionale baggrundsniveau nås.

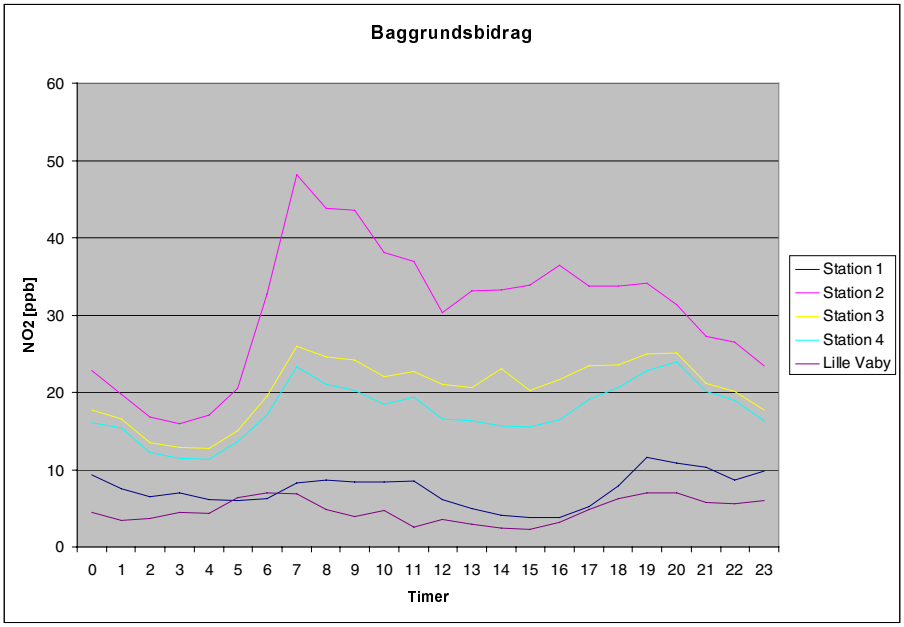


Figur 2.8 Baggrundsbidraget i forhold til baggrundsstationen Ll. Valby. Koncentrationsniveauerne på stationerne 2-4 kan ses som det maksimale bidrag fra motorvejen ved nordvestlige vindretninger (320 grader plus/minus 30 grader). Gennemsnit af timemålinger for de respektive vindretninger.

Døgnvariationen for NO_x og NO_2 ses i figur 2.9 og 2.10.



Figur 2.9 Døgnvariation for NO_x. Baggrundsbidraget (station 1) er sammenlignet med de øvrige stationer for vindretninger, hvor station 1 ikke er påvirket af motorvejen (vindretninger fra nordvest dvs. 320 grader plus/minus 30 grader). Døgnfordelingen er også vist for baggrundsstationen Ll. Valby ved Roskilde, og det ses at niveauerne her er noget lavere end på station 1. Gennemsnit af timemålinger for de respektive vindretninger.



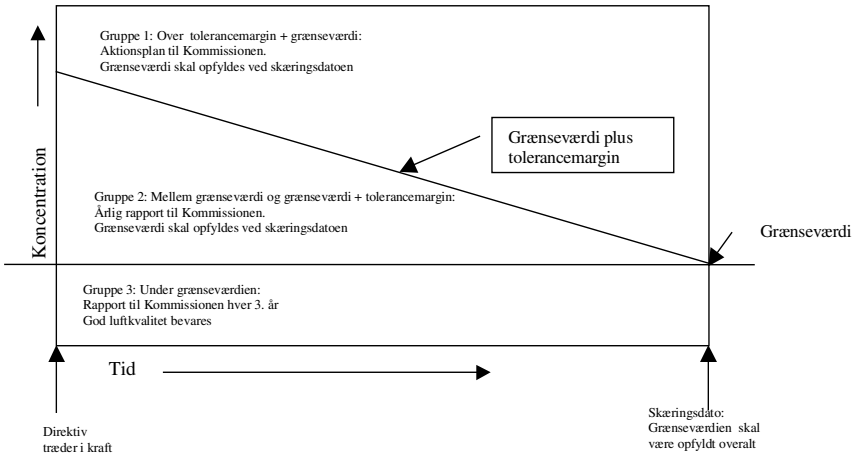
Figur 2.10 Døgnvariationen for NO_2. Baggrundsbidraget (station 1) er sammenlignet med de øvrige stationer for vindretninger, hvor station 1 ikke er påvirket af motorvejen (vindretninger fra nordvest dvs. 320 grader plus/minus 30 grader). Døgnfordelingen er også vist for baggrundsstationen Ll. Valby ved Roskilde, og det ses at niveauerne her er noget lavere end på station 1. Gennemsnit af timemålinger for de respektive vindretninger.

2.5 Sammenligning med grænseværdier

Grænseværdi

Som følge af et EU rammedirektiv om styring og vurdering af luftkvaliteten og efterfølgende datterdirektiver, som fastsætter selve grænseværdierne er der i et EU-direktiv fra 1999 fastlagt nye grænseværdier for NO_2 og NO_x (summen af NO og NO_2).

Grænseværdien skal overholdes ved en såkaldt skæringsdato. Der er også defineret en tolerancemargin, som hvis den overskrides kræver tiltag, som kan opfylde grænseværdien på skæringsdatoen. Tolerancemarginen er et procenttillæg til grænseværdien, og toleranceværdien nedsættes ligeligt hvert år indtil grænseværdien er nået i skæringsdatoren. Princippet er vist i nedenstående figur 2.11. Det er Miljøstyrelsen som sammen med de lokale myndigheder har ansvaret for at grænseværdierne overholdes.



Figur 2.11 Basal struktur af Rammedirektivet om luftkvalitet

Sundhed

Grænseværdierne for NO_2 er fastlagt på grundlag af en helbredsmæssig vurdering. Grænseværdien er 40 µg/m^3 for årsgennemsnittet og 200 µg/m^3 for maksimal værdier, som højst må overskrides 18 gange på et år. Skæringsdatoen er 1. januar 2010. Tolerancemarginen var 50% ved direktivets ikrafttrædelsesdata den 1. januar 2001. I 2003 er tolerancemarginen for årsmiddel derfor 14 µg/m^3 (35% af 40 µg/m^3), således at en værdi på 54 µg/m^3 ikke må overskrides. For maksimal værdier er tolerancemarginen 70 µg/m^3 (35% af 200 µg/m^3), dvs. at en værdi på 270 µg/m^3 ikke må overskrides. Da de højeste værdier i høj grad er bestemt af de meteorologiske forhold er der i det efterfølgende kun sammenlignet med grænseværdien for årsmiddelkoncentrationen.

Grænseværdien gælder for udeluft. Målinger anvendes til at vurdere om grænseværdien er overskredet. Målingerne skal være repræsentative for områder, hvor det er sandsynligt at befolkningen bliver direkte eller indirekte eksponeret over tidsperioder, som er signifikante i forhold til midlingstiden for grænseværdien.

Det er derfor lidt af et fortolkningsspørgsmål i hvilken afstand fra en motorvej grænseværdien skal være opfyldt. Det kunne fortolkes således, at grænseværdien skal være overholdt for boliger langs motorvejen, men at den ikke skal være overholdt på motorvejen eller i rabatten på motorvejen, hvor ingen personer opholder sig i længere tid.

Vegetation og økosystemer

Grænseværdien for NOx er 30 µg/m^3 som årsmiddelværdi for beskyttelse af vegetation og økosystemer. Den er gældende fra 19. juli 2001, og der er ingen tolerancemargin. Målepunkter skal være placeret mere en 20 km væk fra storbyer eller mere end 5 km væk fra bebygget område, industrianlæg eller motorveje. Målepunktet skal være repræsentativt for et område på 1.000 km^2. Da målestederne ikke er repræsentative i forhold til grænseværdien, skal grænseværdierne for NOx ikke overholdes langs motorvejen.

Sammenligning med grænseværdier

I nedenstående tabel er resultaterne for målekampagnen opsummeret for NO_2 i tabel 2.2 og for NOx i tabel 2.3.

	Station 2	Station 3	Station 4	Station 1
Afstand (m)	1	48,5	100,5	259
Målt NO_2 (µg/m^3)	43	30	27	20
Grænseværdi for NO_2 (µg/m^3)	Gælder ikke her	40	40	40
Grænseværdi plus tolerance i 2003 (µg/m^3)	Gælder ikke her	54	54	54

Tabel 2.2 NO_2 (sundhed) niveauer på stationer for tre måneders målekampagne sammenlignet med grænseværdien for årsgennemsnit.

	Station 2	Station 3	Station 4	Station 1
Afstand (m)	1	48,5	100,5	259
Målt NOx (µg/m^3)	142	76	58	34

Tabel 2.3 NOx (vegetation) niveauer på stationer for tre måneders målekampagne

NO_2

Det ses, at koncentrationerne hurtigt aftager med afstanden. NO_2 koncentrationen overskrider ikke grænseværdien for 2010 i afstande fra omkring 50 m. Grænseværdien vurderes dog ikke at gælde i 1 meters afstand fra vejen (placering af station 2), men kun hvor mennesker bor. Med forbehold for at der kun er målt i 3 måneder og ikke et år som en reel sammenligning med grænseværdien forudsætter, er det sandsynligt at der ikke finder overskridelser af grænseværdien sted langs Køge Bugt motorvejen, når man blot kommer få meter væk fra motorvejen, og når man kun tager hensyn til emission fra trafik. Forholdene på Køge Bugt motorvejen ved målestedet må betegnes som en værst tænkelig situation, forbi årsdøgntrafikken er en af de aller højeste i Danmark.

Da der på Køge Bugt motorvejen er en årsdøgntrafik på op til 100.000 er der mange mennesker, som hver dag via luftindtaget i deres biler færdes på motorvejen med NO_2 niveauer, som overskrider grænseværdien for 2010. Grænseværdien gælder dog kun for udeluft og derfor ikke indendørs i bilerne.

Vegetation

Grænseværdien for NOx er 30 µg/m^3 som årsmiddelværdi for beskyttelse af vegetation (økosystem). Den er gældende fra 19. juli 2001, og der er ingen tolerancemargin. Niveauet for grænseværdien er overskredet selv i en afstand af 259 m, men som der er redegjort for i det foregående skal grænseværdien ikke være overholdt langs motorveje. Grænseværdien er ikke over-

skredet på baggrundsstationen Ll. Valby ved Roskilde, som er repræsentativ for et større område.

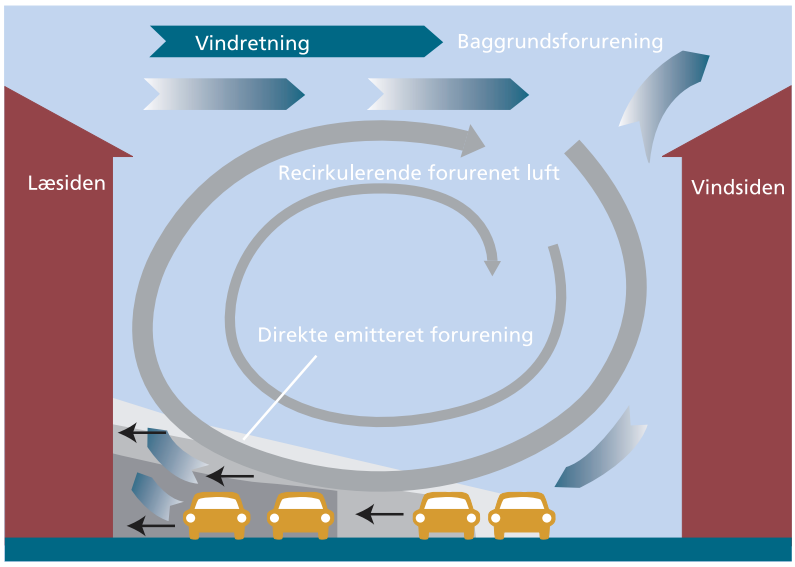
2.6 Sammenligning med forholdene i et lukket gaderum

NO_2 niveauerne på Køge Bugt motorvejen er i det følgende sammenlignet med forholdene i et lukket gaderum i København.

Grænseværdien for NO_2 som årsgennemsnit for 2010 overskrides enkelte steder i København. F.eks. har den i en årrække været overskredet på Jagtvej i København, hvor der foretages kontinuerte målinger. På Jagtvej i København lå niveauet for 2003 på ca. 48 µg/m^3. Grænseværdien er på 40 µg/m^3. Jagtvej har en årsdøgntrafik på omkring 25.000 i et lukket gaderum med omkring 20 m høje bygninger på hver side.

NO_2 niveauet på Jagtvej med en årsdøgntrafik på kun 25.000 svarer omtrent til forholdene i en afstand af 1 m fra Køge Bugt motorvejen med en årsdøgntrafik på omkring 100.000. Til forskel fra Jagtvej i København er der på Køge Bugt motorvejen tale om et åbent landskab, hvor emissionen fra trafikken spredes uhindret uden den hæmmende effekt som et lukket gaderum giver anledning til.

I et lukket gaderum bliver bilernes udstødningsgasser fanget af vindhvirvler, 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 2.12. På grund af disse forhold vil de højeste koncentrationer findes i smalle lukkede gaderum med høj randbebyggelse og med meget trafik.



Figur 2.12 Luftforureningen fra trafikken i et lukket gaderum bliver fanget i en vindhvirvl, som giver betydeligt højere koncentrationer i forhold til en motorvej uden tæt randbebyggelse ved samme trafikmængde

3 Luftkvalitetsmodel og data

I dette kapitel beskrives hvordan OML modellen er blevet tilpasset forholdene på en motorvej ved at integrere en beskrivelse af trafikskabt turbulens. Endvidere beskrives de anvendte input data til luftkvalitetsberegningerne i form af data for trafik, emission, meteorologi og regional baggrund.

3.1 OML modellen

Modelberegningerne for NO_X og NO_2 er foretaget med en modificeret version af OML-modellen. OML står for "Operationelle Meteorologiske Luftkvalitetsmodeller", og modellen er udviklet af Danmarks Miljøundersøgelser (DMU).

Generelt om OML-modellen

OML-modellen er en atmosfærisk spredningsmodel, der bl.a. bruges i forbindelse med Miljøstyrelsens Luftvejledning. Modellen bruges især til at beregne forureningen fra industri og til at vurdere om den såkaldte B-værdi overholdes. Modellen har også været anvendt til beregning af bybaggrundsbidrag fra trafik, boligopvarmning og industrikilder i forbindelse med kortlægning af luftkvalitet i byområder. Modellen er tidsseriemodel, der time for time beregner koncentrationer. I modellen antages det, at røgfanen udbreder sig i henhold til en gaussisk fordeling. Den grundlæggende midlingstid i modellen er 1 time.

OML-Point og OML-Multi

OML-modellen findes i to versioner, OML-Point og OML-Multi. OML-Point har begrænset funktionalitet og kan alene benyttes til at beregne månedlige 99%-fraktiler af koncentrationer fra punktkilder placeret i et enkelt centralt punkt. Den anden version - OML-Multi - er derimod langt mere fleksibel og er i stand til at behandle problemstillinger med flere kilder på en langt mere realistisk måde, ligesom den kan behandle arealkilder. OML-Multi har dannet udgangspunktet for beregningerne i nærværende undersøgelse, hvor motorvejen optræder som en arealkilde. Modellen er imidlertid modificeret i nærværende undersøgelse med henblik at forbedre dens evne til at håndtere motorvejstrafik som kilde, idet en beskrivelse af den trafikskabte turbulens er integreret i modellen.

Input

Modellen benytter som input oplysninger om meteorologi, emissioner og terrænforhold. Når modellen – som her – benyttes til beregning for NO_2 kræver den desuden oplysninger om de regionale baggrundsnivauer af NO_2 og ozon. Information om ozon er nødvendig, fordi ozon-niveauet sætter et loft over, hvor meget NO_X der kan omdannes til NO_2.

Output

Det grundlæggende resultat af modelberegningerne er koncentrationer for hver time, beregnet i de punkter, brugeren udpeger. På grundlag heraf kan modellen beregne nogle statistiske størrelser – f.eks. årsmiddelværdi eller den. 18. højeste timemiddelværdi inden for et år, der er relevant i forbindelse med et EU-direktiv for NO_2 om grænseværdier.

3.2 Trafikskabt turbulens

Trafikskabt turbulens giver anledning til at modificere OML

I forbindelse med nærværende projekt om luftkvalitet langs motorveje er det hensigtsmæssigt med visse modificeringer af OML-modellen. Det skyldes, at der i modellen er indbygget nogle antagelser om en røgfanes initialspredning og dens vækst, der ikke er ganske dækkende, når forureningskilden er

en motorvej. Initialspredningen er den spredning, der optræder ganske tæt ved kilden. I tilfældet med en motorvej skaber bilernes bevægelse en turbulens, der bevirker at "røgfanen" straks fra starten spredes. Den trafikskabte turbulens påvirker også spredningen af røgfanen efter at den har forladt kilden; i nogen afstand fra kilden bliver virkningen af den trafikskabte turbulens dog "overdøvet" af atmosfærens almindelige turbulens.

Standardversionen af OML-modellen indeholder ikke nogen direkte metoder til at beskrive trafikskabt turbulens. Derfor er der i forbindelse med nærværende undersøgelse udviklet en modificeret version, der kan udnytte trafikdata til bedre at parametrisere spredningen nær motorvejen.

Metoden til beregningen af den trafikskabte turbulens er baseret på det arbejde, som er udført i forbindelse med udviklingen af trafikforurenings modellen OSPM (Operational Street Pollution Model). Trafikkens bidrag til turbulensen simuleres som funktion af antallet af køretøjer og deres hastighed. Desuden tages der hensyn til køretøjernes størrelse, da store lastbiler giver anledning til meget mere turbulens end mindre, og mere strømlinjede personbiler. Som en tilnærmelse opdeles køretøjerne i to klasser. Personbiler og varebiler betegnes som lette køretøjer, mens lastbiler og busser som tunge køretøjer. Summen af bidragene fra de to kategorier giver den samlede trafikskabte turbulens. Denne beskrives således som,

$$e = \alpha (N_{let} * V_{let} * S_{let} + N_{tung} * V_{tung} * S_{tung})/W$$

hvor N_{let}, N_{tung}, V_{let} og V_{tung} er antallet (N) og hastighed (V) af de henholdsvis lette og tunge køretøjer, mens S_{let} og S_{tung} er deres respektive formfaktorer, og som relateres til køretøjernes størrelse. Baseret på erfaringer fra tidlige studier anvendes her: $S_{let}=2m^2$ og $S_{tung}=16m^2$. W er den samlede vejbredde og α er en empirisk konstant (α = 0.09). Til beregning af spredningen benyttes en hastigheds parameter, som beregnes som kvadratroden af turbulensen e.

I gadeluftmodellen OSPM antages det, at den trafikskabte turbulens er konstant i gaderummet. Denne antagelse er dog ikke gældende for forholdene omkring en åben motorvej, og specielt når beregninger af forureningens spredning foretages i større afstande fra trafikstrømmen. For at tage hensyn til, at den trafikskabte turbulens aftager med afstanden til motorvejen ganges turbulensen med en faktor, som aftager eksponentielt med transporttiden. Transporttiden er den tid der tager for luftmassen at nå fra kilden (her en motorvejsbane) til beregningspunktet. Den tid, som karakteriserer turbulensens aftagen med afstanden til motorvejen er fundet empirisk ud fra analysen af målinger i de forskellige afstande fra motorvejen.

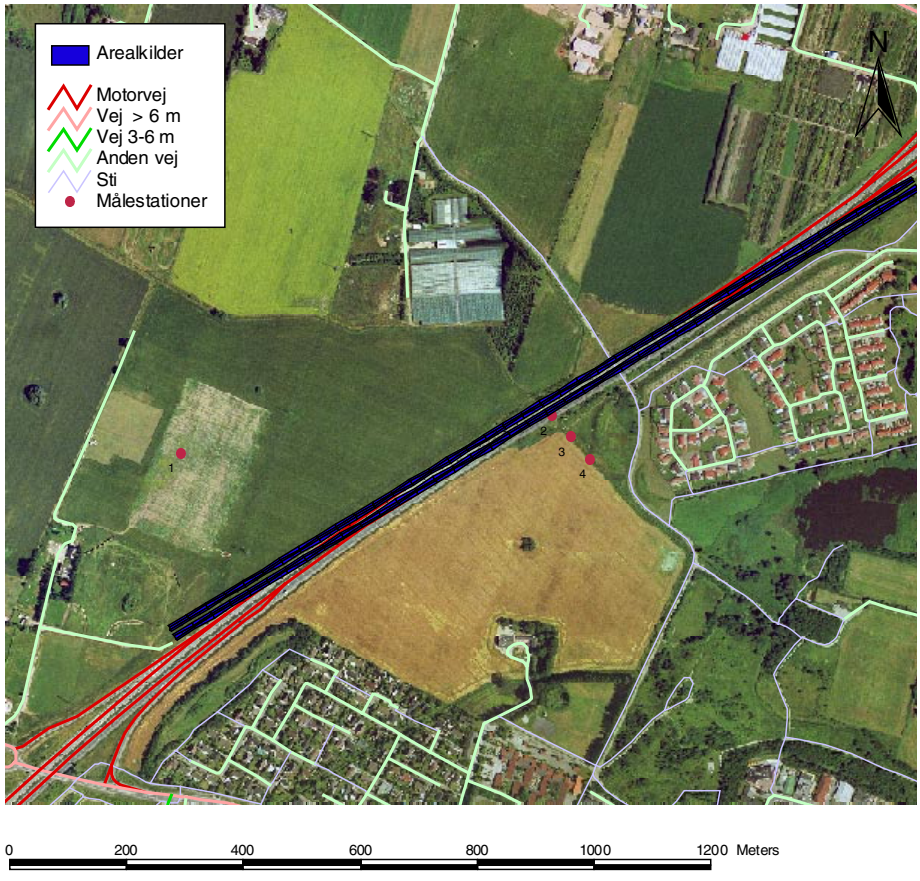
3.3 Trafik- og emissionsdata

I det efterfølgende beskrives kort metoden for beregning af emission til OML modellen for Køgebugtmotorvejen. Der er opstillet en tidsserie for kampagneperioden (17. september til 18. december 2003), hvor emissionen er beregnet ud fra trafiktællinger, som er repræsentative for stedet. Denne tidsserie bruges i forbindelse med sammenligning af målinger og modelresultater. Endvidere er der opstillet en tidsserie for hele året baseret på en standardiseret døgnfordeling af trafikken på hverdage, lørdage og søndage. Denne tidsserie bliver brugt til at sammenligne modelresultater med grænseværdier for NO_2 og NOx.

3.3.1 Motorvejen som arealkilder

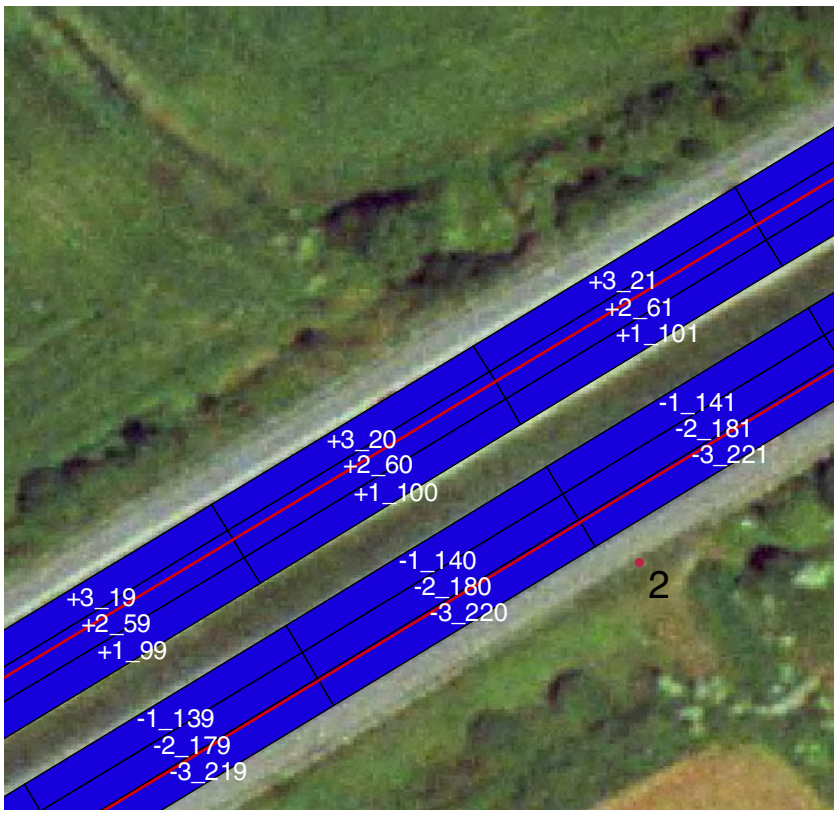
Trafikken på en motorvej kan betragtes som en liniekilde. I OMI repræsenteres dette ved at sammensætte en sammenhængende ra arealkilder. Der er således dannet en række arealkilder, som repr emissionen fra motorvejen. Emissionen fra motorvejen er repræsenteret separat for hvert kørespor, hvoraf der er tre i hver retning. Hver arealkilde er et rektangel med en bredde på 3,75 m og en længde på 37,125 m samt en vinkel på 58,74 grader i forhold til nord. Bredden modsvarer bredden af et kørespor og længden er bestemt af, at den maksimalt må være ti gange bredden. I motorvejens længderetning er der lagt 3x40 rektangler på hver side udfra NOx målestationerner. Det svarer således til omkring 742,5 m, på hver side, som vurderes at være en passende afstand til at beskrive den emission, som har væsentlig indflydelse på målte NOx niveauer.

Der er udviklet et lille Avenue program i ArcView, som er istand til at generere og visualisere arealkilder. Arealkilderne og målestationerne er grafisk illustreret i nedenstående figurer.



Figur 3.1 Motorvejen repræsenteret ved arealkilder som rektangler.
De 4 NOx målestationer er også indtegnet.

Vejdirektoratet nummerer de enkelte kørespor på følgende måde. Sydgående retning mod Køge er +1,+2,+3, hvor +1 er tættest på midterrabatten (yderste overhalingsspor). Nordgående retning mod København er -1, -2, -3, hvor -1 er tættest på midterrabatten (yderste overhalingsspor). Trafikken er maskinelt registreret ved den nord for og nærliggende motorvejsbro, hvorfor rampetrafikken (5) i sydgående retning er lagt til spor +3 og rampetrafikken (4) i nordgående retning er lagt til spor -3. Nummereringen kan ses af figur 3.2.



Figur 3.2 Illustration af arealkilder ud fra målestation nr. 2 placeret tættest på motorvejen. Nummereringen af arealkilderne fremgår. Man kan se nødsporet i hver retning og at motorvejen er digitaliseret som en vejmidte midt på kørebanen som inkluderer nødsporet.

I OML er en arealkilde beskrevet ved et rektangel som repræsenteres udfra koordinaten på det sydvestligste hjørne samt længden af side 1 (første side med uret) og side 2 (næste side med uret) samt den vinkel som dannes med y-aksen.

Tabel 3.1 Afstandene mellem arealkilderne og de enkelte målestationer

	Afstand	Afstand til kant af spor (m)							
	til kant af nødspor							Afs. til midten af midterrabat	Kørebane-bredde
Station		+3	+2	+1	-1	-2	-3		
1	259.0	262.8	266.5	270.3	280.0	283.8	287.5	277.0	24.8
2	1.0	29.5	25.8	22.0	12.3	8.5	4.8	19.1	24.8
3	48.5	77.0	73.3	69.5	59.8	56.0	52.3	66.6	24.8
4	100.5	129.0	125.3	121.5	111.8	108.0	104.3	118.6	24.8

Note 1: Alle spor er regnet til (m): 3.75
Note 2: Midterrabatten er (m): 6.00

Koordinaterne på målestationer er vist i nedenstående tabel.

Tabel 3.2 Koordinaterne på målestationer i UTM zone 32 med datum ED50

ID	Station	X-koordinat	Y-koordinat
2	Tættest på motorvej	707315.902	6166376.056
3	Næst tættest på motorvej	707347.452	6166339.765
4	Længst væk fra motorvej	707381.282	6166301.303
1	Baggrundsstation	706680.656	6166310.692

I beregningerne af koncentrationerne på de enkelte målestationer vil det rent beregningsmæssigt blive antaget at baggrundsstationen ligger i forlængelse af de tre andre stationer blot på den anden side af motorvejen, og i dens faktiske afstand for motorvejen. Dette gøres for ikke også at skulle danne arealkilder ud for baggrundsstationen.

Som det fremgår af figur 3.1 er motorvejen ikke en ret linie på hele stykket mellem de tre målestationer tæt på motorvejen og baggrundsstationen. Dette har en lille betydning for koncentrationsberegningerne på baggrundsstationen, da den faktiske motorvej har en lidt anden orientering end arealkilderne. Det vurderes dog at man kan se bort fra dette.

3.3.2 Receptorpunkter

I forbindelse med luftkvalitetsberegninger, som kan sammenlignes med grænseværdier for NO_2 foretages beregninger for hele 2003 for receptorpunkter for hver 100 m på hver side af motorvejen ud i en afstand af 700 m.

Figur 3.3 Receptorpunkter for hver 100 m på hver side af motorvejen ud i en afstand af 700 m

Koordinaterne på receptorpunkterne er vist i nedenstående tabel.

Tabel 3.3 Koordinaterne på receptorpunkterne i UTM zone 32 med datum ED50. Afstand regnet fra midten af midterrabat. Receptorhøjde er 1,5 m.

X_koord.	Y_koord.	Ident
706939.929	6166988.697	+700
706991.822	6166903.215	+600
707043.714	6166817.733	+500
707095.606	6166732.251	+400
707147.498	6166646.768	+300
707199.391	6166561.286	+200
707251.283	6166475.804	+100
707355.067	6166304.840	-100
707406.959	6166219.358	-200
707458.852	6166133.876	-300
707510.744	6166048.393	-400
707562.636	6165962.911	-500
707614.528	6165877.429	-600
707666.421	6165791.947	-700

3.3.3 Trafikdata

Emissionen er beregnet ud fra trafikdata fra Vejdirektoratet samt emissionsmodulet i OSPM. OSPM's emissionsmodul kræver at trafikken underopdeles på følgende kategorier: personbil, varebil, lastbil < 32 tons, lastbil > 32 tons samt busser. Hastigheden skal gives for lette køretøjer (person- og varebiler) og tunge køretøjer (lastbil < 32 tons, lastbil > 32 tons samt busser). Endvidere skal andelen af biler med kolde motorer angives. OML modellen kræver en timebaseret tidsserie af emission for hvert kørespor repræsenteret ved arealkilderne.

Total trafikken

Maskinelle trafik tællinger er foretaget på stedet for NOx målingerne, som en del af Vejdirektoratets faste tællestationer repræsentativ for kilometrering 21. Selve tællespolerne er placeret i kilometrering 20.280 under motorvejsbroen ved frakørsel 27 samt på motorvejsramperne. Den relevante rampetrafik er lagt til det yderste spor i hver retning, således at den talte trafik er repræsentativ for kilometrering 21.

De maskinelle tællinger består af kvarters målinger af antal køretøjer, underopdeling på længder (0-5,80 m, 5,80-12,50 m, over 12,50 m) og hastigheder opdelt på samme måde. Data eksisterer for hvert spor samt ramper. Kvartersmålingerne er i første omgang lagt sammen til timemålinger. Antal køretøjer er lagt sammen således, at hvis der ikke var alle kvartersmålinger indenfor en time blev antal køretøjer beregnet forholdsmæssigt ud fra antal kvartersobservationer. Den gennemsnitlige hastighed blev beregnet vægtet ud fra antal køretøjer i hvert kvarter uden at tage hensyn til manglende kvartersobservationer.

En analyse af trafikdata viste, at underopdelingen på længder er meget usikker, og at den ikke kan anvendes til at beskrive døgnfordelingen af de for-

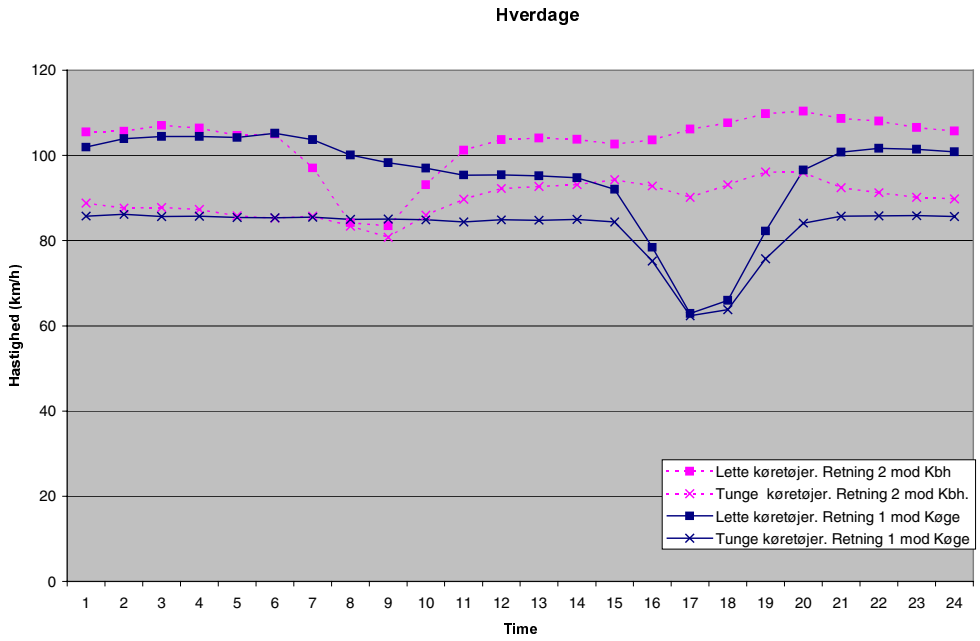
skellige køretøjskategorier. Den totale trafiks døgnvariation ser fornuftig ud, og denne er lagt til grund for total trafikkens tidslige variation i hvert spor.

Hastigheder

Hastigheden er ligeledes baseret på totaltrafikkens hastighed dog justeret forholdsmæssigt i forhold til hastighedsfordelingen over døgnet for de enkelte køretøjsgrupper med udgangspunkt i længdeopdelingen. Der er opstillet gennemsnitlige døgnfordelinger for hverdage, lørdage og søndage, som er anvendt til at beregne hastighederne time for time ud fra den observerede gennemsnitlige hastighed for total trafikken den pågældende time. For at kunne opstille disse gennemsnitlige døgnfordelinger, er det antaget, at længden 0-5,80 m dækker person- og varebiler og lastbiltrafikken er repræsenteret ved længder over 12,50 m. Hastighedsfordelingen for lette og tunge køretøjer i forhold til total trafikken blev fastlagt ud fra trafikdata fra spor +3 (yderste spor i retning mod Køge) og antaget at gælde for øvrige spor i retning mod Køge. Mellem kl. 15-19 falder hastigheden på hverdage pga. at trafikken overstiger kapaciteten. Det tilsvarende ses for total trafikken for retningen mod København blot mellem kl. 6-10 og lidt mindre udtalt (spor –3). I retningen mod København er hastighedsfordelingen mellem lette og tunge køretøjer antaget at være som for retningen mod Køge dog således at der er taget hensyn til at hastighedsnedsættelsen falder om morgenen og ikke om eftermiddagen.

For perioden februar til juli blev der konstateret generelt lave hastigheder på spor –2 (midterspor mod København) men ikke på spor –1 og –3. Dette er derfor antaget at være en målefejl, da der pga. af vejarbejde ikke kan være lave hastigheder i midtersporet samtidig med at øvrige spor køres med normale hastigheder. Det er derfor antaget at hastighederne i spor –2 i denne periode er som spor –3.

I nedenstående figur er vist et eksempel på den anvendte døgnfordeling af hastighed for lette og tunge køretøjer. Det kan måske undre at de laveste hastigheder optræder om eftermiddagen (retning mod Køge) og ikke om morgenen (retning mod København). Det samme mønster ses for alle spor i samme retning.



Figur 3.4 Døgnfordeling af hastighed for lette og tunge køretøjer på hverdage for +3 (retning 1 mod Køge) og –3 (retning 2 mod København) viser markant lavere hastigheder i myldretiden. Denne reduktion ses ikke for lørdage og søndage.

Køretøjsfordeling

Døgnfordelingen af køretøjsfordelingen af trafikken er baseret på manuelle tællinger udført af Vejdirektoratet på hverdage på deres faste tællestationer. Dette data er opdelt i hver retning men ikke yderligere underopdelt på spor, hvorfor det er antaget at alle spor har den samme køretøjsfordeling.

Der findes ikke en manuel tællestation præcist på det sted, hvor NOx målingerne blev gennemført. Den mest repræsentative manuelle station er på Køgebugtmotorvejen i kilometrering 13 km, som ligger 8 km længere inde mod København, og Køgebugtmotorvejen krydser forinden motorringvejen (O4). Det er antaget at den observerede køretøjsfordeling i kilometrering 13 km er ens med kilometrering 21. Der er talt trafik i alt fire gange i 2002 og 2003 på tirsdage eller torsdage i perioden kl. 6-18 for køretøjskategorierne: personbil, varebil, sololastbil, sololastbil m/påhæng samt sættevogn, bus og motorcykel. I OSPM's nuværende emissionsmodul er lastbiler kun opdelt i to kategorier og motorcykler er ikke omfattet. Motorcykler er derfor lagt til personbiler, og lastbiler under 32 tons er sololastbiler mens lastbiler over 32 tons er sololastbil m/påhæng samt sættevogn. For perioden kl. 18-6 er fordelingen antaget at være som timen kl. 17-18. Der er således udarbejdet en gennemsnitlig døgnfordeling for køretøjskategorierne: personbil, varebil, lastbil < 32 tons, lastbil > 32 tons samt busser.

Der foreligger ikke manuelle tællinger for lørdage og søndage. Forholdet mellem de maskinelle tællinger for spor +3 for lastbiler under 32 tons (5,80-12,50 m) og lastbiler over 32 tons (over 12,50 m) er beregnet for at få en faktor, som kan beregne antallet af tunge køretøjer på lørdage og søndage set i forhold til hverdage. Døgnfordelingen af køretøjskategorierne for lørdage og søndage er antaget at være som for hverdage.

Tabel 3.4 Faktorer i forhold til hverdage

	Lørdag	Søndag
Lastbil < 32 t	0.49	0.39
Lastbil > 32 t	0.22	0.17
Bus	0.49	0.39

Den gennemsnitlige køretøjsfordeling er vist i nedenstående tabel.

Tabel 3.5 Gennemsnitlig køretøjsfordeling for hele 2003

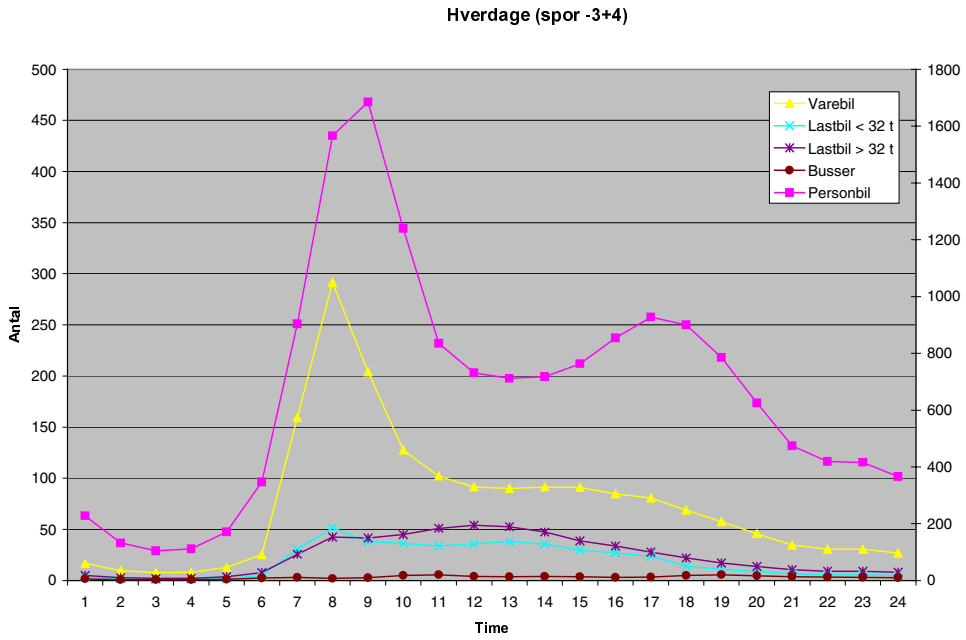
	Hverdage		Lørdage		Søndage	
	Mod Køge	Mod Kbh	Mod Køge	Mod Kbh	Mod Køge	Mod Kbh
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
Personbil	81.3	83.8	86.1	88.0	86.7	88.5
Varebil	10.3	9.2	11.0	9.6	11.0	9.7
Lastbil < 32 t	3.5	2.8	1.7	1.3	1.4	1.0
Lastbil > 32 t	4.4	3.8	1.0	0.8	0.7	0.6
Bus	0.4	0.4	0.2	0.2	0.2	0.1
I alt	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

Trafikkens fordeling på hverdage, lørdage og søndage samt på sporene og retninger herunder hastigheden er opsummeret i nedenstående tabel.

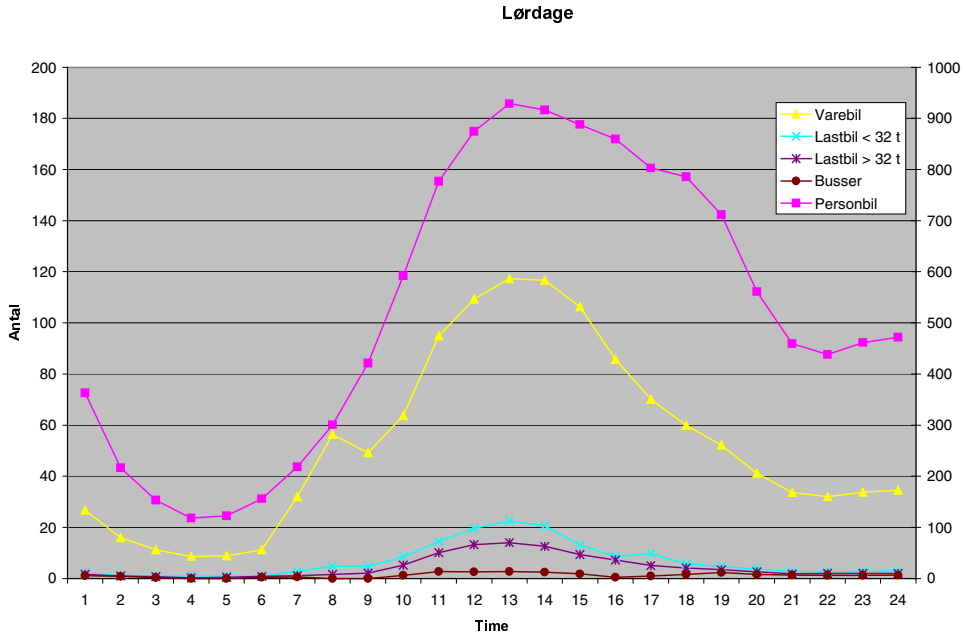
Tabel 3.6 Gennemsnitlig trafik og hastighed fordelt på dagstyper og retning for hele 2003

	Gennemsnitlige trafik								
Spor	Dagstype	Personbil	Varebil	Lastbil < 32 t	Lastbil > 32 t	Busser	I alt	Hastighed_ lette	Hastighed_ tunge
-1	Hverdage	10464	1263	306	371	43	12447	135	117
-2	Hverdage	17193	1874	488	635	86	20276	103	90
-3	Hverdage	16011	1789	449	572	75	18897	103	90
Retning 2 mod Kbh.	Hverdage	43669	4926	1243	1578	204	51620		
+1	Hverdage	12248	1484	403	517	54	14705	134	116
+2	Hverdage	15899	1899	531	693	71	19092	114	99
+3	Hverdage	14855	1740	470	624	60	17749	95	83
Retning 1 mod Køge	Hverdage	43002	5122	1404	1834	184	51547		
I alt retning 1 og 2	Hverdage	86670	10048	2647	3412	389	103166		
-1	Lørdage	6035	610	81	53	14	6795	137	118
-2	Lørdage	14915	1487	190	124	39	16754	108	92
-3	Lørdage	12597	1272	162	104	29	14162	108	92
Retning 2 mod Kbh.	Lørdage	33547	3369	433	281	82	37711		
+1	Lørdage	7804	989	142	84	17	9035	139	119
+2	Lørdage	13508	1624	222	134	29	15518	118	101
+3	Lørdage	12385	1483	195	117	27	14207	101	87
Retning 1 mod Køge	Lørdage	33697	4097	559	335	73	38760		
I alt retning 1 og 2	Lørdage	67244	7466	991	616	155	76471		
-1	Søndage	7324	682	66	42	15	8129	136	116
-2	Søndage	16046	1527	150	96	34	17853	107	92
-3	Søndage	12263	1186	115	73	20	13657	107	92
Retning 2 mod Kbh.	Søndage	35633	3395	331	211	69	39639		
+1	Søndage	6581	811	85	49	11	7537	139	118
+2	Søndage	12292	1462	151	91	20	14016	118	101
+3	Søndage	10834	1275	129	76	14	12328	102	87
Retning 1 mod Køge	Søndage	29707	3548	365	216	45	33882		
I alt retning 1 og 2	Søndage	65341	6942	697	427	113	73520		

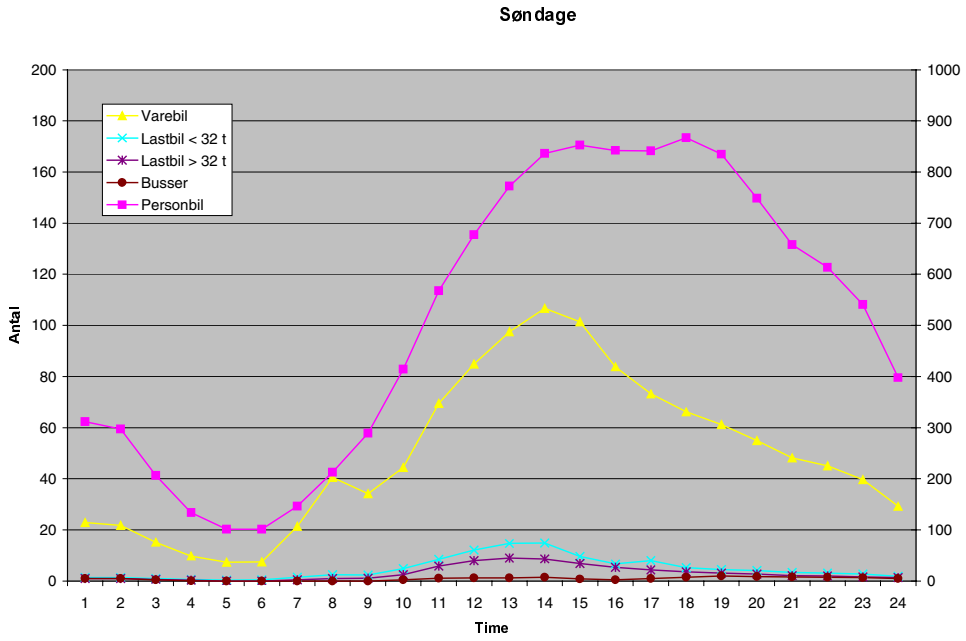
Eksempler på trafikkens døgnfordeling ses i følgende figurer.



Figur 3.5 Trafikkens døgnfordeling på hverdage for 2003. Bemærk to akser hvor personbiler er knyttet til højre akse (spor –3: yderste spor mod København).



Figur 3.6 Trafikkens døgnfordeling på lørdage for 2003. Bemærk to akser hvor personbiler er knyttet til højre akse (spor –3: yderste spor mod København).



Figur 3.7 Trafikkens døgnfordeling på søndage for 2003. Bemærk to akser hvor personbiler er knyttet til højre akse (spor –3: yderste spor mod København).

Udfylding af manglende trafikdata

Der er enkelte dage og timer, hvor der ikke er registreret trafikdata pga. målefejl. Dette forekommer næsten altid på samtlige spor på samme tid, da disse teknisk er koblet sammen. Disse huller er udfyldt med trafikdata fra en nærliggende dag af samme type. Foreksempel hvis der mangler 5 timer fra en lørdag kopieres trafikdata fra samme tidsrum fra nærliggende lørdag.

Dette er kun gjort fra kampagneperioden 17. september til 18. december 2003, hvor der var følgende huller. Antallet af manglende observationer, som er udfyldt, udgør kun 2% af samtlige observationer i kampagneperioden.

Tabel 3.7 Manglende observationer i kampagneperiode

Dato:	Tidsrum (start time)
23/9	13-16
9/10	0-15
20/10	0-1
24/10	23
25/10	0, 5-9, 14-16
26/10	7
11/11	17-23
12/12	0-10
24/11	13-18
27/11	2

For den øvrige del af året udgør manglende observationer omkring 4% med en maksimal sammenhængende periode på tre dage. Der er ikke udfyldt huller i disse tilfælde, da det ikke har været nødvendigt for at kunne generere standardiseret døgnfordelinger for trafikken.

3.3.4 Emissionsberegning

Med udgangspunkt i ovenstående er der genereret en timebaseret tidsserie af trafikdata, som dækker NOx målekampagnen fra 17. september til 18. december 2003, som indholder antal køretøjer fordelt på køretøjskategorier samt hastigheder for lette og tunge køretøjer. Andelen af biler med kolde motorer er sat til nul. Ud fra dette trafikdata er emissionen beregnet med OSPM modellen som en tidsserie. Dette data skal bruges til at validere OML modellen mod NOx målingerne.

Endvidere er der genereret en standardiseret trafikfil, som beskriver den gennemsnitlige trafiks døgnfordeling på hverdage, lørdage og søndage. Ud fra denne er beregnet emissionsdata time for time for hele 2003. Dette data skal bruges til at beregne koncentrationsdata, som kan sammenlignes med grænseværdier.

Emissionsenheden i OSPM er µg/m/s, mens emissionsenheden i OML er g/s. Emissionsenheden i OSPM er derfor ganget med 37,125 m, som er længden på en arealkilde, og herefter divideret med 1.000.000.

Emissionen i de forskellige kørespor er opsummeret i nedenstående tabel. Det ses, at emissionen stort set er ens i begge retninger. Personbiler står for knap halvdelen af emissionen, hvilket er det samme som den tunge trafik, mens varebiler udgør 16%. Der er op til 40% forskel på emissionen i de enkelte spor, hvor midtersporet har den højeste emission pga. mest trafik.

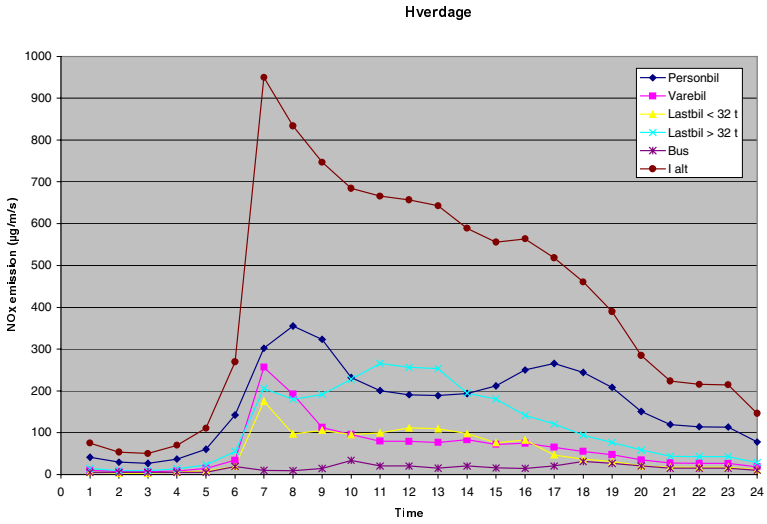
Tabel 3.8 Gennemsnitlig NOx emission i 2003 fordelt på spor/retning og køretøjskategorier

	Gennemsnitlige NOx timeemission µg/m/s								Retning 2 mod Køben-havn	Retning 1 mod Køge
Køretøjskatego-ri:	-1	-2	-3	+1	+2	+3	Retning 2	Retning 1	(%)	(%)
Personbil	142	183	163	155	182	135	488	472	45	41
Varebil	45	63	58	55	68	56	165	178	15	16
Lastbil < 32 t	36	48	43	48	56	43	127	147	12	13
Lastbil > 32 t	76	96	86	105	115	91	259	311	24	27
Bus	10	15	12	12	13	10	37	35	3	3
I alt	309	405	362	375	434	335	1077	1144	100	100

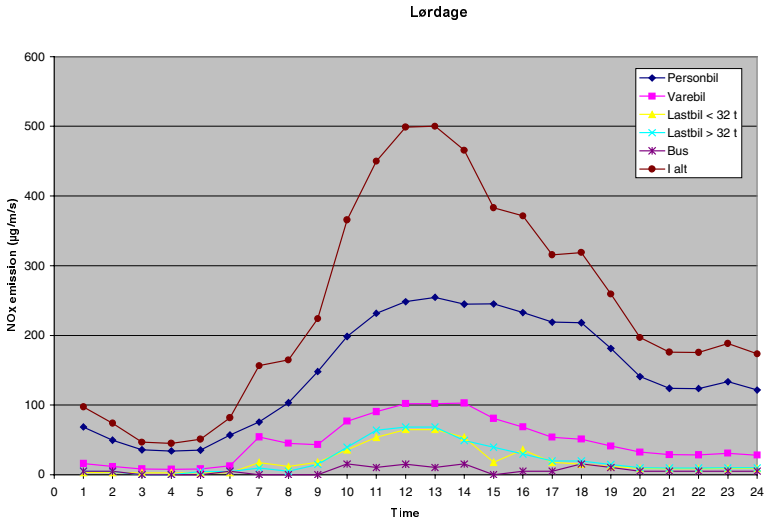
NOx emissionens døgnfordeling er vist i nedenstående figurer for spor –3: yderste spor mod Københavnn, som er samme spor som døgnfordelingen for trafik er vist i foregående figurer.

Det ses, at der i den samlede emission ikke er en lokal top om eftermiddagen, sådan som man umiddelbart ville forvente pga. eftermiddagsmyldretid. Dette skyldes, at trafikken af varebil- og lastbiler, som bidrager relativt meget til NOx emissionen flader ud om eftermiddagen.

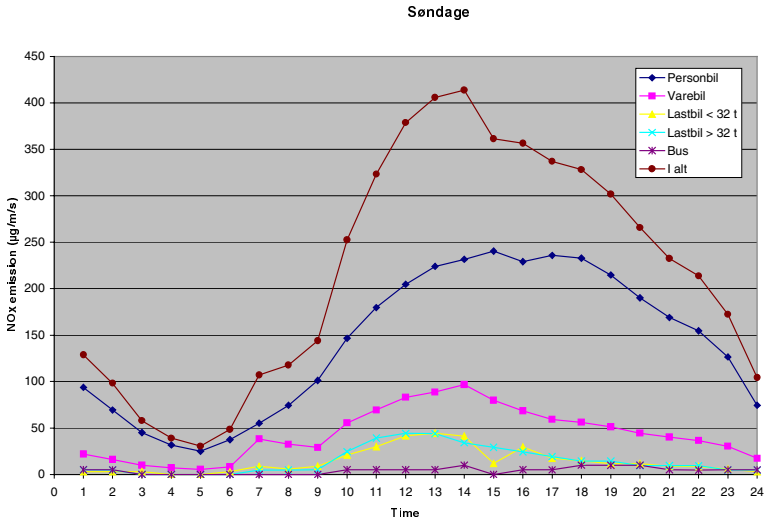
Endvidere ses det, at trafikken topper mellem kl. 7-8 mens emissionen topper kl.6-7, fordi rejsehastigheden falder i perioden kl. 7-9, hvilket giver lavere emissioner. Rejsehastigheden falder fra omkring 105 km/t til 85 km/t.



Figur 3.8 NOx emissionens fordeling på hverdage (spor –3: yderste spor mod København).



Figur 3.9 NOx emissionens fordeling på lørdage (spor –3: yderste spor mod København).



Figur 3.10 NOx emissionens fordeling på søndage (spor –3: yderste spor mod København).

3.4 Meteorologiske data og regionale baggrundskoncentrationer

Til beregningerne for Køge Bugt motorvejen er dannet to meteorologiske datasæt:

- Data for målekampagnen i perioden 17. september - 15. december 2003, begge dage inklusive. De er baseret på meteorologiske målinger ved motorvejen samt radiosondedata fra Jægersborg.

- Data for hele året 2003. De er i hovedsagen baseret på målinger ved Lille Valby, suppleret med radiosondedata fra Jægersborg.

Målekampagnen

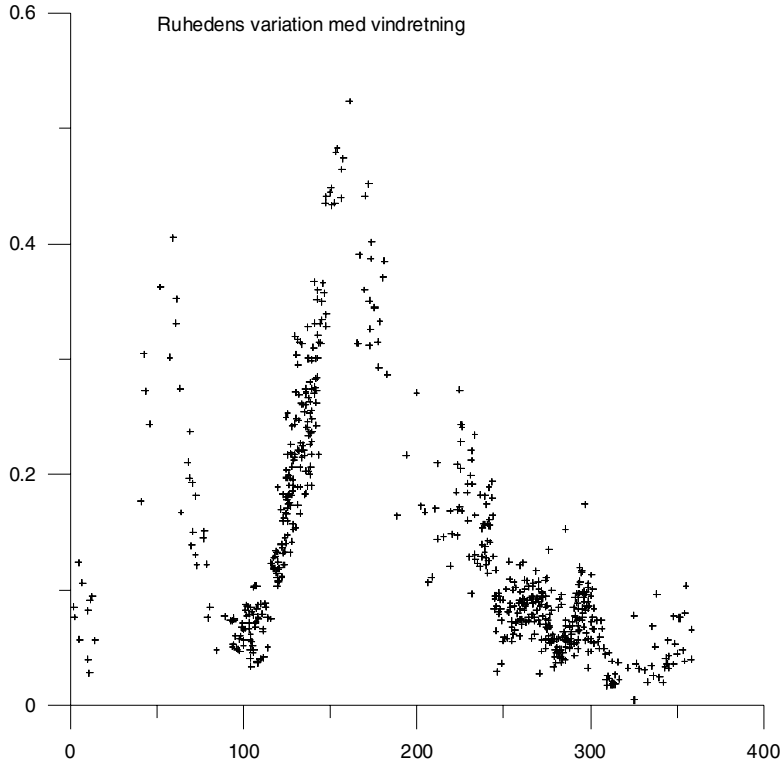
Der var i forbindelse med målekampagnen opstillet en meteorologisk mast tæt ved motorvejen. På masten var monteret et sonic anemometer, der direkte måler parametre, som beskriver atmosfærens turbulens (se afsnit 1.3 for detaljer). OML-modellens meteorologiske preprocessor kan benytte sådanne data som input. Målemetoden er imidlertid følsom og kan resultere i sporadisk forekommende, ekstreme dataværdier. Derfor fordrer brug af metoden en hel del arbejde med kvalitetskontrol og frasortering af "vilde" værdier (outliers). Der er også 'huller' i dataserien, som skal håndteres passende.

De målte parametre fra sonic anemometeret, der primært benyttes til OML-modellen, er friktionshastigheden u_* og varmefluksen HF. Derudover benyttes temperatur og vindhastighed. Friktionshastigheden u_* er et udtryk for både vindhastigheden og for styrken af atmosfærens turbulens. u_* er en bekvem parameter at kende, når man vil beregne vindhastigheden i forskellige højder. Varmefluksen HF er et udtryk for transporten af varme fra jordoverfladen op til de nederste meter af atmosfæren.

Data fra målekampagnen blev benyttet til udviklingsarbejde af OML-modellen, hvor modellen blev modificeret til at tage højde for trafikskabt

turbulens. I den forbindelse har det været hensigtsmæssigt at stille ret høje krav til kvaliteten af data. Således er op til 378 af de 2160 timer i kampagneperioden frasorteret (markeret med et flag) i forbindelse med OML-kørslerne. Der er defineret forskellige kriterier for frasortering. De to primære kriterier går på, om der er deciderede huller i målte data (161 timer) eller om den målte u_*-værdi er en "outlier" i henhold til forskellige kriterier (20 timer - kvalitetskontrol af u* er illustreret senere i figur 3.12). Sekundært er der sat et flag ved data, hvor varmefluksen er inkonsistent med tidspunktet på døgnet (knap 200 timer). Det sidste krav er kun stillet i forbindelse med modeludviklingen, men lempet i forbindelse med beregningerne for et helt år - og iøvrigt også for visse af undersøgelserne vedrørende kampagneperioden.

Det er nødvendigt at kende den såkaldte ruhedslængde z_0 for omgivelserne rundt omkring målemasten for at kunne behandle data passende. Ruhedslængden kan udledes af data for friktionshastigheden og vindhastigheden. Ruhedslængden viste sig at variere en hel del med vindretningen og iøvrigt at være forholdsvis stor. For målinger på en mark er det almindeligt at opleve højere ruhedsværdier om sommeren, fordi højt korn giver anledning til større ruhed end lavt græs eller bar mark. Inden for kampagneperioden var der imidlertid ingen særlig sæsonvariation for mastens data. Figur 3.11 viser hvordan ruhedslængden afhænger af vindretningen. Disse oplysninger er indgået ved brugen af preprocessoren og OML-modellen. OML-modellen kan godt håndtere, at ruheden for de meteorologiske målinger er en anden end ruheden i det område, hvor beregningerne foretages.



Figur 3.11 Ruhedslængdens variation (y-aksen, meter) med vindretningen (x-aksen, grader)

Ud over data fra masten ved motorvejen er der også benyttet radiosondedata fra DMI's målestation ved Jægersborg. En radiosonde er en ballon, der to gange i døgnet sendes op igennem atmosfæren for at måle tryk og temperatur mv. Oplysningerne fra radiosonden er væsentlige for at kunne fastlægge

atmosfærens blandingshøjde. Blandingshøjden er groft sagt den højde, hvortil forureningen kan blandes op.

På grundlag af alle de ovennævnte data er der dannet et meteorologisk datasæt til OML-modellen, der ud over turbulensparametrene u_* og varmeflux også omfatter blandingshøjde.

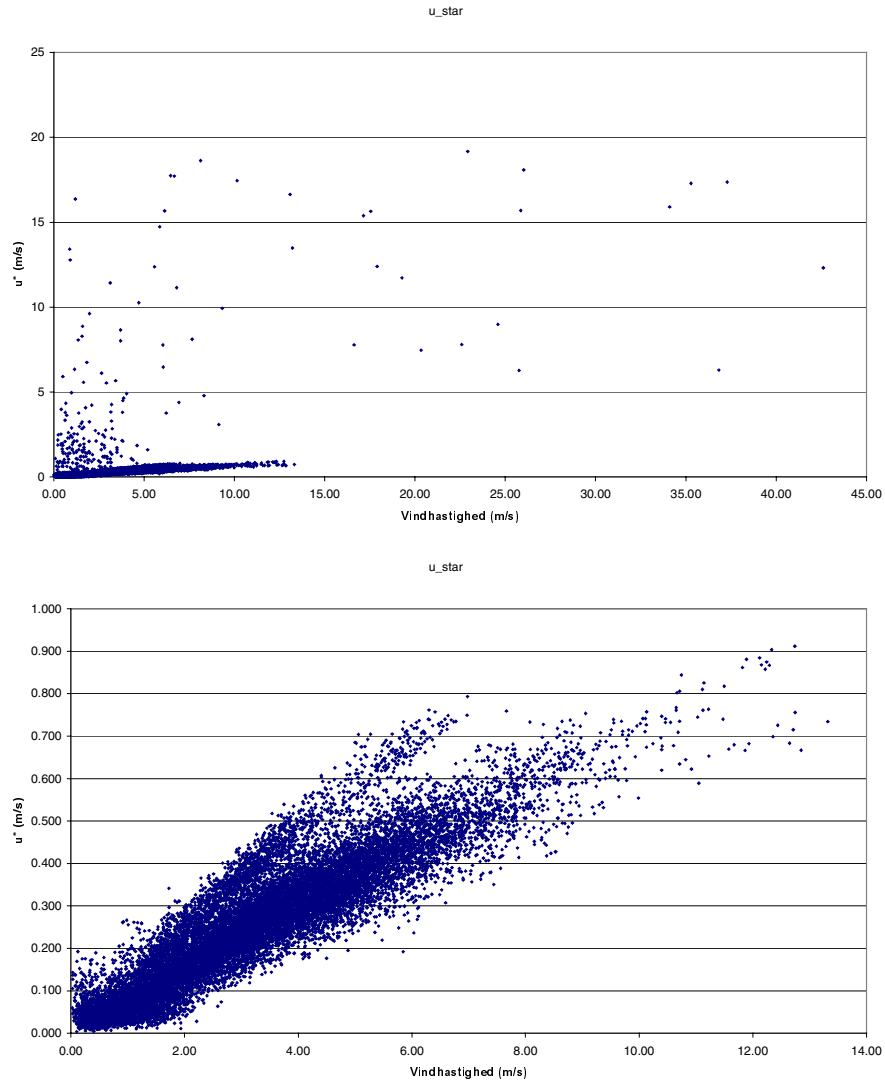
Årsdatasættet

I forbindelse med standardmæssige OML-beregninger til dimensionering af skorstene i henhold til Miljøstyrelsens Luftvejledning bruges et meteorologisk datasæt fra Kastrup 1976. Det er ikke muligt at bruge samme datasæt til beregninger af NO_2 m.v. omkring motorvejen, fordi der ikke foreligger et tilsvarende datasæt med baggrundskoncentrationer. Data for baggrundskoncentrationer er en forudsætning for at kunne gennemføre NO_2-beregninger.

Som et datasæt, der rimeligt kan repræsentere meteorologien igennem et helt år er valgt data fra Lille Valby ved Roskilde, hvorfra der foreligger målinger for hele året 2003. Der foreligger samtidige målinger af baggrundskoncentrationer.

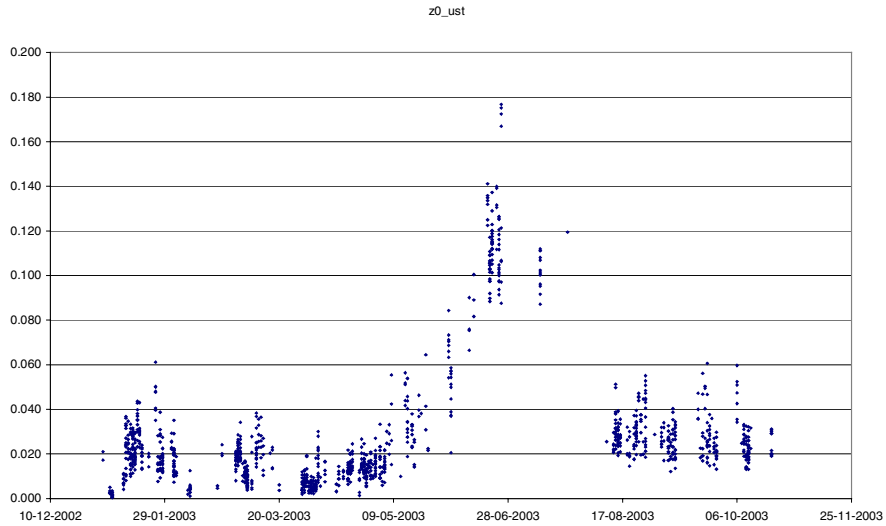
Ved Lille Valby foregår der omfattende meteorologiske målinger, og de inkluderer også data målt med et sonic anemometer. Målingerne foregår på en mark, og sonic anemometeret sidder i en højde af 2.35 m. Samtidig foregår der målinger i andre højder med traditionelle vindmålere.

Proceduren med kvalitetskontrol af data svarer til den, der blev benyttet for masten ved Køge Bugt motorvejen. Figur 3.12 er en illustration af, at det er nødvendigt med en kvalitetskontrol, fordi nogle få ekstreme dataværdier kan forvride fordelingen af data. Eksemplet vedrører kvalitetskontrol af u_*.



Figur 3.12 De to grafer herover illustrerer nødvendigheden af kvalitetskontrol af data. Data er fra Lille Valby for hele året 2003. Øverste figur viser rå data for friktionshastigheden u_* afbildet som funktion af vindhastigheden. Nederste figur viser de samme data efter at enkelte ekstreme "outliers" er sorteret fra. Skalaen på akserne er helt forskellige, fordi enkelte af de rå data er helt urimelige, f.eks. med vindhastigheder på 30-40 m/s. Kriterierne for mærkning af outliers bygger både på, at der skal være konsistens med andre målinger og på at visse dataværdier er fysisk umulige.

Ligesom for motorvejen er ruhedslængden ved Lille Valby bestemt. Her viste det sig, at der var betydelig sæsonvariation, mens retningsvariationen var uvæsentlig. Ruhedslængden ved Lille Valby masten er mindre end for målestedet ved Køge Bugt motorvejen, fordi der i Lille Valby ikke er bebyggelse eller andre forhindringer i nærheden af masten. Figur 3.13 er viser ruhedslængdens variation igennem året ved Lille Valby. Som tidligere omtalt kan man ved OML-beregningerne korrigere for forskellige ruhedslængder ved målingerne og i beregningsområdet.



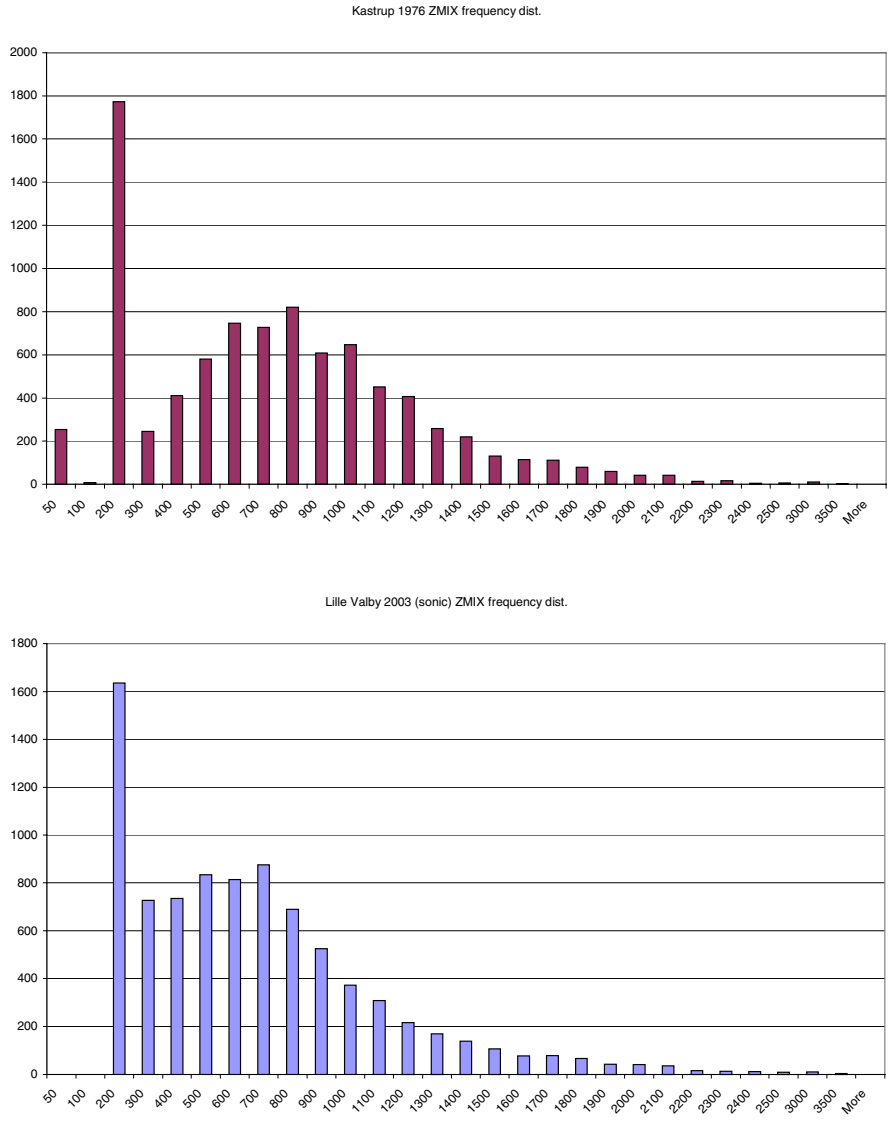
Figur 3.13 Ruhedslængdens variation gennem året ved Lille Valby. (Punkterne forekommer ikke jævnt igennem året, fordi de kun kan fastlægges, når vindhastigheden er over 5 m/s).

Ud af årets 8760 timer er der 208 timer der ikke bør benyttes ved beregningerne fordi data mangler, eller fordi dataværdierne er åbenlyst urimelige.

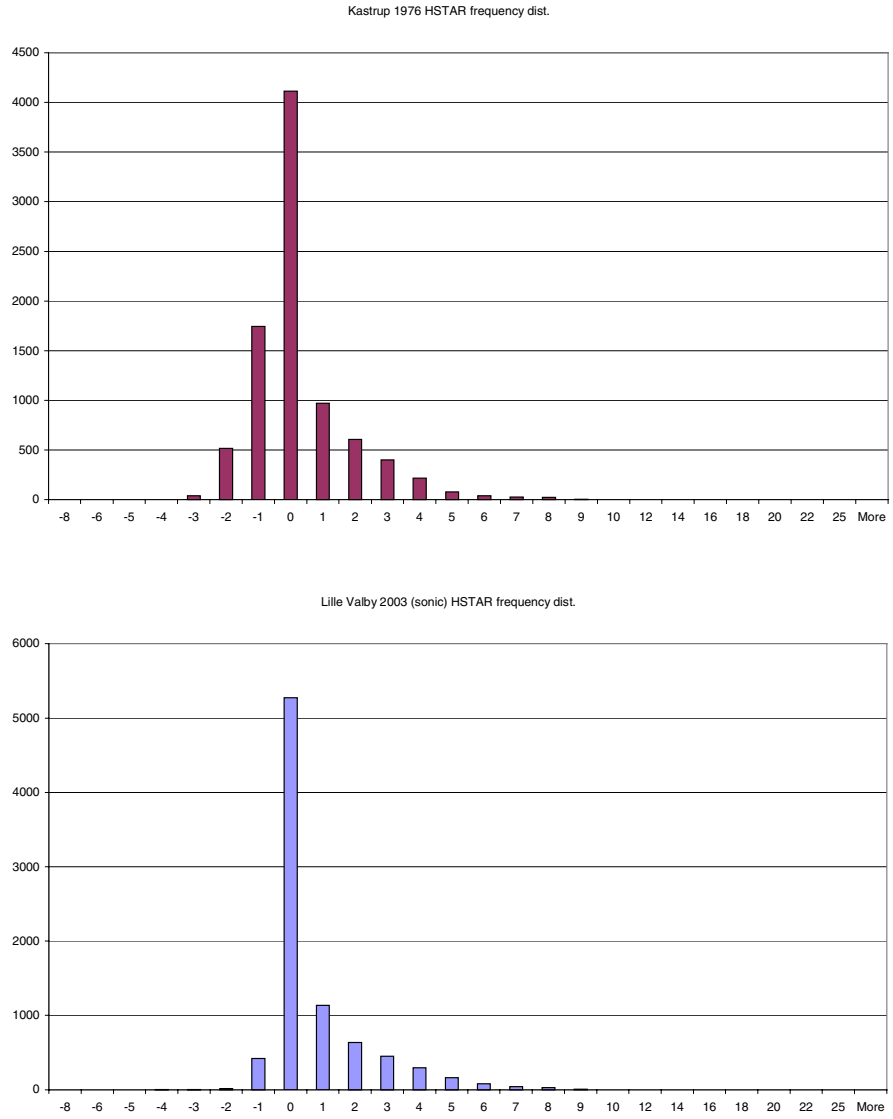
Der er mange timer (1035), hvor varmefluksen ikke er konsistent med tiden på døgnet; afvigelserne mellem forventet og registreret varmefluks er imidlertid beskeden, så i forbindelse med årsberegningerne er disse data medtaget.

Der er således på grundlag af data fra Lille Valby dannet et meteorologisk input-datasæt til OML -modellen for hele året 2003, som omfatter valide data for 8552 timer (97.6% af årets timer).

I forhold til data fra Kastrup 1976 er fordelingen af forskellige variable er lidt, men ikke dramatisk, afvigende. Nogle eksempler fremgår af Figur 3.14 (blandingshøjde) og Figur 3.5 (varmefluks). Data fra Lille Valby er formentlig bedre bestemt end data fra Kastrup 1976 var.



Figur 3.14 Fordeling af blandingshøjde i datasættet fra Kastrup 1976 (øverst) og i Lille Valby 2003 (nederst).



Figur 3.15 Fordeling af parameteren "H_star" (der er et udtryk for varmefluksen) i datasættet fra Kastrup 1976 (øverst) og i Lille Valby 2003 (nederst).

Regionale baggrundskoncentrationer

Når man som i den foreliggende undersøgelse skal tage hensyn til kemiske reaktioner mellem NO_X, NO_2 og O_3 er det nødvendigt at inddrage baggrundskoncentrationer i beregningerne. Baggrundskoncentrationer er det generelle bidrag fra kilder, der ikke er medtaget direkte i beregningerne, f.eks. bidrag fra København og andre byer i området, og fra langtransporteret luftforurening.

Der måles rutinemæssigt baggrundskoncentrationer i Lille Valby, og disse målinger er i vidt omfang benyttet i nærværende undersøgelse.

De lokalt målte koncentrationer ved motorvejen kan også bruges som baggrundskoncentrationer i de situationer, hvor vindretningen fører fra målestationen mod motorvejen. Det er sket i visse tilfælde (se kapitel 4 om modelvalidering).

4 Modelvalidering

Dette kapitel beskriver validering af den modificerede OML model, som kan beskrive spredning og omdannelse af luftforurening fra trafik. Valideringen fokuserer på modellens evne til at beskrive trafikskabt turbulens samt spredning og omdannelse af luftforureningen fra trafikken.

OML modellen er blevet tilpasset til at kunne beregne spredning fra trafik fra motorvejen. Udviklingen og valideringen er baseret på de udførte målinger af luftkoncentrationer, trafik og meteorologi under kampagneperioden. Der anvendes OML modellens arealkilder, idet motorvejens seks vognbaner opdeles i rektangler af 37,1 m x 3,75 m og udslipshøjden er sat til 1 m.

Baggrundsdata

Derudover er anvendt baggrundsdata for NO_x, NO_2 og O_3 fra DMU's målestation i Lille Valby ved Roskilde, og under udviklingen af modellen er målinger fra station 1 også anvendt som baggrundsdata. Globalstråling er i alle tilfælde fra H.C. Ørsted Instituttet i København. Disse data anvendes i forbindelse med beregning af NO_2 med kemiskemaet i OML modellen.

Periode

Der er anvendt data for en fælles periode fra 17. september til 15. december 2003. Nogle meteorologiske data er suspekte og er derfor udeladt fra anvendelsen. Det efterlader ca. 1700 timer. Herfra er dannet mindre datasæt som udelukkende indeholder vindretninger fra 300-360 grader svarende til vind fra nordvest vinkelret på motorvejen +/- 30 grader – i alt 206 timer.

Udviklingsdataset

Udviklingen af modellen er sket med det lille datasæt. Som baggrundsdata for NO_x og NO_2 er anvendt målinger fra station 1, som her ligger opstrøms for motorvejen. O_3 koncentrationer er fra Lille Valby dog justeret således at Ox (= NO_2 + O_3) for station 1 er den samme som for Lille Valby.

Valideringsdataset

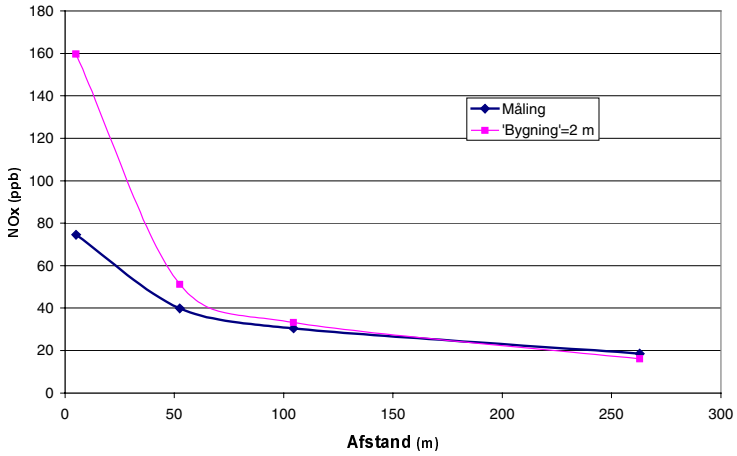
Modellen er valideret på det store datasæt, hvor baggrundsdata alene består af målinger fra Lille Valby.

NO_2-emission

Emissionen anvendt i OML til spredningsberegningerne indlæses for hver time i beregningsperioden. Emissionen er NO_x-emission for hver af de seks vognbaner og varierer således efter den aktuelle trafik. NO_x emitteres som NO og NO_2, hvor der er anvendt en direkte NO_2 emission på 15% af NOx (ppb), hvilken gav de bedste resultater i sammenligning med målinger ved vejkanten. Andelen er noget højere end den normale antagelse, som ligger på 10%.

4.1 Trafikskabt turbulens

Under udviklingen af trafikdelen af OML har det vist sig, at den trafikskabte turbulens har meget stor betydning for beregningen af de korrekte koncentrationsniveauer tæt ved motorvejen. Beregning med standard OML og en simpel håndtering af den trafikskabte turbulens er vist i figur 4.1. For lange linie-kilder (arealkilder) har denne turbulens kun betydning for den vertikale spredning. Eksemplet viser, at standard OML, hvor trafikskabt turbulens simuleres ved at antage en startspredning å 2 meter er helt utilstrækkelig, da OML giver alt for høje niveauer i forhold til målingerne tæt på motorvejen. Trafikskabt turbulens skal derfor beskrives på en helt anden måde, som der redegøres for i det følgende.



Figur 4.1 Den gennemsnitlige NO_x-koncentration (ppb) målt ved stationerne og beregnet ved anvendelse af standard OML modellen for måleperioden. Her er den forøgede spredning forårsaget af den trafikskabte turbulens simuleret ved en startspredning svarende til en bygningshøjde på 2 m. Bemærk at målestationen i afstanden 264 m (fra nærmeste vognbane) ikke ligger på samme side af motorvejen som de tre øvrige stationer og derfor ikke er påvirket under de samme meteorologiske situationer.

Beskrivelsen af den trafikskabte turbulens fra OSPM modellen (jf. afsnit 3.2) er her tilpasset OML modellen. Metoden til beregning af en karakteristisk turbulens hastighed (kvadratroden af turbulensen *e*), u_{TPT}, for den trafikskabte turbulens er her overført næsten uændret fra OSPM, dog er formfaktoren, S_{let}, for lette køretøjer sat til 4 m^2. Beregningen af u_{TPT} udføres for hver time i beregningsperioden og er baseret på antal køretøjer, deres hastighed og arten (lette og tunge køretøjer) jf. afsnit 3.2.1. u_{TPT} beskriver således en karakteristisk (rotations-) hastighed for de turbulente hvirvler skabt af trafikken. For motorvejen varierer u_{TPT} fra 0,2 m/s i nattetimerne op til 1,0 m/s i dagtimerne på hverdage. Den vertikale højde, σ_{TPT}, af 'røg'-fanen vil ved konstant u_{TPT} vokse proportionalt med transporttiden, *t*:

$$\sigma_{TPT} = u_{TPT} * t$$

hvor σ_{TPT} mere præcist er den vertikale spredningsparameter i den Gaussiske fordeling.

Dog vil trafikturbulensen ikke være konstant, men vil under vindens transport væk fra vejen nedbrydes (dissipation). Hastigheden, hvormed nedbrydning af u_{TPT} foregår, antages at være proportional med størrelsen af den tilstedeværende trafikturbulens, hvilket medfører at u_{TPT} aftager eksponentielt med tiden. Således bliver bidraget til spredningsparameteren:

$$\sigma_{TPT} = \sigma_0 + u_{TPT} * tau * (1.-exp(-t/tau))$$

hvor *tau* er tidsskalaen for nedbrydning af den trafikskabte turbulens og σ_0 startspredningen (opblandingen lige efter køretøjet). Den største 'højde' af 'røg'-fanen fra vejen, som følge af trafikturbulensen, vil således blive $\sigma_0 + u_{TPT} * tau$.

Størrelsen af *tau* og σ_0 er fundet empirisk ud fra analyse af målingerne i vindretnings intervallet 300-360 grader. For σ_0 er anvendt værdien 3,2 m. *tau* formodes at afhænge af atmosfærens turbulens, således at stor atmosfærisk turbulens hurtigere nedbryder/stopper den trafikskabte turbulens. *tau* er fundet til at være bedst beskrevet ved en eksponentielt aftagende funktion af den generelle meteorologiske turbulens beskrevet ved friktionshastigheden, u_*:

$$tau = 30*exp(-u_*/0{,}273) + 3$$

hvor konstanterne er fastlagt således at $tau(u_*=0)=33$ s, $tau(0{,}3)= 13$ s og $tau(\infty)=3$ s. Variationen af *tau* går således fra 33 sek. ved næsten vindstille til 3 sek. ved store vindhastigheder, idet u_* og vindhastigheden tilnærmelsesvis er proportionale.

Den trafikskabte spredning adderes kvadratisk til den atmosfæriske spredning, σ_{atm}:

$$\sigma_{Tot}^2 = \sigma_{TPT}^2 + \sigma_{atm}^2$$

På grund af den store startspredning vil koncentrationerne ved jordoverfladen op til nogle meter ikke variere væsentligt, hvorfor målestationernes målehøjde på 3 m anses for at repræsentere koncentrationsniveauet de første meter over jorden.

4.2 Spredning og omdannelse

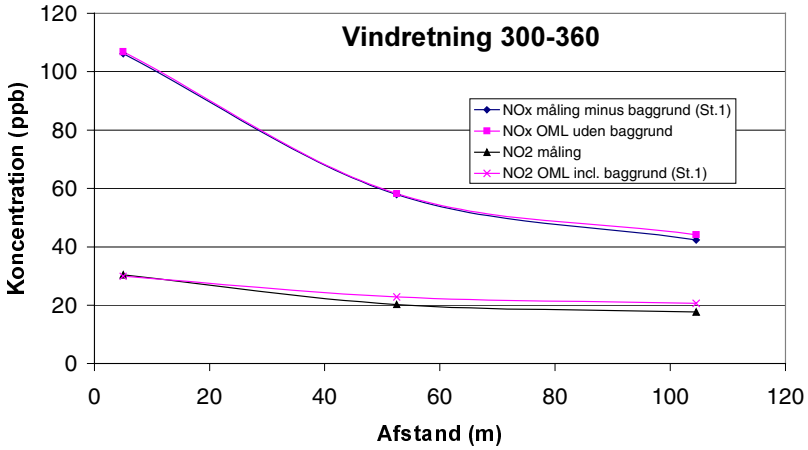
Dannelsen af NO_2 udfra reaktion mellem den emitterede NO og baggrundsluftens O_3 er afgørende for NO_2 niveauerne. Reaktionen sker forholdsvis hurtigt og er normalt ikke en afgørende faktor i større afstande fra kilden; men da station 2 kun er 5 m fra nærmeste vognbane, så har transporttider i modellen været vigtige.

Under udviklingen af frafikdelen af OML har tidsforsinkelsen i NO_x-NO_2 målerne været af betydning. Fra indsug af luft til selve målingen i analysatoren er en forsinkelse på ca. 6 sek, som har været inddraget i modelanalyserne. Endelig er anvendt en opholdstid på 4 sek. på vejbanen af de trafikemitterede stoffer inden vindtransporten begynder.

Test af model for udvalgte vindretninger

Der er foretaget spredningsberegninger for en lang række forskellige kombinationer af den direkte emitterede NO_2 %, nedbrydningshastigheden for den trafikskabte turbulens, startspredningen samt opholdstiden på vejbanen af de trafikemitterede stoffer.

Resultatet af udviklingen på det reducerede datasæt for vindretninger på 300-360 grader er vist i figur 4.2.

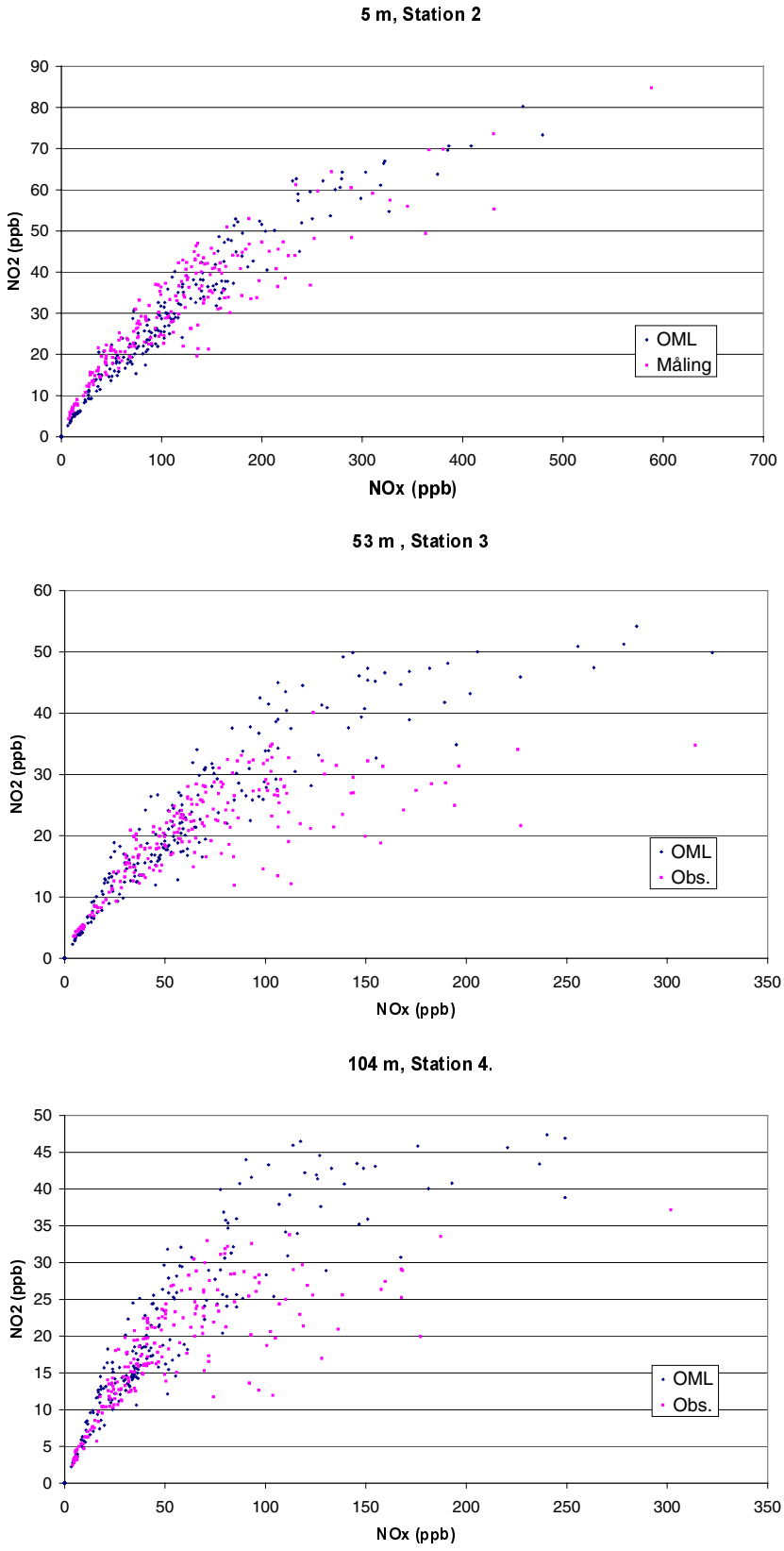


Figur 4.2 Sammenligning af middelkoncentrationer for målinger og modelberegninger med bedst tilpasning af trafik turbulens. Data er kun for vindretninger fra omkring NV. Som baggrundskoncentrationer til beregning af NO_2-kemien er anvendt data fra station 1, som ikke skulle være påvirket af emissioner fra motorvejen for disse vindretninger. O_3 koncentrationer er fra Lille Valby dog justeret således at Ox (= NO_2 + O_3) for station 1 er den samme som for Lille Valby.

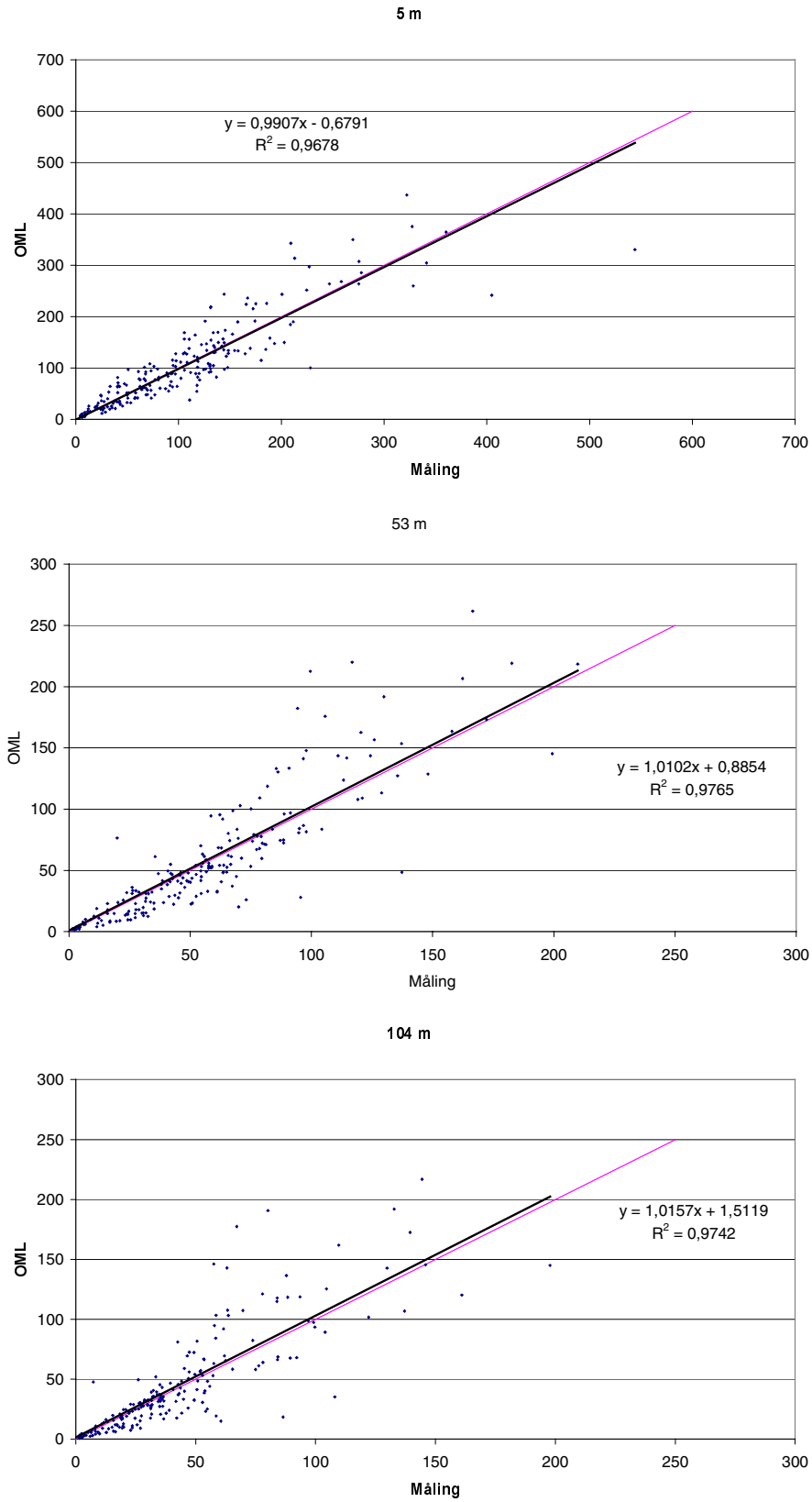
Der er en god overensstemmelse mellem målinger og beregninger i de forskellige afstande fra motorvejen. Afvigelsen mellem målt og beregnet ligger inden for 10% på middelværdien, men der kan være betydelig større afvigelser på de enkelte timeværdier, som det fremgår af figur 4.4. Dog er NO_2 overestimeret i 53 m (st.3) og i 104 m (st.4), som det fremgår tydeligere af figur 4.3.

Af figur 4.3 fremgår det at der er en lineær sammenhæng mellem NOx og NO_2 for lave værdier af NOx (NO + NO_2), hvilket skyldes at al NO omdannes til NO_2 pga. af O_3. Da O_3 er den begrænsende faktor for dannelse af NO_2 flader sammenhængen af for højere NOx koncentrationer.

I figur 4.4 er vist sammenhængen mellem målte og beregnede værdier af NO2, som viser modellens evne til at beskrive spredningen, idet kemi ikke indgår.



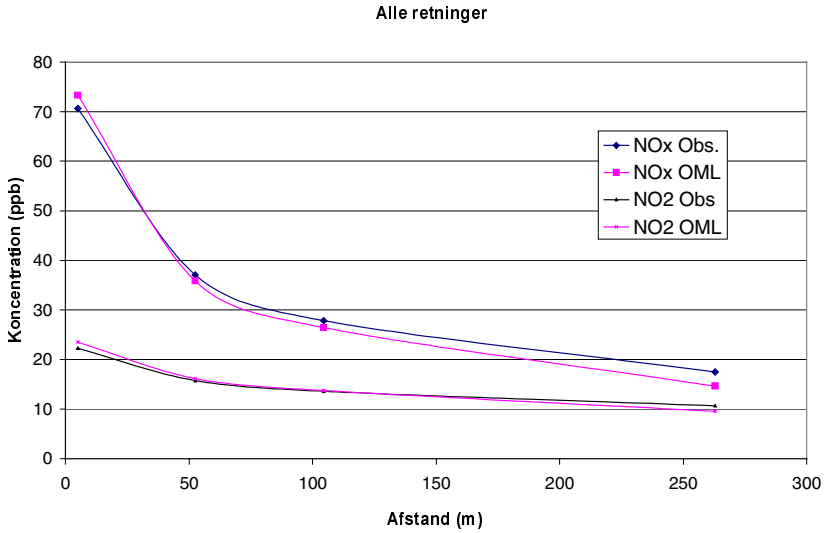
Figur 4.3 OML-beregninger og målinger for vindretninger 300-360 grader. Sammenhængen mellem NO_x og NO_2. Scatterplot hvor hvert punkt repræsenterer en timeværdi for samhørende værdier af NOx og NO_2.



Figur 4.4 Sammenligning af målt og beregnet NO_x for vindretninger 300-360 grader. Baggrunds NO_x koncentrationer er fratrukket. Dette illustrer modellens evne til at håndtere spredningen, idet der ikke indgår kemi. Scatterplot hvor hvert punkt repræsenterer en samhørende timeværdi for OML beregning og måling.

Test af model for alle vindretninger

Validering af modellen for alle vindretninger er vist i figur 4.5. Alle baggrundsdata er her fra Lille Valby. I valideringen indgår også station 1 i afstanden 264 m.



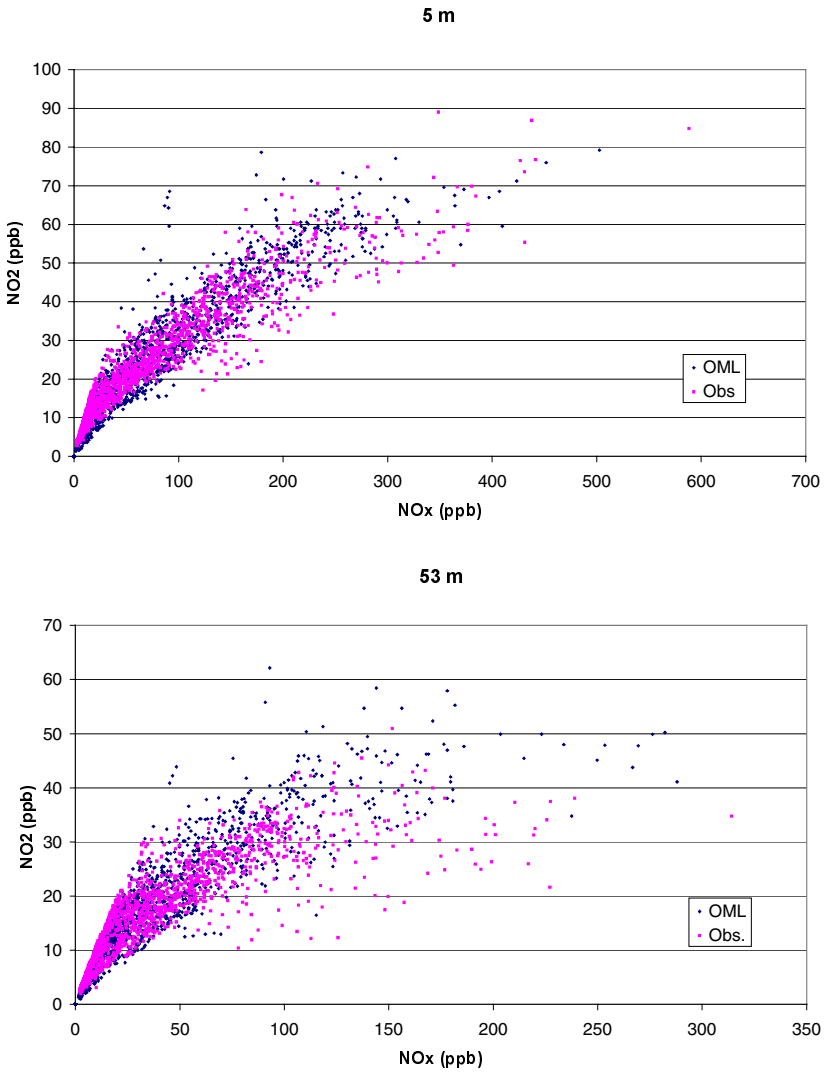
Figur 4.5 Sammenligning af middelkoncentrationer for målinger og modelberegninger for alle vindretninger i kampagnen. Undervurderingen af NOx kan skyldes at NO_x- og NO_2-koncentrationerne for baggrundstationen i Lille Valby generelt ligger lavere end baggrunden ved stationerne.

Som det fremgår af figur 4.5 bestemmer modellen for alle vindretninger under kampagneperioden NO_2 med stor sikkerhed, idet afvigelser mellem målt og beregnet NO_2 i forskellige afstande ligger fra nogle få procent til 10%.

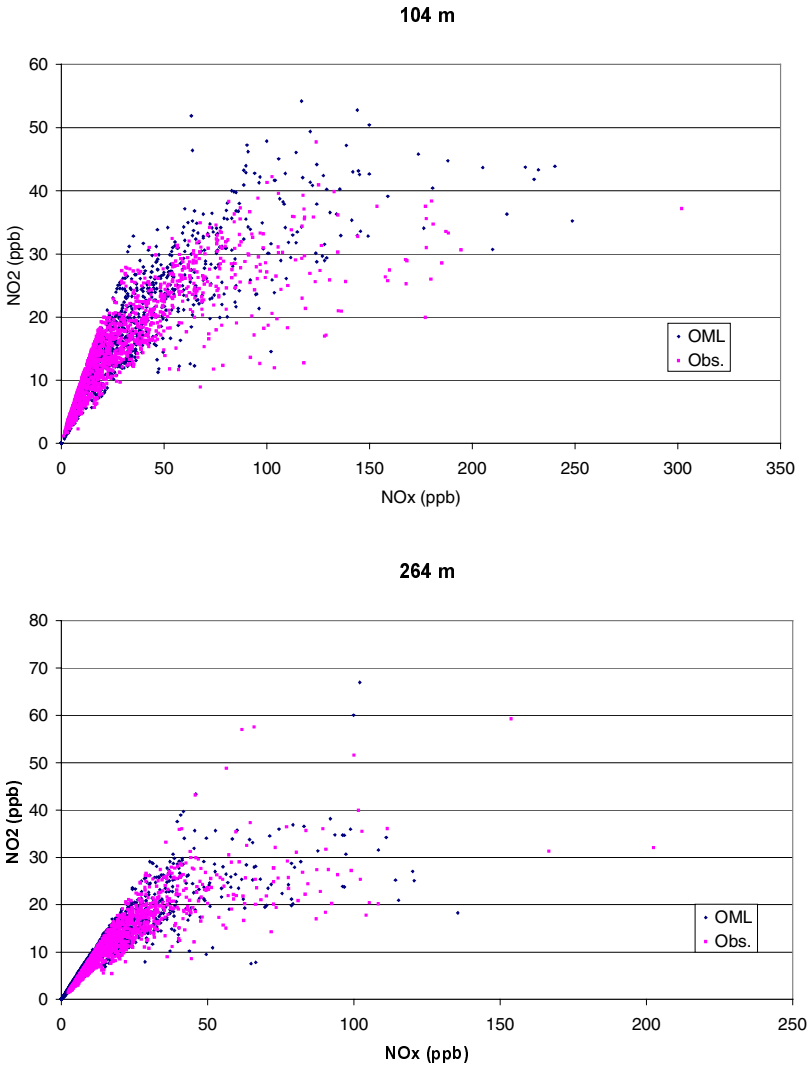
Modellen underestimerer systematisk NO_x med op til 15% i 264 m's afstand, hvilket muligvis kan forklares ved at baggrundsstationen Lille Valby har lavere koncentrationer end baggrundsstationen (station 1) ved motorvejen. Derudover kan det skyldes den begrænsede længde af motorvejen, hvorved koncentrationsbidrag ved vindretninger, som er næsten parallelle med motorvejen ikke beregningsmæssigt når at spredes til ud til beregningspunktet.

Modellen overestimerer ved vejkanten med ca. 5 %. Det kan skyldes, at der i modellen ikke er taget hensyn til den øgede påvirkning fra den trafikskabte turbulens, når vinden kommer på langs af vejen, idet luften da opholder sig i længere tid over vejbanen.

Som det fremgår af figur 4.6 og 4.7 er der en god overensstemmelse mellem målte og beregnede timeværdier.



Figur 4.6 Sammenligning af NO_x-NO_2-sammenhæng for målinger og modelberegninger. Hvert punkt repræsenterer en timeværdi.



Figur 4.7 Sammenligning af NO_x-NO_2-sammenhæng for målinger og modelberegninger. NO_2 beregningerne er bedst for 5 m og 264 m i de to mellemliggende målepunkter overestimeres NO_2.

Test af model for vindretning, vindhastighed og døgnvariation

Sammenhæng mellem de målte og de beregnede koncentrationer vurderes her ved at gruppere samtlige data efter forskellige kriterier. Der er således undersøgt variationen af målinger og beregninger i forhold til:

- vindretningen
- vindhastigheden
- døgnvariation

Samtlige beregningerne er gennemført med anvendelsen af målingerne fra Lille Valby som baggrundskoncentrationer. Det er den samme procedure som efterfølgende anvendes til beregningerne for helle året.

Validering i forhold til vindretning

Variationen af målingerne og modelresultaterne i forhold til vindretningen er vist i *Figur 4.*8. Motorvejens orientering i retning mod København er omkring 60^0. Samtlige observationer er her grupperet i vindretningsintervaler på 30^0 og for hvert interval er der beregnet en middelværdi af de tilhørende data. Generelt ses det, at modellen reproducerer den observerede afhængighed af vindretningen godt, men der kan også bemærkes nogle systematiske afvigelser.

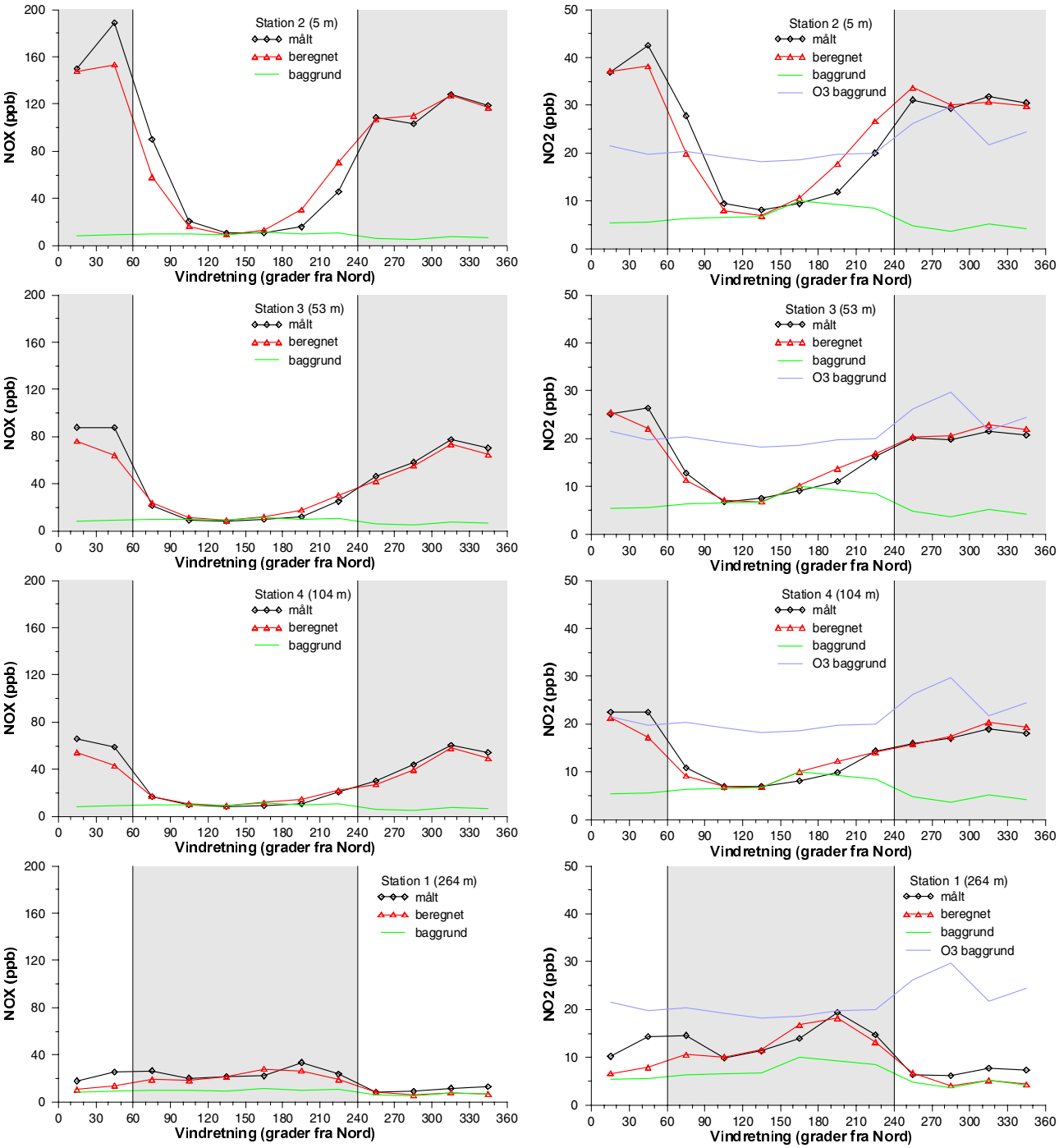
For målestationen tættest på motorvejen (Station 2) ses det, at modellen overestimerer koncentrationerne af både NO_X og NO_2 for vindretningerne fra ca. 180 til 220 grader (syd - sydvest). Overestimering for de syd – sydvestlige vindretninger kan muligvis forklares ved at modellen overestimerer den horisontale spredning og påvirkningen fra motorvejen bliver derved beregningsmæssigt noget større end den burde havde været. Derimod er der en god overensstemmelse for de øvrige målestationer.

For vindretningerne nord – nordøst (ca. 30 til 60 grader) observeres en systematisk undervurdering for alle målestationer. Det sidste kan skyldes, at baggrundskoncentrationerne, som er målt i Lille Valby, er noget lavere end den faktiske baggrund for denne vindsektor, som er påvirket af emissionerne fra Storkøbenhavn. Måleresultaterne fra Station 1, som for denne vindsektor er udsat for baggrundsluften, bekræfter disse formodninger.

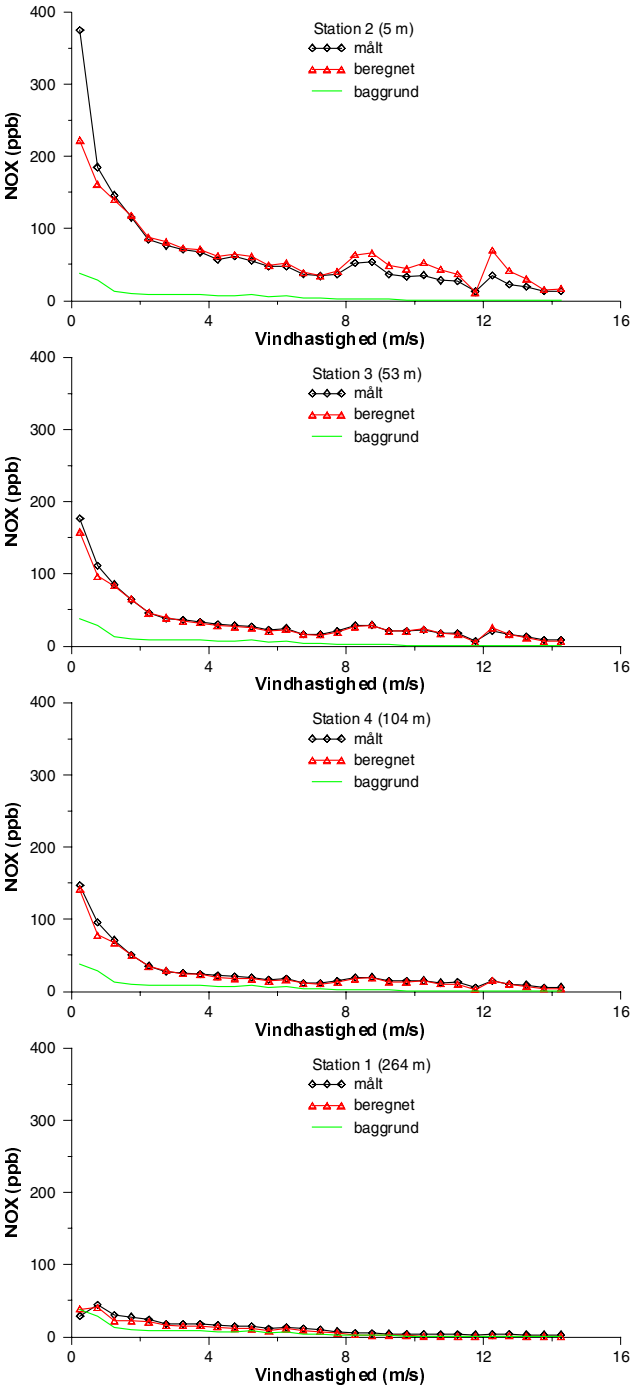
Validering i forhold til vindhastighed

Variationen af målingerne og modelresultaterne i forhold til vindhastigheden er vist i *Figur 4.*9. Samtlige observationer er her grupperet i vindhastighedsintervaler på 0.5 m/s og for hvert interval er der beregnet en middelværdi af de tilhørende data. Sammenligningen er kun vist for NO_X, og der ses en god overenstemmelse mellem de målte og de beregnede værdier.

Kun for de laveste vindhastigheder (mindre end 0.5 m/s) underestimeres koncentrationen på Station 2 (tættest på motorvejen). Der skal dog bemærkes, at dette vindhastighedsinterval kun indeholder to observationer, og derfor ikke kan betegnes som værende repræsentativ.



Figur 4.8 Variationen med vindretningen af de målte og de beregnede koncentrationer. Baggrundskoncentrationer som er brugt til beregninger (målinger fra L. Valby) er ligeledes vist i figuren. For NO_2 er der desuden indtegnet de målte baggrundskoncentrationer af ozon. De skraverede områder angiver vindretningerne for hvilke målestationen er nedstrøms fra motorvejen.

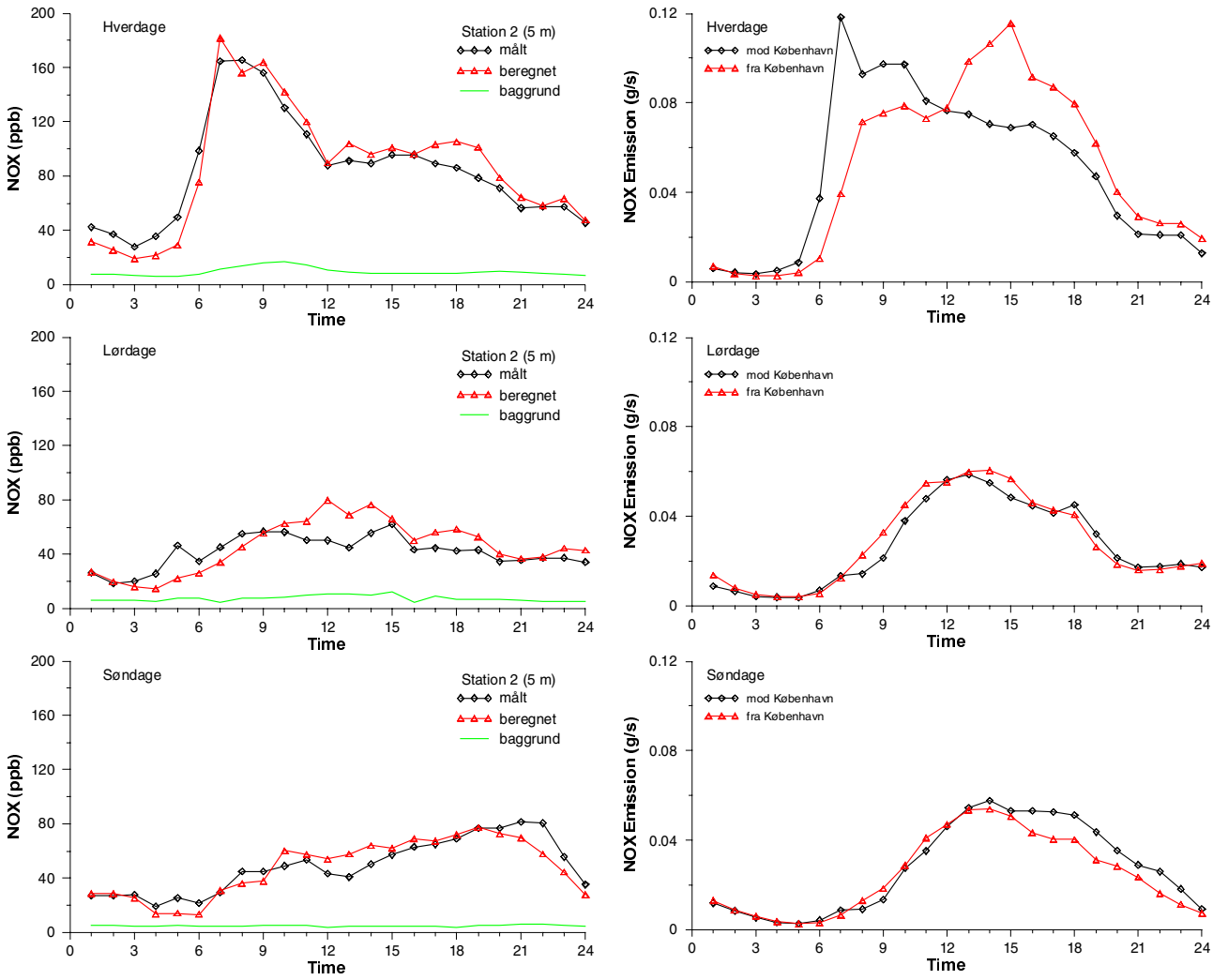


Figur 4.9 Variationen med vindhastigheden af de målte og de beregnede koncentrationer af NO_X.

Validering i forhold til døgnvariation

Døgnvariationen af de målte og de beregnede koncentrationer af NO_X for Station 2 (tættest på motorvejen) er vist i *Figur 4.*10. Døgnvariationen er vist med en opdeling på hverdage, lørdage og søndage. Desuden er der vist døgnvariationen af de tilhørende emissioner med en opdeling på de to køreretninger, henholdsvis mod og fra København. Overensstemmelsen mellem målinger og beregninger er generelt meget god bortset fra nogen undervurdering af koncentrationerne for nat- og tidlige morgentimer. Her skal det dog bemærkes, at de mere detaljerede manuelle trafiktællinger, med opdeling på køretøjskategorier, kun foreligger for dagtimerne (perioden mellem 6 og 18). For de øvrige døgntimer er der derfor anvendt den samme fordeling, som

målt i den seneste dagtime. Hvis den faktiske andel af tunge dieselkøretøjer i nat- og tidligere morgentimer har været højere end antaget i beregningerne, vil dette føre til den observerede undervurdering af koncentrationerne. Bestemmelsen af trafikemissioner er ligeledes mere usikker for weekenderne end for hverdage. Der foreligger ingen manuelle trafiktællinger med opdeling på køretøjskategorier for weekenderne. Dette synes dog ikke at resultere i markant dårlige resultater end for hverdagene.



Figur 4.10 Døgnvariationen af de målte og de beregnede koncentrationer af NO_X for Station 2 (tættest på motorvejen) (Venstre side af figuren). Resultaterne er vist separat for hverdage, lørdage og søndage. NO_X-emissioner med opdeling på køreretninger er ligeledes vist i figuren (Højre side af figuren).

5 Modelresultater og grænseværdier

I dette kapitel beskrives spredningsberegningerne for hele året 2003 og resultaterne sammenlignes med gældende EU grænseværdier for NO_x og NO_2.

Forudsætninger

Beregninger er foretaget med emissioner beregnet ud fra standardiseret trafik for hele året (jf. afsnit 3.3.4). Ligeledes er den trafikskabte turbulens beregnet ud fra den standardiserede trafik. Det er som under tilpasning af OML antaget at 15 % af den trafikemiterede NO_x er som NO_2 (ppb).

Der er endvidere anvendt regionale baggrundskoncentrationer af NO_x, NO_2 og O_3 samt globalstråling fra Lille Valby, Roskilde. Nogle af disse data er manglende eller fejlbehæftede, men er markeret i datasættet for at kunne vurdere betydningen for årsberegningerne og eventuelt udelukke disse data.

Meteorologiske data er udelukkende fra Lille Valby (jf. afsnit 3.4). Her findes også data med mindre god kvalitet. Disse data er markeret for vurdering og eventuel udelukkelse.

Beregningerne viste at de beregnede statistikker inklusive tvivlsomme inddata højest var mellem 0-3 % højere end statistikker uden disse data. Derfor er de efterfølgende statistikker beregnet og vist for samtlige timer i året.

Grænseværdier

EU's grænseværdier for NO_x og NO_2 fremgår nedenstående tabel. Det er markeret hvorvidt grænseværdien er for beskyttelse af mennesker eller vegetation. Værdierne gælder fra år 2010. Grænseværdierne er nærmere beskrevet i afsnit 2.5 Timemiddelværdien for NO_2 må højest overskrides 18 gange årligt, dvs. at det er den 19. højeste værdi som afgør om grænseværdien er overskredet. I beregningsresultaterne er det således den 19. højeste værdi som vises.

EU-grænseværdier for år 2010.

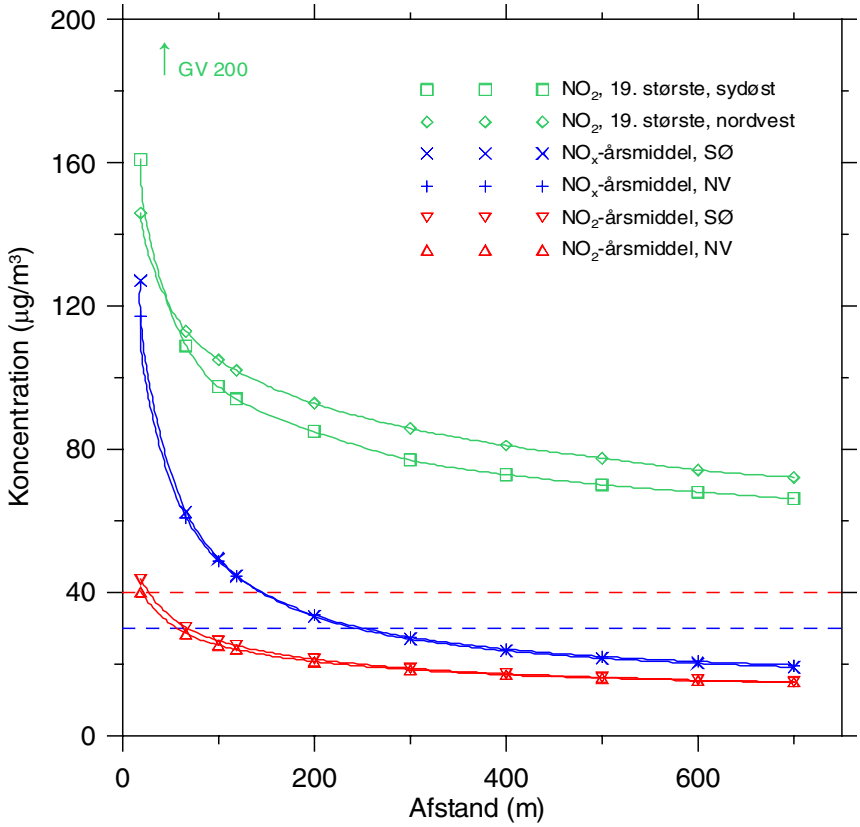
Stof	Grænseværdi $\mu g/m^3$	Midlingstid	Årsstatistik	Beskyttelse af
NO_2	200	1 time	Højest 18 gange	Mennesker
	40	-	Gennemsnit	Mennesker
NO_x	30	-	Gennemsnit	Vegetation

5.1 Sammenligning med grænseværdier for 2003

Spredningsberegninger for hele 2003 med anvendelse af alle timer uanset kvalitetsniveauer af inputdata er vist i figur 5.1. Beregningerne er for receptorpunkter vinkelret på motorvejen mod nordvest og sydøst. Afstandene er fra 100 – 700 m i spring af 100 m fra motorvejens midte eller fra 5 m til 686 m fra nærmeste vognbane. Endvidere er også medtaget receptorpunkter for afstandene til målestationerne nr. 2-4, som er i en afstand af hhv. 19 m, 67 m og 119 m regnet fra motorvejens midte.

Det fremgår, at NO_x- og NO_2-årsmiddelværdierne på hver side af motorvejen er omtrent identiske, de præcise værdier fremgår af tabel 5.2. For den 19. største timemiddel af NO_2 er der en mindre forskel mellem de sider af mo-

torvejen. Ensartetheden tyder på at fordelingen af de forskellige meteorologiske situationer - som har betydning for spredningsforholdene – har været lige hyppige. Vindretninger for den sydøstlige sektor i intervallet 60-240 grader har således også optrådt i 51 % af tiden mod 49 % fra den nordvestlige sektor. Dette sammenfald kan dog kun forventes for motorveje med nærværende orientering. Havde vejen været drejet 90 grader, så må man forvente at den hyppige vindretning fra sydvest ville bevirke større værdier for årsmiddel og måske også den 19. største NO_2 i sektoren mod nordøst, og tilsvarende lavere værdier mod sydvest.



Figur 5.1 Beregnede koncentrationer med den modificerede OML model for 15 % af NO_x-emissionen er NO_2. 'Bløde' kurver gennem receptorpunkter placeret vinkelret på motorvejen i retningen omtrent mod nordvest og sydøst. Grænseværdierne fra tabel 5.1 er markeret med stiplede linier og 'GV 200'. Afstanden er fra vejmidten startende ved 19 m.

NO_2

Niveauet for grænseværdierne for NO_2 i 2010 er kun overskredet i afstande mindre end 19 meter fra motorvejen under antagelse af 15% direkte emitteret NO_2 emission fra trafikken. Den højeste årsmiddel er 43,6 µg/m^3 mod grænseværdiens 40 µg/m^3, og den 19. største timeværdi beregnes til 161 µg/m^3 mod grænseværdiens 200 µg/m^3. Det er sandsynligt, at der ikke generelt finder overskridelser af grænseværdien sted langs motorvejsnettet i Roskilde Amt, da forholdene på Køge Bugt motorvejen ved målestedet må betegnes som en værst tænkelig situation, forbi årsdøgntrafikken er en af de aller højeste i Danmark med en årsdøgntrafik på op til 100.000.

NOx

For NO_x ligger beregnede værdier over grænseværdien på 30 µg/m^3 for vegetation ud til ca. 170 m fra vejmidte. Ved vejkant er værdien 119 µg/m^3 – altså ca. 4 gange over grænseværdien. Grænseværdien er dog ikke overskredet, idet receptorpunkterne ikke er repræsentative for et område, hvor grænseværdien skal overholdes, idet målepunktet skal være placeret mere end 5 km væk fra en motorveje.

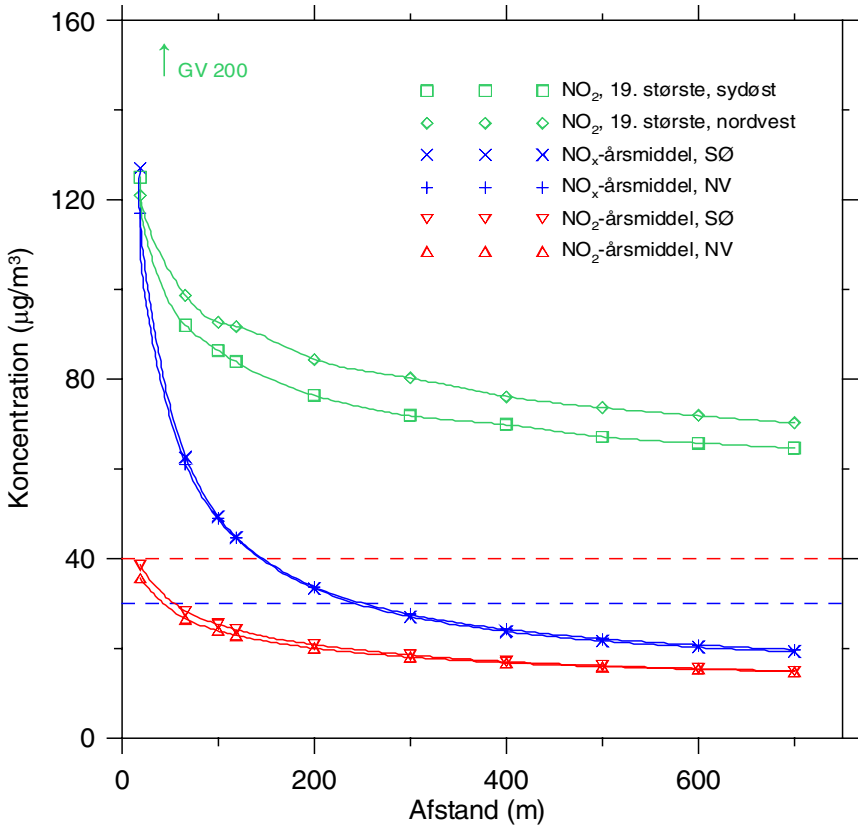
Tabel 5.1 **Beregnede koncentrationer (µg/m^3) for år 2003 opdelt i sektorer sydøst og nordvest for motorvej. Direkte NO_2-emission på 15 % (ppb). Afstand fra vejmidte.**

	19. største		NO_2 årsmiddel		NO_x årsmiddel	
Afstand (m)	Sydøst	Nordvest	Sydøst	Nordvest	Sydøst	Nordvest
19	161,0	146,0	43,6	40,3	127,0	117,0
67	109,0	113,0	30,2	28,5	62,6	60,9
100	97,6	105,0	26,7	25,4	49,5	48,9
119	94,1	102,0	25,3	24,2	44,8	44,7
200	85,0	92,8	21,5	20,8	33,4	33,8
300	77,1	85,9	18,9	18,5	27,1	27,6
400	73,0	81,1	17,4	17,1	23,8	24,3
500	70,2	77,6	16,4	16,2	21,7	22,2
600	68,1	74,3	15,6	15,5	20,3	20,8
700	66,3	72,3	15,1	15,0	19,3	19,8
Grænse-værdi	200	200	40	40	30	30

Betydningen af direkte emitteret NO_2

Som nævnt er der bedst overensstemmelse for NO_2 ved vejkanten for en NO_2- emission på 15 %. Herved bliver beregningerne lidt konservative for større afstande. For at vurdere betydningen af den anvendte NO_2-% er der også foretaget beregninger for 10 % NO_2-emission.

Resultaterne er vist i figur 5.2 og tabel 5.2. I forhold til beregninger med 15 % NO_2- emission, så er NO_x selvfølgelig uændret. Derimod er NO_2-niveauerne som ventet lavere. Den 19. største timeværdi for NO_2 falder med 17-22 % i 19 m's afstand og med ca. 2-3 % i 700 m. Årsmiddelværdien falder tilsvarende med 11 % ved vejkanten til ca. 1 % i 700 m.



Figur 5.2 Beregnede koncentrationer med den modificerede OML model for 10 % af NO_x-emissionen er NO_2. (se også tekst til figur 5.1)

Tabel 5.2 Beregnede koncentrationer (µg/m^3) for år 2003 opdelt i sektorer sydøst og nordvest for motorvej. Direkte NO_2-emission på 10 % (ppb). Afstand fra vejmidte.

	19. største		NO_2 årsmiddel		NO_x årsmiddel	
Afstand (m)	Sydøst	Nordvest	Sydøst	Nordvest	Sydøst	Nordvest
19	125,0	121,0	38,6	35,7	127,0	117,0
67	92,0	98,7	28,3	26,6	62,6	60,9
100	86,5	92,7	25,4	24,0	49,5	48,9
119	83,9	91,8	24,2	23,0	44,8	44,7
200	76,5	84,5	20,9	20,1	33,4	33,8
300	71,9	80,3	18,6	18,1	27,1	27,6
400	69,9	76,2	17,1	16,8	23,8	24,3
500	67,2	73,7	16,2	16,0	21,7	22,2
600	65,8	71,9	15,5	15,4	20,3	20,8
700	64,7	70,3	15,0	14,9	19,3	19,8
Grænse-værdi	200	200	40	40	30	30

Referencer

Rådets direktiv 1999/30/EF af 22. april 1999 om luftkvalitetsgrænseværdier for svovldioxid, nitrogendioxid og nitrogenoxider, partikler og bly i luften. EF-Tidende NR. L 163 af 29. juni 1999

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser – DMU – er en forskningsinstitution i Miljøministeriet.
DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: http://www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12-14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Publikationer:
DMU udgiver populærfaglige bøger ("MiljøBiblioteket"), faglige rapporter, tekniske anvisninger samt årsrapporter.
Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.
I årsrapporten findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2003

Nr. 480: Danske søer - fosfortilførsel og opfyldelse af målsætninger. VMP III, Fase II. Af Søndergaard, M. et al. 37 s. (elektronisk)
Nr. 481: Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Sewage Sludge and Wastewater. Method Development and validation. By Christensen, J.H. et al. 28 pp. (electronic)

2004

Nr. 482: Background Studies in Nuussuaq and Disko, West Greenland. By Boertmann, D. (ed.) 57 pp. (electronic)
Nr. 483: A Model Set-Up for an Oxygen and Nutrient Flux Model for Århus Bay (Denmark). By Fossing, H. et al. 65 pp., 100,00 DDK.
Nr. 484: Satellitsporing af marsvin i danske og tilstødende farvande. Af Teilmann, J. et al. 86 s. (elektronisk)
Nr. 485: Odense Fjord. Scenarier for reduktion af næringsstoffer. Af Nielsen, K. et al. 274 s. (elektronisk)
Nr. 486: Dioxin in Danish Soil. A Field Study of Selected Urban and Rural Locations. The Danish Dioxin Monitoring Programme I. By Vikelsøe, J. (electronic)
Nr. 487: Effekt på akvatiske miljøer af randzoner langs målsatte vandløb. Pesticidhandlingsplan II. Af Ravn, H.W. & Friberg, N. 43 s. (elektronisk)
Nr. 488: Tools to assess the conservation status of marine habitats in special areas of conservation. Phase 1: Identification of potential indicators and available data. By Dahl, K. et al. 94 pp., 100,00 DKK
Nr. 489: Overvågning af bæver Castor fiber i Flynder å, 1999-2003. Af Elmeros, M., Berthelsen, J.P. & Madsen, A.B. 92 s. (elektronisk)
Nr. 490: Reservatnetværk for trækkende vandfugle. En gennemgang af udvalgte arters antal og fordeling i Danmark 1994-2001. Af Clausen, P. et al. 142 s. , 150,00 kr.
Nr. 491: Vildtudbyttet i Danmark i jagtsæsonen 2002/2003. Af Asferg, T. 24 s. (elektronisk)
Nr. 492: Contaminants in the traditional Greenland diet. By Johansen, P. et al. 72 pp. (electronic)
Nr. 493: Environmental Oil Spill Sensitivity Atlas for the South Greenland Coasatl Zone. By Mosbech, A. et al. 611 pp. (electronic)
Nr. 494: Environmental Oil Spill Sensitivity Atlas for the West Greenland (68o-72o N) Coasatl Zone. By Mosbech, A. et al. 798 pp. (electronic)
Nr. 495: NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse - del 1. Af Danmarks Miljøundersøgelser. 45 s., 60,00 kr.
Nr. 496: Velfærdsøkonomiske forvridningsomkostninger ved finansiering af offentlige projekter. Af Møller, F. & Jensen, D.B. 136 s. (elektronisk)
Nr. 497: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2003. By Kemp, K. & Palmgren, F. 36 pp. (electronic)
Nr. 498: Analyse af højt NO2 niveau i København og prognose for 2010. Af Berkowicz, R. et al. 30 s. (elektronisk)
Nr. 499: Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb. Af Baattrup-Pedersen, A. et al. 145 s. (elektronisk)
Nr. 500: Aquatic Environment 2003. State and Trends - technical summary. By Andersen, J.M. et al. 50 pp., 100,00 DDK
Nr. 501: EUDANA - EUtrofiering af Dansk Natur. Videnbehov, modeller og perspektiver. Af Bak, J.L. & Ejrnæs, R. 49 s. (elektronisk)
Nr. 502: Samfundsøkonomiske analyser af ammoniakbufferzoner. Udredning for Skov- og Naturstyrelsen. Af Schou, J.S., Gyldenkærne, S. & Bak, J.L. 36 s. (elektronisk)
Nr. 503: Luftforurening fra trafik, industri og landbrug i Frederiksborg Amt. Af Hertel, O. et al. 88 s. (elektronisk)
Nr. 504: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2003/04 i Danmark. Af Clausager, I. 70 s. (elektronisk)
Nr. 505: Effekt af virkemidler på kvælstofudvaskning fra landbrugsarealer. Eksempel fra oplandet til Mariager Fjord. Thorsen, M. 56 s. (elektronisk)
Nr. 506: Genindvandring af bundfauna efter iltsvindet 2002 i de indre danske farvande. Af Hansen, J.L.S., Josejson, A.B. & Petersen, T.M. 61 s. (elektronisk)
Nr. 507: Sundhedseffekter af luftforurening - beregningspriser. Af Andersen, M.S. et al. 83 s. (elektronisk)
Nr. 509: Persistent organic Pollutants (POPs) in the Greenland environment – Long-term temporal changes and effects on eggs of a bird of prey. By Sørensen, P.B. et al. 124 pp. (electronic)
Nr. 510: Bly i blod fra mennesker i Nuuk, Grønland - en vurdering af blyhagl fra fugle som forureningskilde. Af Johansen, P. et al. 30 s. (elektronisk)
Nr. 513: Marine områder 2003 – Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Af Ærtebjerg, G. et al. (elektronisk)
Nr. 514: Landovervågningsoplande 2003. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. (elektronisk)
Nr. 515: Søer 2003. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. (elektronisk)
Nr. 516: Vandløb 2003. NOVA 2003. Af Bøgestrand, J. (red.) (elektronisk)
Nr. 517: Vandmiljø 2004. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Af Andersen, J.M. et al. 100,00 kr.
Nr. 518: Overvågning af vandmiljøplan II – Vådområder. Af Hoffmann, C.C. et al. (elektronisk)
Nr. 519: Atmosfærisk deposition 2003. NOVA 2003. Af Ellermann, T. et al. (elektronisk)
Nr. 520: Atmosfærisk deposition. Driftsrapport for luftforurening i 2003. Af Ellermann, T. et al. (elektronisk)

Denne rapport beskriver måle- og modelresultater. Målekampagnen blev gennemført langs Køge Bugt motorvejen ved Greve for en 3 måneders periode i efteråret 2003, hvor der blev målt NOx (NO og NO_2) i forskellige afstande af motorvejen. Der er endvidere opstillet en luftkvalitetsmodel, som beskriver spredning og omdannelse med udgangspunkt i OML modellen. OML modellen er modificeret, således at den tager hensyn til trafikskabt turbulens. Modellen er evalueret ved sammenligning mellem målinger og modelberegninger. Endvidere er gennemført modelberegninger for hele 2003 for sammenligning med grænseværdier.

Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

ISBN 87-7772-847-5
ISSN 1600-0048