

Data og beregninger bag miljøpåvirkning og fordeling

Dette notat beskriver metode, overordnede forudsætninger for data og beregninger bag kapitel I om *Miljøpåvirkning og fordeling* i *Økonomi og Miljø, 2019*. Endvidere vises de fulde regressioner bag resultaterne i kapitlet.

1	Indledning	2
2	Indkomst og beregning af værdier i 2017 priser	2
2.1	Ækvivalerede disponible indkomst	2
2.2	Beregning af værdier i 2017 priser	3
3	Miljøpåvirkninger og geografisk opdeling	4
3.1	De medtagne miljøpåvirkninger	4
3.2	Geografisk opdeling	6
4	Luftforurening	6
4.1.1	PM _{2,5} og NO ₂ -koncentrationen i perioden 2000-2016	7
4.1.2	Værdisætning af luftforurening	9
5	Data for vejstøj	13
5.1.1	Støjbelastning i perioden 2000-2016	15
5.1.2	Værdisætning af vejstøj	16
5.1.3	Tidligere undersøgelser af trafikstøj	22
6	Data for nærhed til natur – søer, skove og kyststrækninger	24
7	Sammenhængen mellem miljøpåvirkninger og indkomst	24
7.1	Socioøkonomiske grupper	26
	Litteratur	28

1 Indledning

Formålet med dette notat er at dokumentere nogle af de bagvedlæggende data og analyser, der understøtter resultaterne publiceret i Økonomi og Miljø (2019). Således skal notatet ses som en uddybning af kapitel 1 om miljøpåvirkning og fordeling i Økonomi og Miljø (2019).

I afsnit 2 gennemgås, hvordan den ækvivalerede disponible indkomst beregnes. Desuden forklares, hvordan værdier i kapitlet beregnes i 2017-priser. I afsnit 3 beskrives kort valget af de medtagne miljøpåvirkninger og opdelingen i geografiske områder. I afsnit 4 beskrives datagrundlaget for luftforurening, støjdata beskrives i afsnit 5 og data for nærhed til natur beskrives i afsnit 6. Der lægges vægt på at forklare nogle af de antagelser og beregninger der ikke er detaljeret beskrevet i kapitel 1 i Økonomi og Miljø (2019). I afsnit 7 uddybes nogle af resultaterne i Økonomi og Miljø (2019).

2 Indkomst og beregning af værdier i 2017 priser

2.1 Ækvivalerede disponible indkomst

Analysens population er den fulde danske befolkning. Det vurderes at være af betydning for en fyldestgørende analyse, at der ikke ekskluderes befolkningsgrupper som f.eks. børn. For meningsfyldt at kunne medtage børn i analysen, skal de tilegnes en indkomst. Dette muliggøres ved at indkomst opgøres som ækvivaleret disponibel indkomst, idet denne tilgang sikrer, at der tilegnes en indkomst til alle individer inkl. børn.

I nærværende analyse benyttes ækvivalerede disponible indkomster til at definere familiers indkomst. Dette indkomstbegreb er det, der typisk anvendes til sammenligning af indkomster på tværs af familier, jf. blandt andet De Økonomiske Råds formandskab (2016) og Økonomi- og Indenrigsministeriet (2015).

Formålet med beregningen af ækvivalerede disponible indkomster er, at kunne danne en indkomst for hvert familiemedlem, som tager højde for de økonomiske fordele, der opstår, når man bor i en familie med mere end en voksen.¹ Det gør det muligt at sammenligne indkomstforholdene for personer i forskellige familiestørrelser med forbrugsmulighederne for en enlig.

Helt konkret korrigeres familiens samlede disponible indkomst med den såkaldte ækvivaleringsfaktor. Faktoren korrigerer for både antallet af voksne og eventuelle børn samt stordriftsfordele inden for familier med to eller flere personer.

¹ Stordriftsfordele er de økonomiske fordele, der er ved at bo i en familie med mere end en voksen. Det dækker blandt andet over en række faste udgifter som f.eks. boligudgifter, der kan deles.

Hvert familiemedlem får tildelt en ækvivaleret disponibel indkomst, $adispo$, svarende til:

$$adispo = \frac{dispo}{\alpha}$$

Her er $dispo$ familiens samlede, disponible indkomst, og α er ækvivaleringsfaktoren.²

Der er ikke et endegyldigt svar på, hvilken ækvivaleringsfaktor, der er mest retvisende, og der findes flere bud på en dansk ækvivaleringsfaktor. I nærværende analyse benyttes samme ækvivaleringsfaktor, som anvendes af Økonomi- og Indenrigsministeriet (2015):

$$\alpha = (\text{antal voksne} + \text{antal børn})^{0,6}$$

I denne beregning antages, at børn og voksne har samme forbrugsbehov, og der tages højde for stordriftsfordele.

Hjemmeboende børn under 25 år regnes for at indgå i familien, og deres indkomst indgår i familieopgørelsen. Hjemmeboende børn over 25 år udgør deres egen familie.³ Alle familiemedlemmer får tildelt den samme ækvivalerede disponible indkomst, hvilket betyder, at der i opgørelsen og indkomstfordelingen indgår både voksne og børn.

2.2 Beregning af værdier i 2017 priser

Data fra Danmarks Statistik om indkomst og andre socioøkonomiske data er fra 2016, hvilket på tidspunktet for analysen var det seneste år, Danmarks Statistik havde opgjort indkomstdata og andre socioøkonomiske karakteristika for. Alle værdier omregnes derfor til 2017-priser.

Værdier dækker i analysen over den ækvivalerede disponible indkomst samt værdier af miljøgoder opgjort som betalingsviljer. Dette gælder værdien af statistisk liv (VSL), værdien af tabte leveår (VOLY), enhedspriser i forbindelse med helbredsomkostninger ved trafikstøj og luftforurening, værdien af nærhed til natur samt betalingsviljen for stilhed opgjort i forbindelse med geneomkostninger ved støjbelastning fra vejtrafik.

Værdierne er beregnet i 2017 priser ved at anvende ændringen i den nominelle indkomst pr. indbygger i perioden t til 2017.

² Den disponible indkomst opgøres som bruttoindkomsten (de samlede arbejds- og kapitalindkomster gennem året, herunder også indkomstoverførsler fra det offentlige, udbetalinger fra pensioner og lejeværdi af egen bolig, eksklusiv indbetalinger til pensionsordninger) fratrukket samtlige skatter og eventuelle underholdsbidrag, der er skattepligtige hos modtageren. I analyserne er individer med ækvivalerede disponible indkomster lig 0 sorteret fra for at følge metoden i De Økonomiske Råds formandskab (2016). Individer med negativ ækvivaleret disponibel indkomst er medtaget, jf. De Økonomiske Råds formandskab (2016).

³ Det benyttede familiebegreb svarer til Danmarks Statistiks E-familiebegreb.

3 Miljøpåvirkninger og geografisk opdeling

3.1 De medtagne miljøpåvirkninger

Til nærværende analyse er valgt at fokusere på tre miljøpåvirkninger: Luftforurening, i form af PM_{2,5} og NO₂, støjforurening fra vejtrafik samt nærhed til natur.

Der findes en række miljøpåvirkninger i Danmark, hvor der er en potentiel geografisk ulighed. I bilag A er gengivet en liste med en række miljøpåvirkninger og kort beskrivelse af den potentielle geografiske ulighed i miljøpåvirkning.

Luftforurening vurderes at være den største helbredsrelaterede miljøtrussel i Europa, hvor de værste kilder er luftbårne partikler (PM), kvælstofdioxid (NO₂) og Ozon (O₃) og i mindre grad SO₂.⁴ Det Europæiske Miljøagentur har estimeret, at PM_{2,5} er ansvarlig for ca. 400.000 for tidlige dødsfald om året i EU, mens det tilsvarende tal for NO₂ og O₃ er henholdsvis ca. 75.000 og 14.000, jf. EEA (2017). EU har fastsat grænseværdier for luftkvaliteten som årsmiddelkoncentrationen af NO₂ og PM_{2,5} på hhv. 40 µg/m³ og 25 µg/m³. I forhold til de anvendte data, er der ca. 14.000 personer, der bor i boliger hvor grænseværdien for NO₂ er overskredet, mens grænseværdien for PM_{2,5} ikke er overskredet for nogen boliger.

Det vurderes, at der på Europæisk plan er 125 mio. mennesker, der er påvirket af trafikstøj, og at over 20 mio. er direkte generet. WHO har derfor udpeget trafikstøj som det næststørste miljøproblem i EU, kun overgået af luftforurening, jf. Jensen m.fl. (2016). I Danmark er der fastsat en grænseværdi på 58 dB for støjbelastningen fra vejtrafik nær boligområder. I 2012 blev det opgjort, at 724.000 boliger i Danmark var udsat for støj over grænseværdien for vejstøj på 58 dB, jf. Miljøstyrelsen (2013). Grunden til det høje tal er, at grænseværdien kun er bindende i forhold til nybyggeri. I forhold til de anvendte data opgjort for 2015, er der ca. 835.000 boliger der er udsat for støj over grænseværdien. De to opgørelser kan imidlertid ikke nødvendigvis sammenlignes, da kortlægningen af støj er opgjort ud fra forskellige metoder. Metoden anvendt i indeværende analyse kan være et underestimat (se senere i dette notat). WHO har for nylig anbefalet at sænket den vejledende grænseværdi for støj fra vejtrafik, også gældende for boligområder, til 53 dB (WHO, 2018). I forhold til støjopgørelsen i indeværende analyse, er der godt 1.453.000 personer, der bor i boliger, hvor den anbefalede tærskelværdi på 53 dB er overskredet (se senere i dette notat om redegørelse for støjkortlægningen).

At grænseværdierne overholdes, betyder dog ikke, at der ikke er nogen helbredsmæssige effekter. Helbredseffekter og gener af miljøbelastninger kan ramme alle i befolkningen. Det gælder også selvom koncentrationerne f.eks. ligger under de

⁴ Luftbårne partikler er meget små samlinger af faste stoffer eller små dråber væske i luften. Partikler kan beskrives på forskellige måder, for eksempel som antal, som masse i forskellig størrelsesfraktion, kemisk indhold mv. PM_{2,5} angiver således den samlede masse af partikler pr. kubikmeter med en diameter under 2,5 mikrometer (µm).

fastsatte grænseværdier, der gælder for den almene befolkning i forhold til f.eks. luftforurening og støj, jf. WHO (2013 og 2018). Der kan også være grupper i samfundet, hvor de helbredsmæssige effekter ved en given koncentration er større end for den generelle befolkning. Det vil sige, at selvom alle i befolkningen var udsat for den samme grad af luftforurening, ville konsekvenserne for disse grupper være større end for den generelle befolkning, jf. bl.a. Almond mfl. (2018), Voorheis (2017) og Mirabelli mfl. (2016). Disse grupper betegnes her som sårbare grupper.

GRÆNSEVÆRDIER FOR MILJØBELASTNING

For at beskytte mennesker og miljø mod forurening fra f.eks. luftforurening og trafikstøj, fastsætter Miljøstyrelsen vejledende grænseværdier for hvilke forureningskoncentrationer, der må være i luften og støjgrænser i forhold til nærhed til boligområder, erhverv og natur.

Fastsættelse af vejledende grænseværdier i Danmark baseres på den viden der findes om den betragtede forurening, og om indvirkningen på mennesker og miljø.

Grænseværdierne for luftforurening er opstillet for hvor meget forurening i luften der kan accepteres. De er fastsat for at beskytte i dagligdagen og gennem et helt liv. Værdierne omfatter alle grupper i samfundet, også sårbare grupper som børn og ældre. For NO₂ og PM_{2,5}, henviser Miljøstyrelsen til grænseværdier fastsat af EU. Grænseværdier for luftkvalitet er fastsat som årsmiddelkoncentrationer på 40 µg/m³ for NO₂ og på 25 µg/m³ for PM_{2,5} (WHO, 2005; Miljøministeriet 2015).

Grænseværdierne for støj er vejledende og udtryk for den værdi Miljøstyrelsen har vurderet er miljø- og sundhedsmæssigt acceptabel. Grænseværdierne anvendes af myndighederne i den fysiske planlægning af f.eks. boligbyggeri og anlæg af veje. For støj har Miljøstyrelsen fastsat en vejledende grænseværdi på 58 dB fra vejtrafik op til boligområder og offentlige bygninger. For liberalt erhverv er støjgrænsen på 63 dB, mens den for rekreative områder i det åbne land er på 53 dB, jf. Miljøstyrelsen (2007). WHO har for nylig revideret deres anbefalinger til den vejledende grænseværdi fra vejtrafik til en generel værdi, også gældende for boligområder, til 53 dB (WHO, 2018).

Ældre betragtes ofte som en sårbar gruppe, idet luftforurening kan have større negative sundhedseffekter for ældre end for den generelle befolkning. Studier har vist, at især partikelforurening kan forårsage en øget mængde af indlæggelser og for tidlig død blandt ældre, jf. Simoni mfl. (2015). For eksempel har Franklin mfl. (2007) fundet, at der for individer over 65 år, er forøgede helbredseffekter ved udsættelse for PM_{2,5} i forhold til den generelle befolkning. Børn kan også betragtes som en sårbar gruppe. For eksempel er der påvist forøgede helbredseffekter forbundet med luftbårne partikler (PM_{2,5}) i forhold til den generelle befolkning. Konsekvenserne af de helbredsmæssige effekter kan betyde, at børns præstationer senere i livet påvirkes målt på f.eks. uddannelsesniveaue og indkomst, jf. Almond mfl. (2018) og WHO (2013).

For børn er der påvist ekstra helbredseffekter ned til en koncentration på 4-7 µg/m³. Det betyder i praksis, at alle børn i Danmark bor, hvor koncentrationen er påvist at være sundhedsskadelig. For ældre er der påvist ekstra helbredseffekter ned til en

koncentration på $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I data er der kun observeret meget få personer over 65 år der bor i boliger hvor koncentrationen på $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ er overskredet, derfor fokuseres der kun på børn som en sårbar gruppe i dette kapitel.

3.2 Geografisk opdeling

Både indkomst og miljøpåvirkninger er bestemmende for, hvor og hvordan personer vælger at bosætte sig. Men der er også andre forhold, der er medbestemmende for et sådant valg, som f.eks. arbejdssted, kulturelle muligheder, familie og meget andet. Således er valg af bosted en pakke af flere forskellige forhold, hvor især arbejdssted er en vigtig faktor.

Hvis det antages, at arbejdsstedet er vigtigt i forhold til valg af bopæl, vil en person typisk se sig om efter en bolig, i det område vedkommende forventer at arbejde. Derfor vil det første valg af bopæl bestå i valg mellem arbejdsmarkedsområder. Hvis der mellem arbejdsmarkedsområder også er forskel i f.eks. indkomstmuligheder, grundet forskellige niveauer af erhvervsaktivitet, vil dette også have indflydelse på personens valg. Personens indkomst kan altså i nogen udstrækning være afhængig af valg af arbejdsmarkedsområde som bopælsområde.

Når arbejdsmarkedsområdet er fastlagt, skal personen mere specifikt vælge, hvor *indenfor* området vedkommende vil bo. Et sådant valgt afhænger også af mange ting, hvor blandt andet indkomst kan spille en rolle. *Indenfor* arbejdsmarkedsområdet er indkomsten bestemmende for, hvilket boligkvarter personen har råd til at bosætte sig i.

En måde at inddrage samspillet mellem bopæl og arbejdsmarkedsområde i sammenhængen mellem indkomst og miljø, er derfor at se på forskelle *mellem* og *indenfor* pendlingsoplande. Et pendlingsopland defineres som et område, hvor størstedelen af de beskæftigede personer både bor og arbejder, samtidig med at arbejdsgiver også rekrutterer størstedelen af arbejderne fra området. Et pendlingsopland kan således opfattes som et lokalt arbejdsmarked, jf. Danmarks Statistik (2016). Der er i data defineret 29 pendlingsoplande, der hver omfatter en række kommuner, se bilag B.

København er det pendlingsopland, der er sammensat af langt de fleste kommuner. Samtidig er det det pendlingsopland, der med næsten 2 mio. indbyggere, er det største. Herefter kommer Aarhus og Aalborg med henholdsvis ca. 548.200 og 390.300 indbyggere. Pendlingsoplandet Ærø er langt det mindste med ca. 6.200 indbyggere.

4 Luftforurening

Data for luftforurening i Danmark er i nærværende analyse modelberegnete koncentrationsdata for stofferne NO_2 og $\text{PM}_{2,5}$. Datagrundlaget er leveret af Aarhus Universitet. Den bagvedliggende model til beregning af koncentrationer på gadeniveau er Landstrafikmodellen udviklet af Transport DTU, mens baggrundskoncentrationer er

opgjort på baggrund af andre modeller på Aarhus Universitet i forbindelse med projektet "Luften på din vej".⁵ Koncentrationerne er opgjort som årsmiddelkoncentrationer i 2012.

Data er opgjort på to forskellige detaljeringsniveauer: Som baggrundskoncentration og som gadekoncentration.

Baggrundskoncentrationen repræsenterer en gennemsnitskoncentration over et større område, som i dette tilfælde er 1 km x 1 km. I landområder repræsenterer det for eksempel områder, som ikke er direkte påvirket af enkelte emissionskilder som for eksempel trafikemission fra en større vej. I byer vil dette svare til koncentrationsniveauet i for eksempel en park eller baggård, som ikke er direkte påvirket af trafik i nærliggende gade.

Den beregnede *gadekoncentration* på adresseniveau medtager, udover baggrundskoncentrationen, meget lokale luftforureningskilder samt forhold, der påvirker den lokale koncentration. Dette inkluderer blandt andet trafikmængden og gadegeometrien (vejretning, -bredde og -længde samt højde på bygninger i forskellige vindretninger), jf. Jensen mfl. (2017). Da gadekoncentrationen medtager det direkte bidrag fra trafikken i den pågældende gade, vil det altid gælde for den samme lokalitet, at gadekoncentrationen på adresseniveau er større eller lig med koncentrationen på baggrundsniveau, jf. Jensen mfl. (2017).

Det anvendte vejnet og tilhørende trafikdata er fra Landstrafikmodellen udviklet af Transport DTU. Dette vejnet omfatter alle statsveje og større kommunale veje i Danmark. Eksempelvis beregnes ikke noget bidrag fra trafikken for mindre gader, hvor trafikken er meget lav, eller vejen ikke er med i Landstrafikmodellen, og i disse tilfælde er gadekoncentration den samme som baggrundskoncentrationen. Yderligere detaljer omkring beregningerne bag luftkoncentrationer kan findes i bl.a. Jensen mfl. (2017).⁶

4.1.1 *PM_{2,5} og NO₂-koncentrationen i perioden 2000-2016*

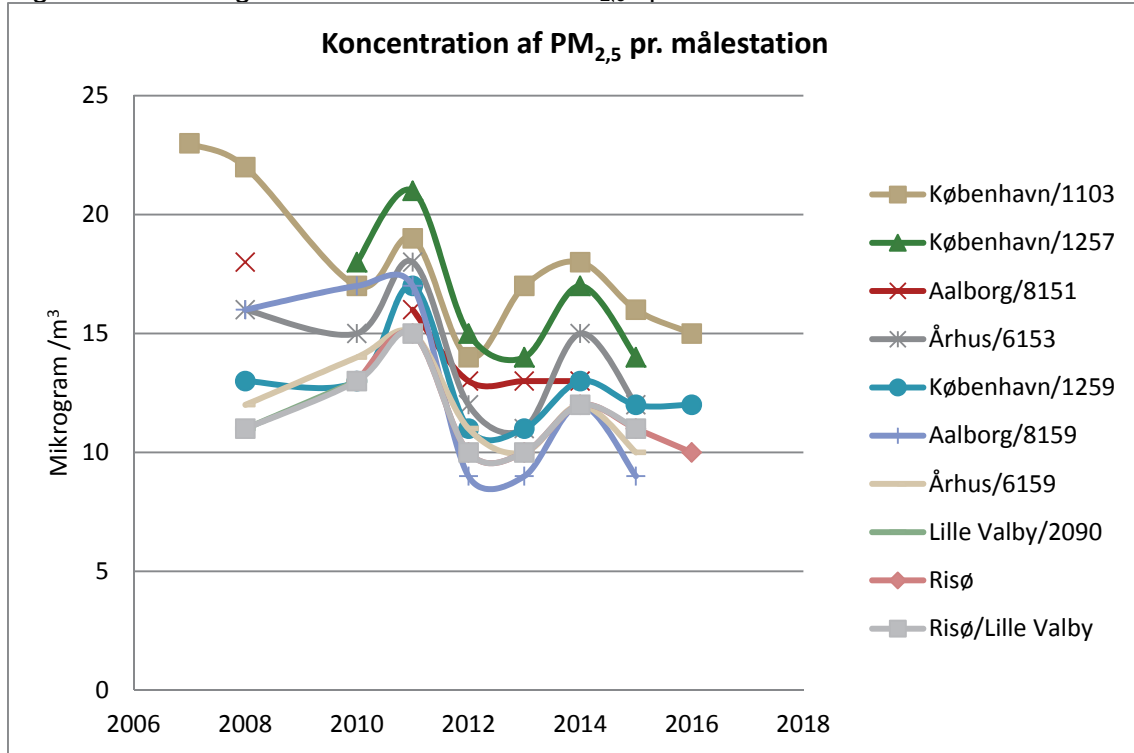
Datagrundlaget for luftforurening bygger på opgørelser fra 2012. I kapitlets analyse af børn bosat i miljøbelastede boliger i lang tid, er det antaget, at boliger med høj luftforurening i 2012 har haft høj luftforurening i hele perioden 2000-2016. Tidsserie data tilbage i tid og opgjort på adresseniveau, har ikke været tilgængelig idet data fra "Luften på din vej" kun er opgjort for 2012. Ses på udviklingen af PM_{2,5} forurening i

⁵ Datagrundlaget indeholder også oplysninger omkring koncentrationen af PM₁₀ dvs. massen af partikler under 10 µm. PM_{2,5} er således en del heraf. DCEs model for helbredseffekter- og omkostninger af luftforurening (EVA-systemet) er bygget op omkring PM_{2,5} med tilhørende eksponerings-respons-sammenhænge, og PM_{2,5} er derfor anvendt som indikator. O₃ og SO₂ indgår ikke i datasættet for "Luften på din vej". Datagrundlag og modelleringstilgang for "Luften på din vej" er yderligere beskrevet i Jensen mfl. (2017).

⁶ Data er tilgængeligt for baggrundskoncentrationen på 1x1 km-gitterceller samt gadekoncentrationen på adresseniveau for hele Danmark via projektet "Luften på din vej", www.luftenpaadinvej.au.dk.

perioden 2006-2016 ved målestationer ses, at rangordenen i niveaet af luftforurening for målestationerne er rimelig stabil, jf. figur 4.1 og figur 4.2.

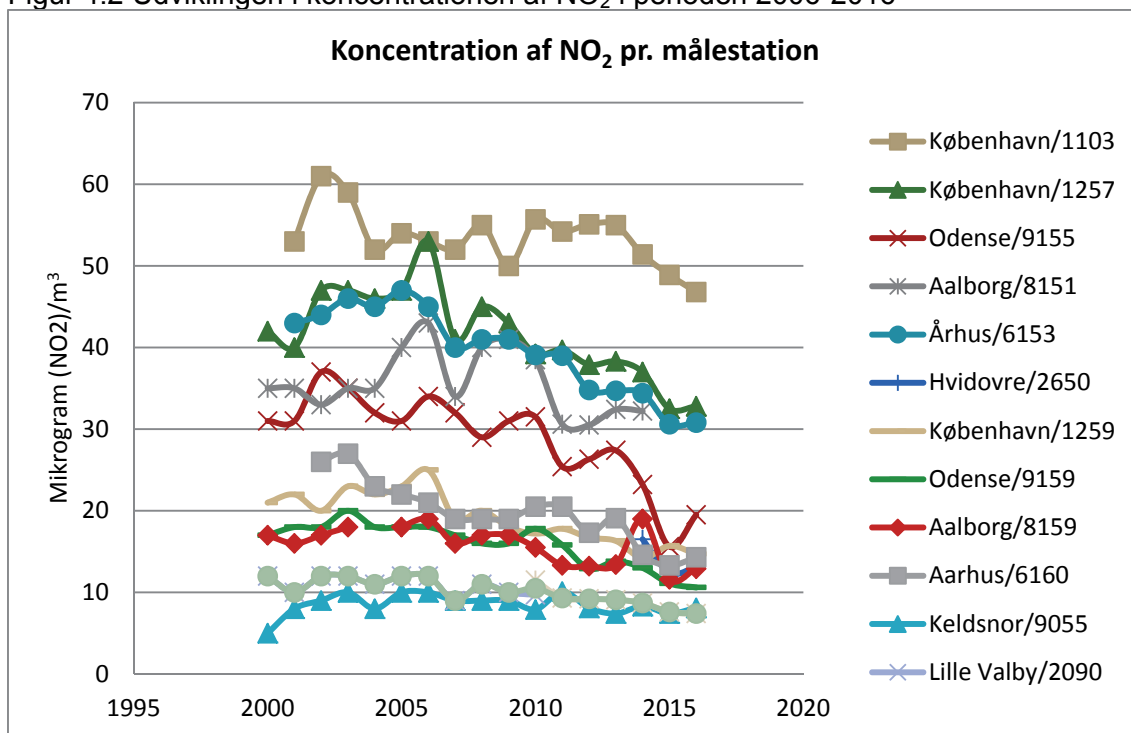
Figur 4.1 Udviklingen i koncentrationen af PM_{2,5} i perioden 2006-2016



Kilde: Data fra database fra Institut for miljøvidenskab, Aarhus Universitet (2018a): https://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinger/5_database/hentdata.asp.

Det ses af figur 4.1, at niveauet for PM_{2,5} varierer i perioden 2006-2016. Ses på det relative forhold mellem målestationer i perioden, er det nogenlunde konstant. For perioden 2000-2006 har data for PM_{2,5} ikke været tilgængeligt, men kigges i stedet på PM₁₀, er mønsteret nogenlunde det samme som for resten af perioden, med et konstant forhold mellem målestationer, jf. Aarhus Universitet (2018a). Ud fra graferne kan også ses, at den generelle koncentration af PM_{2,5} er faldet.

Figur 4.2 Udviklingen i koncentrationen af NO₂ i perioden 2006-2016



Kilde: Data fra database fra Institut for miljøvidenskab, Aarhus Universitet (2018b): AU: https://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinger/5_database/hentdata.asp.

På landsplan er koncentrationen af NO₂ faldet flere steder med 10 pct. eller mere, jf. Ellermann mfl. (2014) og Ellermann mfl. (2018).⁷ Ses på rangordenen mellem målestationer i perioden, er det nogenlunde konstant, jf. figur 4.2. Det vurderes på baggrund af ovenstående for plausibelt, at boliger, som havde relativt høj luftforurening i 2012, har haft relativ høj luftforurening i hele perioden 2000-2016.

4.1.2 Værdisætning af luftforurening

De eksterne omkostninger forbundet med luftforurening opgøres som omkostninger forbundet med dødelighed og sygdom forårsaget af luftforurening.

Helbredsomkostningerne for PM_{2,5} og NO₂ værdisættes med udgangspunkt i EVA-systemets⁸ eksponerings-respons-funktioner (ER-funktioner), der angiver, hvordan døde- og sygeligheden påvirkes af koncentrationen af henholdsvis PM_{2,5} og NO₂. Omkostningerne dækker f.eks. køb af medicin og tabte arbejdsdage. Ud fra viden om koncentrationen af luftforurening for hver adresse i Danmark, ER-funktioner og

⁷ 8 af de 10 målestationer, hvor der er målinger for både 2012 og 2016, viser fald på mellem 11 og 22 pct. mens to målestationer ikke viser fald, jf. Ellermann mfl. (2018).

⁸ EVA står for Economic Valuation of Air pollution. EVA-systemet er udviklet ved Institut for Miljøvidenskab, Aarhus universitet, jf. Brandt mfl. (2016) og Andersen (2018). Det bemærkes i øvrigt at nye og opdaterede ER-funktioner og enhedsomkostninger er publiceret i marts 2019, jf. Andersen mfl. (2019), men det ikke har været muligt at inkorporere disse i analyserne i dette kapitel.

enhedsværdier, kan der beregnes et estimat for helbredsomkostningen pr. individ i Danmark.

Den samlede helbredsomkostning, h_{ijl} , for person, i , på adresse, j , ved eksponering for luftforurening, l ($PM_{2,5}$ eller NO_2), opgøres ud fra viden om luftforureningskoncentrationen, c_{jl} , der er på adressen, ER-funktioner forbundet med den givne luftforurening og omkostningen p_{sl} , for den relaterede helbredseffekt s . Således fås helbredsomkostningerne:

$$h_{ijl} = \sum_{s=1}^S ER_{sl} * c_{jl} * p_{sl}$$

Når der analyseres på sammenhængen mellem miljø og indkomst, er det særligt den gevinst eller den ulempe for den enkelte, som miljøeffekten giver anledning til, der er relevant at se på. En lille del af de helbredsomkostninger, der medtages i denne analyse, afholdes ikke af personen selv, men af samfundet som helhed (f.eks. hospitalsindlæggelser og medicintilskud), jf. tabel 4.1. Det er dog ikke helt ligetil at skelne mellem, hvad der er den enkeltes omkostninger, og hvad der er samfundets, hvorfor det hele er medtaget i denne analyse. Langt den overvejende del af de medtagne omkostninger er dog personlige.

Tabel 4.1 Helbredseffekter, ER-funktioner og enhedsværdier

Sundhedseffekter (s)	ER-funktioner	Aldersgruppe	Helbredsomkostning (p)
	Tilfælde/dage		Kr. pr. tilfælde
Morbiditet (PM_{2,5})	Pr. µgm ⁻³		
Bronkitis, voksne	7,02E-05	>18 år	303.163
Indlæggelser			
- Åndedrætsbesvær	2,75E-05	Alle	76.396
- Hjertekarsygdomme	1,93E-05	Alle	122.966
Lungekræft, morbiditet	1,62E-06	>30 år	167.645
Astma og bronkitis hos børn			
- Astma symptomer	4,05E-04	5-19 år	10.185
- Bronkitis	1,37E-03	6-18 år	1.244
Sygedage			
- Arbejdsdage	3,93E-05	20-65 år	2.095
- Alle dage, netto ^{a)}	6,90E-02	Alle	1.140
Mortalitet			
Akut mortalitet			
- PM _{2,5}	1,18E-05 ^{a)}	Alle	32.000.000
- NO ₂	4,29E-06	Alle	32.000.000
- PM _{2,5} , spædbørn	6,15E-06	3-12 mdr.	48.000.000
Kronisk mortalitet (PM_{2,5})	9,25E-04	>30 år	884.500

a) Korrigeret af DCE i forhold til Andersen (2018).

Anm.: Alle priser er fremskrevet til 2017-priser. Omkostningerne i forbindelse med akut død er beregnet ud fra værdien af statistik liv, jf. Finansministeriet (2017). Værdien af akut død for spædbørn er halvanden gang højere end for resten af befolkningen, jf. Andersen (2018). Værdien af tabte leveår (VOLY) er beregnet på baggrund af værdien af statistik liv. Det antages, at der tabes 10 leveår, og at der er en latensperiode på 10 år, jf. blandt andet De Økonomiske Råds formandskab (2016b). Det bemærkes i øvrigt at nye og opdaterede ER-funktioner og enhedsomkostninger er publiceret af DCE i marts 2019, jf. Andersen mfl. (2019). Disse har ikke været mulige at indarbejde i nærværende analyser.

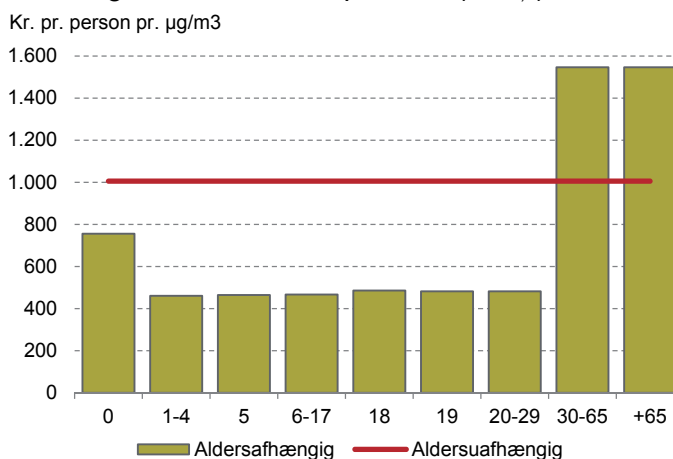
Kilde: Andersen (2018) og egne beregninger.

Værdisætningen af helbredsomkostninger med ER-funktioner fra EVA-systemet medtager de væsentligste sammenhænge, hvor der foreligger evidens mellem koncentrationer af stoffer og helbredseffekter. Dette trækker i retning af, at helbredsomkostningerne kan være undervurderede i det omfang, at alle helbredseffekter ikke er veldokumenterede.

Nogle af de anvendte ER-funktioner for partikler (PM_{2,5}) har som vist i tabel 4.1 en aldersgrænse. For eksempel er det kun personer over 30 år, som i disse beregninger dør for tidligt som følge af langtidseksponering af partikelforurening (kronisk mortalitet). Denne grænse er imidlertid primært sat sådan, fordi de studier, som ER-funktionerne bygger på, er for populationer med en alder over 30 år, jf. WHO (2013). Der er dog formentlig ikke i virkeligheden en skarp grænse ved 30 år. Tager man udgangspunkt i aldersspecifikke værdier af luftforurening, kan dette derfor skævvride billedet i forhold til at regne på fordelings effekter af luftforurening. Det er derfor til den konkrete analyse valgt, at der i fordelingsberegningerne anvendes en gennemsnitlig helbredsomkostning pr. person, som er aldersuafhængig, givet forskellige niveauer af luftforurening. Fordelingen af helbredsomkostningerne på forskellige aldersniveauer og den

gennemsnitlige helbredsomkostning er vist i figur 4.3. Bemærk dog, at de fleste analyser i kapitlet fokuserer på de faktiske koncentrationer af luftforurening, og ikke omkostningen ved luftforurening.

Figur 4.3 Omkostningsfaktorer for fine partikler (PM_{2,5})



Anm.: Ud fra ER-funktionerne er det beregnet, hvad helbredsomkostningen er pr. µg/m³ PM_{2,5} pr. person alt efter personens alder. Et vægtet gennemsnit af disse omkostningsfaktorer vises med den røde linje. Denne er vægtet med de forskellige aldersgruppers befolkningsandele.

Kilde: Egne beregninger baseret på Andersen (2018), Finansministeriet (2017) og Danmarks Statistik.

Den gennemsnitlige helbredsomkostning beregnes ved, at der først er beregnet en helbredsomkostning pr. person pr. µg/m³ af stoffet for hver aldersgruppe, hvorefter et aldersvægtet gennemsnit er beregnet. Det er andelen af den totale befolkning, der er relevant at vægte med, da der ikke er nogen steder, der ikke er luftforurening.

ER-funktionerne er typisk estimeret på baggrund af studier af sammenhængen mellem luftforurening på baggrundsniveau og de forskellige helbredseffekter, jf. Andersen (2018) og WHO (2013). Tidligere opgørelser af helbredseffekter i f.eks. Brandt mfl. (2016) og Ellermann mfl. (2018) anvender derfor baggrundskoncentrationerne til at opgøre de totale helbredsomkostninger. WHO har endnu ingen anbefalinger til, hvilke sammenhænge der skal anvendes, hvis man ser på gadekoncentrationer.

Det er ikke givet, at de samme sammenhænge gælder for gadekoncentrationer og de forskellige helbredseffekter – ej heller at den funktionelle form på sammenhængen er den samme. Det kan betyde, at ved, at anvende den samme sammenhæng tildeles de høje gadekoncentrationer en for stor andel af helbredsomkostningerne. Da der ikke er nogen officielle anbefalinger til, hvilke sammenhænge der skal anvendes for gadekoncentrationer, er det valgt at anvende sammenhængene for baggrundskoncentrationerne, som en tilnærmelse.

For at udnytte heterogeniteten i data, anvendes gadekoncentrationen i nærværende analyse. Fordelen ved at anvende gadekoncentrationerne er, at man får de mest nøjagtige koncentrationer, dog på bekostning af, at helbredsomkostningerne til en

given koncentration, vil være en anelse overestimeret givet anvendelse af ER-funktionerne for baggrundskoncentrationerne. Det har dog kun betydning for de samlede helbredsomkostninger, og kun betydning i lille grad for de fordelingsmæssige resultater i analysen.

På baggrund af de beskrevne koncentrationer på adresseniveau fra 2012 samt helbredseffekter og enhedsomkostninger fra Aarhus Universitets EVA-system, kan de samlede helbredsrelaterede omkostninger ved luftforurening fra $PM_{2,5}$ og NO_2 i Danmark opgøres til 62 mia. kr. pr. år (2017-priser). Heraf udgør $PM_{2,5}$ langt den største omkostning på 53,3 mia. kr. pr. år, mens NO_2 udgør 8,6 mia. kr. pr. år. Ud af de samlede helbredsrelaterede omkostninger ved luftforurening fra $PM_{2,5}$ og NO_2 udgør 56 mia. kr. pr. år omkostninger forbundet med for tidlig død, mens 6 mia. kr. pr. år udgør omkostningerne vedrørende morbiditet.

5 Data for vejstøj

Støj opgøres i decibel (dB). Normal samtale svarer til ca. 60 dB, trafikstøj på en travl gade til 65 dB, mens lastbiler kan støje helt op til 90 dB. Støjen fra vejtrafik er ikke konstant henover dagen. Derfor opgøres støjniveauet som et gennemsnit henover døgnnet, hvor der er taget hensyn til, at støj er mere generende i aften- og natteperioden end i dagtimerne. Korrektionen indebærer, at støj fra trafikken om natten tæller 10 gange så meget som trafikken om dagen, mens trafikken om aftenen tæller ca. 3 gange så meget. Den korrigerede decibel enhed betegnes L_{den} .

Opgørelsen af vejstøj i nærværende analyse er modelberegnet med udgangspunkt i Landstrafikmodellens (LTM) vej- og trafiknet. Herudfra er støjbelastningen for alle boliger i Danmark modelleret.⁹ I LTM indgår veje af regional betydning samt større kommunale veje og trafikoplysninger i tilknytning hertil. Støjudbredelsen langs vejnettet er herefter beregnet ved brug af en effektberegningsmodel. Opgørelsen er baseret på data fra 2015. De veje, der indgår i beregningen, er vist i figur 5.1, sammen med den beregnede støjudbredelse. Støjudbredelsen som vist i 5.1 er efterfølgende koblet til alle boliger i Danmark.

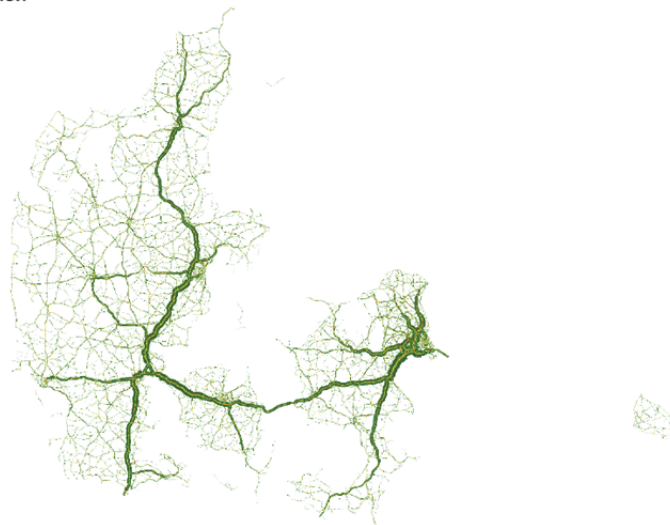
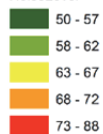
⁹) Støjbelastningen fra vejtrafik er i data kun opgjort for boliger med mere end 50 dB. Det vil sige, boliger hvor støjbelastningen fra vejtrafik er mindre end 51 dB, er sat til 50 dB. Dermed vil det viste gennemsnit være overestimeret, idet der er boliger, hvor støjbelastningen fra vejtrafik er under 50 dB. Argumentet for at lave dette cut-off i data er, at tidligere analyser tyder på, at der primært er helbreds- eller geneffekter for støjniveauer over 50 dB, jf. Babisch (2006), De Økonomiske Råds formandskab (2011) og van Kempen mfl. (2018).

Figur 5.1 Veje i LTM og beregnet støjudbredelse opgjort i L_{den}

Støjniveau, L_{den}

StøjePolygoner

NoiseLevel



Anm.: Støjudbredelsen er beregnet i intervaller af 1 dB og starter ved 50 dB.

Kilde: MoeTetraplan (2018).

Til beregningerne i kapitlet har det af tids- og ressourcemæssige årsager været nødvendigt at anvende en forholdsvis simpel støjberegningsmodel, som er mindre datakrævende end mere avancerede modeller til støjberegning, f.eks. anvendt af Miljøstyrelsen og Vejdirektoratet, jf. COWI (2018). Små veje, især i byerne, indgår ikke i beregningerne af støjudbredelsen, hvilket kan betyde, at der er boligområder, som er støjbelastede, men som ikke indgår i opgørelsen. Derudover betragtes hver vejstrækning isoleret. Dette betyder, at støjbelastningen undervurderes i områder, som belastes af støj fra flere veje. Endelig indgår detaljerede terræn- og afskærmningsforhold i forhold til at reducere støjbelastningen kun i begrænset omfang. F.eks. indgår støjskærme kun langs med statsveje. Med modellen er det dog muligt at modellere støjudbredelsen på adresseniveau for hele Danmark.

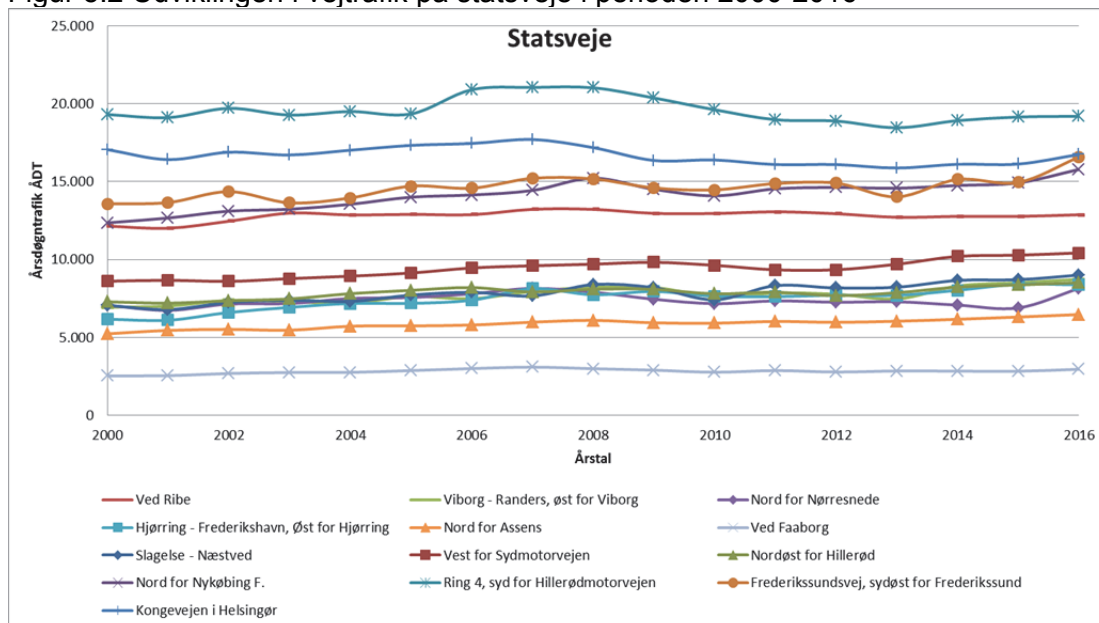
Beregningen af støjdata i nærværende analyse, er således opgjort efter en grovere model end i tidligere opgørelser lavet for Miljøstyrelsen og Vejdirektoratet, jf. COWI (2018). Kortlægningen af støj er normalt baseret på Nord2000-metoden, som er den officielle beregningsmetode til støjkortlægninger i Danmark. Da det ikke har været muligt at få udført sådanne detaljerede kortlægninger for hele landet indenfor dette projekts periode, er der i stedet anvendt den lidt grovere modellering af vejstøj i Danmark, hvor den tidligere nordiske beregningsmodel NBV96 kombineret med data fra Landstrafikmodellen version 2.0 gældende for scenarieåret 2015 blev anvendt. Denne beregning er foretaget af MOE | Tetraplan. Fordelen ved at anvende den simple beregningsmodel er, at den samme metode er anvendt til opgørelse af støjbelastning for alle boliger i hele Danmark. Dette var ikke muligt med de mere detaljerede modeller inden for den givne projektperiode.

5.1.1 Støjbelastning i perioden 2000-2016

Datagrundlaget for støjopgørelsen bygger på data fra 2015. I kapitlets analyse af børn bosat i miljøbelastede boliger i lang tid, er det antaget, at boliger, som havde høj støjbelastning i 2015, har haft en høj støjbelastning i hele perioden 2000-2016.

Der findes også støjdata tilbage i tiden, men disse er opgjort via andre metoder og modeller end det, der anvendes her. Derfor kan man ikke umiddelbart berige datasættet med støjdata tilbage i tiden. En anden mulighed er, at anvende 2015 data tilbage i tiden, som også gjort for luftforurening. For at validere, hvorvidt dette er en mulighed, ses på den geografiske fordeling af trafikudviklingen over tid for både motor- og statsveje, jf. Vejdirektoratet (2018). Disse målinger viser, at det relative forhold geografisk set nogenlunde er konstant i årene tilbage til 2000, jf. figur 5.2-5.3, hvilket indikerer at støjdata fra 2015 kan anvendes som en approximation for støjniveauet i hele perioden 2000-2016.

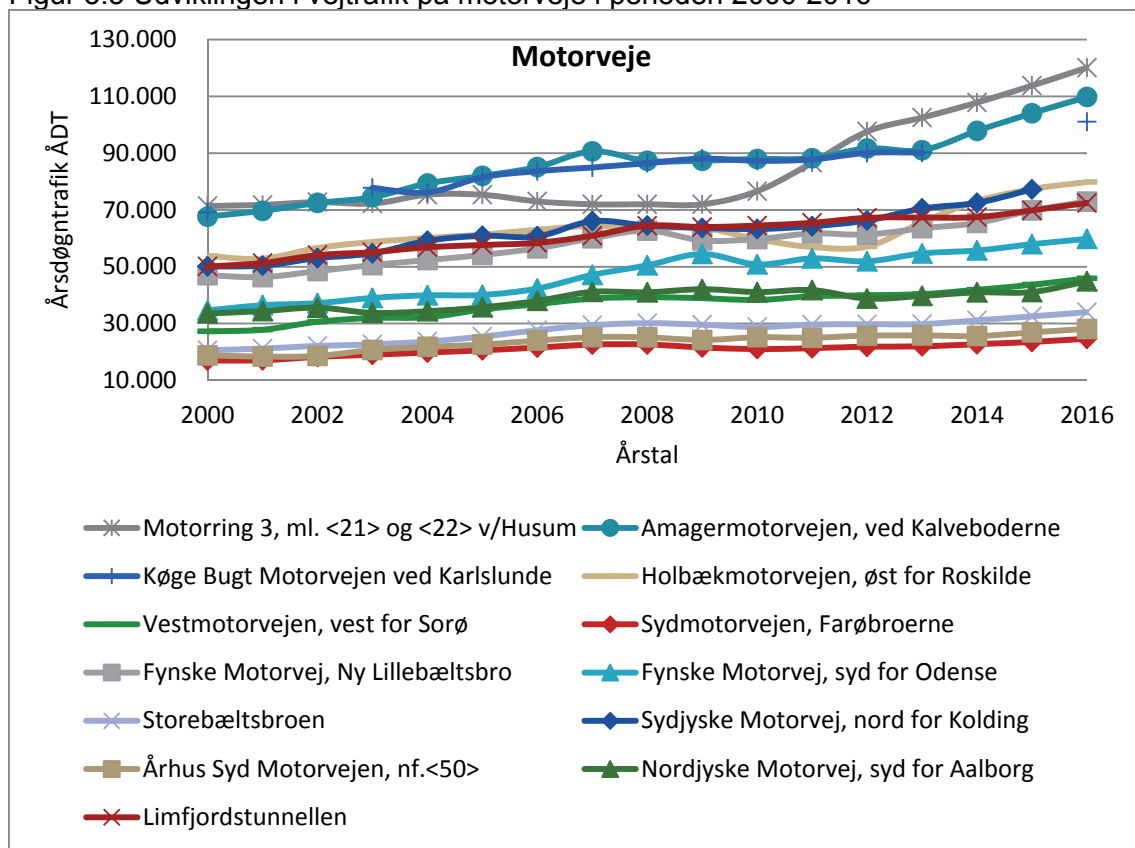
Figur 5.2 Udviklingen i vejtrafik på statsveje i perioden 2000-2016



Kilde: Vejdirektoratet (2018):

http://www.vejdirektoratet.dk/DA/viden_og_data/statistik/trafikken%20i%20tal/hvor_meget_trafik_er_der_paa_vejen/trafikudvikling_1988-2017/Sider/Om-trafiktallene.aspx

Figur 5.3 Udviklingen i vejtrafik på motorveje i perioden 2000-2016



Kilde: Vejdirektoratet (2018):

http://www.vejdirektoratet.dk/DA/viden_og_data/statistik/trafikken%20i%20tal/hvor_meget_trafik_er_der_paa_vejen/trafikudvikling_1988-2017/Sider/Om-trafiktallene.aspx

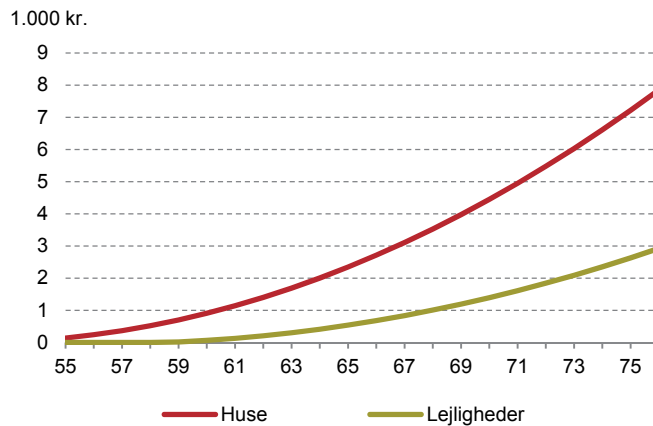
5.1.2 Værdisætning af vejstøj

De værdisætninger, der beskrives herunder, har ikke direkte sammenhæng til de nuværende grænseværdier, da der også kan være gene- og helbredseffekter af vejstøj under 58 dB. Værdisætningen af støj består ligesom i De Økonomiske Råds formandskab (2011) af to dele. Den første del dækker de geneffekter, der giver sig udtryk i lavere huspriser. Den anden del dækker helbredsomkostninger. Således starter de beregnede geneomkostninger ved 55 dB og helbredsomkostningerne starter i beregningerne ved 53 dB.

Til fastsættelse af geneffekterne af vejstøj omkring boliger anvendes geneffekterne opgjort i De Økonomiske Råds formandskab (2011) omregnet til 2017-priser. Geneffekterne pr. husstand ved forskellige støjniveauer er værdisat vha. husprismetoden baseret på detaljerede støjdata for Storkøbenhavn. Dette er anvendt til at estimere en generel efterspørgsel efter at undgå støj, som afhænger af forskellige socioøkonomiske forhold. Efterfølgende er denne generelle efterspørgsel anvendt til at estimere en gennemsnitlig betalingsvilje pr. husstand for hele landet. Analysen fandt, at der generelt er en negativ effekt på boligpriserne af vejstøj over 55 dB og i nogle tilfælde

også allerede fra 50 dB. Figur 5.4 viser betalingsviljen pr. husstand for at komme ned på et støjniveau på 55 dB fra et givet støjniveau.

Figur 5.4 *Betalingsvillighed pr. person for at komme ned på 55 dB*



Anm.: 2017-priser. Omregnet fra betalingsvilje pr. husstand til betalingsvilje pr. person ved at dele med det gennemsnitlige antal personer pr. husstand for hhv. huse og lejligheder i 2007, hvor data er fra.

Kilde: De Økonomiske Råds formandskab (2011).

Af figur 5.4 ses det, at den gennemsnitlige betalingsvilje pr. person er langt højere for personer, der bor i huse end for personer, der bor i lejligheder. Dette kan hænge sammen med, at støj generer mere, når man har have. En anden grund kan være, at der er systematiske forskelle på personer, der bosætter sig i lejligheder, og personer, der bor i huse. Disse forskelle omfatter blandt andet indkomst og antal børn.

For at omregne til betalingsvilje pr. person er betalingsviljen pr. husstand delt med det gennemsnitlige antal personer i husstande i henholdsvis huse og lejligheder i 2007. Der anvendes et gennemsnit af antal personer, fordi den estimerede betalingsvilje pr. husstand er et gennemsnit. Året 2007 er valgt, fordi data til husprisanalysen er fra 2007. Det gennemsnitlige antal personer i henholdsvis huse og lejligheder var 2,46 og 1,68. Yderligere detaljer omkring værdisætningen af geneomkostningerne kan findes i De Økonomiske Råds formandskab (2011) samt Veie (2011).

Helbredsomkostningerne kommer af, at der er en sammenhæng mellem øget vejstøj og en forøget risiko for at dø af iskæmisk hjertesygdom, jf. WHO (2018). Ved at estimere, hvor mange flere dødsfald støj forårsager som følge af iskæmisk hjertesygdom, kan helbredsomkostninger opgøres som værdien af antal tabte leveår.

Nogle studier viser desuden, at støj muligvis også kan give forhøjet risiko for f.eks. forhøjet blodtryk, blodprop i hjernen, diabetes, overvægt og slagtilfælde samt påvirke børns læring i skolen, jf. EEA (2014), Jensen mfl. (2016) og van Kempen mfl. (2018). WHO peger dog på, at der endnu ikke er tilstrækkelig forskning til at man med tilstrækkelig sikkerhed kan sige, at der er en sammenhæng mellem vejstøj og de givne

helbredseffekter WHO (2018). Det er derfor valgt at se bort fra disse sammenhænge i værdisætningen af helbredsomsomkostninger i nærværende analyse.

Der tabes årligt knap 40.000 leveår i alt som følge af iskæmisk hjertesygdom. Ca. 25.000 leveår tabes af mænd, mens ca. 14.000 leveår tabes af kvinder. Beregningerne er foretaget ud fra opgørelser i dødsårsagsregisteret af, hvor mange der i 2016 døde af sygdommen i forskellige køn- og aldersgrupper samt restlevetiden for de forskellige køn- og aldersgrupper, jf. tabel 5.1.

Tabel 5.1 Antal tabte leveår ved iskæmisk hjertesygdom i Danmark i 2016

Alder	Antal døde	Restlevetid, år	Tabte leveår
<i>Mænd</i>			
20-24	1 ^{a)}	57,5	58
25-29	1 ^{a)}	52,7	53
30-34	5	47,8	239
35-39	11	42,9	472
40-44	15	38,1	571
45-49	37	33,3	1.232
50-54	69	28,9	1.991
55-59	97	24,5	2.375
60-64	129	20,4	2.634
65-69	206	16,5	3.403
70-74	292	13,1	3.830
75-79	306	9,8	3.013
80-84	357	7,0	2.516
85+	651	4,4	2.862
I alt, mænd	2.177		25.248
<i>Kvinder</i>			
35-39	2 ^{a)}	46,5	93
40-44	4 ^{a)}	41,6	166
45-49	10	36,8	368
50-54	8	32,2	258
55-59	19	27,7	526
60-64	44	23,3	1.026
65-69	66	19,1	1.261
70-74	104	15,3	1.594
75-79	177	11,6	2.057
80-84	230	8,5	1.946
85+	855	5,1	4.384
I alt, kvinder	1.519		13.679
I alt, begge køn	3.696		38.927

a) Her er der i dødsårsagsregisteret blot angivet, at færre end fem personer er døde i det givne aldersinterval. For at give et konservativt skøn for antal tabte leveår placeres flest muligt af de restende døde i de ældste grupper.

Anm.: Vægtet gennemsnitlig restlevetid beregnet for hver aldersgruppe er beregnet på baggrund af restlevetiden for hvert alderstrin i aldersgruppen. Antal tabte leveår er beregnet som antal døde gange restlevetiden for hver aldersgruppe.

Kilde: Dødsårsagsregisteret.

Metoden til opgørelsen af helbredseffekter af vejstøj følger en ny guideline udfærdiget for EU-Kommissionen, som tager udgangspunkt i de seneste anbefalinger fra WHO, jf. van Kamp mfl. (2018) og WHO (2018).¹⁰

Andelen af de totale antal tabte leveår som følge af iskæmisk hjertesygdom, der skyldes støj, betegnes *PAF* (Population Attributable Fraction). Denne beregnes ud fra værdien af den relative risiko (RR_i) ved hvert støjniveau (i), antal personer (n_i), der er udsat for hvert støjniveau (i), samt antal personer i alt i Danmark (N):

$$PAF = \frac{\sum_i \left((RR_i - 1) \cdot \frac{n_i}{N} \right)}{1 + \left(\sum_i \left((RR_i - 1) \cdot \frac{n_i}{N} \right) \right)}$$

Dette beregnes for hvert køn, da der er stor forskel mellem mænd og kvinder i antal tabte leveår i gennemsnit pr. person, jf. tabel 5.2:

$$PAF_k = \frac{\sum_i \left((RR_i - 1) \cdot \frac{n_{i,k}}{N_k} \right)}{1 + \left(\sum_i \left((RR_i - 1) \cdot \frac{n_{i,k}}{N_k} \right) \right)}$$

Opgørelsen af hvor mange mænd og kvinder, der bor ved et givent støjniveau, kommer fra koblingen mellem registerdata og støjkort. I nærværende beregninger er *PAF* for både mænd og kvinder beregnet til 1,0 pct. Ganges dette på de totale antal tabte leveår pr. år grundet iskæmisk hjertesygdom for hhv. mænd og kvinder, fås, at mænd i alt har tabt 261 leveår pr. år, mens kvinder har tabt i alt 141 leveår pr. år.

Det næste trin i beregningen er at finde ud af, hvor mange leveår en person ved et givet støjniveau i gennemsnit taber om året som følge af støjniveauet (opgjort ved den enkelte bolig) (i). Dette betegnes $YLL_{i,k}^{støj}$ og beregnes således:¹¹

$$(YLL_{i,k}^{støj}) = (1 - PAF_k) \cdot (YLL_k^{Total}) \cdot (RR_i - 1)$$

YLL_k^{Total} er det gennemsnitlige antal leveår en person taber som følge af iskæmisk hjertesygdom uanset årsagen.¹² Da RR er den relative risiko i forhold til en situation uden støj, skal leddet $(RR_i - 1)$ ganges på antallet af tabte leveår, som ikke skyldes støj. Derfor ganges YLL_k^{Total} med $(1 - PAF_k)$.

¹⁰ Beregningerne er foretaget efter van Kempen mfl. (2018) og med bistand fra Danny Houthuijs fra det hollandske institut RIVM (National Institute of Public Health and the Environment). Danny Houthuijs er en af forfatterne til van Kempen mfl. (2018).

¹¹ YLL= Years of Life Lost.

¹² Beregnes ved at tage det totale antal tabte leveår for hvert køn og dele med antal personer af hvert køn i hele landet.

Tabel 5.2 viser antal personer udsat for de forskellige støjniveauer opgjort i nærværende beregninger samt de beregnede forøgede risici for iskæmisk hjertesygdom, antal tabte leveår og værdien heraf pr. person.

Tablel 5.2 Beregnede helbredsomkostninger pr. person pr. år ved hvert støjniveau

L-den	Antal personer		RR	Tablet leveår i alt		Tablet leveår pr. person		Omkostning pr. person		Omkostning i alt
	Mænd	Kvinder		Mænd	Kvinder	Mænd	Kvinder	Mænd	Kvinder	
dB										
		1.000								Mio. kr.
51	250	260	1,000	0,0	0,0	0,00000	0,00000	0	0	0,0
52	0	0	1,000	0,0	0,0	0,00000	0,00000	0	0	0,0
53	218	226	1,002	4,7	2,6	0,00002	0,00001	19	10	6,4
54	0	0	1,007	0,0	0,0	0,00006	0,00003	57	31	0,0
55	89	91	1,012	9,6	5,3	0,00011	0,00006	96	51	13,2
56	81	84	1,017	12,3	6,8	0,00015	0,00008	134	72	17,0
57	72	73	1,022	14,0	7,7	0,00020	0,00010	173	93	19,2
58	120	123	1,027	28,8	15,7	0,00024	0,00013	212	114	39,4
59	0	0	1,032	0,0	0,0	0,00028	0,00015	251	134	0,0
60	53	53	1,037	17,3	9,3	0,00033	0,00018	290	156	23,6
61	48	48	1,042	17,8	9,7	0,00037	0,00020	330	177	24,3
62	46	46	1,047	19,4	10,3	0,00042	0,00022	369	198	26,3
63	43	43	1,053	19,8	10,6	0,00046	0,00025	409	219	26,8
64	37	37	1,058	18,8	10,1	0,00051	0,00027	449	241	25,6
65	32	32	1,063	17,9	9,5	0,00055	0,00030	490	262	24,3
66	28	27	1,068	16,7	8,8	0,00060	0,00032	530	284	22,6
67	24	24	1,073	15,5	8,2	0,00065	0,00035	571	306	21,0
68	18	17	1,079	12,1	6,5	0,00069	0,00037	612	328	16,4
69	13	12	1,084	9,3	4,9	0,00074	0,00040	653	350	12,6
70	7	7	1,089	5,8	3,0	0,00078	0,00042	694	372	7,8
71	4	4	1,094	3,7	1,9	0,00083	0,00045	736	394	4,9
72	3	3	1,100	2,7	1,4	0,00088	0,00047	777	417	3,6
73	2	1	1,105	1,5	0,7	0,00093	0,00050	819	439	2,0
74	1	1	1,111	1,1	0,6	0,00097	0,00052	861	462	1,5
75	1	1	1,116	0,6	0,3	0,00102	0,00055	904	484	0,8
76	0	0	1,121	0,3	0,2	0,00107	0,00057	946	507	0,5
77	0	0	1,127	0,2	0,1	0,00112	0,00060	989	530	0,3
78	0	0	1,132	0,2	0,1	0,00117	0,00063	1032	553	0,3
79	0	0	1,138	0,1	0,1	0,00122	0,00065	1075	576	0,1
80	0	0	1,144	0,1	0,1	0,00126	0,00068	1118	599	0,2
81	0	0	1,149	0,1	0,0	0,00131	0,00070	1162	623	0,1
82	0	0	1,155	0,0	0,0	0,00136	0,00073	1206	646	0,0
83	0	0	1,160	0,0	0,0	0,00141	0,00076	1250	670	0,0
84	0	0	1,166	0,0	0,0	0,00146	0,00078	1294	693	0,0
Sum	1.191	1.216		251	135					341
I alt				261	141					355

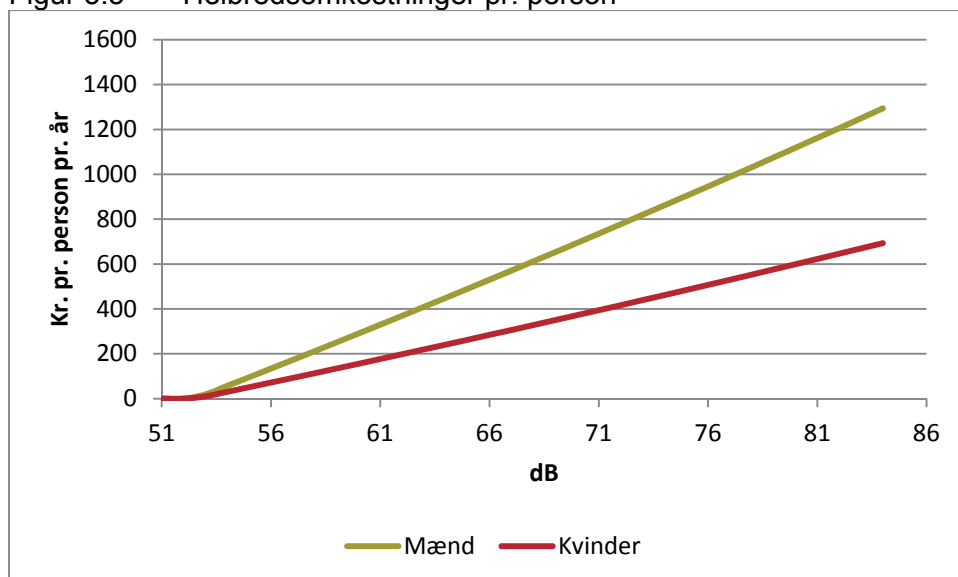
Anm.: Tablet leveår og omkostninger pr. år i 2017-priser. Sum angiver totalerne for den population, der regnes på. Der er dog ca. 240.000 individer, som af forskellige årsager er frasorteret i beregningerne og "sum" er derfor mindre end "i alt". Hvis det antages, at de har samme støjfordeling som resten af populationen er PAF uændret, og de totale antal tabte leveår som følge af støj kan beregnes som PAF*antal tabte leveår i alt.

Kilder: MOE | Tetraplan, van Kempen mfl. (2018), Dødsårsagsregisteret og egne beregninger.

Værdien af de tabte leveår beregnes ud fra en værdi af statistisk liv (VSL) på 32 mio. kr. i 2017-priser, jf. De Økonomiske Råds formandskab (2016) og Finansministeriet (2017). I beregningen af værdien af et tabt leveår (VOLY) antages, i tråd med tidligere opgørelser, en latensperiode på 10 år og at der derefter tabes 10 leveår. Der anvendes en diskonteringsrente på 3 pct. Det giver en værdi af tabte leveår på 884.500 kr. i 2017-priser.

Figur 5.5 viser helbredsomkostningen pr. person for hvert støjniveau. Der er en forskel på mænd og kvinder, idet mænd generelt set oftere dør af iskæmisk hjertesygdom og taber flere leveår af denne sygdom end kvinder. En forhøjet risiko for at dø af iskæmisk hjertesygdom som følge af støj giver derfor en højere helbredsomkostning pr. person for mænd end for kvinder.

Figur 5.5 Helbredsomkostninger pr. person



Anm.: 2017-priser. Helbredsomkostninger i form af for tidlig død pga. forhøjet risiko for iskæmisk hjertesygdom som følge af støj. Helbredsomkostningerne for mænd er højere end for kvinder, da mænd i gennemsnit taber flere leveår end kvinder pga. iskæmisk hjertesygdom.

Kilde: van Kempen mfl. (2018), Dødsårsagsregisteret og egne beregninger.

5.1.3 Tidligere undersøgelser af trafikstøj

De samlede omkostninger ved trafikstøj er i nærværende analyse opgjort til 1,3 mia. kr. pr. år (2017-priser), hvoraf geneomkostningerne opgjort ved fald i boligpriser alene udgør ca. 1 mia. kr. pr. år. De totale omkostninger ved støj er formentlig undervurderede. Som beskrevet tidligere er der i denne analyse valgt at se bort fra en række potentielle helbredseffekter relateret til støj. En inklusion af disse vil selvsagt medføre højere samlede omkostninger ved vejstøj. Dertil kommer at der heller ikke er medtaget støj fra f.eks. tog, fly og virksomheder samt støj langs mindre trafikerede veje.

I 2011 opgjorde De Økonomiske Råds formandskab de samfundsøkonomiske omkostninger forbundet med støj fra vejtrafik til i alt 2,4 mia. kr. pr. år i 2017-priser.

Heraf stod helbredsomkostninger som følge af forhøjet blodtryk og iskæmisk hjertesygdom (primært forårsaget af åreforkalkning) for 0,7 mia. kr. De resterende 1,7 mia. kr. var en opgørelse af de oplevede geneomkostninger ved støj, som påvirker huspriserne, og som er værdisat ved hjælp af disse (på samme måde som i nærværende analyse). Der har tilsyneladende ikke været nogen nye opgørelser af de totale helbredseffekter af støj siden. COWI har for Region Hovedstanden dog lavet nye beregninger af helbredsomkostninger i 2018 – men kun for Region Hovedstaden, jf. COWI (2018). Her blev de totale helbredsomkostninger estimeret til 2,4 mia. kr., blandt andet grundet at der i analyse også var medtaget helbredseffekter i form af forhøjet blodtryk og slagtilfælde.

De Økonomiske Råds formandskab (2011) anvendte en meget lavere værdi af tabte leveår (VOLY), end der gøres i nærværende analyse. Det i sig selv betyder, at nærværende resultat burde være højere. Der er imidlertid mange andre forhold som trækker i den anden retning. Et væsentligt bidrag til dette er, at der udover iskæmisk hjertesygdom også beregnes helbredseffekter af forhøjet blodtryk som følge af støj. Sammenhængen mellem forhøjet blodtryk og vejstøj understøttes ikke med samme sikkerhed som for iskæmisk hjertesygdom af WHO's seneste rapport, jf. WHO (2018). Dette er årsagen til, at der ikke medregnes helbredseffekter af forhøjet blodtryk i nærværende analyse.

I De Økonomiske Råds formandskab (2011) blev der desuden anvendt en anden sammenhæng mellem støj og iskæmisk hjertesygdom. Denne sammenhæng starter i nærværende beregninger allerede ved 51 dB, mens den i De Økonomiske Råds formandskab (2011) først startede ved 60 dB. Den relative risiko for iskæmisk hjertesygdom som følge af støj beregnet i nærværende analyse overstiger først den relative risiko beregnet i De Økonomiske Råds formandskab (2011) omkring 70 dB. Da størstedelen af de støjbelastede boliger ligger i intervallet 50-70 dB, trækker det i retning af højere helbredsomkostninger i nærværende analyse. Til gengæld er der færre, der rent faktisk dør af iskæmisk hjertesygdom i dag, hvilket trækker den anden vej.

Endelig er antallet af støjbelastede personer også forskelligt i de to analyser. Det er langt lavere i den nærværende analyse, hvilket primært driver forskellen i de totale helbredsomkostninger. Det lavere antal afspejler, at nærværende støjberegninger er baseret på en forholdsvis simpel model, og at der ikke medtages støj fra (mindre) veje, som ikke indgår i landstrafikmodellen, jf. tidligere. I princippet kan det også afspejle, at der faktisk er blevet færre støjbelastede boliger over tid, men det er ikke oplagt at det er tilfældet, da trafikken har været stigende. Endelig kan forskellen også skyldes, at antallet af støjbelastede boliger har været overvurderet i den tidligere analyse.

De samfundsøkonomiske omkostninger fundet i COWI (2018) er højere, end det vi får i nærværende analyse, selvom det kun dækker Region Hovedstaden. Dette skyldes primært medtagelsen af flere sygdomme end i nærværende analyse. Udover forhøjet

blodtryk medtages her også karsygdomme i hjernen. For slagtilfælde i hjernen viser WHO rapporten ikke samme sammenhæng, som der er fundet for hjertesygdom. Dette er årsagen til, at man i analyse heller ikke har valgt at medtage karsygdomme i hjernen i nærværende beregninger.

6 Data for nærhed til natur – søer, skove og kyststrækninger

I værdisætningen af nærhed til natur anvendes i nærværende analyse, husprismetoden. Husprismetoden opgør primært herlighedsværdierne af at bo tæt på naturområder, og fanger derfor, at nogle personer vælger at bosætte sig tæt på naturen samt andre herlighedsværdier så som havudsigt. Det er oplagt, at husprisanalysen ikke medregner de rekreative muligheder, der ligger et godt stykke fra personers boliger, hvorfor det taler for, at den rekreative (brugs-)værdi udregnet her, er et underkantsskøn. Analysen er udført af T. Panduro fra IFRO, Københavns Universitet. Analysen er nærmere beskrevet i Panduro (2019).

Som for opgørelsen af geneomkostninger ved støj, er de estimerede betalingsviljer pr. bolig omregnet til betalingsviljer pr. person. Dette er gjort ved at dele betalingsviljen pr. husstand med det gennemsnitlige antal personer i husstande i henholdsvis huse og lejligheder i 2007. Der anvendes et gennemsnit af antal personer, fordi den estimerede betalingsvilje pr. husstand er et gennemsnit. Året 2007 er valgt, for at ensrette korrektionen i forhold til samme korrektion for støjdata. Det gennemsnitlige antal personer i henholdsvis huse og lejligheder var 2,46 og 1,68.

7 Sammenhængen mellem miljøpåvirkninger og indkomst

Der er udført en parametrisk analyse af sammenhængen mellem ækvivaleret disponibel indkomst og de forskellige miljøpåvirkninger for at understøtte resultaterne af de grafiske analyser. Der estimeres flere forskellige modeller for hver miljøpåvirkning:

Model 1 belyser den overordnede "rå" sammenhæng mellem miljøpåvirkning og indkomst:

$$\text{Miljøpåvirkning}_i = \beta_0 + \beta \ln(W_i) + \varepsilon_i$$

hvor W er den ækvivalerede disponible indkomst for individ i og ε_i er fejleddet. Parameteren β udtrykker den overordnede sammenhæng mellem miljøpåvirkning og indkomst.

Model 2 belyser sammenhængen mellem miljøpåvirkning og indkomst indenfor pendlingsoplande:

$$\text{Miljøpåvirkning}_{ir} = \beta_0 + \beta_W \ln(W_{ir}) + \delta_r + \varepsilon_{ir}$$

hvor r angiver pendlingsopland, mens δ_r er separate konstantled for hvert pendlingsopland. Parameteren β_w udtrykker sammenhængen mellem indkomst og miljøpåvirkning *indenfor* pendlingsoplande.

Model 3 belyser sammenhængen mellem miljøpåvirkning og indkomst mellem pendlingsoplande:

$$\overline{Miljøpåvirkning}_r = \beta_0 + \beta_B \ln(\bar{W}_r) + \bar{\varepsilon}_r$$

hvor $\overline{Miljøpåvirkning}_r$ angiver den gennemsnitlige miljøpåvirkning og $\ln(\bar{W}_r)$ angiver den gennemsnitlige naturlige logaritme af indkomst i pendlingsopland r . Parameteren β_B udtrykker sammenhængen mellem indkomst og miljøpåvirkning *mellem* pendlingsoplande.

Model 1 afspejler overordnet sammenhængen mellem miljøpåvirkning og indkomst svarende til de "rå" røde kurver i figur I.10-I.13 i rapporten og estimatet for β svarer til hældningen på de røde kurver. Tilsvarende belyser model 2 sammenhængen svarende til de grønne kurver, dvs. indenfor pendlingsoplande. De økonometriske modeller og figurerne adskiller sig dog på den måde, hvorpå indkomst indgår (ln-transformeret indkomst og indkomstpercentiler), dvs. der er ikke fuldstændig korrespondance mellem figurerne og de økonometriske modeller.

De estimerede parametre for sammenhængen mellem miljøpåvirkning og indkomst er gengivet i tabel 7.1. De estimerede parametre for β og β_w er negative for miljøbelastningerne og positive for nærhed til natur. Dette indikerer, at personer med højere indkomst har bedre miljø.

Tabel 7.1: Økonometrisk analyse af sammenhængen mellem indkomst og miljø

	PM2,5		NO2		Støj		Nærhed til natur	
	Koef.	Std. Err.	Koef.	Std. Err.	Koef.	Std. Err.	Koef.	Std. Err.
Model 1								
β	-0,04	0,001	-0,24	0,004	-0,43	0,003	150,08	1,73
β_0	10,10	0,01	14,37	0,05	8,38	0,04	-544,51	21,25
R^2 (model 1)	0,0004		0,0008		0,0034		0,002	
Model 2								
β_w	-0,07	0,0003	-0,54	0,003	-0,52	0,003	159,23	1,44
β_0	10,53	0,004	18,03	0,03	9,40	0,04	657,04	17,70
R^2 (model 2)	0,0083		0,0075		0,0051		0,0028	
Model 3^{a)}								
β_B	-12,55	4,86	11,75	10,21	9,06	2,56	-7481,65	3384,70
β_0	163,10	59,54	-136,13	125,10	-109,07	31,34	93248,75	41498,18
R^2 (model 3)	0,1982		0,0468		0,3176		0,1532	
Model 3 - Vægtet med antal indbyggere i hvert pendlingsopland^{b)}								
β_B	6,63	0,005	46,19	0,01	12,25	0,002	-619,81	2,08
β_0	-72,89	0,06	-563,71	0,11	-149,42	0,03	9018,71	25,87
R^2 (model 3)	0,2514		0,8321		0,8257		0,0157	

a) Koefficienten i model 3 regressionen mellem pendlingsoplande er ikke vægtet. Dermed har små pendlingsoplande samme vægt i regressionen som hovedstadsområdet.

b) Der er også lavet analyser, hvor der er vægtet i forhold til størrelsen af pendlingsoplande. Disse viser, at koefficienter til PM_{2,5}, NO₂ og støj er signifikant positive og koefficienter til natur er signifikant negative alle på mindst 99,9 pct. niveau.

Kilde: Egne beregninger på baggrund af registeranalyser.

Ud fra de estimerede parametre kan størrelsen af sammenhængen mellem indkomst og miljøpåvirkning beregnes. Tages udgangspunkt i β_w svarer de estimerede parametre til, at personer, der i gennemsnit har 100.000 kroner mere i ækvivaleret disponibel indkomst i gennemsnit oplever et 0,2 dB lavere niveau for støj, samt en PM_{2,5} og NO₂ koncentration, der er hhv. 0,02 og 0,22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ lavere. Det illustrerer, at selv om sammenhængene mellem indkomst og miljøpåvirkning er statistisk signifikant er påvirkningen meget begrænset.

I den estimerede model *mellem* pendlingsoplande betragtes hvert pendlingsopland som én observation. Hovedstadsområdet er således blot en enkelt observation, selv om ca. 35 pct. af indbyggerne bor der. Luftforurening og indkomst er generelt høj i hovedstadsområdet. Hvis der i estimationerne mellem pendlingsoplande vægtes med antallet af indbyggere i hvert pendlingsopland, viser analyserne, at der er en positiv sammenhæng mellem gennemsnitlig indkomst og gennemsnitlig miljøbelastning i pendlingsoplandene samt en negativ sammenhæng mellem gennemsnitlig indkomst og nærhed til natur, jf. tabel 7.1.

7.1 Socioøkonomiske grupper

Der er gennemført en parametrisk analyse for at belyse, hvordan sandsynligheden for at bo i en miljøbelastet bolig afhænger af socioøkonomiske karakteristika. Analysen har

til formål at validere de forskelle, der fremgik af den beskrivende analyse i tabel I.6 i rapporten.

Der er estimeret en lineær sandsynlighedsmodel, hvor den afhængige variabel har værdien 1, hvis personen bor i en af de mest miljøbelastede boliger (og værdien 0, hvis personen ikke bor i en af de mest miljøbelastede boliger). Som forklarende variable medtages de socioøkonomiske karakteristika, som indgik i tabel I.3 i rapporten samt alderskategorier. I modellen er der også korrigeret for forskelle mellem pendlingsoplande, jf. tabel 7.2.

Tabel 7.2: Parametrisk analyse af sandsynligheden for at bo i en af de mest miljøbelastede boliger

	Koef.	Std. Err.	P> t
Alder 31-50 år ^{a)}	-0,029	0,0004	<0,001
Alder 51-65 år ^{a)}	-0,065	0,0004	<0,001
Alder +65 år ^{a)}	-0,072	0,0005	<0,001
Indvandrere og efterkommere	0,014	0,0004	<0,001
Enlige	0,023	0,0003	<0,001
Ingen børn	0,038	0,0004	<0,001
Pensionister	-.0058	0,0008	<0,001
Gymnasial eller erhvervsfaglig uddannelse ^{b)}	0,011	0,0003	<0,001
Videregående uddannelse ^{b)}	.0314	0,0004	<0,001
Ikke i beskæftigelse ^{c)}	0,005	0,0010	<0,001
Studerende ^{c)}	0,004	0,0008	<0,001
R ²	0,1104		

a) Referencegruppen for alder er 18-30 årige.

b) Referencegruppen til uddannelse er ufaglærte. Videregående uddannelse dækker kort, mellemlang og lang videregående uddannelse.

c) Referencegruppen til ikke i beskæftigelse og studerende er "I beskæftigelse".

De estimerede parametre bekræfter resultaterne fra tabel I.6 i rapporten. Således er de estimerede parametre højst for enlige, personer uden børn og personer med en videregående uddannelse. Modellen viser blandt andet, at personer med en videregående uddannelse har ca. 3 pct. større sandsynlighed for at bo i en miljøbelastet bolig, mens en person uden børn ca. har 4 pct. større sandsynlighed for at bo i en miljøbelastet bolig. Indvandrere og efterkommere har ca. 1 pct. større sandsynlighed for at bo i en miljøbelastet bolig, jf. tabel 7.2.

Litteratur

Aarhus Universitet (2018a): Partikler: Tendenser for årsmiddelværdier. <http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/maaling/niveauer/partikler/tendens/#c513434>.

Aarhus Universitet (2018b): NO₂ og NO: Tendenser for årsmiddelværdier. <http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/maaling/niveauer/nox/tendens/>.

Almond, D., J. Currie og V. Duque (2018): Childhood circumstances and adult outcomes: Act II. *Journal of Economic Literature*, 56(4), 1360-1446.

Andersen, M. S. (2018): *Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner 2.0*. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 19. juni 2018.

Andersen, M. S., L. M. F. Rasmussen og J. Brandt (2019): *Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner 3.0*. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 14. marts 2019.

Babisch, W. (2006): *Transportation noise and cardiovascular risk. Review and synthesis of epidemiological studies. Dose-effect curve and risk estimation*. Umwelt Bundes Amt. Für Mensch und Umwelt. WaBoLuHefte 01/06 ISSN 0175-4211, Berlin 2006.

Brandt, J., S. S. Jensen, M. Andersen, M. Plejdrup og O. K. Nielsen (2016): *Helbredseffekter og helbredsomkostninger fra emissionssektorer i Danmark*. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Nr. 182, 2016. Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab.

COWI (2018): *Hovedrapport – Vurdering af luft og støj. Kortlægning og virkemiddelkatalog*. April 2018. Region Hovedstaden.

Danmarks Statistik (2016): *Pendlingsområder – metode*. Danmarks Statistik. 22. november 2016.

De Økonomiske Råds formandskab (2016): *Dansk Økonomi*, Efterår 2016.

De Økonomiske Råds formandskab (2016b): *Økonomi og Miljø*. 2016.

De Økonomiske Råds formandskab (2011): *Økonomi og Miljø*. 2011.

EEA (2014): *Noise in Europe 2014*. EEA report No 10/2014. European Environment Agency. Luxemborg 2014.

EEA (2017): *Air quality in Europe – 2017 report*. EEA report No 13/2017. European Environment Agency. Luxemborg 2017.

Ellerman, T., J. Nyggard, J. K. Nøjgaard, C. Nordstrøm, J. Brandt, J. Christensen, M. Ketzel, A. Massling, R. Bossi og S. S. Jensen (2018): *The danish air quality monitoring programme. Annual summary for 2017*. Scientific report from DCE – Danisch Centre for Environment and Energy. No. 281, 2018. Aarhus University, Department of Environmental Science.

Ellermann, T., J. Brandt, O. Hertel, S. Loft, Z. J. Andersen, O. Raaschou-Nielsen, J. Bønløkke og T. Sigsgaard (2014): *Luftforureningens indvirkning på sundheden i Danmark*. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Nr. 96, 2014. Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab.

Finanaministeriet (2017): *Vejledning i samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger*.

Franklin, M., A. Zeka og A. Biggeri (2007): Association between PM_{2.5} and all-cause and specific-cause mortality in 27 US communities. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 17(3), 279-87.

Jensen, A., T. H. Petersen, M. Sørensen og K. H. Lorenzen (2016): *Trafikstøj – et overset samfundsproblem*. En hvidbog om løsninger og udfordringer, Maj 2016.

Jensen, S. S., M. Ketzel, T. Becker, J. Christensen, J. Brandt, M. Plejdrup, M. Winther, O. K. Nielsen, O. Hertel og T. Ellermann (2017): High resolution multi-scale air quality modelling for all streets in Denmark. *Transportation Research Part D*, 52, 322-339.

Miljøministeriet (2015): <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2015/03/978-87-93283-93-0.pdf>.

Miljøstyrelsen (2007): <https://mst.dk/media/mst/Attachments/Vejstjvejledning3.pdf>.

Miljøstyrelsen (2013): *National kortlægning af boliger belasted af vejstøj i 2012*. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 5, 2013.

Mirabelli M. C., A. Vaidyanathan, W. D. Flanders, X. Qin og P. Garbe (2016): Outdoor PM_{2.5}, ambient air temperature, and asthma symptoms in the past 14 days among adults with active asthma. *Environ Health Perspect.* 124(12), 1882–90.

MoeTetraplan (2018): *Støjdata og kort*.

Panduro, T. E. (2019): *The value of living in proximity to a forest, a lake and the sea – A large scale hedonic house price valuation*. Working paper, 2019.

Simoni, M., S. Baldacci, S. Maio, S. Cerrai, G. Sarno og G. Viegi (2015): Adverse effects of outdoor pollution in the elderly. *Journal of Thoracic Disease*. 7(1), 34-45.

van Kamp, I., D. Schreckenberg, E. E. M. M. van Kempen, M. Basner, A. L. Brown, C. Clark, D. J. M. Houthuijs, O. R. P. Breugelmans, A. J. van Beek og B.M. Janssen-Stelder (2018): *Study on methodology to Perform environmental noise And health assessment*. RIVM Report 2018-0121.

van Kempen, E., M. Casas, G. Pershagen og M. Foraster (2018): WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Cardiovascular and Metabolic Effects: A Summary. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15.

Veie, K. L. (2011): Dokumentation: *Husprisanalysens andet trin: Efterspørgsel efter fravær af støj*. Dokumentationsnotat. De Økonomiske Råds Sekretariat.

Vejdirektoratet (2018):

http://www.vejdirektoratet.dk/DA/viden_og_data/statistik/trafikken%20i%20tal/hvor_mer_get_trafik_er_der_paa_vejen/trafikudvikling_1988-2017/Sider/Om-trafiktallene.aspx

Voorheis, J. (2017): *Air quality, human capital formation and the long-term effects of environmental inequality at birth*. CARRA Working Paper 2017-05.

WHO (2013): *Health Risks of Air Pollution in Europe – HRAPIE Project. Recommendations for Concentration-Response Functions for Cost-Benefit Analysis of Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide*.

WHO (2018): *Environmental noise guidelines for the European Region*. World Health Organization, 2018.

Økonomi- og Indenrigsministeriet (2015): *Familiernes økonomi. Fordeling, fattigdom og incitament*.

Bilag A

TABEL A MILJØPÅVIRKNINGER I DANMARK

Miljøfaktor	Beskrivelse	Mulig geografisk ulighed
Luftforurening	Svovl, NO _x , partikler, tungmetaller, forsurende gasser m.fl.	Potentiel geografisk ulige fordeling af en række enkeltstoffer med lokale effekter fra bl.a. transport og forbrænding. Derudover kan specifikke grupper være mere udsatte
Grund- og drikkevand	Forekomst af nitrat og pesticider i grund- og drikkevand	Potentiel geografisk ulige fordeling som følge af forskel i transport og renseomkostninger.
Kemiske stoffer	Kemiske stoffer som tungmetaller og plastblødgørere i fødevarer mm.	Potentiel geografisk ulige fordeling i forbrug. Derudover kan specifikke grupper være mere udsatte
Jordforurening	Forurenede arealer fra bl.a. gamle lossepladser, nedlagte benzinstationer og olietanke	Potentiel geografisk ulige fordeling som følge af placeringen af forurenede grunde. Derudover kan specifikke grupper være mere udsatte
Klima, temperaturstigning	Oversvømmelse af boliger og arealer som konsekvens af klimaforandringer	Potentiel geografisk ulige fordeling da oversvømmelsesrisikoen er størst ved kyster og lavtliggende områder
Støj	Vejtrafik, jernbaner og lufthavne, industri, vindmøller og bygge- og anlægsarbejde	Potentiel geografisk ulige fordeling da støj fra trafik, vindmøller mv. har lokale effekter
Radon	Radonbelastning i boliger	Potentiel geografisk ulige fordeling mellem boliger, idet risikoen varierer geografisk
Natur og biodiversitet	Tilstanden for flora og fauna (biodiversitet) samt adgang til natur (herunder skov)	Potentiel geografisk ulige fordeling i nærhed til natur.
Ressourcer og affald	Skov, fiskebestanden, råstoffer, affaldsproduktion (herunder husholdningsaffald)	Ingen forventet ulighed i forhold til erhvervsmæssigt forbrug af ressourcer

Kilde: COWI (2015): Natur og miljø 2014 – Miljøtilstandsrapporten og egne vurderinger.

Bilag B: Geografisk definition af de 29 pendlingsoplande.

Pendlingsoplande 2014	Kommuner	Beskæftigede, der arbejder i området	Beskæftigede, der bor i området	Folketal 1.1.2015
København	København, Frederiksberg, Dragør, Tårnby, Albertslund, Ballerup, Brøndby, Gentofte, Gladsaxe, Glostrup, Herlev, Hvidovre, Høje-Taastrup, Ishøj, Lyngby-Taarbæk, Rødovre, Vallensbæk, Allerød, Egedal, Fredensborg, Frederikssund, Furesø, Gribskov, Halsnæs, Helsingør, Hillerød, Hørsholm, Rudersdal, Greve, Køge, Lejre, Roskilde, Solrød og Stevns.	1.037.728	991.336	1.992.114
Bornholm	Bornholm og Christiansø	16.774	16.945	39.919
Nakskov	Lolland	16.315	16.873	43.024
Nykøbing F	Guldborgsund	22.918	25.994	60.829
Næstved	Faxe, Næstved og Vordingborg	59.161	74.916	162.353
Slagelse og Holbæk	Holbæk, Kalundborg, Odsherred, Ringsted, Slagelse og Sorø	117.701	134.501	290.366
Odense	Assens, Faaborg-Midtfyn, Kerteminde, Nordfyn, Nyborg og Oden-se	162.349	169.434	373.810
Svendborg	Langeland og Svendborg	28.067	30.838	70.635
Ærø	Ærø	2.292	2.522	6.276
Esbjerg	Esbjerg, Fanø og Varde	82.991	81.560	168.831
Kolding	Haderslev, Kolding og Vejen	92.526	91.112	189.283
Sønderborg	Sønderborg	32.535	32.849	74.937
Tønder	Tønder	16.377	17.519	38.010
Vejle og Fredericia	Middelfart, Billund, Fredericia og Vejle	112.651	108.436	225.042
Aabenraa	Aabenraa	27.190	26.682	58.904
Grenaa	Norddjurs og Syddjurs	29.504	36.985	79.550
Horsens	Hedensted og Horsens	60.916	65.064	132.452
Randers	Randers	40.069	45.470	96.800
Aarhus	Favrskov, Odder, Samsø, Silkeborg, Skanderborg og Aarhus	274.542	270.729	548.228
Herning	Herning og Ikast-Brande	67.465	62.812	127.462
Holstebro	Holstebro og Struer	38.524	38.369	78.933
Lemvig	Lemvig	9.615	10.031	20.657
Ringkøbing og Skjern	Ringkøbing-Skjern	28.732	28.128	57.042
Skive	Skive	21.565	22.179	46.441
Viborg	Viborg	48.364	46.250	94.985
Frederikshavn	Frederikshavn og Læsø	28.304	28.103	62.172
Hjørring	Hjørring	28.636	30.301	65.295
Thisted og Nykøbing M	Morsø og Thisted	31.555	30.366	64.894
Aalborg	Brønderslev, Jammerbugt, Mariagerfjord, Rebild, Vesthimmerland og Aalborg	180.121	183.536	390.271

Anm.: De anførte tal stammer fra opgørelsen fra Danmarks Statistisk (2016).

Kilde: Danmarks Statistisk (2016).