

Luftkvalitet og helbredseffekter i Danmark, status 2018

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 11-06-2019

Thomas Ellermann, Jørgen Brandt, Lise Marie Frohn Rasmussen, Camilla Geels, Jesper H. Christensen, Matthias Ketzel, Steen Solvang Jensen, Claus Nordstrøm, Jacob Klennø Nøjgaard, Jesper Nygaard, Christian Monies og Ingeborg Elbæk Nielsen.

Institut for Miljøvidenskab, Science and Technology

Rekvirent:

Christian Lange og Mette Overgaard, Miljø- og Fødevareministeriet

Antal sider: 27

Faglig kommentering:

Ole Hertel

Kvalitetssikring, centret:

Vibeke Vestergaard Nielsen



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Tel.: +45 8715 0000

E-mail: dce@au.dk

<http://dce.au.dk>

Indhold

Indhold	2
Sammenfatning	3
1. Indledning	4
2. Status for luftkvalitet	5
2.1 Partikelforurening - PM _{2,5} , PM ₁₀ og elementært kulstof	6
2.2 Kvælstofdioxid, ozon og svovldioxid	9
3. Modelberegning af helbredseffekterne af luftforureningen	16
3.1 Opdatering af modelberegningerne	16
3.2 Helbredseffekterne af luftforureningen i Danmark	20
3.3 Helbredsrelaterede eksterne omkostninger	23
3.4 Usikkerheder og perspektiver for de fremtidige beregninger	23
4. Referencer	25
Bilag 1. Numre og navne på de udvalgte gadestrækninger	26
Bilag 2	27

Sammenfatning

Nærværende notat giver en status pr. udgangen af 2018 vedrørende luftkvaliteten af de helbredsskadelige luftforureningskomponenter og de helbredsrelaterede effekter og økonomiske konsekvenser af luftforureningen.

Notatet præsenterer resultater for partikelforureningen (partikler med diameter under henholdsvis 2,5 µm (PM_{2,5}) og 10 µm (PM₁₀) samt partikelbundet elementært kulstof), kvælstofoxider, kvælstofdioxid, ozon og svovldioxid. I 2018 er der ikke for nogen af de omtalte luftforureningskomponenter målt værdier, der overskrider grænseværdier og målværdier. Modelberegning af årsmiddelværdierne for 98 udvalgte gadestrækninger i København viser en minimal overskridelse for en enkelt gadestrækning.

For alle luftforureningskomponenter gælder det, at der er sket et markant fald i koncentrationerne i løbet af den periode, hvor målingerne har fundet sted. Årsmiddelværdierne for PM_{2,5}, PM₁₀ og kvælstofdioxid er til eksempel faldet med omkring 25 % over de seneste ti år, og elementært kulstof er faldet med omkring 60% inden for de seneste ni år. Ozon er den eneste komponent, hvor der ikke er set et fald i årsmiddelværdien. For denne parameter ses et fald i de højeste peak-koncentrationer selv om niveauet dog har været relativt konstant gennem de seneste ti år. Fra 2017 til 2018 er der sket en markant stigning i de langtransporterede luftforureningskomponenter (PM_{2,5}, PM₁₀ og ozon). Dette er ikke et udtryk for stigende udledninger, men er en følge af de naturlige meteorologiske variationer fra år til år.

Siden den seneste rapportering er der sket en omfattende opdatering af DCE's modelsystemer til beregning af helbredseffekter og helbredsrelaterede eksterne omkostninger af luftforurening. En af de vigtigste ændringer består i en opdatering af de eksponerings-respons-funktioner, som anvendes til at estimere helbredseffekterne. Det betyder blandt andet, at der for første gang medregnes helbredseffekter af kvælstofdioxid. En anden vigtig ændring er, at værdisætningen af et statistisk liv er opdateret. Begge disse ændringer har bevirket, at tallene i denne rapportering ligger væsentligt højere end i fx rapporten for 2017. Denne stigning i helbredsskader og dertil knyttede omkostninger er ikke et udtryk for en forværring af luftforureningen, men er således udtryk for et ændret beregningsgrundlag.

Notatet præsenterer omfanget af helbredseffekter af luftforurening for en række helbredsudfald, hvoraf for tidlig død er en af de vigtigste. Beregningerne viser at omkring 4.000 for tidlige dødsfald i årligt gennemsnit for perioden 2016-2018 kan relateres til den samlede luftforurening i Danmark. Kilder i udlandet er ansvarlige for omkring 3000 af de for tidlige dødsfald (76%), mens danske kilder er ansvarlige for omkring 1000 for tidlige dødsfald (24%). Eksponering for PM_{2,5} er ansvarlig for omkring 89% af antallet af for tidlig dødsfald, kvælstofdioxid for omkring 9%, ozon for omkring 2% og svovldioxid for omkring 0,1%, som årligt gennemsnit for perioden 2016-2018. Det samlede antal tilfælde af for tidlig død er faldet med omkring 42% siden 1990. Faldet skyldes reduktionen i luftforureningen.

De samlede eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Danmark er estimeret til omkring 75 milliarder kr. som årligt gennemsnit for perioden 2016-2018. Her ses tilsvarende et fald på omkring 42 % siden 1990.

1. Indledning

Nærværende notat giver en kortfattet status samt oversigt over luftkvaliteten og helbredseffekterne af luftforureningen i Danmark per udgangen af 2018. Notatet omfatter data for partikelforureningen, kvælstofdioxid, ozon, og svovldioxid, som er de vigtigste luftforureningskomponenter i forbindelse med vurdering af helbredseffekterne af luftforureningen. Endvidere præsenteres resultaterne fra modelberegning af helbredseffekterne og udviklingstenden siden 1990.

Notatet er delt i to dele. Første del præsenterer status for luftkvaliteten for de vigtigste luftforureningskomponenter set i relation til helbredseffekterne:

- Partikelforurening - $PM_{2,5}$ og PM_{10} (massen af partikler med diameter under henholdsvis 2,5 og 10 μm) og elementært kulstof (EC),
- Kvælstofdioxid (NO_2) og kvælstofoxider (NO_x = sum af NO_2 og kvælstofmonooxid (NO)),
- Ozon (O_3),
- Svovldioxid (SO_2).

Anden del præsenterer resultaterne for beregning af helbredseffekter af luftforureningen. Siden rapporteringen for 2017 (Ellermann et al., 2018) er der foretaget væsentlige opdateringer af DCE's modelberegninger indledes med en kort beskrivelse af de væsentligste opdateringer og baggrunden herfor.

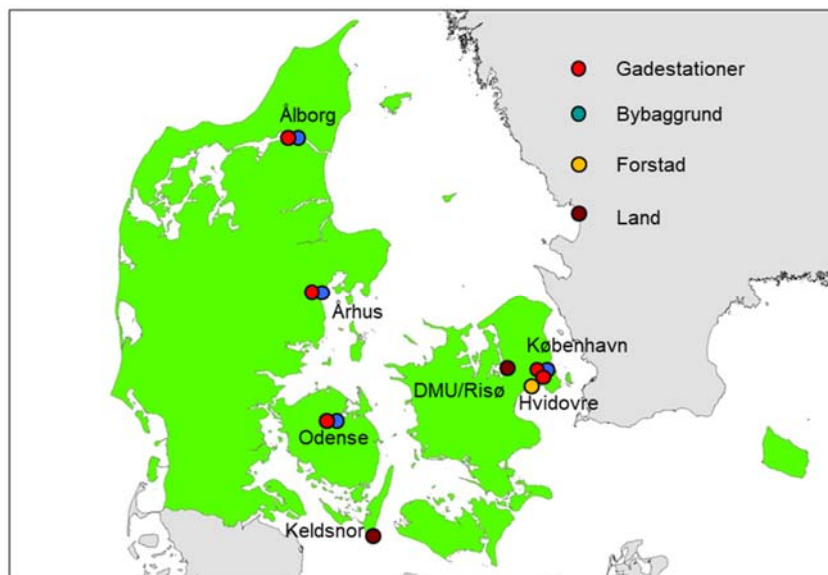
2. Status for luftkvalitet

Luftkvaliteten for de forskellige luftforureningskomponenter måles ved de danske målestationer, som dels er placeret i Københavnsområdet (herunder Hvidovre), Aarhus, Aalborg og Odense og dels er placeret i landområder fordelt over landet (Figur 2.1). Der er fire forskellige typer af målestationer:

- Landstationer, hvor resultaterne viser det generelle luftforureningsniveau uden for byerne, og hvor forureningen for en stor del stammer fra udenlandske kilder.
- Forstadsmålestation, hvor resultaterne viser luftforureningsniveauet i et parcelhusområde.
- Bybaggrundsmålestationer, hvor resultaterne viser det generelle luftforureningsniveau i byerne. Målestationerne er placeret, så de ikke er direkte påvirket af udledningerne fra vejtrafikken i fx en enkelt gade.
- Gademålestationer, hvor resultaterne viser luftforureningsniveauerne i stærkt trafikerede bygader.

Måleprogrammet for de forskellige luftforureningskomponenter har meget varierende omfang, hvilket dels afspejler kravene i EU's luftkvalitetsdirektiver og dels de nationale behov for overvågning af de forskellige luftforureningskomponenter. Yderligere detaljer (opsamlings- og analysemetoder, tidlig opløsning mm.) om målingerne kan findes i årsrapporten for 2017 (Ellermann et al., 2018).

Kapitlet vil endvidere kortfattet præsentere resultaterne for modelberegning af luftkoncentrationerne af NO₂ på 98 gadestrækninger i København. Yderligere detaljer om disse modelberegninger kan ligeledes findes i årsrapporten for 2017 (Ellermann et al., 2018).



Figur 2.1. Målestationerne anvendt i forbindelse med overvågning af luftkvalitet i relation til helbred.

2.1 Partikelforurening - PM_{2,5}, PM₁₀ og elementært kulstof

Tabel 2.1 viser årsmiddelkoncentrationer af PM_{2,5}, PM₁₀ og elementært kulstof for 2018. Endvidere angives antallet af dage, hvor døgnmiddelværdien af PM₁₀ overskrider 50 µg/m³. EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) angiver, at denne tærskel ikke må overskrides mere end 35 gange i kalenderåret.

Den højeste årsmiddelkoncentration for PM_{2,5} er målt ved H.C. Andersens Boulevard (HCAB) i København og er på 16 µg/m³ i 2018. Grænseværdien for årsmiddelkoncentrationen af PM_{2,5} er på 25 µg/m³ (EC, 2008). Den højeste årsmiddelværdi ligger dermed 36% lavere end grænseværdien. Der er således ikke tale om overskridelser af grænseværdien for PM_{2,5} i 2018.

Den højeste årsmiddelkoncentration for PM₁₀ er ligeledes målt ved H.C. Andersens Boulevard i København og ligger på 31 µg/m³ i 2018. Grænseværdien for årsmiddelkoncentrationen af PM₁₀ ligger på 40 µg/m³ (EC2008). Den højeste årsmiddelværdi ligger dermed omkring 22% lavere end grænseværdien. Antallet af dage, hvor døgnmiddelværdien overskrider 50 µg/m³ er 22 ved H.C. Andersens Boulevard, hvilket igen er gadestationen med de højeste værdier. Dette niveau er godt under det tilladte (35 dage), så i 2018 er der ingen overskridelser af grænseværdierne for PM₁₀.

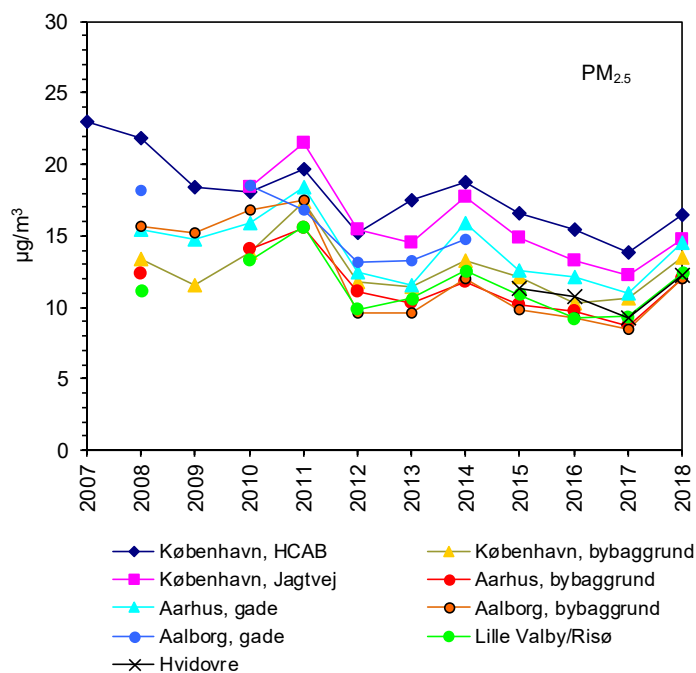
Der er ingen grænseværdier for elementært kulstof, selv om forskning har indikeret at det er en relevant parameter for helbredseffekter af luftforurening.

Tabel 2.1. Resultater for 2018 for årsmiddelkoncentrationer af PM_{2,5}, PM₁₀ og elementært kulstof (EC) samt antallet af dage, hvor døgnmiddelværdien af PM₁₀ overskrider 50 µg/m³ (må ikke overskrides mere end 35 gange i kalenderåret i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008)).

	PM _{2,5} Årsmiddel µg/m ³	PM ₁₀ Årsmiddel µg/m ³	PM ₁₀ Dage over 50 µg/m ³ Antal	Elementært kulstof Årsmiddel µg/m ³
Gade				
København, HCAB	16	31	22	1,1
København, Jagtvej	14	25	8	
Århus	14	22	7	
Odense		23	9	
Forstad				
Hvidovre	12			0,4
Bybaggrund				
København	13	18	4	0,4
Århus	12			
Aalborg	12			
Land				
Risø	12	17	4	0,3
Keldsnor		18	5	

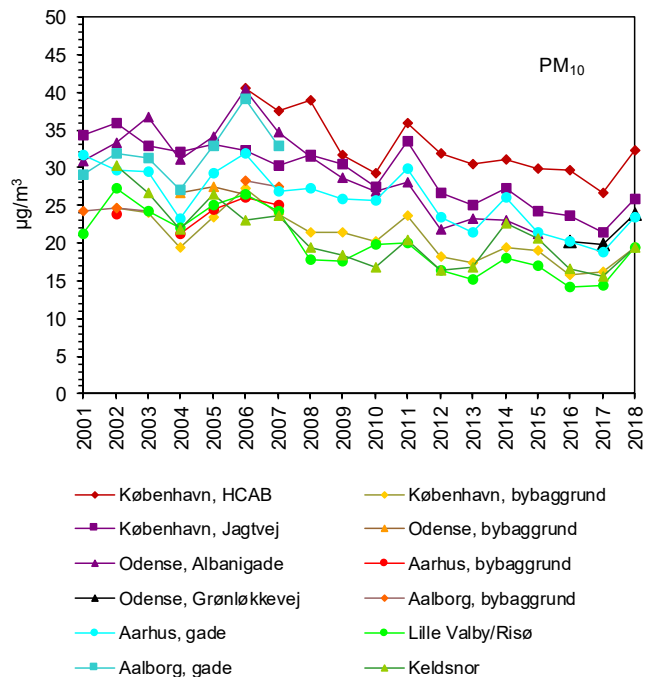
Figur 2.2 viser udviklingstendensen for årsmiddelkoncentrationer af PM_{2,5} siden 2007, hvor disse målinger blev påbegyndt. Der ses en relativt ensartet udvikling i PM_{2,5}, hvilket hænger sammen med, at størstedelen af PM_{2,5} stammer fra langtransport af luftforurening til Danmark fra det øvrige Europa. Dette giver et ensartet niveau af PM_{2,5} i hele landet og også en ensartet udviklingstendens. I løbet af de seneste 10 år er PM_{2,5} i gennemsnit faldet med omkring 25%.

Fra 2017 til 2018 ses imidlertid en relativt stor stigning i $PM_{2.5}$. Stigningen ligger på omkring $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for alle stationer. Den ensartede stigning på alle stationerne viser, at stigningen hovedsageligt er forårsaget af langtransport af luftforurening til Danmark, og det betyder, at stigningen ikke skyldes ændringer i danske udledninger. Stigningen skyldes således naturlige variationer i de meteorologiske forhold mellem de to år.



Figur 2.2. Udviklingstendens over perioden 2007 til 2018 for årsmiddelkoncentrationer af $PM_{2.5}$.

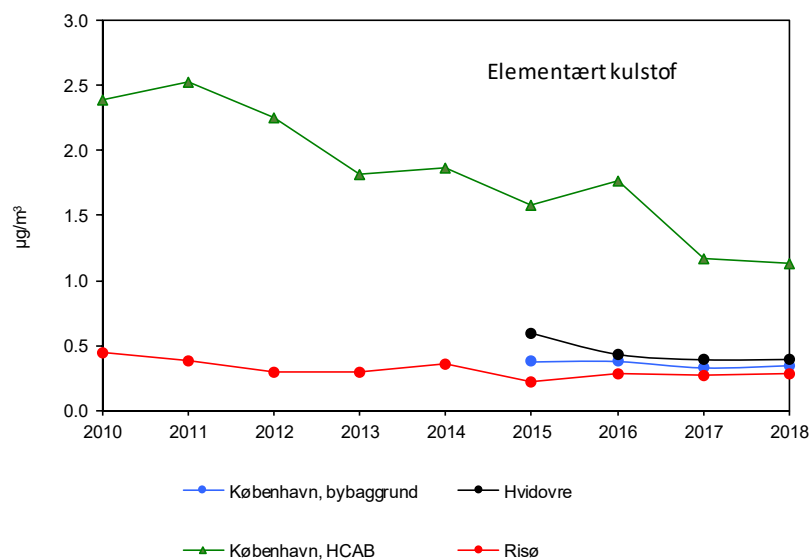
Figur 2.3 viser udviklingstendensen for årsmiddelkoncentrationer af PM_{10} siden 2001-2002. Målingerne af PM_{10} blev for de fleste af stationerne påbegyndt 6-7 år tidligere end for $PM_{2.5}$. Dog blev målingerne ved H.C. Andersens Boulevard først startet i 2006. Ligesom for $PM_{2.5}$ ses en relativt ens udviklingstendens for målestationerne ud over landet. Dette hænger igen sammen med, at størstedelen af PM_{10} stammer fra langtransport af luftforurening. Siden 2002 er PM_{10} i gennemsnit faldt med omkring 37%, og over de seneste 10 år er PM_{10} faldet med omkring 27%. Faldet i PM_{10} er for en stor del sket ved et fald i de fine partikler ($PM_{2.5}$ = partikler mindre end $2,5 \mu\text{m}$), mens faldet i de grove partikler ($PM_{10} - PM_{2.5}$ = partikler med diameter mellem $2,5$ og $10 \mu\text{m}$) er mindre markant. Som for $PM_{2.5}$, ses en ensartet stigning fra 2017 til 2018 i PM_{10} ($3 - 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) for de danske målestationer. Denne stigning er en følge af naturlige variationer i de meteorologiske forhold mellem de to år.



Figur 2.3. Udviklingstendens over perioden 2001 til 2018 for årsmiddelkoncentrationer af PM₁₀.

Figur 2.4 viser udviklingstendens for de fire målestationer, hvor der måles elementært kulstof. Ved to af målestationerne begyndte målingerne i 2010, mens de to sidste målestationer først er kommet til i 2015. Ved målestationen på H.C. Andersens Boulevard er der målt et fald på omkring 60% i løbet af de sidste 9 år. Elementært kulstof stammer primært fra lokale kilder og faldet på H.C. Andersens Boulevard skyldes hovedsageligt regulering af køretøjerne, hvor blandt andet partikelfiltre har haft en stor betydning. Koncentrationerne af elementært kulstof er væsentligt lavere på landbaggrundsmålestationen ved Risø. Her ses et fald på omkring 40%, hvilket blandt andet skyldes fald i udledninger fra transport og brændefyring. Ved målestationerne i bybaggrund og forstad ses ligeledes fald i koncentrationerne, men tidsserierne er korte og derfor usikre.

Til forskel fra PM_{2,5} og PM₁₀, så måles der stort set samme koncentrationer i 2017 og 2018. Årsagen er, at PM_{2,5} og PM₁₀ hovedsageligt stammer fra langtransport, mens elementært kulstof hovedsageligt stammer fra lokale kilder. De lokale luftforureningskomponenter er i mindre grad påvirket af naturlige variationer i blandt andet nedbøren.



Figur 2.4. Udviklingstendens over perioden 2010 til 2018 for årsmiddelmålinger af elementært kulstof.

2.2 Kvælstofdioxid, ozon og svovldioxid

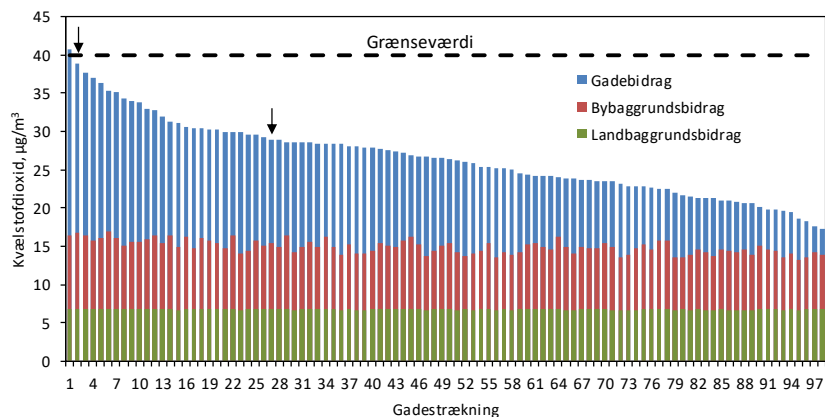
Tabel 2.2 viser de årlige middelmålinger for kvælstofdi- og kvælstofmonoxid, ozon og svovldioxid. Endvidere angives antallet af dage, hvor den daglige maksimale otte-timers-middelmåling overstiger $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Grænseværdien angiver, at denne tærskel ikke må overskrides mere end 25 gange i kalenderåret i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008).

De højeste årsmiddelmålinger for kvælstofdi- og kvælstofmonoxid ses i de trafikerede gader, hvilket skyldes, at en stor del af udledningerne af kvælstofdi- og kvælstofmonoxid kommer fra vejtrafik (Tabel 2.2). De højeste koncentrationer af kvælstofdi- og kvælstofmonoxid er målt til $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$, hvilket er lige under grænseværdien for årsmiddelmålingen ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, EC 2008). Det er kun kvælstofdi- og kvælstofmonoxid, som er sundhedsskadelig, så derfor er ingen grænseværdi for kvælstofmonoxid (eller for kvælstofdi- og kvælstofmonoxid som er summen af kvælstofdi- og kvælstofmonoxid). Koncentrationerne er væsentligt lavere i bybaggrund og endnu lavere i landbaggrund, hvilket afspejler, at hovedkilden er trafik, og at kun en lille del af kvælstofdi- og kvælstofmonoxid kommer fra langtransport.

I overvågningsprogrammet udføres modelberegninger med gaderumsmodellen OSPM af årsmiddelmålingen af kvælstofdi- og kvælstofmonoxid (se Ellermann et al., 2018). Figur 2.5 viser resultaterne for de 98 udvalgte gader og strækninger som er inkluderet i beregningerne for København. Kun for én gader og strækning ligger årsmiddelmålingen ($40,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) over grænseværdien. Der udføres også modelberegninger for udvalgte gader og strækninger i Aalborg, men disse er ikke færdige på nuværende tidspunkt. Årsmiddelmålingerne for disse gader og strækninger lå så lavt i 2017 (Ellermann et al., 2018), at der ikke er risiko for overskridelser i 2018.

Tabel 2.2. Resultater for 2018 for de årlige middelkoncentrationer for kvælstofoxider/-kvælstofdioxid, ozon og svovldioxid samt antallet af dage, hvor den daglige maksimale otte-timers-middelværdi overskrider 120 µg/m³ (må ikke overskrides mere end 25 gange i kalenderåret i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008)).

	Kvælstofoxider Årsmiddel µg/m ³	Kvælstofdioxid Årsmiddel µg/m ³	Ozon Årsmiddel µg/m ³	Ozon Dage over 120 µg/m ³ Antal	Svovldioxid Årsmiddel µg/m ³
Gade					
København, HCAB	84	39	42	0	1
København, Jagtvej	56	30			
Århus	49	25			
Odense	30	17			
Forstad					
Hvidovre	16	12			
Bybaggrund					
København	15	13	61	8	
Århus	15	12	58	7	
Odense	13	11	61	14	
Aalborg	15	11	59	8	
Land					
Risø	8	8	63	16	0,3
Keldsnor	9	8	61	10	



Figur 2.5. Årsmiddelkoncentrationer af kvælstofdioxid i 2018 for 98 udvalgte gadestrækninger i København. Bidraget fra trafikken på gaden er beregnet med gaderumsmodellen OSPM[®]. Bybaggrundsbidraget er beregnet med UBM (Urban background model) og det regionalebidrag er beregnet med regionalskalamodellen DEHM. Værdierne angiver resultatet for den side af gaden, hvor den højeste årsmiddelkoncentration blev beregnet. For de to gadestrækninger med målestationerne (H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej) angives dog resultaterne for den side af gadestrækningen, hvor målestationen er placeret. Navnene for gadestrækningerne kan ses i bilag 1. Pilene angiver gadestrækningerne med målestationer.

EU's luftkvalitetsdirektiv fastlægger ligeledes en grænseværdi for korttidseksponeringen for kvælstofdioxid. Denne grænseværdi angiver at timemiddelværdien ikke må overskride 200 µg/m³ mere end 18 gange i løbet af et kalenderår. I 2018 er der ingen timemiddelværdier, hvor de 200 µg/m³ er overskredet. Der er dermed ikke målt overskridelse af denne grænseværdi for kvælstofdioxid i 2018.

I modsætning til de øvrige luftforureningskomponenter, så er årsmiddelkoncentrationerne for ozon højest på landet, lidt lavere i bybaggrund og lavest i de trafikkerede gader (Tabel 2.2). Årsagen er, at udledningerne af kvælstof-

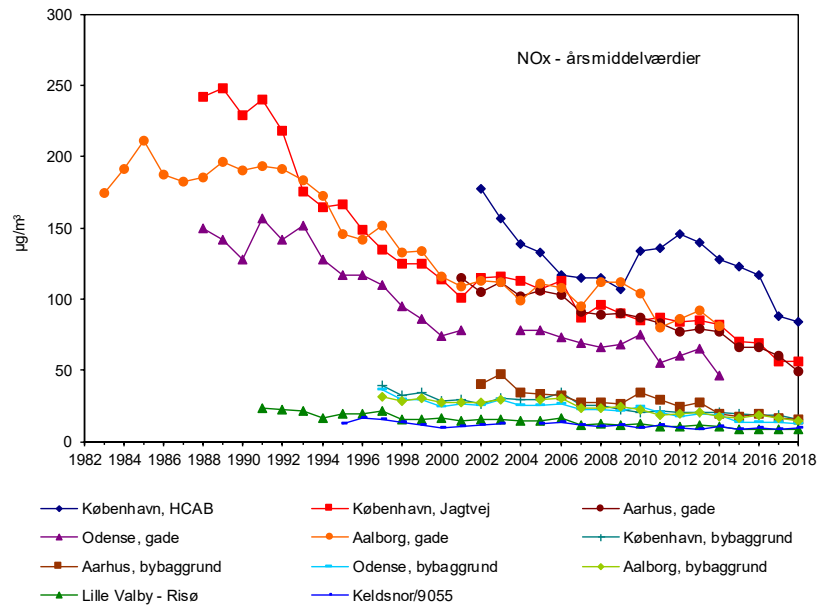
oxider fra trafikken nedbryder ozon, så høje koncentrationer af kvælstofoxider modsvares af lave koncentrationer af ozon. I dag anses de helbredsskadelige effekter af ozon primært at komme fra episoder med høje koncentrationer, hvilket er grunden til, at der ikke findes en målsætning for årsmiddelværdien af ozon, men derimod en målværdi for antallet af episoder med forhøjede koncentrationer. Tærskelværdien for den daglige maksimale otte-timers-middelværdi på $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ må maksimalt overskrides 18 gange i kalenderåret. I 2018 blev tærskelværdien højest overskredet 16 gange på landbaggrundsmålestationen ved Risø. Der er således ikke problemer med overskridelse af målværdien i 2018.

Koncentrationsniveauerne for svovldioxid (Tabel 2.2) er i dag så lave, at der i 2018 kun er udført målinger på ganske få målestationer. Grænseværdierne for svovldioxid gælder for beskyttelse mod korttidseffekter fra svovldioxid. Grænseværdierne angiver, at den højeste timemiddelværdi ikke må overskride $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i et kalenderår, og at døgnmiddelværdien ikke må overskride $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mere end fire gange i et kalender år. I 2018 blev den maksimale timemiddelværdi målt til $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og den fjerde højeste døgnmiddelværdi til $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I begge tilfælde lå de målte maksimumkoncentrationer mere end 25 gange lavere end grænseværdierne. Der er således ikke overskridelser af grænseværdierne for svovldioxid i 2018.

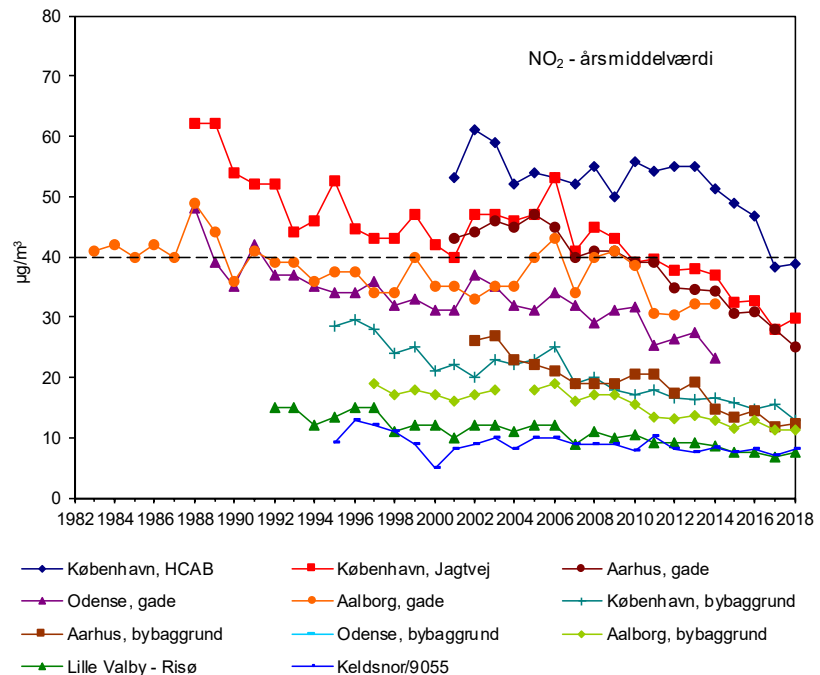
Figurerne 2.6 og 2.7 viser udviklingstendensen for kvælstofoxiderne og kvælstofdioxid siden 1980'erne. I 1980'erne var koncentrationerne af kvælstofoxider relativt konstant. Fra begyndelsen af 1990'erne begyndte koncentrationerne at aftage, og den udvikling er fortsat helt frem til i dag, hvor koncentrationerne på gademålestationerne er faldet med omkring 75%. Målingerne begyndte lidt senere i bybaggrund og landbaggrund. Her er der sket et fald på omkring 50% siden begyndelsen af målingerne.

Koncentrationerne af kvælstofdioxid på gademålestationerne er faldet med omkring 50% siden slutningen af 1980'erne, men her er faldet ikke så jævnt, som observeret for kvælstofoxiderne. Fra midten af 1990'erne stagnerer faldet, og frem mod første halvdel af 2000'erne ses en svag stigning i koncentrationerne. Fra omkring 2005-2006 begynder koncentrationen igen at falde og i gennemsnit for gadestationerne ses et 25% fald i løbet af de seneste 10 år. Årsagen til denne udviklingstendens er primært ændringer i køretøjsparken, hvor andelen af dieseldrevne køretøjer med oxiderende katalysatorer førte til en stigning i den direkte udledte andel af kvælstofdioxid. Forbedringer i udledningen fra køretøjerne med introduktion af ekstra katalysatorer (SCR-katalysatorer) til fjernelse af kvælstofoxiderne fra udstødningen i dieseldrevne køretøjer er den væsentligste årsag til, at koncentrationerne af kvælstofdioxid igen begyndte at falde efter 2005-2006. På målestationerne i bybaggrund og landbaggrund ses et jævnt fald i koncentrationerne af kvælstofdioxid på omkring 40% siden målingernes begyndelse. Disse målestationer er placeret længere væk fra køretøjernes udledninger i gaderne, og udviklingstendensen er derfor ikke i samme grad påvirket af ændringer i andelen af direkte udledt kvælstofdioxid.

Koncentrationerne er nogenlunde på samme niveau i 2017 og 2018, hvilket hænger sammen med, at lokale udledninger er den væsentligste kilde til kvælstofoxider og kvælstofdioxid.



Figur 2.6. Udviklingstendens for årsmiddelværdier af kvælstofoxider (NO_x) i perioden 1983 til 2018. Den kraftige stigning i koncentrationen på H. C. Andersens Boulevard i 2010 skyldes nedlæggelse af en busbane, hvilket flyttede trafikken tættere på målestationen. Faldet i 2017 skyldes flytning af målestationen, således at afstanden til vejbanerne blev reetableret set i forhold til situationen før busbanen.



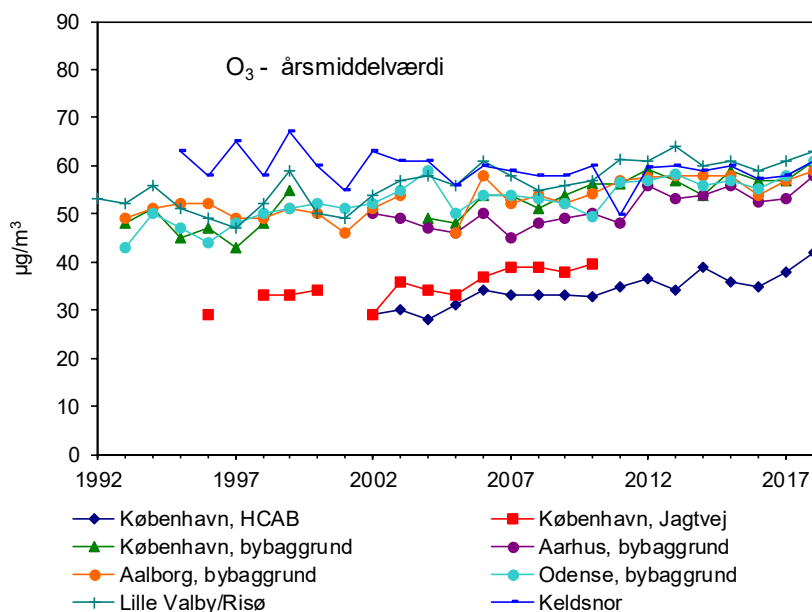
Figur 2.7. Udviklingstendens for årsmiddelværdier af kvælstofoxider (NO_2) for perioden 1983 til 2018. Stigningen i koncentrationen på H. C. Andersens Boulevard i 2010 skyldes nedlæggelse af en busbane, hvilket flyttede trafikken tættere på målestationen. Faldet i 2017 skyldes flytning af målestationen, således at afstanden til vejbanerne blev reetableret set i forhold til situationen før busbaneændringen.

Figur 2.8 viser udviklingstendensen for årsmiddelværdierne af ozon. For hovedparten af målestationerne ses et relativt konstant niveau, omend der på en del af målestationerne er en svag tendens til en stigning i årsmiddelværdien. Ozon dannes via de kemiske reaktioner i atmosfæren. Da reaktionerne kræver høj temperatur og solstråling, sker dannelsen af ozon hovedsageligt i de sydligere dele af Europa, hvorefter den langtransporteres til Danmark. Den Europæiske regulering af udledningerne af de ozondannende luftforureningskomponenter har imidlertid ikke været tilstrækkelig til at opveje de globale stigninger i ozonkoncentrationerne.

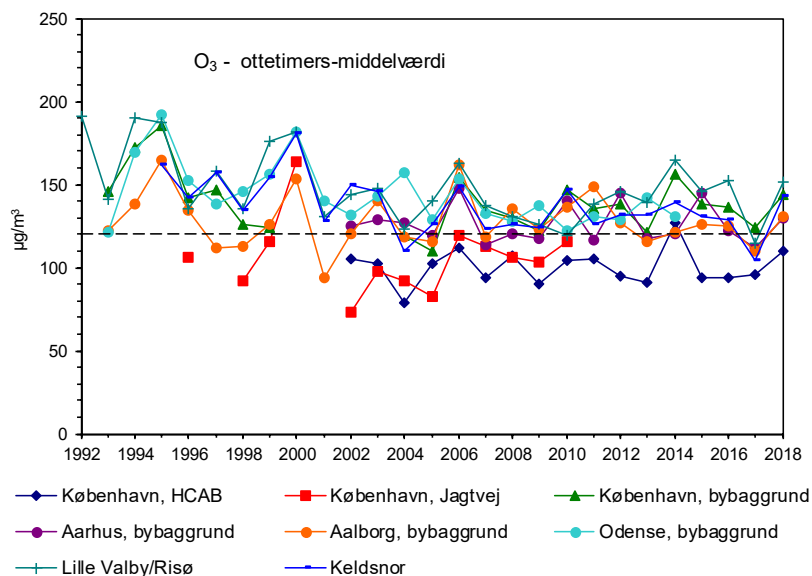
For gademålestationerne ses en stigning på omkring 20% over de seneste 20 år. Årsagen er et generelle fald i udledningerne af kvælstofoxider fra den lokale trafik, som er medvirkende til nedbrydningen af ozon.

Figur 2.9 viser udviklingstendensen for den daglige maksimale otte-timers-middelkoncentration, hvilket er en parameter, som viser de højeste koncentrationer målt i forbindelse med ozonepisoder. Disse episoder finder navnlig sted i sommerhalvåret. For denne parameter ses et fald siden begyndelsen af 1990'erne, hvilket viser, at den europæiske regulering af de ozondannende luftforureningskomponenter har haft en effekt på de højeste koncentrationer. Siden begyndelsen af 2000'erne er niveauet dog konstant.

For både årsmiddelværdien og den højeste daglige otte-timers-middelkoncentration ses en stigning fra 2017 til 2018, hvilket i lighed med de øvrige langtransporterede komponenter ($PM_{2.5}$ og PM_{10}), skyldes naturlige variationer i de meteorologiske forhold mellem de to år.

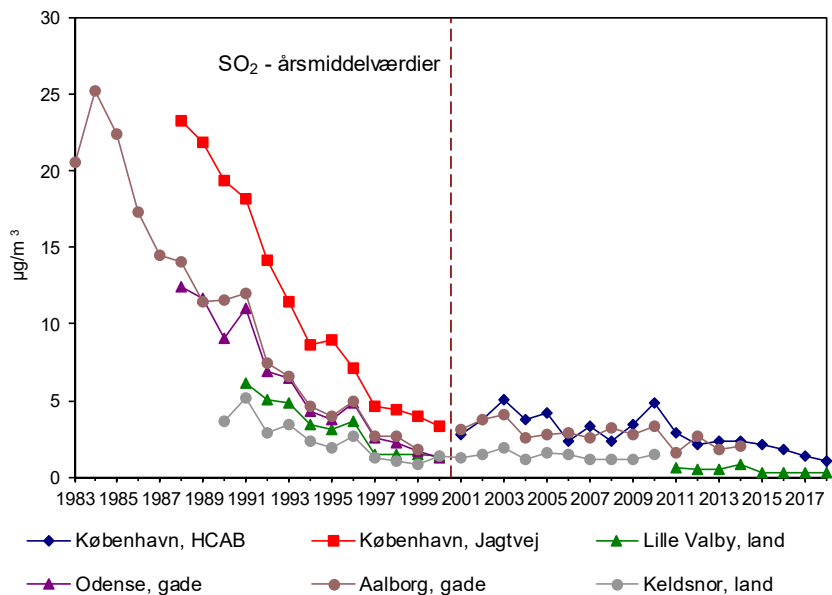


Figur 2.8. Udviklingstendens i perioden 1992 til 2018 for årsmiddelværdierne af ozon (O₃).



Figur 2.9. Udviklingstendens over perioden 1992 til 2018 for den højeste daglige maksimale otte-timers-middelværdi for ozon (O_3).

Figur 2.10 viser, at der siden slutningen af 1980'erne er sket et markant fald i årsmiddelkoncentrationen af svovldioxid. I dag er koncentrationen kun omkring 5% af niveauet i 1980'erne. Årsagen er omfattende reguleringer af såvel de landbaserede som maritime udledninger af svovl.



Figur 2.10. Udviklingstendens over perioden 1983 til 2018, for årsmiddelværdierne af svovldioxid (SO_2). I 2000 blev målemetoden (stiplede linje) på gademålestationerne skiftet, da det af hensyn til bestemmelserne i EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) var nødvendigt med høj tidsopløsning på målingerne, hvilket imidlertid bevirker, at årsmiddelværdierne efter 2000 er bestemt med høj måleusikkerhed, og kun skal anses som indikative.

3. Modelberegning af helbredseffekterne af luftforureningen

I forbindelse med Delprogram for luft under NOVANA leverer DCE en række beregninger med DCE's luftforureningsmodeller. Beregningerne har blandt andet til formål at:

- Beregne status for luftkvalitet for partikler (PM_{2,5} og PM₁₀), kvælstofdioxid, ozon og svovldioxid.
- Beregne helbredseffekter og økonomiske konsekvenser af luftforurening i Danmark.

Efter aftale med Miljøstyrelsen foretages disse modelberegninger med "fast-frosne" versioner af modellerne, da det er nødvendigt med en konsensusorienteret og stabil basis for at kunne følge trends direkte.

Modellerne indbefatter hele kæden fra den meteorologiske model (WRF), emissioner, kemi-langtransport modellen (DEHM), lokalskalm modellen for Danmark (UBM), gaderumsmodellen (OSPM), og modellen for beregning af helbredseffekter og eksterne omkostninger (EVA). OSPM-modellen anvendes til beregning af luftkvalitet i gaderummet og indgår endnu ikke ved beregning af helbredseffekterne af luftforureningen.

Parallelt med myndighedsrådgivningen foretages en løbende udvikling af forskningsversionerne af modellerne med det formål at implementere og teste ny viden, som fx nye kemisk/fysiske processer, metoder, parameteriseringer og inputdata til modellerne.

I forbindelse med rapportering af resultaterne fra Delprogram for luft for 2018 er modelberegningerne derfor blevet udført med opdaterede modelversioner, og der er anvendt nye og forbedrede inputdata til beregningerne. Grunden til at modelsystemerne opdateres på nuværende tidspunkt er hovedsageligt, at der er behov for opdatering af beregningerne af de helbredsrelaterede effekter af luftforureningen jævnfør anbefalingerne fra øvrige danske forskere på området (se nedenfor). Ved samme lejlighed opdateres de øvrige dele af modelsystemerne, hvilket har ført til et mere konsistent og generelt forbedret modelsystemet. De væsentligste ændringer har stor betydning for resultaterne præsenteret i nærværende notat. Derfor gennemgås de kort i den første del af dette afsnit.

I anden del præsenteres resultaterne fra modelberegning af helbredseffekter og økonomiske konsekvenser af luftforurening i Danmark udført med opdaterede modelversioner.

3.1 Opdatering af modelberegningerne

Meteorologiske inputdata

Den væsentligste ændring i forbindelse med beregningerne af luftforureningsniveauer er sket i relation til de meteorologiske modeller. Disse modeller anvendes til beregning af de detaljerede 3-D meteorologiske data, der fungerer som input til DEHM-modellen. I det tidligere modelsystem, anvendtes

MM5-modellen udviklet af National Center for Atmospheric Research, USA (NCAR). Modellen blev sidst opdateret i 2008. I det nye system anvendes modellen WRF (Weather Research and Forecasting model), som er NCAR's afløser for MM5. Ændringen er en fordel, fordi vi med den nye model har konsistente data tilbage til 1990, mens det ikke var tilfældet med den gamle model. Endvidere bliver den nye model fortsat forskningsmæssigt udviklet, hvilket heller ikke var tilfældet med den gamle. Se yderligere detaljer i bilag 2.

Emissionsopgørelser

Til beregningerne med DEHM på regional skala anvendes EMEP's nye udledningsdatasæt, som har en horisontal opløsning på $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ (svarende til omkring 11 km i N-S retningen). Det tidligere anvendte datasæt fra EMEP har en opløsning på 50 km x 50 km. Derudover er de nye udledningsdata fra EMEP opdelt efter et nyt system (GNFR; Gridded NFR data; Nomenclatur For Reporting) i modsætning til de tidligere anvendte data, som er opdelt efter SNAP-systemet (Selected Nomenclatur for Air Pollution). Se yderligere detaljer i bilag 2.

De danske udledninger er uændrede og baseret på SPREAD-modellen, som er en model til beregning af den geografiske fordeling af de danske udledninger med en geografisk fordeling på 1 km x 1km.

Regionale modelberegninger med DEHM

Der er foretaget mindre justeringer af kemiskemaet i DEHM-modellen, som anvendes til modelberegningerne på regional skala med en geografisk opløsning på 5,6 km x 5,6 km). Der er nu inkluderet en bedre og mere omfattende beskrivelse af partiklerne i modellen, hvor blandt andet Black Carbon (BC), primært organisk og de sekundære organiske partikler (SOA) er medtaget. Ændringerne giver forbedret beskrivelse af partikelfractionen, hvilket for eksempel ses ved målestationen ved Risø, hvor modellen kun ligger omkring 10% lavere end målingerne. Derudover er der foretaget en mindre ændring af depositionsregningerne, hvilket primært har indflydelse på beregningerne for det arktiske område. Se yderligere detaljer i bilag 2.

Modelberegninger for Danmark på lokalskala (UBM)

UBM (geografisk opløsning på 1 km x 1 km) har gennemgået en løbende udvikling i de senere år parallelt med DEHM. UBMv10.0 benyttes nu i NOVANA til forskel fra UBMv9.4. UBM er tilpasset de nye outputdata fra DEHM, hvor fokus specielt har været på opsplitningen af $PM_{2.5}$ i de enkelte kemiske komponenter, sådan at komponenterne kan valideres hver for sig, og at man kan regne på de enkelte komponenter i EVA-systemet efterfølgende. De enkelte komponenter indbefatter de primære partikler (mineralsk støv, black carbon, organisk stof og havsalt), samt de enkelte komponenter af sekundære uorganiske partikler (SIA), samt den samlede mængde af de sekundære organiske partikler (SOA). I den nye version af UBM er svovldioxid medtaget som et selvstændigt stof, hvor resultater direkte fra DEHM blev benyttet tidligere. Derudover opdateres UBM løbende med emissioner fra SPREAD-modellen. Opdatering af modellen har givet en mere konsistent beskrivelse af de fysiske og kemiske processer.

Modelberegninger af helbredseffekter og økonomiske konsekvenser af luftforureningen (EVA)

Forskere tilknyttet DCE holdt i efteråret 2018 møde med de centrale institutioner i Danmark, som arbejder med helbredseffekter af luftforurening. Ved mødet deltog repræsentanter fra DCE, AU-Health, KU-Institut for folkesundhedsvidenskab, Aalborg Universitet, Kræftens Bekæmpelse, Sundhedsstyrelsen og Miljø- og Fødevareministeriet. Ved mødet diskuteredes behovet for ændringer i eksponerings-respons-funktionerne, som danner basis for beregning af helbredseffekterne af luftforureningen i EVA-systemet, som er DCE's modelsystem til beregning af helbredseffekterne og de økonomiske konsekvenser af luftforureningen. Der var generelt opbakning fra forskerne ved mødet til at udvide modelberegningerne med eksponerings-respons-funktioner for de direkte helbredseffekter af kvælstofdioxid, og til at foretage denne udvidelse på basis af anbefalingerne fra WHO (2013). Efterfølgende har DCE besluttet at implementere disse eksponerings-respons-funktioner i forbindelse med estimering af helbredseffekterne af luftforureningen i Danmark i regi af Delprogram for luft under NOVANA. Efter DCE's opfattelse er anbefalingerne fra WHO (2013) aktuelt det mest autoritative fundament som basis for modelberegninger af helbredseffekter af luftforurening i Danmark.

Tabel 3.1 angiver de eksponerings-respons-funktioner, som i dag benyttes til beregningerne i EVA-systemet, herunder de nye funktioner til beskrivelse af de direkte effekter af NO₂. Funktionerne er så vidt muligt tilpasset danske betingelser, da der er generel enighed om, at eksponerings-responsfunktionerne og tilhørende enhedspriser er lande-specifikke, blandt andet fordi helbredsudfald hænger sammen med en række forskellige lokalt betingede forhold, hvoraf levevis er en vigtig parameter. Desuden er befolkningernes almenne helbredstilstand og landenes økonomier forskellige. De eksponerings-responsfunktioner, der anvendes her, er justeret i forhold til danske levetidstabeller, hvor den relative risiko (RR), som typisk angives fra WHO kan omregnes til eksponerings-responsfunktion. Som det kan ses i Tabel 3.1 er nogle af helbredseffekterne kun relevante for specifikke aldersgrupper.

Ved rapporteringen af helbredseffekterne af luftforureningen for 2017 (Ellermann et al., 2018) blev der anvendt en version af EVA-systemet, som er beskrevet i Andersen & Brandt (2014). Forskellen mellem den nuværende og den tidligere version af modelsystemet er, at der nu er inkluderet helbredseffekter af NO₂ ud fra anbefalinger fra WHO (WHO, 2013). Endvidere har WHO yderligere særskilt identificeret eksponerings-responsfunktioner for akut mortalitet for PM_{2,5} og NO₂ mod tidligere kun for SO₂ og ozon. Dette er ligeledes implementeret i den nye version af modellen.

De tabte leveår ved kronisk mortalitet for PM_{2,5} (som følge af langtidseksponering) er opgjort netto for akut mortalitet for derved at imødegå eventuelle dobbelttællinger (medregning af samme effekt to gange). Endvidere er effekter på voksne astmatikere udgået, idet disse ikke er medtaget af WHO.

Tabel 3.1. Sundhedseffekter i EVA. De anførte eksponerings-responsfunktioner refererer til årsmiddelværdien, medmindre andet er angivet. Tabel gengivet fra *Andersen et al. (2019)*.

Sundhedseffekt Slutpunkter	Eksponerings-respons funktioner	Værdisætning DKK (2016-priser)
MORBIDITET (PM_{2,5})		
Bronchitis (voksne)	7,02E-5 tilfælde pr. µgm ⁻³	293.863 pr. tilfælde
Indlæggelser		
- åndedrætsbesvær	2,75E-5 tilfælde pr. µgm ⁻³	74.053 pr. tilfælde
- hjertekarsygdomme	1,93E-5 tilfælde pr. µgm ⁻³	119.194 pr. tilfælde
Lungekræft, morbiditet	1,62E-6 tilfælde pr. µgm ⁻³ (> 30 år)	162.502 pr. tilfælde
Astma (9,4%; < 19 år) og bronchitis (<18 år) hos børn		
- astma symptomer	4,05E-4 pr. µgm ⁻³	9.873 pr. år
- bronchitis (hoste)	1,37E-3 pr. µgm ⁻³	1.206 pr. år
Sygedage		
- arbejdsdage (20-65 år)	3,93E-5 dage pr. µgm ⁻³	2.031 pr. dag
- alle dage, netto	6,9E-2 dage pr. µgm ⁻³	1.105 pr. dag
MORBIDITET (NO₂)		
Indlæggelser		
- åndedrætsbesvær	2,6E-5 tilfælde pr. µgm ⁻³	74.053 pr. tilfælde
MORBIDITET (O₃>35ppb)		
Indlæggelser		
- åndedrætsbesvær	1,95E-5*SOMO35 ^a dage/år (>65 år)	74.053 pr. tilfælde
- hjertekarsygdomme	6,33E-5*SOMO35 ^a dage/år (>65 år)	119.194 pr. tilfælde
Sygedage		
- MRAD ⁺ ozon (O ₃ >35ppb)	3,29E-5*SOMO35 ^a dage/år	584 pr. tilfælde
MORTALITET		
Akut mortalitet		
- PM _{2,5}	1,19E-5 pr. µgm ⁻³ minus SO ₂ /NO ₂	31.600.000
- SO ₂	6,97E-7 pr. µgm ⁻³	31.600.000
- NO ₂ [*]	2,61E-6 pr. µgm ⁻³	31.600.000
- PM _{2,5} spædbørn (3-12m)	6,15E-6 pr. µgm ⁻³	47.400.000
- ozon (O ₃ >35ppb)	2,81E-6*SOMO35 ^a tilfælde pr. µgm ⁻³	31.600.000
Kronisk mortalitet		
- PM _{2,5}	0,932E-3 YOLL [#] pr. µgm ⁻³ (>30 år)	1.115.000 pr. YOLL [#]
- NO ₂ (>20µg/m ³)	0,625E-3 YOLL [#] pr. µgm ⁻³ (>30 år)	1.115.000 pr. YOLL [#]

^aSOMO35 beregnes ud fra summen af de højeste ozonkoncentrationer, og angiver summen af 8-timers daglige maksimum middelværdier over 35 ppb på et år.

^{*}NO₂ beregnes ud fra daglige max-timeværdi.

[#]YOLL er en forkortelse for "Years Of Life Lost" (tabte leveår).

⁺Minor Restricted Activity Days (dage med mindre restriktioner i aktivitet).

I lighed med anbefalingerne for WHO er det i EVA-beregningerne antaget, at alle partikler er lige farlige, idet den relative risiko på 6,2% pr. 10 µg/m³ PM_{2,5} anvendes.

Ved værdisætningen anvendes en opdateret værdi for statistisk liv på 31,6 mio. kr. som opgjort af Det Økonomiske Råd (DØRS, 2016) og anbefalet af Finansministeriet (Finansministeriet, 2017). Denne værdisætning er omkring dobbelt så høj som den tidligere anvendte i EVA-systemet. Notatet Andersen et al. (2019) erstatter således beregningspriserne i notat om miljøøkonomiske beregningspriser 1.0 og 2.0 (Andersen, 2014; 2018).

Ved opdatering af EVA-systemet med nye eksponerings-responsfunktioner, har systemet samtidigt undergået en komplet opdatering og optimering af koden samt inputdata. Modellen er nu koblet til alle fire domæner i DEHM modellen (mod tidligere kun to) og befolkningsdata for Europa er opdateret

med EUROSTAT data for hvert år til og med 2015 for EU-landene til erstatning for de befolkningsdata fra EMEP for år 2000 for Europa, der blev benyttet tidligere. Betegnelsen 'EU-landene' bruges her for EU28 samt Island, Liechtenstein, Norge, Schweiz, Montenegro, North Macedonia, Albanien, Serbien, Bosnien-Herzegovina og Kosovo. For årene efter 2015 benyttes pt. befolkningsdata for 2015 (de vil løbende blive opdateret, når data er tilgængelige). Det betyder også, at den samlede europæiske befolkning i EVA systemet er faldet fra ca. 800 mio. mennesker til ca. 500 mio. mennesker, da kun EU landene er medtaget. Dette har indflydelse på beregningen af Danmarks bidrag til udlandet. For Danmark benyttes befolkningsdata fra CPR-registeret, hvor geografisk fordelte data på 1 km x 1 km er implementeret for årene 2000, 2008, 2017 og 2025 (fremskrivning). Befolkningsdata før og derimellem er skaleret i forhold til den samlede danske befolkning for de enkelte år.

3.2 Helbredseffekterne af luftforureningen i Danmark

Tabel 3.2 viser resultater fra beregning af helbredseffekterne af luftforureningen med modelsystemet EVA (version 5.2). Resultaterne angives for de forskellige helbredsudfald inkluderet i modelsystemet, og angives som middelværdi for den treårige periode fra 2016-2018. Modelberegninger inkluderer helbredseffekten af korttidseksponering for $PM_{2,5}$, kvælstofdioxid, ozon og svovldioxid og langtidseksponering for $PM_{2,5}$ og kvælstofdioxid. Antallet af tilfælde af for tidlig død som følge af langtidseksponering af luftforurening beregnes ud fra antallet af tabte leveår (Years of Life Lost, YOLL) på basis af, at et tilfælde af for tidlig død i gennemsnit svarer til 10,6 tabte leveår (se Brandt et al., 2013a).

Det samlede antal tilfælde af for tidlig død som følge af luftforureningen beregnes til omkring 4.000 tilfælde i Danmark som årligt gennemsnit for 2016-2018 (Tabel 3.2). Helbredseffekten af eksponering for kvælstofdioxid er for nyligt blevet inkluderet i modelberegningerne og resulterer i omkring 350 tilfælde af for tidlig død.

Den vigtigste årsag til helbredseffekterne er eksponering for $PM_{2,5}$, som i modelberegningerne i EVA-systemet omfatter følgende komponenter:

- Direkte emitterede partikler, hvilket inkluderer mineralisk støv, elementært kulstof (black carbon), organisk stof, havsalt fra havsprøjt.
- Sekundære uorganiske partikler hovedsageligt bestående af ammoniumsulfat og ammoniumnitrat.
- Sekundære organiske partikler dannet ud fra kemiske omdannelser af udledte organiske gasser.

Eksponering for $PM_{2,5}$ er ansvarlig for omkring 89% af antallet af for tidlig død, kvælstofdioxid for omkring 9%, ozon for omkring 2% og svovldioxid for omkring 0,1% som gennemsnit af de tre år fra 2016-2018.

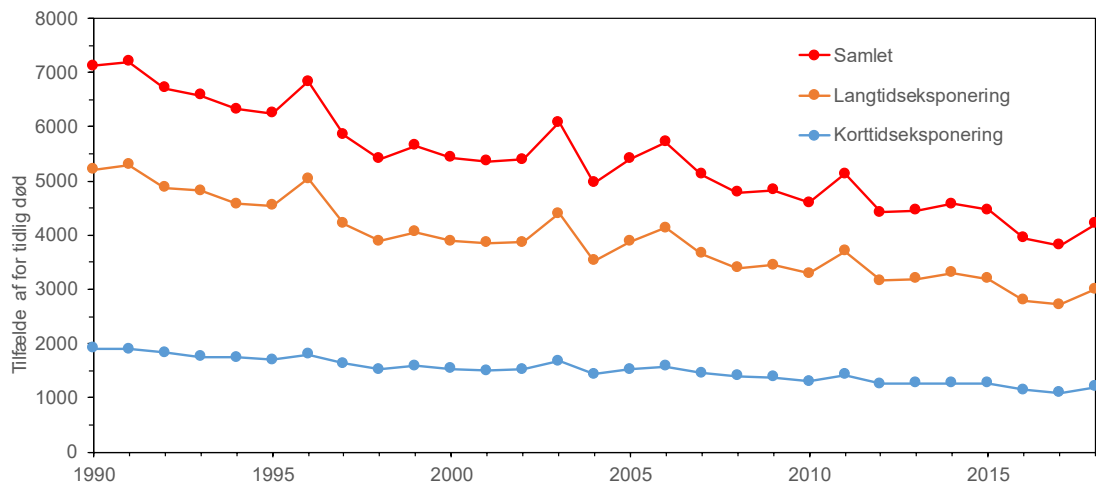
Risikoen for for tidlig død ved eksponering for $PM_{2,5}$, kvælstofdioxid, ozon, og svovldioxid er relativt jævnt fordelt over Danmark. Årsagen til dette er, at $PM_{2,5}$ er hovedansvarlig for tilfældene af for tidlig død. Den geografiske variation i koncentrationerne af $PM_{2,5}$ er lille, fordi størstedelen af $PM_{2,5}$ kommer fra langtransport af luftforurening fra navnlig den nordlige af det europæiske kontinent.

For at beregne udviklingstendensen for helbredseffekter af luftforureningskomponenterne er modelberegningerne med EVA-systemet gennemført for hvert enkelt år i perioden fra 1990-2018. Figur 3.1 viser udviklingstendensen for effekten af den samlede luftforurening sammen med antallet af tilfælde af for tidlig død, som følge af henholdsvis korttids- og langtidseksponering. Det samlede antal tilfælde af for tidlig død er faldet fra omkring 7.200 tilfælde pr. år i 1990 til omkring 4.200 tilfælde pr. år i 2018 (bemærk at disse tal er gennemsnit for kun et år), hvilket svarer til en reduktion på omkring 42%. Årsagen til dette fald er reduktionerne i koncentrationerne af luftforureningen (se afsnit 2). Variationerne fra år til år skyldes de naturlige variationer i de meteorologiske forhold og den generelle udvikling i de danske og øvrige europæiske emissioner. Figur 3.2 viser udviklingstendenserne for antallet af for tidlige død fordelt på PM_{2,5}, kvælstofdioxid, ozon og svovldioxid, hvor ændringerne i antal af for tidlig død følger ændringerne i luftkoncentrationerne.

Med modellerne er det muligt at estimere andelen af helbredseffekterne af luftforureningen, som kommer fra udledninger i Danmark samt andelen som kommer fra udlandet. For den udenlandske andel er det de europæiske lande, som spiller den største rolle. Tabel 3.3 viser, at kilder i udlandet som gennemsnit for 2016-2018 er ansvarlige for omkring 3.000 af de for tidlige dødsfald (76%), mens danske kilder er ansvarlige for omkring 1000 for tidlige dødsfald (24%). De danske udledninger bidrager ikke alene med helbredseffekter i Danmark. Danske udledninger bidrager med omkring 1.200 tilfælde pr. år til de øvrige europæiske lande. "Import" af helbredseffekter relateret til luftforurening er derfor lidt mere end dobbelt så stor som "eksporten" til de øvrige lande. Resultaterne viser også, at danske udledninger er skyld i omtrent lige så mange tilfælde af for tidlig død i Danmark (omkring 1000) som i udlandet (omkring 1.200) grundet grænseoverskridende langtransport af luftforureningen.

Tabel 3.2. Antal tilfælde af helbredsudfald som følge af luftforureningen i Danmark. Beregningerne er udført med EVA-systemet v.5.2. og tallene angiver gennemsnit for årene 2016-2018 for hele Danmark.

Helbredsudfald	Antal tilfælde				
	Svovldioxid	Ozon	Kvælstofdioxid	PM _{2,5}	Samlet
For tidlig død (korttidseksponering)	6	64	355	725	1.150
For tidlig død (langtidseksponering)			1	2.840	2.840
For tidlig død (samlet)	6	64	355	3.570	3.990
Hospitalindlæggelser, åndedrætsbesvær		87		1.390	3.120
Hospitalindlæggelser, hjertekarsygdomme		284		974	930
Hoste børn				335	335
Kronisk bronkitis voksne				2.830	2.830
Kronisk bronkitis børn				19.000	19.000
Tabte arbejdsdage				1.180	1.180
Dage med restriktioner i aktivitet				3.480.000	3.480.000
Dage med mindre restriktioner i aktivitet		744			744
Lungekræft				52	52
Spædbarns død				1	1



Figur 3.1. Det samlede antal tilfælde af for tidlig død som følge af luftforureningen fra PM_{2,5}, ozon, kvælstofdioxid og svovldioxid i Danmark og antal tilfælde fordelt på langtids- og korttidseksponering. Beregningerne er foretaget med EVA-systemet v.5.2.



Figur 3.2. Antal tilfælde af for tidlig død fordelt på luftforureningskomponenterne PM_{2,5}, ozon, kvælstofdioxid og svovldioxid og svovldioxid i Danmark. Beregningerne er foretaget med EVA-systemet v.5.2.

Tabel 3.3. Bidrag fra udledninger i udlandet og Danmark til antal tilfælde af for tidlig død i Danmark og Europa. Beregningerne er foretaget med EVA-systemet v.5.2 og tallene angiver gennemsnit for årene 2016-2018.

Bidrag	Antal tilfælde af for tidlig død	% af samlet
Samlet luftforurening i Danmark	3.990	100
Udlandets bidrag til Danmark	3.013	76
Danmark's bidrag til Danmark	977	24
Danmark's bidrag til Europa inklusiv Danmark	2.123	100
Danmark's bidrag til Europa eksklusiv Danmark	1.146	54

3.3 Helbredsrelaterede eksterne omkostninger

Tabel 3.4 viser de årlige eksterne omkostninger som følge af helbredseffekter af luftforureningen i Danmark som gennemsnit for 2016-2018. Den eksterne omkostning er den omkostning, som produktion eller forbrug af en vare eller en tjenesteydelse pålægger en tredje part. I denne sammenhæng er det aktiviteter, som giver udledninger af luftforurening og dermed effekter på helbred, som til sidst resulterer i ekstra omkostninger på tredjepart.

De samlede eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Danmark er estimeret til omkring 75 milliarder kr. som årligt gennemsnit for 2016-2018. Den økonomiske værdisætning af forskellige helbredsudfald er her baseret på Andersen et al. (2019) og er angivet i 2016 priser. Udviklingstendensen for de samlede eksterne omkostninger er meget lig udviklingstendensen for antal tilfælde af for tidlig død, så derfor er den ikke vist her. Den samlede helbredsrelaterede eksterne omkostning var omkring 131 milliarder kr. som middel over årene 1988-1990, og den er faldet med omkring 40% siden da.

Tabel 3.4 viser fordelingen af de helbredsrelaterede eksterne omkostninger på bidraget fra henholdsvis udledninger i udlandet og udledninger i Danmark. Bidraget fra udlandet estimeres til 55 milliarder kr. (74% af de samlede helbredsrelaterede omkostninger i Danmark), mens bidraget fra danske udledninger bidrager med omkring 20 milliarder i Danmark (26%). Bidraget fra danske udledninger til de helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Europa eksklusiv Danmark er 20 milliarder kr.

Tabel 3.4. Bidrag til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark og Europa fra udledninger i udlandet og Danmark. Beregningerne er foretaget med EVA-systemet v.5.2 og tallene angiver gennemsnit for årene 2016-2018.

Bidrag	Milliarder kr.	% af samlet
Samlet luftforurening i Danmark	75	100
Udlandets bidrag til Danmark	55	74
Danmark's bidrag til Danmark	20	26
Danmark's bidrag til Europa inklusiv Danmark	40	100
Danmark's bidrag til Europa eksklusiv Danmark	20	51

3.4 Usikkerhed og perspektiver for de fremtidige beregninger

Usikkerhederne er store på beregningerne af helbredseffekterne og de eksterne omkostninger fra luftforureningen. Førende internationale forskere på området har vurderet, at deres egne beregninger er behæftet med en usikkerhed på $\pm 50\%$ (Leliveld et al., 2019). DCE vurderer, at usikkerhederne på beregningerne præsenteret i nærværende notat ligger på samme niveau.

Den største del af usikkerhederne relaterer sig til de eksponerings-responsfunktioner, som anvendes. For kronisk mortalitet relateret til kvælstofdioxid anbefaler WHO en tærskelværdi, så det kun er koncentrationer af kvælstofdioxid over $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der medtages ved beregning af helbredseffekterne. Denne tærskel er derfor implementeret i DCE's beregninger, hvor koncentrationerne af kvælstofdioxid beregnes med UBM-modellen med geografisk opløsning på $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$. Der er dog væsentlig usikkerhed forbundet med denne tærskelværdi på de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, hvor der blandt andet på mødet med de danske helbredsforskere blev draget tvivl om den bagvedliggende dokumentation for denne tærskelværdi, som måske skal være mindre eller endog helt fjernes. Dette vil have stor indflydelse på beregning af antallet af for tidlige dødsfald henført til kvælstofdioxid for Danmark. Antallet af tilfælde af for tidlig død vil blive væsentligt større, hvis en mindre tærskelværdi benyttes.

Ligeledes skal det bemærkes, at ifølge WHO rapporten kan man vælge at basere beregning af helbredseffekterne fra ozon på basis af en anden parameter end den, som anvendes i dag. Helbredseffekter fra ozon kommer primært fra eksponering af høje koncentrationer, så derfor benyttes i dag en parameter (SOMO35), hvor det kun er ozonkoncentrationer over 35 ppb ($=70 \mu\text{g}/\text{m}^3$) som summeres. Nyere forskning peger imidlertid på, at det vil være mere korrekt at summere ozonkoncentrationer over 10 ppb ($=20 \mu\text{g}/\text{m}^3$; SOMO10). Hvis den lavere tærskel benyttes (SOMO10), vil det ligeledes føre til et væsentligt større antal beregnede for tidlige dødsfald. For ozon har vi valgt at basere os på SOMO35, hvilket er i overensstemmelse med anbefalingerne fra de øvrige danske forskere på området.

Der mangler endvidere fortsat viden om, hvilke dele af partikelforureningen, som giver årsag til helbredseffekterne. Som nævnt anvendes stadigvæk den samme eksponerings-responsfunktion for alle de kemiske $\text{PM}_{2.5}$ -komponenter, da det på nuværende tidspunkt er bedste viden. EVA-systemet er nu forberedt til at kunne benytte forskellige eksponerings-responsfunktioner for de forskellige komponenter, såfremt ny viden tilskriver det. Sammen med den detaljerede geografiske opdeling af udledningerne fra de forskellige sektorer, kan systemet benyttes til at beregne udviklingen i bidraget fra alle forskellige kilder for forskellige områder med høj geografisk opløsning for de forskellige kemiske stoffer, der er relateret til helbredseffekter og eksterne omkostninger. Ny viden på dette område vil potentielt set ændre på de estimerede helbredseffekter.

Fremadrettet vil DCE fortsat løbende følge med i de videnskabelige landvindinger i relation til vurdering af helbredseffekterne af luftforureningen og implementere disse i estimering af helbredseffekterne, så snart de er velkonsoliderede og det er praktisk muligt. DCE koordinerer og deltager i et stort antal forskningsprojekter omkring helbredseffekter fra luftforurening. Fremtidig opdatering af modelsystemet vil så vidt muligt forsat ske på basis af tæt dialog med de øvrige centrale forskningsinstitutioner på området. Opdateringerne vil ske med passende mellemrum, når der er sket væsentlige fremskridt i forskningen omkring helbredsrelaterede effekter af luftforureningen.

4. Referencer

Andersen M. S. & J. Brandt, 2014: Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner. Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet. Contract for the Danish Ministry for Environment. http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2014/Miljoeoekonomiske_beregningspriser_for_emissioner.pdf

Andersen, M. S., L. M. Frohn Rasmussen og J. Brandt, 2019. Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner 3.0. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Dato: 14. marts 2019. pp. 22. Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet. http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2019/Miljoeoekonomiske_beregningspriser_for_emissioner.pdf

DØRS, (2016): Økonomi og miljø 2016. København.

Ellermann, E., J. Nygaard, J.K. Nøjgaard, C. Nordstrøm, J. Brandt, J. Christensen, M. Ketzel, A. Massling, R. Bossi, S.S. Jensen (2018): The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2017. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 83 pp. Scientific Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy No. 281.

Finansministeriet (2017): Vejledning i samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger.

Lelieveld, J., K. Klingmüller, A. Pozzer, U. Pöschl, M. Fnais, A. Daiber, & T. Münzel (2019): Cardiovascular disease burden from ambient air pollution in Europe reassessed using novel hazard ration functions- European Heart Journal, 2019, 0, 1-7.

WHO (2013): Recommendations for concentration-response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Health risks of air pollution in Europe - HRAPIE project. Copenhagen.

Bilag 1. Numre og navne på de udvalgte gadestrækninger

Nummer for gadestrækning	Navn gadestrækning	Nummer for gadestrækning	Navn gadestrækning	Nummer for gadestrækning	Navn gadestrækning
1	H C Andersens Boulevard(2)	34	Nørre Voldgade(2)	67	Hillerødgade(3)
2	H C Andersens Boulevard(1)	35	Amagerbrogade(1)	68	Bülowsvej(2)
3	H C Andersens Boulevard(3)	36	P Knudsens Gade(2)	69	Røde Mellemvej(1)
4	Gyldenløvesgade	37	Amagerfælledvej	70	Jagtvej(2)
5	Øster Søgade	38	Frederikssundsvej(8)	71	Godthåbsvej(2)
6	Stormgade	39	Scandiagade	72	Frederikssundsvej(5)
7	Hammerichsgade	40	Gammel Kongevej(1)	73	Grøndals Parkvej
8	Ågade	41	Tagensvej(3)	74	Rebildvej
9	Åboulevard(1)	42	Frederikssundsvej(1)	75	Blegdamsvej
10	Åboulevard(3)	43	Jagtvej(3)	76	Englandsvej(1)
11	Nørre Søgade	44	Vester Farimagsgade	77	Folke Bernadottes Allé
12	Bernstorffsgade(1)	45	Nørre Farimagsgade	78	Dag Hammarskjølds Allé
13	Amagerbrogade(2)	46	Nordre Fasanvej(3)	79	Ålholmvej(2)
14	Bredgade	47	Søndre Fasanvej(2)	80	Frederiksborgvej(1)
15	Frederikssundsvej(3)	48	Godthåbsvej(3)	81	Frederikssundsvej(2)
16	Bernstorffsgade(2)	49	Hillerødgade(1)	82	Tuborgvej(1)
17	Tagensvej(2)	50	Nørrebrogade	83	Slotsherrensvej(2)
18	Øster Voldgade(1)	51	Jyllingevej(1)	84	Peter Bangs Vej(2)
19	Fredensgade	52	Strandvejen(1)	85	Amagerbrogade(3)
20	Østerbrogade(4)	53	Roskildevej(1)	86	Vesterfælledvej
21	Vesterbrogade(1)	54	Tagensvej(1)	87	Peter Bangs Vej(1)
22	Gothersgade(1)	55	Amager Boulevard	88	Bellahøjvej
23	Toftegårds Allé(1)	56	Gammel Køge Landevej(1)	89	Slotsherrensvej(1)
24	Enghavevej	57	Tuborgvej(2)	90	Halmetgade
25	Lyngbyvej(2)	58	Folehaven(1)	91	Artillerivej
26	H.C. Ørsteds Vej(2)	59	Kalvebod Brygge	92	Strandvænget(2)
27	Jagtvej(1)	60	Tagensvej(4)	93	Gammel Køge Landevej(2)
28	Falkoner Alle(2)	61	Ingerslevsgade	94	Frederiksborgvej(2)
29	Toldbodgade	62	Østerbrogade(1)	95	Vigerslevvej(2)
30	Vesterbrogade(3)	63	Istedgade	96	Røde Mellemvej(2)
31	Nordre Fasanvej(1)	64	Øster Voldgade(2)	97	Englandsvej(2)
32	Torvegade	65	Hulgårdsvej(2)	98	Strandvejen(2)
33	Tomsgårdsvej(2)	66	Ålholmvej(1)		

Bilag 2

Meteorologiske inputdata

Den væsentligste ændring i forbindelse med beregningerne af luftforureningsniveauer er sket i relation til de meteorologiske modeller. Disse modeller anvendes til beregning af de detaljerede 3-D meteorologiske data, der fungerer som input til DEHM-modellen. I det tidligere modelsystem, anvendtes MM5-modellen udviklet af National Center for Atmospheric Research, USA (NCAR). Modellen blev sidst opdateret i 2008. I det nye system anvendes modellen WRF (Weather Research and Forecasting model), som er NCAR's afløser for MM5. Beskrivelsen af de atmosfærefysiske processer i WRF er genstand for løbende forskning og udvikling, og modellen bliver derfor fortløbende opdateret. En del af de optioner for forskellige fysiske parameteriseringer, som var tilgængelige i MM5, er også tilgængelige i WRF. Derfor køres WRF i en opsætning, der minder meget om opsætningen af MM5. WRF modellen er her sat op til at blive drevet af ECMWF's ERA Interim reanalyse, der er en konsistent meteorologisk reanalyse baseret på den samme globale vejrprognosemodel for perioden 1979 frem til i dag. En af udfordringerne med MM5-modellen har været, at den frem til år 2000 var drevet af et datasæt fra ECWMF med relativt grov opløsning, og efter år 2000 med data fra NCEP's globale analyser, hvilket har givet mindre konsistente datasæt i overgangen ved årtusindeskiftet.

Samlet set er der derfor flere fordele forbundet med skiftet til WRF, hvor de væsentligste er den kontinuerte faglige opdatering af modellen fra centralt hold og konsistensen i de data, som anvendes til at lave modelberegninger med DEHM for en lang årrække.

Emissionsopgørelser

Til beregningerne med DEHM på regional skala anvendes EMEP's nye udledningsdatasæt, som har en horisontal opløsning på $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ (svarende til omkring 11 km i N-S retningen). Det tidligere anvendte datasæt fra EMEP har en opløsning på 50 km x 50 km. Derudover er de nye udledningsdata fra EMEP opdelt efter et nyt system (GNFR; Gridded NFR data; Nomenclatur For Reporting) i modsætning til de tidligere anvendte data, som er opdelt efter SNAP-systemet (Selected Nomenclatur for Air Pollution). I forbindelse med anvendelse af de nye data, er disse konverteret tilbage til SNAP-kategorierne. Det skyldes, at snap-kategorierne er grundlag for behandlingen af udledningsdata i DEHM. Der er dog *ikke* en en-til-en korrespondance mellem SNAP og GNFR, ligesom der er mindre geografiske forskelle mellem 50 km x 50 km datasættet og $0,1^\circ \times 0,1^\circ$ datasættet, selv hvis man aggregerer de nye emissioner op til et 50 km x 50 km grid.

De danske udledninger er baseret på SPREAD-modellen, som er en model til beregning af den geografiske fordeling af de danske udledninger med en geografisk fordeling på 1 km x 1km. Her er der ikke sket ændringer.

Regionale modelberegninger med DEHM

Der er foretaget mindre justeringer af kemiskemaet i DEHM-modellen. Der er nu inkluderet heterogen kemi med N_2O_5 , og partikulært nitrat er opdelt i to

størrelsesfraktioner (grov mellem 2,5 og 10 μm og fin under 2,5 μm) mod tidligere kun én (den grove). Endvidere er dannelsen af sekundære organiske partikler (SOA) medtaget, og i den forbindelse er der inkluderet en række mono-terpener som indgår i dannelsen af SOA, samt en række kemiske reaktioner til nedbrydning af isopren og andre aromatiske forbindelser, der bidrager til dannelsen af SOA.

Black Carbon (BC) og primært organisk stof er nu inkluderet som en del af den primære fraktion af $\text{PM}_{2,5}$. Derudover er der foretaget en mindre ændring af depositionsregningerne. Ændringerne i beregningen af depositionen har primært indflydelse på det arktiske område, men formålet er at sikre, at samme modelversion anvendes i forbindelse med beregningerne for Danmark i forbindelse med NOVANA og for Arktis i forbindelse med AMAP.