

De Økonomiske Råd 
Formandskabet

KAPITEL I **MILJØ-** **PÅVIRKNING OG** **FORDELING**

KAPITEL I

MILJØPÅVIRKNING OG FORDELING

RESUME

Kapitlet belyser forskelle i fordelingen af miljøbelastning af personer i Danmark ud fra geografisk detaljerede opgørelser af luftforurening (PM_{2,5} og NO₂), trafikstøj og nærhed til natur.

Udenlandske undersøgelser har fundet, at miljøbelastningen er større for personer med lav indkomst sammenlignet med personer med høj indkomst. Det er også tilfældet i Danmark, men sammenhængen er meget svag. Til gengæld er der store forskelle i miljøbelastning mellem personer med samme indkomstniveau. Forskelle i indkomst er således ikke en væsentlig forklaring på forskelle i miljøbelastning mellem forskellige personer i Danmark.

Andre udenlandske analyser har fundet, at det i højere grad er arbejdsløse og personer med kort eller ingen uddannelse, som bor i boliger med den højeste miljøbelastning. Det er ikke tilfældet i Danmark. Tværtimod er der i Danmark lidt flere med en videregående uddannelse, som bor i boliger med højst miljøbelastning sammenlignet med alle boliger.

I.1

INDLEDNING

Stort fokus på ulighed og fordeling

I dette kapitel belyses forskellige aspekter af miljø og fordeling. Fordeling er generelt et emne, der har stor politisk bevågenhed. Det gælder især i forhold til indkomstfordeling. Selv om Danmark internationalt set er et samfund med relativ lille ulighed, fremgår det af De Økonomiske Råds formandskab (2016), at uligheden i indkomst er steget i Danmark de seneste 25 år, samt at formuerne i Danmark er mere ulige fordelte end indkomsten.

Grønne afgifter rammer lave indkomster relativt hårdere ...

I Danmark er der ofte fokus på de fordelingsmæssige effekter af grønne afgifter. Det fremføres således ofte i debatten, at grønne afgifter rammer personer med lav indkomst relativt hårdere end personer med høj indkomst. Undersøgelser tyder på, at dette er korrekt for så vidt angår afgifter på elektricitet, brændsler og vand, men ikke for bilrelaterede afgifter, jf. Skatteministeriet (2017) og De Økonomiske Råds formandskab (2009).

... men rammer miljøbelastningen også i højere grad lave indkomster?

Der har ikke i Danmark været tilsvarende fokus på fordelingsmæssige aspekter af selve miljøbelastningen. Det vides således ikke, om familier med lav indkomst overvejende bor steder med godt eller dårligt miljø. I dette kapitel er der derfor fokus på fordelingsmæssige aspekter af miljøbelastning.

Udenlandske studier tyder på sammenhæng mellem lav indkomst og dårligt miljø

I udlandet er foretaget flere analyser af sammenhængen mellem personers indkomst og miljøbelastning. Disse analyser viser typisk, at personer med lav indkomst er mere udsat for miljøbelastning i form af f.eks. luftforurening eller støj end personer med høj indkomst, jf. f.eks. Banzhaf (2008) og Dias (2017). Det er imidlertid ikke oplagt, at det samme gør sig gældende i Danmark. Således er den gennemsnitlige indkomst høj i hovedstadsområdet, samtidig med at der generelt er mere luftforurening og støj end i resten af landet.

Kapitlets formål

Det overordnede formål med kapitlet er at kortlægge forskelle i den miljøbelastning, som personer i Danmark udsættes for. Derudover undersøges, om der også i Danmark er en sammenhæng mellem miljøbelastning og indkomst. Endvidere vurderes det, om der er særlige grupper af befolkningen, som er udsat for høj miljøbelastning. Høj og langvarig miljøbelastning kan være særlig skadelig for børn. Derfor undersøges det også, om der blandt børn er særlige grupper, som lever hele deres barndom i boliger med høj miljøbelastning.

Luftforurening, støj og nærhed til natur undersøges

Konkret ses der i kapitlet på miljøbelastning ved støj fra vejtrafik og luftforurening i form af partikler ($PM_{2,5}$) og kvælstofdioxid (NO_2). Derudover ses også på gevinsten ved at bo tæt på skov, sø og kyst. I kapitlet bruges fællesbetegnelsen *miljøpåvirkninger*, som både omfatter de negative miljøbelastninger fra luftforurening og støj samt gevinsten ved nærhed til natur.

Analyse ud fra miljøpåvirkning ved bopælen

I kapitlet ses på miljøpåvirkningerne ved alle boliger i Danmark. Disse oplysninger kobles med oplysninger om beboernes indkomst og andre socioøkonomiske karakteristika. Det gør det muligt at belyse sammenhængen mellem indkomst og de medtagne miljøpåvirkninger for hele Danmarks befolkning.

Afgrænsninger

Det har ikke været muligt at medtage alle miljøpåvirkninger i analysen. Tilgængeligheden af landsdækkende og komplette data, der kan knyttes direkte til bopælen, har været med til at afgrænse, hvilke miljøpåvirkninger som er medtaget i analysen. Som eksempel findes der ikke komplette data for befolkningens indtag af pesticider gennem fødevarer eller eksponering for forskellige kemikalier. Som et andet eksempel er det ikke oplagt, hvordan afledte gevinster ved biodiversitet kan knyttes til personer i Danmark. Resultater fra kapitlet skal derfor kun tolkes i forhold til de miljøpåvirkninger, der er inkluderet. Mange udenlandske undersøgelser ser dog alene på en enkelt type miljøbelastning, og så vidt vides, er der ikke tidligere gennemført analyser af fordeling af miljøpåvirkning i Danmark.

Kapitlets indhold

I afsnit I.2 gennemgås kort den eksisterende litteratur omkring fordeling af miljøpåvirkninger. Her beskrives mekanismer, der kan forklare sammenhængen mellem indkomst og miljøpåvirkninger. I dette afsnit opsummeres også udenlandske empiriske undersøgelser, som belyser sammenhængen mellem miljøbelastning og indkomst samt andre socioøkonomiske variable. I afsnit I.3 beskrives de anvendte data. Analyser af fordelingen af miljøpåvirkninger præsenteres i afsnit I.4. Her ses dels på sammenhængen mellem miljøpåvirkning og indkomst, dels på om miljøpåvirkningerne i sig selv er ulige fordelt i befolkningen ud fra bl.a. Lorenz-kurver og gini-koefficienter. I afsnit I.5 ses på, om der er bestemte grupper af børn, som er udsat for høj miljøbelastning. Kapitlet afsluttes med en sammenfatning i afsnit I.6.

I.2

TEORI OG LITTERATUR

Indhold i afsnittet

Dette afsnit starter med en kort præsentation af forskellige teoretiske forklaringer af sammenhængen mellem indkomst og miljøpåvirkning. Derefter opsummeres tidligere empiriske analyser af sammenhængen mellem personers indkomst og miljøpåvirkning. I dele af litteraturen har der været særlig fokus på sårbare grupper, hvor miljøpåvirkning kan have alvorligere konsekvenser end for den generelle befolkning. Dette beskrives sidst i afsnittet.

TEORETISKE FORKLARINGER AF SAMMENHÆNGEN MELLEM INDKOMST OG MILJØ

Omfattende litteratur om indkomst, vækst og miljø

Der er en omfattende miljøøkonomisk litteratur om sammenhængen mellem indkomst og miljø. En del af denne litteratur er knyttet til den såkaldte miljø-Kuznetskurve. Denne kurve udtrykker en hypotese om, at sammenhængen mellem et lands miljøbelastning og indkomstniveau har form som et omvendt U. I et land med lavt bruttonationalprodukt (BNP) er miljøbelastningen også lav. Efterhånden som BNP stiger, vokser miljøbelastningen også, men kun til et vist punkt. Derefter begynder miljøbelastningen at falde i takt med øget velstand. Stigningen i miljøbelastningen skyldes, at der kommer mere forurening, når produktion og indkomst stiger. Det senere fald i miljøbelastningen afspejler en forventning om, at et godt miljø bliver stadig vigtigere for borgerne, efterhånden som de materielle behov er opfyldt. Miljø-Kuznetskurven er primært relateret til miljøbelastning og vækst i indkomst over tid på nationalt niveau, jf. Kijima mfl. (2010).

Sammenhæng mellem indkomst og miljø på individuelt niveau

Andre dele af den miljøøkonomiske litteratur har fokus på indkomst og miljøbelastning på individniveau. Her findes overordnet tre forskellige forklaringer på sammenhængen mellem personers indkomst og miljøpåvirkning. De to af forklaringerne bygger på afvejningen mellem et godt miljø og andre typer af goder (producerede varer og serviceydelser). Den tredje forklaring anlægger en mere politisk forklaring på sammenhængen mellem indkomst og miljø.

Markedsmekanismen

En ofte fremført forklaring på en negativ sammenhæng mellem indkomst og miljø betegnes her *markedsmekanismen*. Denne forklaring tager udgangspunkt i, at de fleste personer opfatter en bolig i et område uden miljøbelastning som et gode, de er villige til at betale mere for. Dette presser, alt andet lige, boligpriserne (og huslejerne) op i områder med lav miljøbelastning. Det betyder, at personer med høj

indkomst har bedre mulighed for at bosætte sig i disse områder. Omvendt vil personer med relativ lave indkomster have en tendens til at bosætte sig i områder med højere miljøbelastning grundet de lavere boligpriser. Markedsmekanismen tilsiger dermed, at personer med lav indkomst i højere grad bor i områder med højere miljøbelastning, jf. f.eks. Banzhaf (2008), Currie (2011) og Bouiver (2014).

Afvejningsmekanismen

En anden forklaring betegnes *afvejningsmekanismen*, jf. eksempelvis Bouiver (2014).¹ Ud fra afvejningsmekanismen kan der være en positiv sammenhæng mellem indkomst og miljøbelastning. Mekanismen bygger på, at indkomstmulighederne varierer mellem områder, og at der kan være en tendens til, at indkomspotentialet er størst i de områder, der er mest miljøbelastede. Det kan eksempelvis være større byer, hvor der ofte er relativ høj miljøbelastning, men som samtidig typisk er karakteriseret ved mere velfungerende arbejdsmarkeder og bedre infrastruktur, hvilket kan give mulighed for en højere aflønning. Dette betyder, at den enkelte husstand kan stå over for en afvejning mellem at bosætte sig i et område med relativ høje indtjeningsmuligheder og relativ høj miljøbelastning eller, at bosætte sig i et område med lavere indtjeningsmuligheder men til gengæld mindre miljøbelastning. Afvejningsmekanismen tilsiger således, at personer med lav indkomst (i modsætning til markedsmekanismen) i højere grad bor i områder med mindre miljøbelastning, jf. f.eks. Cropper og Arriaga-Salinas (1980) samt Bouiver (2014).

Politisk allokering

Den tredje forklaring på en sammenhæng mellem indkomst og miljøbelastning, betegnes *politisk allokering*.² Tankegangen er her, at personer med relativ lav indkomst har mindre politisk indflydelse. Det kan f.eks. betyde, at der vil være en tendens til, at modstanden mod at placere f.eks. en større vej eller en forurenende virksomhed vil være mindre i områder med relativ lav indkomst. Denne tendens kan (i lighed med markedsmekanismen) føre til, at personer med lav indkomst bor i områder med højere miljøbelastning, jf. f.eks. Bouiver (2014), Dias (2017), Banzhaf (2008) og Pastor mfl. (2001).

Virkeligheden kan afspejle alle tre mekanismer

De omtalte mekanismer er ikke gensidigt udelukkende og kan derfor godt være i spil samtidigt, jf. Zwickl mfl. (2014). For eksempel kan valget mellem, om man vil bosætte sig i forskelle dele af Danmark være præget af afvejningsmekanismen. Man kan f.eks. bo i hovedstadsområdet, hvor der er bedre indkomstmuligheder, men også

1) Afvejningsmekanismen kaldes i den engelsksprogede litteratur for "Trade-off hypothesis".

2) Forklaringen om politisk allokering udspringer af litteraturen om "Environmental injustice".

større miljøbelastning, eller man kan i stedet bo i Vestjylland, hvor indtjeningsmulighederne er dårligere, men hvor der er mindre miljøbelastning. Når man så har valgt, hvilken landsdel man vil bo i, kan valget af bolig indenfor den valgte landsdel afspejle markedsmekanismen. Hvis man f.eks. bor i hovedstadsområdet, så vil den realiserede indkomst (og personlige præferencer) være afgørende for, om man vælger at bo i et område med lav eller høj miljøbelastning. Politisk allokering gennem placeringen af f.eks. veje eller forurenende virksomheder vil kunne forstærke virkningen af markedsmekanismen indenfor en landsdel.

EMPIRISKE ANALYSER AF SAMMENHÆNGEN MELLEM INDKOMST OG MILJØ

Sammenhæng mellem indkomst og miljø belyses i litteraturen

En række udenlandske studier har undersøgt sammenhængen mellem personers indkomst og miljøpåvirkning. Der er især gennemført analyser for luftforurening, men der findes også empiriske analyser af sammenhængen mellem indkomst i forhold til jordforurening, støj samt nærhed til affaldsanlæg og grønne områder.

Personer med lav indkomst har dårligere miljø

De empiriske undersøgelser finder generelt, at personer med lav indkomst er udsat for en relativ høj miljøbelastning, jf. tabel I.1. Andre studier har set på sammenhængen mellem miljøbelastning og socio-økonomiske karakteristika som uddannelse og arbejdsløshed, der er stærkt korreleret med indkomst. Disse studier finder, at personer med lav uddannelsesgrad og personer berørt af arbejdsløshed er udsat for en højere miljøbelastning, jf. f.eks. Briggs mfl. (2008) og Mitchell mfl. (2015).

Sammenhæng til etniske minoriteter er belyst flere steder

Derudover belyser flere undersøgelser sammenhængen mellem miljøpåvirkning og etnicitet. Her findes typisk, at etniske minoriteter bor i områder med højere miljøbelastning end andre grupper i samfundet, jf. bl.a. Brooks og Sethi (1997) og Saha og Mohai (2005).

TABEL I.1 ANALYSER AF SAMMENHÆNGEN MELLEMLJØ, INDKOMST OG SOCIOØKONOMISKE KARAKTERISTIKA

	Land	Miljøpåvirkning	Variable	Sammenhæng
Banzhaf og Walsh (2009)	USA	Luftforurening	Indkomst	Negativ
Been og Gupta 1997	USA	Luftforurening	Indkomst, etniske minoriteter	Ingen
Bolte og Fromme (2008)	Tyskland	Luftforurening, støj Grønne områder	Indkomst	Negativ
			Indkomst	Positiv ^{a)}
Bouvier (2014)	USA	Luftforurening	Indkomst	Negativ
Boyce mfl. (2016)	USA	Luftforurening	Indkomst	Negativ
Briggs mfl. (2008)	UK	Luftforurening	Indkomst, uddannelse og beskæftigelse	Negativ, men regional forskel
Brooks og Sethi (1997)	USA	Luftforurening	Indkomst	Negativ
			Etniske minoriteter	Større belastning
Chaix mfl. (2006)	Sverige	Luftforurening	Indkomst	Negativ
Currie (2011)	USA	Luftforurening	Etniske minoriteter	Større belastning
			Kort uddannelse	
Gray og Shadbegian (2004)	USA	Luftforurening	Indkomst	Negativ
Hanna (2007)	USA	Jord- og industriforurening, affaldsanlæg	Indkomst, huspriser	Negativ
Mitchell mfl. (2015)	UK	Luftforurening	Arbejdsløshed, lejebolig, ingen bil, mange i husstanden	Større belastning
Pastor mfl. (2001)	USA	Luftforurening	Indkomst	Negativ
			Etniske minoriteter	Større belastning
Saha og Mohai (2005)	USA	Luftforurening	Indkomst	Negativ
			Etniske minoriteter	Større belastning
Vornovytsky og Boyce (2010)	Rusland	Luftforurening	Indkomst	Negativ
Zwickl mfl. (2014)	USA	Luftforurening	Indkomst	Negativ, men regional forskel
			Etniske minoriteter	Større belastning

a) "Positiv" betyder, at der ved højere indkomst ses adgang til flere grønne områder.

Anm.: Angivelsen "negativ" betyder, at der ved lavere indkomst, uddannelse og/eller beskæftigelse samt højere arbejdsløshed ses større miljøbelastning. Litteraturen er opstillet i alfabetisk rækkefølge.

GEOGRAFISKE FORSKELLE I FORDELING AF MILJØPÅVIRKNING

Geografisk variation i fordeling af miljøpåvirkninger

Der er ofte geografiske forskelle i miljøbelastningen. For eksempel finder Boyce mfl. (2016) store geografiske forskelle i niveauet for luftforurening mellem amerikanske stater, og Briggs mfl. (2008) finder ligeledes store forskelle i luftforureningen mellem forskellige områder i England.

Sammenhængen mellem indkomst og miljø kan afhænge af geografisk aggregeringsniveau

Som følge af geografiske forskelle i miljøbelastning argumenteres i dele af litteraturen for, at mange undersøgelser af sammenhængen mellem personers indkomst og miljøbelastning har været udført på et for aggregeret geografisk niveau, jf. Cutter mfl. (1996) og Bowen (2002). Konsekvensen heraf har angiveligt været, at sammenhængen mellem indkomst og miljøpåvirkninger er blevet sløret.

Forskellige sammenhænge inden for og mellem pendlingsoplande

Som beskrevet tidligere kan man forestille sig, at der er modsatrettede sammenhænge mellem personers indkomst og miljøbelastning, når man ser på tværs af forskellige områder, og når man ser indenfor et mere geografisk afgrænset område. Det er således tænkeligt, at sammenhængen mellem indkomst og miljøbelastning på tværs af forskellige områder især afspejler afvejningsmekanismen, mens sammenhængen indenfor et givet område i højere grad kan afspejle markedsmekanismen. Det er derfor relevant at undersøge sammenhængen mellem indkomst og miljøbelastning både mellem områder og indenfor forskellige geografiske områder, jf. Zwickl mfl. (2014). I de analyser, der præsenteres i afsnit I.4, ses derfor både på sammenhængen mellem indkomst og miljø indenfor pendlingsoplande og mellem forskellige pendlingsoplande i Danmark.³ Pendlingsopland er valgt som geografisk enhed, fordi personer i høj grad bor og arbejder i samme pendlingsopland.

SÅRBARE GRUPPER

Sårbare grupper

Der kan 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 er udsat for den samme grad af luftforurening, kan 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.

3) Se afsnit I.3 og baggrundsnotat for mere information om pendlingsoplande. Baggrundsnotatet er tilgængeligt på www.dors.dk.

Ældre er en sårbar gruppe

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 partikelforening 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 er en sårbar gruppe

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, jf. WHO (2013). 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).

Tidlig miljøbelastning af børn er særligt bekymrende

Derudover finder Beverland mfl. (2012), at de skadelige stoffer forbundet med luftforurening har en tendens til at akkumulere sig i kroppen. Længere tids udsættelse kan derfor medføre større sundhedsrisici. Nogle studier peger også på, at en tidlig eksponering af børn kan være særligt bekymrende, fordi deres luftveje og immunsystem ikke er udviklet, og fordi en stærkere reaktion end hos voksne er sandsynlig, jf. Fan mfl. (2015) og Khalili mfl. (2018). For eksempel er der 20 gange større risiko for at børn får bronkitis, end det er tilfældet for voksne og en halv gang større risiko for akut mortalitet grundet PM_{2,5}, jf. Andersen (2018). I litteraturen er det ligeledes vist, at miljøbelastninger i fosterstadiet også kan have konsekvenser for bl.a. uddannelse og indkomst senere i livet, jf. Currie (2016).

Forældres baggrund og indkomst har betydning for graden af forurening børn udsættes for

Flere studier finder en sammenhæng mellem forældres baggrund og indkomst og graden af luftforurening deres børn udsættes for. For eksempel tyder nogle undersøgelser på, at mødre med kort eller ingen uddannelse oftere bor i områder med høj luftforurening, jf. Currie (2011) og Currie og Walker (2011). Andre studier viser endvidere, at forældre med en lav indkomst er bosatte i områder med høj luftforurening, jf. Chaix mfl. (2006).

Bidrager miljøbelastning til negativ social arv?

Samlet set giver dette en risiko for, at høj miljøbelastning kan bidrage til negativ social arv, jf. Currie (2011). Børn af forældre med lav indkomst og dårlig uddannelse bor tilsyneladende i højere grad i områder med høj miljøbelastning. Den højere miljøbelastning kan øge risikoen for, at disse børn får dårligere uddannelse og lavere indkomst senere i livet. Det er derfor relevant at undersøge, om det i Danmark især er børn af personer med kortere uddannelse og lav indkomst, som vokser op i de mest miljøbelastede områder. Dette undersøges i afsnit I.5.

I.3

BESKRIVELSE AF DATA

Indhold i afsnittet

Formålet med afsnittet er at give et overblik over de data, der anvendes senere i kapitlet. I kapitlet er det valgt at se på luftforurening, støj fra vejtrafik og nærhed til natur. Dette valg diskuteres og begrundes indledningsvist kort. Da de senere analyser blandt andet benytter sig af en geografisk opdeling efter pendlingsoplande, defineres disse efterfølgende. Herefter beskrives data for de tre betragtede miljøpåvirkninger, dvs. data for eksponering af luftforurening, data for vejtrafikstøj samt data om nærhed til natur. Det beskrives specifikt, hvordan disse informationer kobles til adresser i Danmark og derefter til personer. Der er en uddybende beskrivelse af de anvendte data i et tilhørende baggrundsnotat, der er tilgængeligt på www.dors.dk.

Datatilgængelighed ligger bag valget af de analyserede miljøpåvirkninger

Der findes en række forskellige miljøbelastninger. Mange af disse varierer geografisk bl.a. afhængig af, hvor de lokale kilder til forurening er placeret. Et væsentligt kriterium for valget af de miljøpåvirkninger, der indgår i kapitlets analyser, er, at der foreligger geografisk differentierede data af rimelig kvalitet. For at kunne analysere sammenhængen mellem miljøpåvirkning og indkomst er det således nødvendigt med geografisk differentierede data på adresseniveau. Dette gør det muligt at koble udbredelsen af miljøpåvirkningerne med boliger og de personer, der bor i dem.

Det er valgt at se på luftforurening, trafikstøj og nærhed til natur

Konkret er det valgt at fokusere på luftforurening, trafikstøj og nærhed til natur. De undersøgte miljøpåvirkninger vurderes at være samfundsøkonomisk betydningsfyldte og fordelingsmæssigt interessante på grund af den geografiske og personlige variation i effekter. Luftforurening afgrænses til kvælstofdioxid (NO₂) og luftbårne partikler (PM_{2,5}). Støj opgøres som støjpåvirkning fra vejtrafik. Nærhed til natur opgøres ud fra nærhed til skov, sø og kyst.

Luftforurening er den største helbredsrelaterede miljøtrussel i Europa

Luftforurening vurderes at være den største helbredsrelaterede miljøtrussel i Europa, hvor luftbårne partikler (PM), NO₂ og Ozon (O₃) er blandt de største bidragsydere. Det Europæiske Miljøagentur har opgjort, at PM_{2,5} er ansvarlig for ca. 400.000 for tidlige dødsfald om året i EU, mens det tilsvarende tal for NO₂ er ca. 75.000, jf. EEA (2017).⁴

4) Ifølge EEA, er O₃ ansvarlig for ca. 14.000 for tidlige dødsfald om året, jf. EEA (2017). Også svovldioxid (SO₂) bidrager til luftforurening – dog i mindre grad. O₃ og SO₂ er

Trafikstøj er det næststørste miljøproblem i EU

Tilsvarende vurderes det, at 125 mio. mennesker på europæisk plan er påvirket af trafikstøj, og at over 20 mio. mennesker er direkte generet. WHO har derfor udpeget trafikstøj som det næststørste miljøproblem i EU, kun overgået af luftforurening, jf. Jensen mfl. (2016).

Miljøpåvirkninger relateres udelukkende til boligen

Opgørelsen af miljøpåvirkningerne i dette kapitel relateres udelukkende til de miljøpåvirkninger, der kan modelleres omkring boligen. Miljøpåvirkning i forbindelse med ophold uden for boligen indgår dermed ikke, ligesom miljøpåvirkninger på arbejdspladsen ikke indgår i analyserne. Tilsvarende indgår miljøpåvirkning inde i boligen, der skyldes interne forhold (f.eks. anvendelse af stearinlys eller brug af brændeovn) heller ikke.

En række miljøpåvirkninger indgår ikke

Endelig er der en række miljøpåvirkninger, som ikke indgår i opgørelsen. Dette gælder for eksempel risikoen for at bo på, eller i nærheden af, en forurenede grund og eksponering for kemiske stoffer i forskellige produkter. En anden miljøpåvirkning er visuelle gener i forbindelse med f.eks. vindmøller, fabrikker og veje, og dertil kommer lugtgener i forbindelse med f.eks. trafik og forskellige typer af produktion. Derudover kommer f.eks. risiko for radonpåvirkning i boligen og risici i forbindelse med klima og temperaturstigninger, som f.eks. risikoen for oversvømmelse af sin bolig. Endvidere er der i forbindelse med trafik, betydelige gener forbundet med trængsel på vejene og risiko for ulykker. Endelig kan nævnes værdien af flora og fauna (biodiversitet), der dog er medtaget i et vist omfang i form af værdien af nærhed til søer, skove og kyststrækninger.

Væsentlige miljøpåvirkninger er medtaget

Overordnet set, er luftforurening en meget væsentlig miljøpåvirkning, hvor størstedelen af helbredsomkostningerne er med i dette kapitel i form af PM_{2,5} og NO₂. Støj fra vejtrafik er ligeledes en væsentlig miljøpåvirkning, hvorom opmærksomheden, ikke mindst i Danmark, er steget de seneste år, jf. Jensen mfl. (2016). Dermed er der i dette kapitel medtaget væsentlige bidrag til miljøpåvirkninger i Danmark – men de kan ikke opfattes som dækkende for den totale miljøpåvirkning, som personer i Danmark udsættes for.

LUFTFORURENING, TRAFIKSTØJ OG NÆRHED TIL NATUR

Data opgøres pr. bolig ...

I det følgende redegøres for data anvendt til opgørelsen af luftforurening, trafikstøj og nærhed til natur. Hver miljøpåvirkning kobles til boliger i Danmark. Dermed fås et datasæt, hvor der for hver bolig i

ikke medtaget i denne analyse, da opgørelsen af de to stoffer ikke findes på adresse-niveau.

Danmark er tilknyttet oplysninger om koncentration af luftforurening, støj fra vejtrafik, og afstand til natur defineret ved skove, søer og kyster.

... og pr. person

Til hver person i boligerne knyttes oplysninger om indkomst og andre socioøkonomiske karakteristika ud fra registerdata fra Danmarks Statistik. Ud fra eksponering-respons funktioner samt enhedspriser for luftforurening og trafikstøj er det desuden muligt at tilknytte forventede helbredseffekter og -omkostninger til hver person i boligerne. Yderligere er det muligt at koble geneomkostninger ved at bo støjnært og gevinster ved at bo tæt på natur til hver person. Alle værdier i data beregnes i 2017-priser ud fra udviklingen i nominel BNP pr. indbygger, jf. Finansministeriet (2017).

Analyserne foretages på flere geografiske niveauer

Når miljøpåvirkninger varierer geografisk, vil valget af bolig have betydning for, hvor store miljøpåvirkninger personerne udsættes for. Imidlertid er boligvalget ofte afgrænset geografisk af blandt andet beskæftigelsesmuligheder, mens valg af bolig indenfor det geografiske område typisk vil være bestemt af blandt andet præferencer for natur, miljø, kvalitet af institutioner og offentlig service. Der foretages derfor i dette kapitel analyser af fordeling både mellem og indenfor lokale arbejdsmarkeder.

Pendlingsopland anvendes som geografisk analyseenhed

En måde at definere lokale arbejdsmarkeder geografisk er via pendlingsoplande. Et pendlingsopland er et område, hvor størstedelen af de beskæftigede personer både bor og arbejder, samtidig med at arbejdsgivere også rekrutterer størstedelen af deres ansatte fra området. Et pendlingsopland kan således opfattes som et lokalt arbejdsmarked, jf. Danmarks Statistik (2016). Der er i Danmark defineret 29 pendlingsoplande, der hver omfatter en række kommuner.

København er langt større end de andre pendlingsoplande

København er det pendlingsopland, der med næsten 2 mio. indbyggere, er klart det største. Herefter kommer Aarhus og Aalborg med henholdsvis godt en ½ mio. og knap 400.000 indbyggere. I den anden ende af størrelsesskalaen ligger Ærø, der med godt 6.000 indbyggere, er det mindste selvstændige pendlingsopland.

Resten af afsnittet

I det følgende redegøres for data for de udvalgte miljøpåvirkninger, helbredseffekterne blandt befolkningen og værdisætningen heraf.

LUFTFORURENING

Luftforureningsdata fra Aarhus Universitets EVA-system

De anvendte data for luftforurening stammer fra modellerede koncentrationer af luftforurening fra Aarhus Universitet.⁵ Koncentrationerne er opgjort for hver bolig i Danmark som årsmiddelkoncentrationen i 2012. På baggrund af Aarhus Universitets EVA-model, som beskriver sammenhængen mellem luftforurening og helbredseffekter, beregnes de forventede helbredseffekter og heraf afledte helbredsomkostninger for alle personer i Danmark.⁶

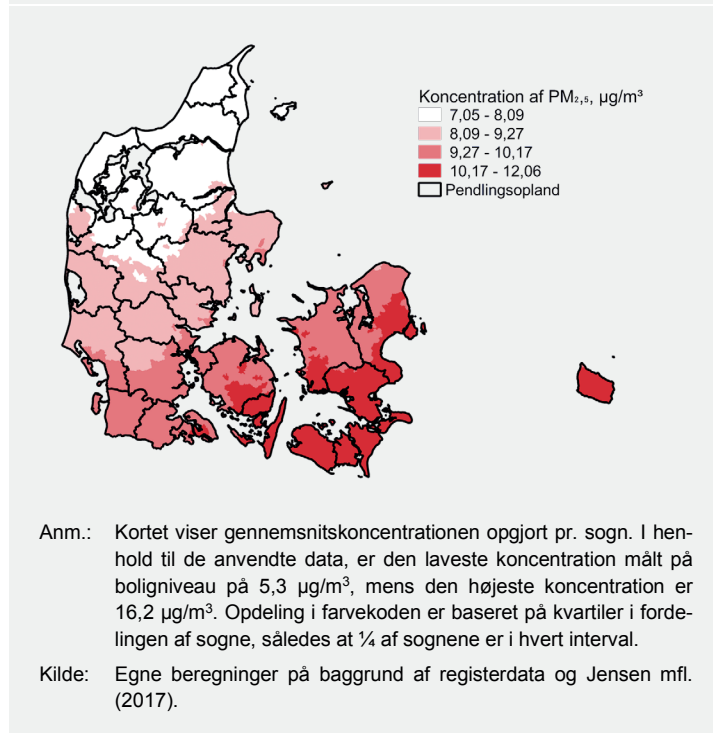
En stor del af PM_{2,5} forureningen stammer fra udlandet

Luftforurening stammer fra mange forskellige kilder, hvoraf størstedelen er menneskeskabt. De primære kilder til PM_{2,5} er forbrændingsprocesser, hvor PM_{2,5} dels udledes direkte, dels dannes ved interaktion med gasser og andre partikler i atmosfæren. Udover Danmarks eget bidrag af PM_{2,5}, primært gennem forbrænding i brændeovne og via biltrafik, kommer en stor del af PM_{2,5}-luftforureningen fra andre lande, primært Tyskland og Storbritannien og via skibstrafik, jf. Ellermann mfl. (2014) og Brandt mfl. (2015). Dette resulterer i, at koncentrationen af PM_{2,5} falder jo længere mod nordvest man kommer, jf. figur I.1.

5) Datagrundlaget stammer fra projektet "Luften på din vej". Nærmere oplysninger om projektet findes på www.luftenpaadinvej.au.dk. Se Jensen mfl. (2017) for beskrivelse af data og modelleringstilgang.

6) EVA står for Economic Valuation of Air pollution. EVA-systemet er et integreret modelsystem, der angiver, hvordan døde- og sygeligheden påvirkes af koncentrationer af forskellige stoffer i luften, herunder PM_{2,5} og NO₂. I EVA-systemet er desuden angivet helbredsomkostninger for hver af de integrerede helbredseffekter. EVA-systemet er udviklet ved Institut for Miljøvidenskab, Aarhus universitet, jf. Brandt mfl. (2016) og Andersen (2018).

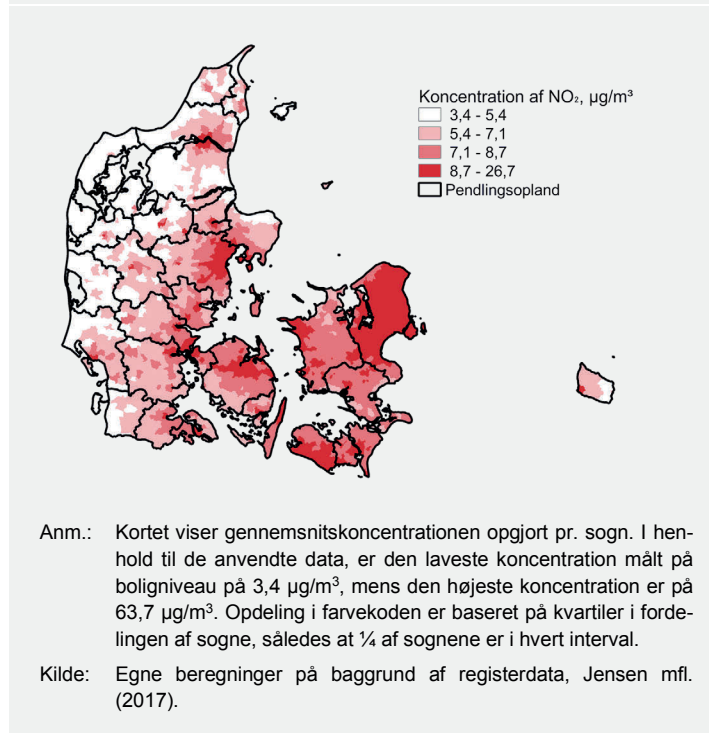
FIGUR I.1 **PM_{2,5} KONCENTRATION**



NO₂ stammer primært fra forbrændingsprocesser

Dannelse af NO₂ sker primært ved omdannelse af NO i atmosfæren. NO dannes ved forbrænding ved høje temperaturer, primært i kraftværker og gennem forbrændingsprocesser i f.eks. bilmotorer og ved skibstrafik. Bidragene kommer fra både danske og udenlandske kilder. Koncentrationen af NO₂ falder, jo længere mod vest man bevæger sig, hvilket primært skyldes høje koncentrationer af NO₂ i forbindelse med skibstrafik i Øresund og Storebælt, jf. figur I.2.

FIGUR I.2 NO₂ KONCENTRATION



Luftforureningsdata opgøres med udgangspunkt i gadekoncentrationer

Data for luftforurening er opgjort som gadekoncentrationer, der er lokale koncentrationer modelleret på adresseniveau. De steder i Danmark, hvor der ikke er en lokal registreret kilde, anvendes baggrundskoncentrationer, der siger noget om gennemsnitsbelastningen indenfor et større område. I boks I.1 er beskrevet, hvordan koncentrationer af PM_{2,5} og NO₂ er modelleret og tilknyttet alle boliger i Danmark.

Eksterne effekter af luftforurening

Luftforurening skaber eksterne effekter i form af påvirkning af menneskers helbred. Derudover skader luftforurening naturen. De effekter og omkostninger, der medtages i dette kapitel, er de personlige helbredsomkostninger, da skader på natur ikke umiddelbart kan henføres til enkelt personer eller adresser.

Helbredsomkostninger beregnes pr. person

Med udgangspunkt i de modellerede koncentrationer af luftforurening omkring hver persons bolig beregnes helbredsomkostninger pr. person i boligen. Helbredsomkostningerne pr. person beregnes ud fra enhedsomkostninger forbundet med de forskellige helbredseffekter opgjort i EVA-systemet. Beregningen af helbredsomkostninger er ligeledes beskrevet i boks I.1. Omkostningerne ved luftforurening

dækker f.eks. køb af medicin og tabte arbejdsdage. Dertil kommer beregnede omkostninger i forbindelse med for tidlig død opgjort i form af statistisk liv og tabte leveår, jf. De Økonomiske Råds formandskab (2016).

**De totale
helbredsmæssige
omkostninger ved
luftforurening
undervurderes**

I beregningen af de helbredsrelaterede omkostninger ved luftforurening på adresseniveau har det kun været muligt at medtage effekten ved eksponering af $PM_{2,5}$ og NO_2 . Der mangler således effekten fra f.eks. eksponering af ozon og svovlforbindelser samt andre NO_x -forbindelser. Dermed underestimeres de helbredsmæssige effekter ved luftforurening i et vist omfang.

BOKS I.1 LUFTFORURENINGSKONCENTRATIONER OG OMKOSTNINGER

Opgørelse af koncentrationer pr. bolig

Modeller til beregning af luftkoncentrationer er baseret på opgørelser af, hvor forureningen kommer fra kombineret med modellering af, hvordan denne spredes. Luftforureningsdata i forbindelse med $PM_{2,5}$ og NO_2 kommer fra Aarhus Universitet, jf. Jensen mfl. (2017). Bagvedliggende oplysninger om eksponering i forbindelse med trafik fra vejnettet kommer fra Landstrafikmodellen (LTM), der er udviklet af Transport DTU. Koncentrationerne til nærværende analyse er opgjort som årsmiddelkoncentrationen i 2012, hvilket på tidspunktet for analysen var nyeste opgørelse af luftforureningskoncentrationer på adresseniveau.

Opgørelse af luftkoncentrationer på adresseniveau er opgjort med udgangspunkt i gadekoncentrationer. Gadekoncentrationer er en samlet opgørelse af den generelle luftforurening og det direkte bidrag fra den nærliggende trafik. Beregningen af gadekoncentration medtager lokale forhold, der kan påvirke den lokale koncentration. Dette inkluderer blandt andet trafikmængde samt vejretning og højde på bygninger i forskellige vindretninger. Gadekoncentrationerne er opgjort på adresseniveau. I de områder i Danmark, hvor der ikke er et direkte bidrag fra lokale kilder og derfor ikke er beregnet gadekoncentration, anvendes alene den generelle luftforurening opgjort som baggrundskoncentration. Baggrundskoncentrationer er opgjort indenfor et område på 1 x 1 km uden registrerede kilder. Indenfor dette område tildeles alle boliger den samme gennemsnitsværdi for luftforureningskoncentrationen af henholdsvis $PM_{2,5}$ og NO_2 .

Data er begrænset af, at gadekoncentrationerne kun er modelleret for boliger langs med vejnettet i Landstrafikmodellen (LTM). I LTM er ikke medtaget mindre veje, hvilket betyder, at i områder, hvor der kun er mindre veje, vil bidraget til luftforurening udelukkende bestå af baggrundskoncentrationer. Da gadekoncentrationerne for mindre veje ikke er inddraget i LTM, vil koncentrationen af både $PM_{2,5}$ og NO_2 være underestimeret. Da det kun er gadekoncentrationerne fra mindre veje, som ikke er medtaget og dermed kun små ekstra koncentrationer, der ikke er med, vurderes det, at dette ikke vil underestimere det samlede bidrag væsentligt.

Fortsættes

BOKS I.1 LUFTFORURENINGSKONCENTRATIONER OG OMKOSTNINGER, FORTSAT

Beregninger af helbredsomkostninger pr. person

Helbredseffekterne for $PM_{2,5}$ og NO_2 fastlægges med udgangspunkt i såkaldte eksponerings-respons funktioner (ER-funktioner), der kommer fra Aarhus Universitets EVA-system, jf. Brandt mfl. (2016) og Andersen (2018). ER-funktionerne angiver, hvordan dødelighed og sygelighed påvirkes af koncentrationen af henholdsvis $PM_{2,5}$ og NO_2 , og er baseret på empirisk fastlagte sammenhænge mellem luftforurening og en række forskellige helbredseffekter.

Helbredseffekterne dækker blandt andet over risiko for bronkitis og astma hos børn og voksne samt risiko for indlæggelse som følge af åndedrætsbesvær og hjertekarsygdomme. Dertil kommer risiko for akut død (akut mortalitet) og risiko for død efter længere tids eksponering (kronisk mortalitet). For hver helbredseffekt der indgår i EVA-systemet er der angivet en enhedsomkostning. Helbredsomkostningen pr. år pr. helbredseffekt pr. enhed koncentration af henholdsvis $PM_{2,5}$ og NO_2 kan derefter beregnes og overføres til personer i Danmark. Den totale helbredsomkostning pr. person beregnes herefter ud fra den modellerede koncentration af $PM_{2,5}$ og NO_2 ved hver persons bolig. Udover enhedsomkostningerne i EVA-systemet anvendes værdier for statistik liv og tabte leveår ud fra metoden opgjort i De Økonomiske Råds formandskab (2016). Alle værdier er opgjort i 2017-priser. I et baggrundsnotat findes yderligere oplysninger om helbredseffekter og enhedsværdier.

I EVA-systemet er medtaget de væsentligste veldokumenterede sammenhænge mellem koncentrationer af stoffer og helbredseffekter. Dermed indgår ikke alle identificerede helbredseffekter. De samlede helbredsomkostninger ved luftforurening pr. person kan derfor være undervurderede.

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 udelukkende baggrundskoncentrationer. For at udnytte heterogeniteten i data anvendes i nærværende analyse både baggrunds- og gadekoncentrationer. Det er ikke givet, at de samme ER-funktioner gælder for gadekoncentrationer og heller ikke, at den samme proportionale sammenhæng gælder. Det kan betyde, at gadekoncentrationerne tildeles for store helbredsomkostninger. WHO har dog endnu ingen anbefalinger til, hvilke sammenhænge der skal anvendes, hvis man ser på gadekoncentrationer. Dette kan betyde, at helbredsomkostningerne til en given koncentration, vil være en anelse overvurderede.

I marts 2019 udgav Aarhus Universitet nye og opdaterede ER-funktioner, jf. Andersen mfl. (2019). Det har ikke været muligt at medtage disse i nærværende analyse. Opdateringen vedrører bl.a. nye ER-funktioner for NO_2 .

UNDERSØGELSER AF LUFTFORURENING

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.

Omkostningerne ved luftforurening i Danmark er tidligere blevet opgjort til ca. 42 mia. kr. pr. år (2017-priser), jf. Brandt mfl. (2016) og De Økonomiske Råds formandskab (2016). Heraf udgør $PM_{2,5}$ 38,6 mia. kr. pr. år. Opgørelsen medtog ikke NO_2 , men til gengæld ozon (O_3) og svovldioxid (SO_2).

Som nævnt er der i nærværende analyse brugt gadekoncentrationer, når disse er tilgængelige. Brugen af gadekoncentrationer i kombination med ER-funktioner fra Aarhus Universitets EVA-system vurderes, at lede til en mindre overvurdering af de samlede omkostninger ved luftforurening. Endvidere kan de samlede helbredsomkostninger ved luftforurening være lavere i dag, hvis der har været et fald i luftforureningen siden 2012. I kapitlet er fokuseret på at beskrive variation i luftforurening og dertil knyttede omkostninger mellem personer - ikke at vurdere den samlede omkostning ved luftforurening i Danmark.

TRAFIKSTØJ

Støjdata er beregnet ud fra Landstrafikmodellen

Støj opgøres som støjpåvirkning fra vejtrafik. Opgørelsen af støj i nærværende analyse er modelberegnet med udgangspunkt i Landstrafikmodellens (LTM) vej- og trafiknet. Herudfra er støjbelastningen for alle boliger i Danmark modelleret. Beregningen af støjudbredelsen er foretaget af Moe|Tetraplan for året 2015.

Støj er uønsket

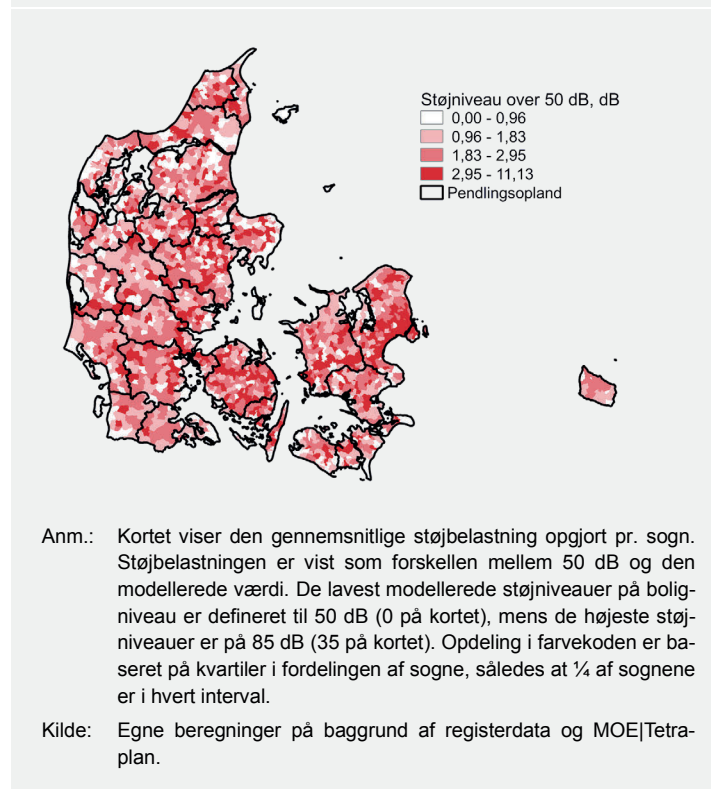
Støj er betegnelsen for uønsket lyd, der kan virke forstyrrende ved f.eks. samtale, søvn og afslapning. Hvorvidt støj er forstyrrende, er dog subjektivt. For eksempel kan støj fra en motorcykel være en del af motorcyklens oplevelse, mens samme lyd kan være til gene for andre.

Støj opgøres i decibel

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 opgø-

res støjniveauet som et gennemsnit henover døgnet, hvor der er taget hensyn til, at støj er mere generende i aften- og natperioden end i dagtimerne. Korrektionen indebærer, at støj fra trafikken om natten tæller ti gange så meget som trafikken om dagen, mens trafikken om aftenen tæller ca. 3 gange så meget som trafik i dagtimerne. I figur I.3 er vist, hvor stor den gennemsnitlige støjbelastning fra vejtrafik er ved boliger for hvert sogn i Danmark.⁷ Det ses, at den primære støjbelastning følger motorvejsnettet og til dels de større byer i Danmark.

FIGUR I.3 STØJ FRA VEJTRAFIK



7) Støjbelastningen fra vejtrafik er kun opgjort for boliger med mere end 50 dB. Det vil sige, at for boliger, hvor støjbelastningen fra vejtrafik er mindre end 50 dB, er denne sat til 0 dB. Dette skyldes, at tidligere analyser tyder på, at der primært er helbreds- og geneffekter for støjniveauer over 50 dB, jf. Babisch (2006).

Eksterne effekter af støj består både af helbredseffekter ...

Konsekvenserne af støj for det menneskelige helbred dækker over både kort- og langsigtede effekter. De kortsigtede effekter er f.eks. irritation, søvnforstyrrelser og koncentrationsbesvær, hvilket fører til forringet livskvalitet og fysiologisk stress. Heraf opstår risikoen for langsigtede helbredseffekter i form af f.eks. hjertekarsygdomme, jf. WHO (2018). Det er alene de langsigtede helbredsomkostninger i forbindelse med risikoen for tidlig død som følge af iskæmisk hjertesygdom⁸, der medtages i dette kapitel.

... og geneomkostninger

Opgørelsen af de langsigtede helbredsomkostninger medtager ikke de kortsigtede helbreds- og geneomkostninger, der kan være i forbindelse med støjbelastning. Geneomkostningerne opgøres ud fra estimerede betalingsviljer for at undgå støj. Da langt de fleste mennesker foretrækker stilhed og fravær af trafikrelateret støj, vil der være en tendens til, at priserne for boliger, der er udsat for trafikstøj, er lavere end for tilsvarende boliger, der ikke er udsat for trafikstøj. Dermed kan forskelle i boligpriser, der kan henføres til trafikstøj, opfattes som et udtryk for betalingsvilligheden for at undgå geneomkostninger ved trafikstøj.

Opgørelse af de samlede omkostninger ved trafikstøj

Med udgangspunkt i den modellerede støjdbredelse omkring hver persons bolig, beregnes de samlede omkostninger ved vejtrafik bestående af summen af de helbredsrelaterede omkostninger og geneomkostninger opgjort ved forskelle i boligpriser, jf. boks I.2.

8) Den sammenhæng, der her er tale om, er iskæmisk hjertesygdom, som dækker over åreforkalkning, der blandt andet kan føre til blodpropper i hjertet. Der er i litteraturen også fundet en sammenhæng mellem støj og flere andre sygdomme som f.eks. forhøjet risiko for diabetes, ligesom der er fundet en effekt i forhold til børns læring i skolen, jf. EEA (2014), Jensen mfl. (2016) og van Kempen mfl. (2018). I De Økonomiske Råds formandskab (2011) indgik således også risikoen for forhøjet blodtryk i en opgørelse af helbredsomkostningerne ved trafikstøj. WHO har dog senere peget på, at disse sammenhænge endnu ikke er påvist i et omfang og med en sikkerhed, hvormed data bør anvendes til at beregne helbredseffekter, jf. WHO (2018). Der er derfor kun fokuseret på effekten af støj på iskæmisk hjertesygdom i nærværende analyse.

BOKS I.2 STØJBELASTNING OG OMKOSTNINGER

Opgørelse af støjbelastning pr. bolig

Støjbelastningen for boliger er modelleret af Moe|Tetraplan med udgangspunkt i Landstrafikmodellen (LTM) udviklet af Transport DTU. 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, omfatter primært veje af regional betydning samt betydende kommunale veje. Den modellerede støjudbredelse, er efterfølgende koblet til beliggenheden af alle boliger i Danmark.

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, hvilket betyder, at støjbelastningen kan være undervurderet 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 adresse-niveau for hele Danmark. Nærmere beskrivelse af støjopgørelsen kan findes i et baggrundsnotat.

Opgørelse af omkostninger pr. person

Helbredsomkostningerne ved trafikstøj opgøres ud fra sammenhængen mellem støj og en forøget risiko for at dø af hjertesygdom (iskæmisk hjertesygdom). I Danmark tabes der årligt i alt knap 40.000 leveår som følge af hjertesygdom. Opgørelsen er foretaget ved hjælp af Dødsårsagsregisteret. En andel af de tabte leveår skyldes påvirkning fra trafikstøj. Andelen af tabte leveår, der kan tilskrives trafikstøj, beregnes ud fra sammenhængen mellem støj fra vejtrafik og dødeligheden af hjertesygdom opgjort af WHO (2018). Den samlede risiko pr. person beregnes efterfølgende, ud fra den modellerede støjbelastning personen er udsat for ved sin bolig. Værdien af de leveår, hver person mister, beregnes ud fra værdien af tabte leveår opgjort efter metoden i De Økonomiske Råds formandskab (2016). Beregningen af helbredseffekter er nærmere beskrevet i et baggrundsnotat.

Geneomkostningerne ved trafikstøj opgøres ud fra personers betalingsvilje for fravær af trafikstøj ved boligen. Opgørelsen er baseret på en husprisanalyse af solgte boliger i København, jf. De Økonomiske Råds formandskab (2011). Ud fra denne analyse, blev der estimeret en generel efterspørgselsfunktion for huse og en for lejligheder. Detaljer omkring værdisætningen af geneomkostninger og estimering af efterspørgselsfunktioner kan findes i De Økonomiske Råds formandskab (2011) samt Veie (2011). Ud fra de estimerede efterspørgselsfunktioner og oplysninger om støjbelastningen for hver bolig i Danmark er der estimeret en gennemsnitlig betalingsvilje pr. husstand for hele Danmark. Beregningen af geneomkostninger er nærmere beskrevet i et baggrundsnotat.

I dette kapitel analyseres miljøpåvirkning på individniveau. Betalingsviljen pr. husstand omregnes derfor til betalingsviljen pr. person. Dette gøres ved, at dele husstandens betalingsvilje med det gennemsnitlige antal personer i husstande i henholdsvis huse og lejligheder. Der anvendes et gennemsnit af antal personer i henholdsvis huse og lejligheder, fordi den estimerede betalingsvilje pr. decibel er et gennemsnitsestimat. Alle værdier er opgjort i 2017-priser.

Omkostningerne ved støj fra vejtrafik kan være undervurderede ...

I opgørelsen af de samlede omkostninger ved trafikstøj indgår kun støj fra vejtrafik. Således indgår ikke støj fra f.eks. jernbane- og flytrafik, men denne type støj berører relativt få boliger sammenlignet med støj fra vejtrafik. I opgørelsen af helbredsomkostningerne ved støj fra vejtrafik indgår ikke de kortsigtede helbredsomkostninger i form af f.eks. søvnforstyrrelser og koncentrationsbesvær. Endvidere er det ikke alle langsigtede helbredsomkostninger, der indgår, men kun helbredseffekter relateret til iskæmisk hjertesygdom. Hvis helbredseffekter ikke har påvirket opgørelsen af geneomkostninger, vil de samlede omkostninger ved støj fra vejtrafik, opgjort i nærværende kapitel, være undervurderede.

... men også risiko for overvurdering af omkostningerne

Omvendt, hvis betalingsviljen for at undgå støj fra vejtrafik, udover genen ved trafikstøj, også er påvirket af de helbredsmæssige effekter, der kan være ved at bo i et støjbelastet område, sker der en dobbelttælling ved anvendelse af både helbredsomkostninger og betalingsviljer målt ved huspriser. Derfor kan de opgjorte omkostninger ved støj fra vejtrafik også overvurdere de faktiske omkostninger.

UNDERSØGELSER AF TRAFIKSTØJ

De samlede omkostninger ved trafikstøj er i dette kapitel opgjort til 1,3 mia. kr. pr. år (2017-priser), hvoraf de helbredsrelaterede omkostninger – opgjort ved fald i boligpriser – udgør ca. 0,3 mia. kr. pr. år.

De samfundsøkonomiske omkostninger ved trafikstøj er tidligere belyst af De Økonomiske Råds formandskab (2011). Her blev de samlede omkostninger ved trafikstøj opgjort til 2,4 mia. kr. pr. år (2017-priser), hvoraf de helbredsrelaterede omkostninger udgjorde 0,6 mia. kr. pr. år.

Der er flere forklaringer på forskellen mellem de to opgørelser, herunder at der i nærværende undersøgelse kun indgår sammenhængen til iskæmisk hjertesygdom, hvor der tidligere også indgik en værdi af risikoen for forhøjet blodtryk. Sidstnævnte er ikke med i nærværende analyse, da WHO nu peger på, at denne sammenhæng endnu ikke er påvist i et omfang og med en sikkerhed, hvormed data kan anvendes til at beregne helbredseffekter, jf. WHO (2018). Derudover indgår der i nærværende analyse færre støjbelastede personer end i analysen i De Økonomiske Råds formandskab (2011). Dette skyldes formentlig forskellen i metodeopgørelse, hvor der i nærværende analyse ikke er medtaget boliger langs med mindre veje.

NÆRHED TIL NATUR

Nærhed til natur påvirker boligpriserne

Nærhed til natur er for de fleste en positiv faktor, der indgår i valget af bopæl. Det er veletableret i litteraturen, at der er en sammenhæng mellem nærhed til natur og boligpriser. Dermed kan værdien af (nærhed til) natur opgøres ved den såkaldte husprismetode (også anvendt til opgørelse af geomkostninger ved støj i dette kapitel).⁹

I kapitlet værdisættes nærhed til skove, søer og kyster

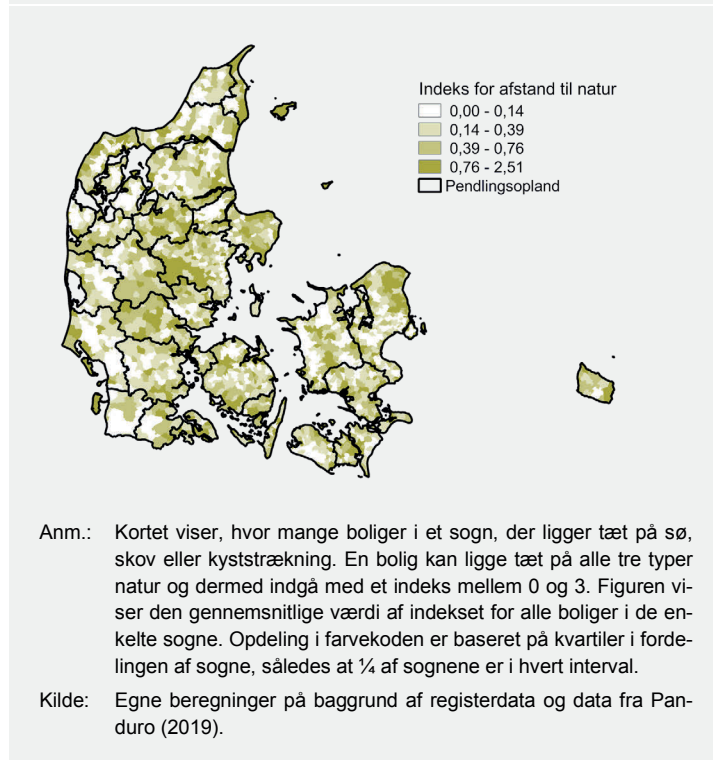
I dette kapitel værdisættes nærhed til skove, søer og kyststrækninger. Disse tre naturtyper er kortlagte på landsplan, og tidligere studier finder positive effekter på boligpriserne af nærhed til netop disse tre naturtyper, jf. Zhou mfl. (2013), Panduro og Thorsen (2014) og Panduro mfl. (2017).

Ny analyse viser effekter ved afstand indenfor 1 km

I analysen til dette kapitel, er der identificeret en positiv effekt på huspriser af nærhed til søer og skove indenfor 600 meter og for nærhed til kyster indenfor 1.000 meter. Analysen og de anvendte data, som er dokumenteret i Panduro (2019), er baseret på boligsalg i perioden 2011-2016, jf. boks I.3. I figur I.4 er for hvert sogn i Danmark angivet, hvor mange boliger der ligger indenfor henholdsvis 600 og 1.000 meter til sø, skov eller kyst.

9) Til opgørelse af værdien af natur blev i De Økonomiske Råds formandskab (2014) anvendt den såkaldte rejseomkostningsmetode. Resultaterne fra denne undersøgelse kan dog ikke bruges her, da den rekreative værdi blev opgjort for personer i 1x1 km² kvadrater. Fra denne undersøgelse foreligger således ikke resultater på adresseniveau.

FIGUR I.4 AFSTAND TIL NATUR



Den samlede værdi af natur undervurderes

Værdien af natur i denne undersøgelse medtager værdien af nærhed til søer og skove indenfor en afstand af 600 meter og nærhed til kyster indenfor en afstand af 1.000 meter. Analysen viser at natur af disse typer, der ligger længere væk fra boligen end disse afstande, har begrænset betydning for ejendomsværdien. Derudover, er værdien af mindre skove og små søer ikke med i data. Analyserne i nærværende kapitel medtager alene værdien af, at bo tættere på naturområder end disse grænser. For eksempel indgår den brugsværdi, som personer der bor længere væk fra et naturområde, de bruger, ikke. Dermed kan værdien være væsentligt underestimeret. Derudover er det kun værdien af søer, skove og kyststrækninger, der er med, hvor det må forventes, at andre naturtyper ligeledes har en værdi.

BOKS I.3 VÆRDIEN AF NÆRHED TIL NATUR

Der er gennemført en ny analyse, der har til formål at fastslå effekten af nærhed af natur på boligpriserne. Analysen er udført af T. Panduro fra Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet. Analysen er nærmere beskrevet i Panduro (2019).

Analysen er baseret på 1.037.857 boliger, der er solgt i perioden 1. januar 2011 til 1. januar 2017. Alle salgspriser er beregnet i 2017-priser. Oplysninger om salgspriser og karakteristika ved boligerne er trukket fra den Offentlige Informationsserver (OIS). Med udgangspunkt i observerede salgspriser og oplysninger om såvel husenes karakteristika, såsom alder, størrelse mv., som afstande til natur, er der estimeret en sammenhæng, der beskriver prisen af de betragtede huse som funktion af de forskellige karakteristika og herunder nærhed til natur.

Med udgangspunkt i den estimerede funktion kan effekten på boligprisen af en ændret afstand til skove, søer og kyst findes. Den fundne effekt kan opfattes som udtryk for den marginale betalingsvilje for nærhed til den givne naturtype. I undersøgelsen er der fundet en effekt på boligprisen indenfor en afstand af 600 meter til skove og søer og indenfor 1 km til kysten. På baggrund af en række følsomhedsanalyser indgår kun skove, der er større end 18 ha, og søer, der er større end 5 ha, i den endelige specifikation. Værdien af andre naturtyper end skove, søer og kyststrækninger, samt værdien af mindre skove og søer, afspejles ikke i boligpriserne i det anvendte datasæt, da markederne for disse naturtyper er for små til, at der kunne estimeres en husprismetrisfunktion.

Der er estimeret 48 husprismetrisfunktioner, der beskriver 48 boligmarkeder i Danmark – 36 markeder for enfamiliehuse og rækkehuse, og 12 markeder for lejligheder. Markederne er defineret ud fra prisudviklingen i perioden 2000-2015. For hvert marked er der estimeret en husprismetrisfunktion for at tage højde for, at betalingsviljen for nærhed til natur kan være forskellig i forskellige områder af Danmark. Til analysen af fordelingen af miljø i dette kapitel, er den gennemsnitlige betalingsvilje for hele landet på tværs af alle markeder benyttet, dog er der skelnet mellem markedet for lejligheder og markedet for huse. De opgjorte værdier kan i så fald fortolkes som indikatorer for den fysiske nærhed til natur.

UNDERSØGELSER AF NÆRHED TIL NATUR

Undersøgelsen af værdien af nærhed til natur ud fra boligpriser bruges til at opgøre værdien af nærhed til sø, skov og kyst for alle boliger i Danmark, dvs. inklusiv lejeboliger. Summeres værdien for hver enkelt bolig i Danmark svarer det til i alt ca. 7,6 mia. kr. pr. år.

Det er vigtigt at være opmærksom på, at de 7,6 mia. kr. pr. år grundlæggende er baseret på marginale værdier for natur. Hvis der bliver færre naturområder må det således forventes, at disse marginale værdier stiger. De 7,6 mia. kr. pr. år. kan således ikke tolkes som den samlede betalingsvillighed for nærhed til natur i Danmark.

Værdien af rekreative områder er tidligere undersøgt i De Økonomiske Råds formandskab (2014). Værdien af natur blev analyseret ved brug af rejseomkostningsmetoden. Den summerede værdi fra dette studie svarer til 4,7 mia. kr. pr. år (2017-priser). Dette tal kan heller ikke tolkes som en samlet betalingsvillighed for adgang til natur.

Endvidere kan de to tal ikke direkte sammenlignes, fordi de ikke dækker over de samme værdier af natur. En forskel mellem de to metoder er bl.a., at rejseomkostningsmetoden alene måler den direkte brugsværdi ved besøg, mens værdien af udsigt til naturen og værdien af muligheden for at besøge naturen (den såkaldte optionsværdi) også indgår i husprismetoden, jf. McConnell (1990).

I.4

FORDELING AF MILJØPÅVIRKNINGER I DANMARK

Indhold i afsnittet

Afsnittet starter med at beskrive forskelle i miljøbelastning og nærhed til natur for Danmarks befolkning. Derefter undersøges det, om der er en sammenhæng mellem personers indkomst og niveauet af miljøpåvirkning. De fleste analyser i afsnittet udføres for hver miljøpåvirkning opgjort i fysiske enheder. I nogle analyser ses dog også på den samlede miljøomkostning ved alle de medtagne miljøpåvirkninger. Dette svarer til en vægtet sum af de medtagne fysiske miljøpåvirkninger.

FORDELING AF MILJØPÅVIRKNINGER

Gini-koefficienten kan beskrive fordelingen af miljøpåvirkninger

I analyser af ulighed anvendes ofte gini-koefficienten til at beskrive graden af ulighed i indkomst. Gini-koefficienten kan imidlertid også bruges til at belyse graden af ulighed i fordelingen af miljøpåvirkninger. Gini-koefficienten beregnes ved hjælp af Lorenz-kurven, jf. boks I.4

Gini-koefficienten er 0 ved en lige fordeling

Lorenz-kurven illustrerer, hvordan den samlede miljøpåvirkning af f.eks. PM_{2,5} er fordelt i befolkningen. Hvis miljøpåvirkningen var fordelt helt lige, så 20 pct. af befolkningen havde 20 pct. af forureningen, 40 pct. af befolkningen havde 40 pct. af forureningen osv., så ville Lorenz-kurven følge en diagonal, illustreret ved den sorte linje i figur I.5. Samtidig er gini-koefficienten nul for den helt lige fordeling.

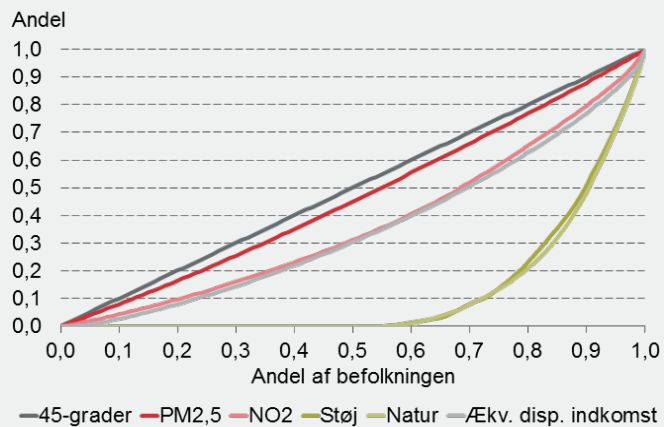
Stor forskel i uligheden af miljøpåvirkninger

Det fremgår af figur I.5, at der er stor forskel i uligheden af fordelingerne af de fire medtagne miljøpåvirkninger. Således er der meget lille ulighed i fordelingen af PM_{2,5}, mens uligheden er lidt større for NO₂. Som det fremgår af figuren er Lorenz-kurven for NO₂ nogenlunde sammenfaldende med den tilsvarende kurve for den ækvivalerede disponible indkomst, som også er indtegnet i figur I.5 som sammenligningsgrundlag. Endelig er der meget stor ulighed i fordelingen af nærhed til natur og støj. Lorenz-kurverne for de forskellige miljøbelastninger er i figur I.5 beregnet ud fra de fysiske miljømål (dvs. koncentrationer af luftforurening eller decibel for støj). Nærhed til natur omfatter gevinster ved nærhed til kyst, skov og sø indenfor en afstand af 600 meter til boligen (1.000 meter til kyst), jf. afsnit I.3. Gevinsten ved at bo f.eks. 100 meter fra en skov er ikke den samme som gevinsten ved at bo 100 meter fra kysten. For at få et sammenvejede mål for nærhed til disse forskellige naturtyper er derfor brugt gennemsnitlige værdier af nærhed til de forskellige naturtyper, som kan fortolkes som et indeks for nærhed til natur.¹⁰

10) Bemærk at der i dette afsnit er brugt en gennemsnitlig værdi af nærhed til hhv. kyst, skov og sø for hele Danmark. I de bagvedliggende estimationer beskrevet i afsnit I.3 til opgørelse af værdien af nærhed til natur kan værdien af f.eks. nærhed til skov variere mellem forskellige områder i Danmark. For eksempel kan værdien af nærhed til skov være større i områder med højere indkomst, og hvor der findes meget lidt skov. Årsagen til, at der i dette afsnit er brugt en gennemsnitlig værdi, er, at dette i højere grad afspejler variationen i det fysiske udbud af natur.

FIGUR I.5 LORENZ-KURVER FOR PM_{2,5}, NO₂, STØJ, NÆRHED TIL NATUR OG ÆKVIVALERET DISPONIBEL INDKOMST

Stor forskel i fordeling af miljøpåvirkninger.



Anm.: Gini-koefficienterne for PM_{2,5} er på 0,07, for NO₂ på 0,26, for støj på 0,75, for natur på 0,76 og for indkomst på 0,29. Oplysninger om indkomst og familiestørrelse er for år 2016 og senest tilgængelige miljødata er fra henholdsvis 2012 (PM_{2,5} og NO₂), 2015 (støj) og 2011-2016 (nærhed til natur). For støj indgår kun belastninger over 50 dB og for nærhed til natur kun afstande under en vis grænse, jf. afsnit I.3. Det er baggrunden for, at mere end halvdelen af befolkningen ikke er påvirket af disse to faktorer, jf. den vandrette del af Lorenz-kurverne for støj og natur.

Kilde: Egne beregninger på baggrund af registerdata.

BOKS I.4 BEREGNING AF GINI-KOEFFICIENT

Gini-koefficienten er et mål for ulighed og beregnes ud fra Lorenz-kurven. Lorenz-kurven opgøres ved at opstille alle personer efter størrelsen af deres miljøpåvirkning eller indkomst. Derefter beregnes for hver andel af befolkningen, andelen af den samlede værdi af miljøpåvirkning eller indkomst. For eksempel angives for den 10. percentil (1. decil) den andel af den givne miljøpåvirkning, som de 10 pct. af befolkningen med den laveste miljøpåvirkning har tilsammen.

I en befolkning med fuldstændig lighed vil hver percentil af befolkningen have den samme andel af den samlede miljøpåvirkning. I figur I.5 viser den sorte Lorenz-kurve den helt lige fordeling, mens f.eks. den grå kurve er Lorenz-kurven for den ækvivalerede disponible indkomst. Gini-koefficienten beregnes som arealet mellem Lorenz-kurven og kurven for den helt lige fordeling divideret med arealet under kurven for den helt lige fordeling (arealet under den sorte kurve).

Lille ulighed for PM_{2,5} afspejler ensartet forureningsniveau i Danmark

Det fremgik af figur I.1 i afsnit I.3, at der er tydelige geografiske forskelle i niveauet for PM_{2,5}, som især er relativt højt i hovedstadsområdet og de sydøstlige dele af Danmark. Forskellene i koncentrationen af PM_{2,5}, er imidlertid relativt små i forhold til for eksempel forskelle i ækvivaleret disponibel indkomst, hvilket resulterer i den næsten lineære Lorenz-kurve og den lille gini-koefficient for PM_{2,5}.

Lidt større ulighed for NO₂

Der er større ulighed i fordelingen af NO₂ end for PM_{2,5}. Dette skyldes, at koncentrationen af NO₂ i højere grad varierer med lokale kilder, som f.eks. trafik og skibsfart.

Størst ulighed fordeling af støj og nærhed til natur

Der er stor ulighed i den opgjorte nærhed til natur og støjbelastning. Det fremgår således af Lorenz-kurverne, at det kun er ca. 40 pct. af befolkningen, som er belastet af støj fra vejtrafik (over 50 dB), mens det ligeledes kun er ca. 40 pct. af befolkningen, som bor så tæt på natur, ud fra de anvendte afstandsgrænser i opgørelsen, at det påvirker husprisen.

Uligheden for nærhed til natur kan være overvurderet

Lorenz-kurverne for støj og nærhed til natur skal dog tolkes forsigtigt, da der, som beskrevet i afsnit I.3, er brugt tærskelværdier til at fastlægge, hvornår støj og nærhed til natur har en påvirkning. For nærhed til natur er der kun tillagt en værdi, hvis bopælen er indenfor fastlagte afstande til de forskellige naturtyper. Hvis personer også har en værdi af naturområder, som ligger længere væk end disse afstandsgrænser, overdriver den viste Lorenz-kurve uligheden. Tidlige analyser viser således, at personer i mange tilfælde besøger naturområder, som ligger længere væk end 600 meter fra deres bopæl, jf. f.eks. De Miljøøkonomiske Råds formandskab (2014). Endvidere er mindre skove og parker i byerne ikke inkluderet i data. Det tilsiger

også, at uligheden for nærhed til natur er overvurderet. For støj ses kun på støj over 50 dB, fordi der normalt ikke kan findes effekter på boligpriser eller helbred af støj under dette støjniveau.

**Samlet miljølighed
mindre end
indkomstulighed**

Der kan opstilles en samlet Lorenz-kurve for alle de medtagne miljøpåvirkninger baseret på den summerede miljøomkostning i kr. af $PM_{2,5}$, NO_2 og støj med fradrag for værdien af nærhed til natur.¹¹ Den samlede Lorenz-kurve for de fire miljøpåvirkninger viser en mindre ulighed end uligheden i fordelingen af indkomst, jf. figur I.6. Den samlede Lorenz-kurve for alle fire miljøpåvirkninger ligger mellem Lorenz-kurven for $PM_{2,5}$ og Lorenz-kurverne for de andre miljøpåvirkninger vist i figur I.5. Årsagen til dette er, at miljøomkostningen ved $PM_{2,5}$ er væsentlig større end for de andre miljøpåvirkninger. Dette gør, at den samlede Lorenz-kurve for de fire miljøpåvirkninger er blevet "trukket" op mod kurven for $PM_{2,5}$. Bemærk at kurven for den summerede miljøpåvirkning kun består af de fire udvalgte miljøpåvirkninger, og derfor ikke kan tolkes som et samlet ulighedsmål for alle typer miljøpåvirkninger i Danmark.

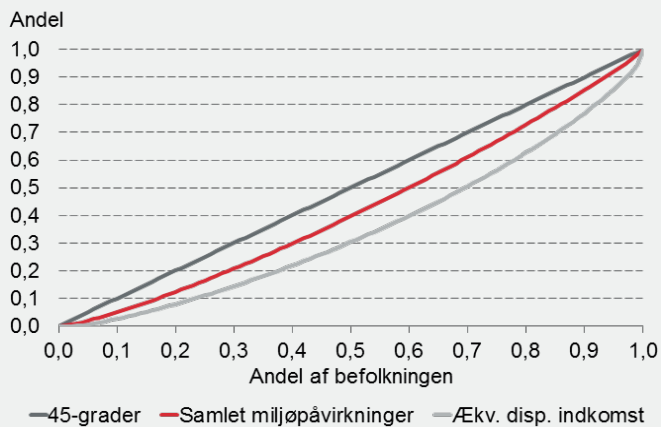
**Geografiske
forskelle mellem
miljøpåvirkninger**

Noget af uligheden i miljøpåvirkningerne skyldes forskelle mellem geografiske områder. For eksempel er personer i hovedstadsområdet i højere grad udsat for støj end personer i Vestjylland. Som nævnt i afsnit I.3 er valget af bopæl bestemt af flere overvejelser. Valget mellem områder vil ofte være bestemt af blandt andet beskæftigelsesmuligheder eller familie, mens valget indenfor et område typisk vil være bestemt af blandt andet præferencer for natur og miljø, men også af andre overvejelser som kvaliteten af institutioner og offentlig service mv. Det er derfor relevant at undersøge, hvor meget af uligheden, som afspejler forskelle i miljøpåvirkning mellem forskellige områder af Danmark, og hvor meget der skyldes forskelle i miljøpåvirkningen indenfor de forskellige områder. Dette gøres i det følgende med udgangspunkt i de 29 forskellige pendlingsoplande, jf. afsnit I.3. Et pendlingsopland er defineret ved, at de fleste mennesker, der bor i området, også arbejder der. Pendlingsoplande kan opfattes som lokale arbejdsmarkeder, indenfor hvilke det er muligt at skifte bolig uden at skifte arbejde.

11) Nærhed til natur indgår her som en negativ miljøomkostning (dvs. en gevinst).

FIGUR I.6 LORENZ-KURVE FOR SAMLET MILJØPÅVIRKNING (PM_{2,5}, NO₂, STØJ OG NÆR- HED TIL NATUR)

Der er mindre ulighed i samlet miljøpåvirkning end i indkomst.



Anm.: Gini-koefficienten for den samlede miljøpåvirkning er på 0,16 og for indkomst på 0,29. Oplysninger om indkomst er fra 2016 og senest tilgængelige miljødata fra henholdsvis 2012 (PM_{2,5} og NO₂), 2015 (støj) og 2011-2016 (nærhed til natur), jf. afsnit I.3.

Kilde: Egne beregninger på baggrund af registerdata.

Theil-indeks bruges til at opdele i ulighed mellem og indenfor pendlingsoplande

Det såkaldte Theil-indeks er, ligesom gini-koefficienten, et summarisk mål for ulighed, hvor øget ulighed medfører et højere Theil-indeks. Fordelen ved Theil-indekset er, at den samlede ulighed i miljøpåvirkning kan opdeles i bidrag fra ulighed mellem forskellige pendlingsoplande og bidrag fra ulighed indenfor pendlingsoplande, jf. boks I.5.¹² Ligesom Lorenz-kurverne viser de beregnede Theil-indeks, at uligheden er mindst for PM_{2,5}, lidt større for NO₂ og størst for nærhed til natur og støj, jf. tabel I.2.

12) Næsten 60 pct. af befolkningen har, ud fra de anvendte data, et støjniveau under 50 dB, jf. afsnit I.3. Ved beregning af den relative forskel i støjniveau i forhold til 50 dB vil disse observationer få værdien nul. For nærhed til natur er problematikken den samme, idet mange boliger ikke har en værdi for nærhed til natur. Hvis de får værdien nul, ekskluderes de fra beregningen af Theil-indekset. For at inkludere dem i beregningen af Theil-indekset anvendes derfor en værdi på 0,1 for disse observationer. Modsat gini-koefficienten kan Theil-indekset også have værdier større end 1.

BOKS 1.5 THEIL-INDEKS OG DEKOMPONERING

Theil-indekset er, ligesom gini-koefficienten, et summarisk mål for ulighed. Fordelen ved Theil-indekset er, at det kan dekomponeres, så det er muligt at belyse, hvor stor en del af den samlede ulighed, der skyldes forskelle henholdsvis mellem og indenfor forskellige delgrupper, jf. Theil (1967). Theil-indekset måler, hvor stor afvigelsen er mellem den faktiske fordeling af miljøpåvirkninger og den fordeling af miljøpåvirkninger, der ville være, hvis miljøpåvirkningerne var ligeligt fordelt.

Det samlede Theil-indeks (T) beregnes ud fra uligheden mellem pendlingsoplande plus en vægtet sum af uligheden indenfor det enkelte pendlingsopland. Uligheden indenfor de enkelte pendlingsoplande opgøres ved følgende udtryk:

$$T_i = \sum_{n=1}^N x_n \ln \left(\frac{x_n}{p_n} \right)$$

hvor T_i er uligheden indenfor pendlingsopland i , N er antal individer i pendlingsopland i , x_n er andelen af den specifikke miljøbelastning for individ n , og p_n er individ n 's andel af populationen i pendlingsopland i .

Pendlingsopland i 's andel af den samlede miljøbelastning, indgår som vægt i den samlede ulighed. Opdelingen af Theil-indekset kan opskrives på denne måde:

$$T = \sum_{i=1}^k s_i \ln \left(\frac{s_i}{p_i} \right) + \sum_{i=1}^k s_i T_i,$$

hvor T er uligheden i hele samfundet, som er delt op i k pendlingsoplande. s_i er pendlingsopland i 's andel af den samlede miljøpåvirkning, mens p_i er andelen af landets samlede befolkning, der bor i pendlingsopland i . T_i er uligheden i pendlingsopland i . Bemærk, at det første led på højre side måler uligheden mellem pendlingsoplande, hvor analyseenheden er pendlingsoplande (i stedet for individer), mens anden led måler uligheden indenfor pendlingsoplande, hvor analyseenheden er individer. Således bliver første led nul, hvis miljøpåvirkningerne mellem pendlingsoplande er fordelt proportionalt med befolkningen i de enkelte pendlingsoplande – og anden led er nul, hvis alle personer indenfor et givet pendlingsopland har den samme miljøpåvirkning.

TABEL I.2 THEIL-INDEKS FOR MILJØPÅVIRKNINGER

Theil-indekset for samlet ulighed og fordeling heraf på ulighed mellem og indenfor pendlingsoplande.

	PM _{2,5}	NO ₂	Støj	Natur	Indkomst
Mellem områder	0,006	0,063	0,060	0,044	0,003
Indenfor områder	0,001	0,050	0,955	1,099	0,186
Theil-indeks	0,008	0,113	1,016	1,143	0,189

Anm.: For natur er anvendt samme enhedspris for hele Danmark for værdien af nærhed til de forskellige typer, jf. afsnit I.3. Oplysninger om indkomst er fra 2016 og senest tilgængelige miljødata fra henholdsvis 2012 (PM_{2,5} og NO₂), 2015 (støj) og 2011-2016 (nærhed til natur), jf. afsnit I.3.

Kilde: Egne beregninger på baggrund af registerdata.

Ulighed i partikelforureningen er primært mellem pendlingsområder ...

Det fremgår endvidere af tabellen, at det meste af uligheden for PM_{2,5} skyldes ulighed i koncentrationen af PM_{2,5} mellem pendlingsoplande. Ud af en samlet ulighed på 0,008, skyldes ca. 80 pct. forskelle mellem pendlingsoplande, mens knap 20 pct. af uligheden skyldes ulighed indenfor pendlingsoplandene.

... skyldes især høj koncentration i København

En stor del af uligheden mellem pendlingsoplande skyldes, at koncentrationen af PM_{2,5} er relativ høj i København modsat især Aalborg og Aarhus, der har relativ lav koncentration af PM_{2,5}. Dette afspejler, at PM_{2,5} fra udlandet dominerer i forhold til danske kilder, og at koncentrationsbidraget fra udlandet falder, jo længere mod nordvest man kommer, jf. afsnit I.3.

For NO₂ er uligheden både mellem og indenfor pendlingsområder

Resultatet af dekomponeringen af uligheden i NO₂ viser, at ca. 55 pct. af den samlede ulighed skyldes forskelle mellem pendlingsoplande, mens 45 pct. skyldes ulighed indenfor pendlingsoplande. Igen er det primært pendlingsoplandet København, der har en større del af forureningen, mens områder i Nordjylland har en mindre andel. Dette mønster afspejler, at en betydelig del af NO₂ forureningen kommer fra vej- og skibstrafik, som spredes regionalt med vinden.

Ulighed i støj og natur især indenfor pendlingsoplande

Uligheden i støj og nærhed til natur skyldes primært ulighed indenfor pendlingsoplande. Dette afspejler, at støj og nærhed til natur har en betydelig mere lokalt afgrænset spredning end luftforurening.

SAMMENHÆNG MELLEML MILJØPÅVIRKNINGER OG INDKOMST

I det følgende undersøges sammenhængen mellem de forskellige miljøpåvirkninger og indkomst. Først undersøges den overordnede sammenhæng mellem miljøpåvirkninger og indkomst og derefter ses på sammenhængen indenfor – og mellem pendlingsoplande.

Miljøpåvirkning opdelt på 100 indkomstgrupper

Sammenhængen mellem de forskellige miljøpåvirkninger og indkomst er illustreret i figur I.7-I.10. I disse figurer viser X-aksen den gennemsnitlige ækvivalerede disponible indkomst efter størrelse for hver percentil af befolkningen. Det vil sige, at det første punkt på X-aksen består af den ene procent af befolkningen med lavest indkomst. Punktet længst til højre på X-aksen – angivet med værdien 100 – repræsenterer den ene procent af befolkningen med de højeste indkomster. Y-aksen i figurene angiver miljøpåvirkningen i form af henholdsvis koncentrationen af PM_{2,5} og NO₂, støj over 50 dB og nærhed til natur. De røde kurver i hver figur viser den gennemsnitlige miljøpåvirkning for alle personer i hver af de 100 indkomstgrupper.¹³

Lidt højere luftforurening for de laveste og de højeste indkomster

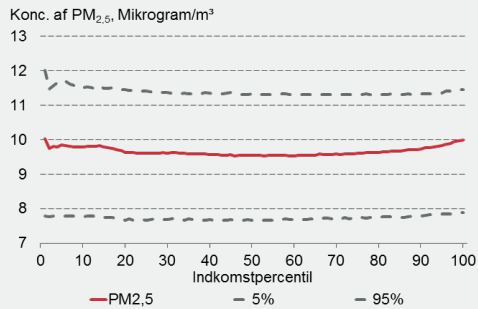
Det fremgår, at der er en svagt U-formet sammenhæng mellem luftforurening (PM_{2,5} og NO₂) og indkomst, jf. figur I.7 og figur I.8. Det vil sige, at luftforureningen er lidt højere for personer med de laveste indkomster og for personer med de højeste indkomster end for personer med mellemindkomster. Forskellen er dog ikke stor.

Lidt mindre støj og mere natur for personer med høj indkomst

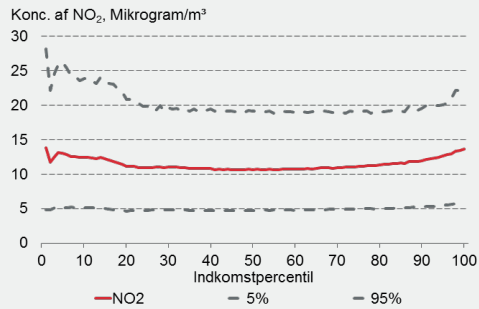
For støjbelastning er der en svag tendens til, at støjen gradvist aftager med stigende indkomst. Det vil sige, at støjen er højst for personer med lav indkomst og lavest for personer med høj indkomst, jf. figur I.9. Det ses også, at det især er de højeste indkomstgrupper, som bor i nærhed af natur, jf. figur I.10. For nærhed til natur er tendensen noget kraftigere end for de øvrige miljøpåvirkninger. Udenlandske undersøgelser af sammenhængen mellem miljø og indkomst, jf. afsnit I.2 finder en tilsvarende sammenhæng.

13) Bemærk at skaleringen af Y-akserne er forskellige i figurene. Derfor skal man være varsom med at tolke niveauer og hældninger på kurverne på tværs af figurene.

FIGUR I.7 PM_{2,5} OG INDKOMST



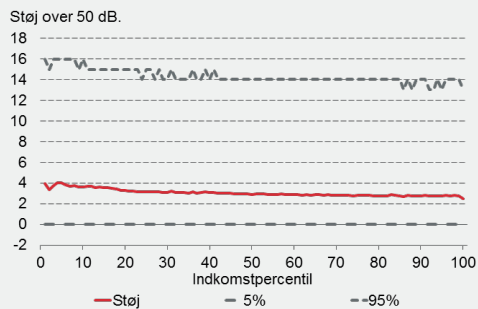
FIGUR I.8 NO₂ OG INDKOMST



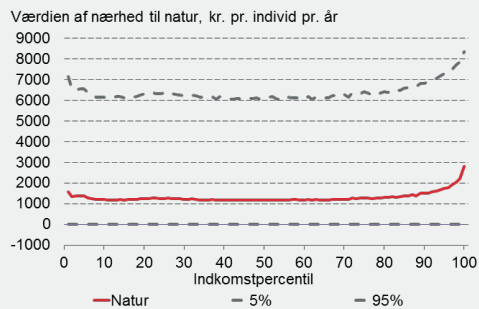
Anm.: X-aksen viser indkomstpercentiler for den ækvivalerede disponible indkomst. De røde kurver er den gennemsnitlige koncentration af luftforurening for pågældende indkomstpercentil. De stiplede kurver angiver spredning i koncentrationer for personer i hvert indkomstpercentil (målt som 5 pct. og 95 pct. fraktiler). Oplysninger om indkomst er fra 2016 og senest tilgængelige miljødata fra henholdsvis 2012 (PM_{2,5} og NO₂), 2015 (støj) og 2011-2016 (nærhed til natur), jf. afsnit I.3.

Kilde: Egne beregninger på baggrund af registerdata.

FIGUR I.9 STØJ OG INDKOMST



FIGUR I.10 NÆRHED TIL NATUR OG INDKOMST



Anm.: Jævnfør anmærkning til figur I.7 og I.8.

Kilde: Egne beregninger på baggrund af registerdata.

Stor variation i miljøpåvirkning indenfor hver indkomstgruppe

Det fremgår også af figur I.7-I.10, at der indenfor hver indkomstgruppe er stor variation i miljøpåvirkningen. Dette er illustreret ved de stiplede kurver, som for hver indkomstgruppe viser 5 pct. og 95 pct. fraktiler for miljøpåvirkningen. Det vil sige, at der er 5 pct. af alle personer i hver indkomstgruppe, som har en miljøpåvirkning på et niveau, som er under den nederste stiplede linje, mens der er 5 pct. som har en miljøpåvirkning, der er højere end den øverste stiplede linje.

Overordnet svag sammenhæng mellem indkomst og miljøpåvirkning

Således er sammenhængen mellem miljøpåvirkninger og indkomst svag set i forhold til variationen i miljøpåvirkninger indenfor hver indkomstgruppe. Det er illustreret ved, at forskellen mellem de stiplede linjer for alle indkomstgrupper er væsentlig større end ændringen i det gennemsnitlige niveau for miljøpåvirkning mellem indkomstgrupper (de røde kurver) fra venstre mod højre i figurene.

Afvejningsmekanismen relevant for forskelle mellem pendlingsoplande

Der er i litteraturen peget på tre mekanismer (markedsmekanismen, afvejningsmekanismen og politisk allokering), som alle beskriver en sammenhæng mellem miljøpåvirkning og indkomst, jf. afsnit I.2. Den såkaldte afvejningsmekanisme tilsiger en positiv sammenhæng mellem indkomst og miljøpåvirkning, når man sammenligner mellem større geografiske områder, f.eks. pendlingsoplande. Et pendlingsopland som hovedstadsområdet kan således have relativt gode indkomstmuligheder, men også højere miljøbelastning på grund af mere trafik og erhvervsaktivitet. Omvendt vil et pendlingsopland i et udkantsområde, som f.eks. Ærø, have dårligere indkomstmuligheder, men til gengæld et bedre miljø.

Markedsmekanismen og politisk allokering relevant for forskelle indenfor pendlingsoplande

Hvis man i stedet betragter sammenhængen mellem indkomst og miljøpåvirkning indenfor et pendlingsopland som f.eks. hovedstaden, vil markedsmekanismen omvendt kunne føre til, at personer med høj indkomst i højere grad end personer med lav indkomst køber eller lejer de relativt dyrere boliger i områder med relativt godt miljø. Markedsmekanismen vil derfor kunne føre til en negativ sammenhæng mellem indkomst og miljøpåvirkning indenfor et givet pendlingsopland. En sammenhæng som den politiske allokeringsmekanisme vil kunne forstærke, hvis myndigheder oftere placerer forurenende virksomheder og veje tættere på boligområder med lavindkomstbeboere end på boligområder med højindkomstbeboere. I det følgende ses derfor nærmere på sammenhængen mellem miljøbelastning og indkomst indenfor pendlingsoplande og mellem pendlingsoplande.

Sammenhæng mellem miljø og indkomst indenfor pendlingsoplande

Sammenhængen mellem indkomst og miljø indenfor pendlingsoplande er vist i figur I.11-I.14. I disse figurer viser de røde kurver de samme "rå" sammenhænge mellem miljøbelastning og indkomst, som tidligere blev vist i figur I.7-I.10. De grønne kurver viser sam-

menhængen mellem indkomst og miljøpåvirkning korrigeret for forskelle mellem pendlingsoplande, både hvad angår indkomstforskelle og forskelle i miljøpåvirkning. På den måde bibeholdes variationen mellem indkomst og miljøpåvirkninger indenfor pendlingsoplande, uden at denne påvirkes af variationen mellem pendlingsoplande. I praksis er dette gjort ved at korrigere de enkelte miljøpåvirkninger og indkomsten med forholdet mellem landsgennemsnittet og gennemsnittet for det enkelte pendlingsopland for hvert enkelt indkomst-percentil.

Lidt mindre luftforurening for personer med høj indkomst indenfor pendlingsoplande ...

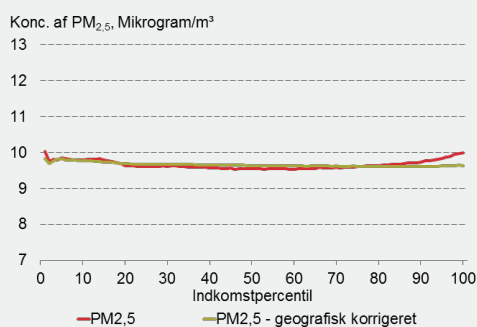
For luftforurening er der forskel på den "rå" sammenhæng mellem indkomst og miljø og sammenhængen alene indenfor pendlingsoplande, jf. figur I.11 og I.12. Således viser de korrigerede kurver en svag tendens til en negativ hældning svarende til, at personer med høj indkomst i højere grad har mindre luftforurening, når der alene ses indenfor pendlingsoplande. Dette er konsistent med den sammenhæng, som man vil forvente for markedsmekanismen og forklaringen vedrørende politisk allokering.¹⁴

... også lidt mindre støj og mere natur for personer med høj indkomst

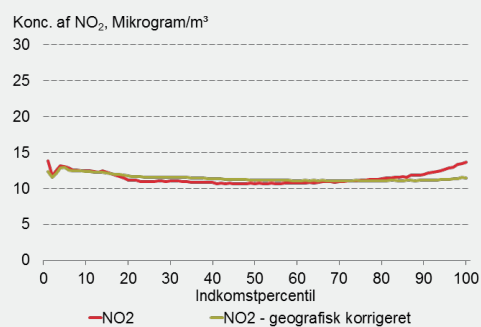
For støj og nærhed til natur er der næsten ikke forskel på de "rå" sammenhænge og sammenhængene alene indenfor pendlingsoplande, som kan ses af de korrigerede kurver, jf. figur I.13 og I.14. De korrigerede kurver viser således, at også for støj er der indenfor pendlingsoplande en svag tendens til, at personer med høj indkomst har bedre miljø. For nærhed til natur er tendensen igen noget kraftigere end for øvrige miljøpåvirkninger. Dette er ligeledes konsistent med markedsmekanismen og forklaringen vedrørende politisk allokering.

14) Forskellen mellem den "rå" kurve og den korrigerede kurve kan f.eks. afspejle, at der i København bor mange personer med høj indkomst, som også er udsat for høje koncentrationer af luftforurening.

FIGUR I.11 PM_{2,5} OG INDKOMST (GEOGRAFISK KORRIGERET)



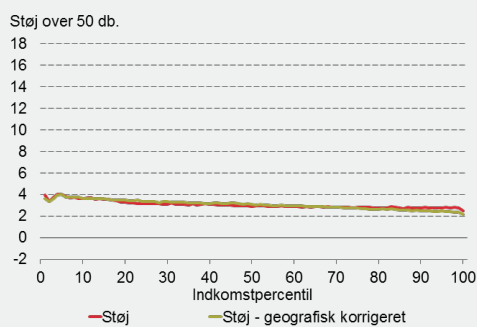
FIGUR I.12 NO₂ OG INDKOMST (GEOGRAFISK KORRIGERET)



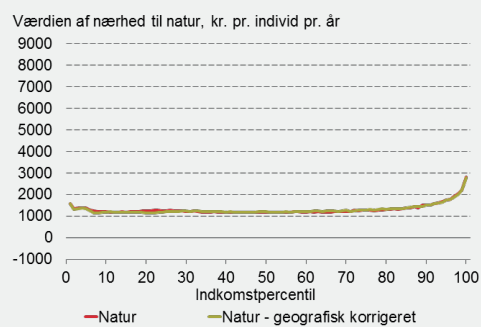
Anm.: De røde kurver viser de "rå" sammenhænge mellem (gennemsnitlig) miljøpåvirkning for hvert indkomstpercentil. De grønne kurver viser de geografisk korrigerede sammenhænge, som alene er udtryk for sammenhængen indenfor pendlingsoplande. Oplysninger om indkomst er fra 2016 og senest tilgængelige miljødata fra henholdsvis 2012 (PM_{2,5} og NO₂), 2015 (støj) og 2011-2016 (nærhed til natur), jf. afsnit I.3.

Kilde: Egne beregninger på baggrund af registerdata fra 2016 og data for miljøpåvirkninger, jf. afsnit I.3.

FIGUR I.13 STØJ OG INDKOMST (GEOGRAFISK KORRIGERET)



FIGUR I.14 NÆRHED TIL NATUR OG INDKOMST (GEOGRAFISK KORRIGERET)



Anm.: Jævnfør anmærkning til figur I.11 og I.12.

Kilde: Egne beregninger på baggrund af registerdata fra 2016 og data for miljøpåvirkninger, jf. afsnit I.3.

Økonometrisk analyse bekræfter stærkere sammenhæng indenfor pendlingsoplande

For at undersøge konklusionerne fra de grafiske sammenhænge mellem indkomst og miljøpåvirkninger er der estimeret modeller for hver af de 4 miljøpåvirkninger, jf. boks I.6. Resultaterne fra disse estimationer bekræfter, at der er en svag tendens til en negativ sammenhæng mellem indkomst og miljøbelastninger og en svag positiv tendens mellem indkomst og nærhed til natur. Således har personer med høj indkomst en tendens til i højere grad at have et relativt bedre miljø end personer med lav indkomst. Endvidere er disse sammenhænge lidt mere markante, men stadig svage, når der alene ses på variationer indenfor pendlingsoplande.

Tendens til højere miljøbelastning i pendlingsoplande med høj indkomst

De estimerede modeller belyser også sammenhængen mellem indkomst og miljø mellem forskellige pendlingsoplande. Det fremgår, at pendlingsoplande med høj gennemsnitlig indkomst også har mere støj, mere NO₂ og ringere adgang til natur. Dette er konsistent med den sammenhæng, man ville forvente fra afvejningsmekanismen. Der er dog ikke fundet tilsvarende sammenhæng for PM_{2,5}, og sammenhængen er ikke statistisk signifikant for NO₂.¹⁵

Modsatrettede sammenhæng indenfor og mellem pendlingsoplande

Som det fremgår af figur I.11 og figur I.12 er der en svag U-formet sammenhæng mellem indkomst og luftforurening ud fra de "rå" tal, dvs. at luftforureningen er i starten aftagende med stigende indkomst, men ved de højeste indkomster stiger luftforureningen. Baggrunden er de modsatrettede sammenhænge mellem indkomst og miljøpåvirkning indenfor og mellem pendlingsoplande. Når der korrigeres for geografiske forskelle i luftforurening og indkomst, er der ikke en tendens til stigende luftforurening for de højeste indkomster. Forskellen på de to kurver skyldes, at der især i hovedstadsområdet og i de større byer er relativ høj luftforurening og samtidig nogle strukturelle forhold, som gør, at både grupper med lav indkomst og grupper med høj indkomst relativt hyppigt bosætter sig der. For eksempel er der forholdsvis mange lejeboliger og flere højtlojnnede jobmuligheder, som gør det attraktivt at søge mod de større byer.

15) 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 her. Luftforurening og indkomst er generelt høje i hovedstadsområdet. Hvis der i estimationerne mellem pendlingsoplande vægtes med antallet af indbyggere i hvert pendlingsopland, viser alle analyser, at der er en positiv sammenhæng mellem gennemsnitlig indkomst og gennemsnitlig miljøpåvirkning mellem pendlingsoplande, jf. baggrundsnotatet, der er tilgængelig på www.dors.dk.

BOKS I.6 ØKONOMETRISK ANALYSE AF SAMMENHÆNG MELLEM INDKOMST OG MILJØ

Der er udført en parametriske analyse af sammenhængen mellem ækvivaleret disponibel indkomst og de forskellige miljøpåvirkninger for at understøtte resultaterne af de grafiske analyser. Der estimeres tre 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:

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

hvor $\overline{\text{Miljøpåvirkning}}_r$ angiver den gennemsnitlige miljøpåvirkning og $\ln(\overline{W}_r)$ 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.11-I.14 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 A. 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.

Fortsættes

BOKS I.6 ØKONOMETRISK ANALYSE AF SAMMENHÆNG MELLEML INDKOMST OG MILJØ, FORTSAT

Det fremgår også, at estimererne for β_w i alle fire tilfælde er numerisk større end de tilsvarende estimerer for β . Dette indikerer, at sammenhængen mellem højere indkomst og bedre miljø er lidt mere markant, når der alene ses på variationer indenfor pendlingsområder.

De estimerede parametre for β_B er positive for NO₂ og støj (dog ikke signifikant for NO₂) og negativ for nærhed til natur. Dette indikerer, at pendlingsområde med høj gennemsnitlige indkomst, typisk også har ringere miljø (eller mindre nærhed til natur). For PM_{2,5} er sammenhængen modsat.^{a)}

TABEL A ESTIMEREDE PARAMETRE

	PM _{2,5}	NO ₂	Støj	Nærhed til natur
β	-0,04** (0,001)	-0,24** (0,004)	-0,43** (0,003)	150** (1,73)
β_w	-0,07** (0,0003)	-0,54** (0,003)	-0,52** (0,003)	159** (1,44)
$\beta_B^{a)}$	-12,55* (4,86)	11,75 (10,21)	9,06** (2,56)	-7.482* (3.385)
R ² (model 1)	0,000	0,001	0,003	0,002
R ² (model 2)	0,008	0,008	0,005	0,002
R ² (model 3)	0,198	0,047	0,318	0,153
Antal observationer	5.454.083	5.454.083	5.454.102	5.325.452

a) Koefficienterne i model 3 (regressionen mellem pendlingsområde) er ikke vægtet. Dermed har små pendlingsområde samme vægt i regressionen som hovedstadsområdet. Der er også lavet analyser, hvor der er vægtet i forhold til størrelsen af pendlingsområde. Disse viser, at koefficienterne til PM_{2,5}, NO₂ og støj er signifikant positive og koefficienten til natur er signifikant negativ, alle på mindst 99,9 pct. niveau.

Anm.: ** angiver et signifikansniveau på 1 pct., * angiver et signifikansniveau på 5 pct., standardfejl er i parenteser. De fulde regressionsresultater, inkl. vægtede resultater for model 3, kan ses i baggrundsnotatet. Den lineære funktionelle form i regressionerne indenfor pendlingsområde er valideret i semi-parametriske analyser.

Kilde: Egne beregninger på baggrund af registerdata fra 2016 og data for miljøpåvirkninger, jf. afsnit I.3.

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, en PM_{2,5} og NO₂ koncentration, der er hhv. 0,02 og 0,22 µg/m³ lavere. Det illustrerer, at selv om sammenhængene mellem indkomst og miljøpåvirkning er statistisk signifikante er påvirkningerne meget begrænsede.

Kun beskeden samvariation mellem miljøpåvirkninger og indkomst

Endelig fremgår det af de estimerede modeller, at miljøpåvirkningerne kun i meget begrænset grad samvarierer med indkomst, både generelt og indenfor pendlingsoplande. Således viser R^2 -værdierne, at under 1 pct. af variationen i miljøpåvirkninger indenfor pendlingsoplande samvarierer med indkomst, jf. resultatet for model 2 i boks I.6.

Lille forskel i værdi af miljøpåvirkninger mellem indkomstgrupper

Den svage negative tendens mellem miljøbelastningerne og indkomst og den tilsvarende svage positive tendens mellem nærhed til natur og indkomst illustreres også af størrelsen på ændringerne i miljøpåvirkninger som følge af en indkomståndring. Som vist i boks I.6, vil personer, der i gennemsnit har 100.000 kroner mere i ækvivaleret disponibel indkomst i gennemsnit opleve et støjniveau, der er 0,2 dB lavere, en $PM_{2,5}$ koncentration, der er $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lavere, og en NO_2 koncentration, der er $0,22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lavere. De fysiske effekter kan også udtrykkes som omkostninger ved at anvende enhedspriser for miljøpåvirkningerne. Således svarer det til en reduktion i miljøomkostningerne ved de tre miljøbelastninger på hhv. 30 kr. for $PM_{2,5}$, 30 kr. for NO_2 og 5 kr. for støj, mens personer, der i gennemsnit har 100.000 kroner mere i ækvivaleret disponibel indkomst, også vil have mere nærhed til natur svarende til 63 kr.¹⁶

Svag sammenhæng mellem indkomst og miljøbelastning i Danmark

Selvom der findes de sammenhænge mellem miljøpåvirkninger og indkomst i Danmark, som de forskellige mekanismer beskrevet i litteraturen tilsiger, viser analyserne, at sammenhænge er svage. Langt størstedelen af variationen i de medtagne miljøpåvirkninger er mellem personer med samme indkomst.

I.5

HVEM BOR I DE MEST MILJØBELASTEDE BOLIGER?

Indhold i afsnittet

Formålet med dette afsnit er at undersøge, hvor stor forskel i miljøbelastning der er mellem de mest miljøbelastede boliger og gennemsnitligt miljøbelastede boliger, jf. boks I.7. Det undersøges endvidere, om de mest miljøbelastede boliger består af særlige boligtyper (f.eks. almennyttige boliger, lejerboliger mv.). Efterfølgende beskrives socioøkonomiske karakteristika for personer, som bor i de mest miljøbelastede boliger. Børn er en gruppe, der er særligt sårbare overfor miljøbelastninger. Derfor vurderes det til sidst, om børn, der vokser op i de mest miljøbelastede boliger, adskiller sig fra andre børn vurderet ud fra forældrenes socioøkonomiske karakteristika.

¹⁶) Beregningen er alene illustrativ, da sammenhængen mellem indkomst og miljøbelastning ikke nødvendigvis kan tolkes som en kausal sammenhæng.

teristika. Der fokuseres i afsnittet på miljøbelastninger i form af luftforurening (PM_{2,5} og NO₂) og støj. Nærheden til natur indgår således ikke i udvælgelsen af de mest miljøbelastede boliger.

BOKS I.7 DE MEST MILJØBELASTEDE BOLIGER OG DERES BEBOERE

Boliger i områder med højest miljøbelastning defineres her som de boliger, hvor de 10 pct. af befolkningen med største omkostninger ved miljøbelastningerne er bosat. Det er opgjort ud fra den samlede miljøbelastning af PM_{2,5}, NO₂ og støj. De mest miljøbelastede boliger svarer således til 9,8 pct. af den samlede boligmasse, mens de mindst miljøbelastede boliger svarer til 9,4 pct. af den samlede boligmasse.

Efterfølgende ses på personerne i disse boliger. Det er de 10 pct. af befolkningen med de største omkostninger ved miljøbelastningerne. I denne del af analysen inkluderes kun personer over 18 år.

I sidste del af analysen sammenlignes forældres karakteristika på tværs af miljøbelastninger. Konkret ses på forældre til børn født i 2000-2002, der har boet mindst 15 år i en bolig med højest miljøbelastning. Antallet af børn, der har boet mindst 15 år i en bolig med højest miljøbelastning, svarer til ca. 3 pct. af børnene født i perioden 2000-2002.

Alternativt kunne de mest miljøbelastede boliger været defineret ud fra officielle grænseværdier. Der er imidlertid også sundhedseffekter og gener ved luftforurening og støj under de officielle grænseværdier, jf. WHO (2013 og 2018). Derudover er der, ud fra de anvendte data, ikke nogen boliger, hvor grænseværdierne for luftforurening er overskredet. Hvis grænseværdierne anvendes, vil der derfor alene være miljøbelastede boliger, hvor grænseværdien for støj og NO₂ er overskrevet, jf. baggrundsnotatet.

MILJØBELASTEDE BOLIGER

Boliger med højeste miljøbelastninger findes i store dele af Danmark ...

Den geografiske placering af de mest miljøbelastede boliger i forhold til den samlede miljøomkostning forbundet med alle tre miljøbelastninger er vist i tabel I.3. Tabellen viser, at boliger med de største samlede miljøomkostninger ved PM_{2,5}, NO₂ og støj findes i alle regioner i Danmark.

... men de fleste ligger i hovedstadsområdet

Langt den største del af de mest miljøbelastede boliger ligger imidlertid i hovedstadsområdet. Det er således omkring 70 pct. af de mest miljøbelastede boliger, der ligger i hovedstadsområdet. De mest miljøbelastede boliger er dermed klart overrepræsenteret i hovedstadsområdet. Omvendt er boliger med lavest miljøbelastning lokaliseret i mindre byer eller på landet, og primært i region Nordjylland og region Midtjylland.

TABEL I.3 FORDELINGEN AF MILJØBELASTNINGER PÅ TVÆRS AF MILJØKVALITET

	Højest miljø- belastning	Alle	Lavest miljø- belastning
PM _{2,5} , koncentration, µg/m ³	11	10	8
NO ₂ , koncentration, µg/m ³	23	12	5
Støj, dB over 50	12	3	0
Samlede miljøomkostning af PM _{2,5} , NO ₂ og støj, 1.000 kr. pr. år, pr. person	-15,7	-11,6	-8,5
Natur, 1.000 kr. pr. år pr. person	1,4	1,4	1,3
	----- Pct. -----		
Bystørrelse			
Hovedstadsområdet	70	23	0
Over 50.000 indbyggere	12	17	2
5.000-50.000 indbyggere	10	28	32
Under 5.000 indbyggere	8	32	66
Regioner			
Region Nordjylland	1	11	66
Region Midtjylland	6	22	34
Region Syddanmark	9	21	0
Region Hovedstaden	74	31	0
Region Sjælland	10	14	0

Kilde: Egne beregninger på baggrund af registerdata fra 2016 og data for miljøpåvirkninger, jf. afsnit I.3.

Fire gange mere støj og dobbelt så meget NO₂ i de miljøbelastede boliger

Sammenlignes støjbelastningen for de mest miljøbelastede boliger med støjbelastningen for en gennemsnitlig bolig, ses det, at den er fire gange så høj for de mest miljøbelastede boliger, mens NO₂ belastningen er næsten dobbelt så høj. Forskellen i PM_{2,5} belastning mellem de mest og de mindst belastede boliger er meget lille. Samtidig ses det, at nærhed til natur er nogenlunde ens på tværs af boliger med forskellig miljøbelastning.

Personer bosat i boliger med højest miljøbelastning har en miljøomkostning, der er 4.100 kr. pr. år højere end gennemsnittet

I tabel I.3 er også vist den gennemsnitlige miljøomkostning ved PM_{2,5}, NO₂ og støj for de mest miljøbelastede boliger, alle boliger og de mindst miljøbelastede boliger. Den gennemsnitlige årlige miljøomkostning for alle er således på 11.600 kr. Til sammenligning er miljøomkostningen på 15.700 kr. pr. år for personer i en bolig, der er blandt de mest miljøbelastede. Det vil sige, at en gennemsnitsperson bosat i et område med høj miljøbelastning har en samlet miljøomkostning, der er ca. 4.100 kr. pr. år større end en person bosat i en gennemsnitsbolig. 4.100 kr. svarer til ca. 1,5 pct. af den gennemsnitlige årlige ækvivalerede disponible indkomst. De personer, som bor i de mindst miljøbelastede boliger, har til sammenligning en årlig miljøomkostning på ca. 8.500 kr. pr. år, dvs. ca. 3.100 kr. mindre end for en gennemsnitsperson.

En person bosat et år i højest miljøbelastning taber ca. 40 timers levetid i fht. en person i en gennemsnitsbolig

Cirka 90 pct. af de opgjorte miljøomkostninger dækker over tidlig død og dermed tab af levetid.¹⁷ En person bosat i et område med høj miljøbelastning har en større risiko for at dø tidligere end en person bosat i et gennemsnitsområde. For en person, der bor et år i et område med højest miljøbelastning, svarer miljøbelastningen til en forventet reduktion i levetiden svarende til ca. 175 timer, mens en person, der bor i et gennemsnitsområde i gennemsnit kan forvente at få reduceret levetiden med ca. 136 timer som følge af støj og luftforurening. Dermed tabes ca. 40 timer af den forventede levetid, hvis en person er bosat i en bolig med høj miljøbelastning i et år, i forhold til hvis personen var bosat i en gennemsnitsbolig i et år.¹⁸ Den miljøfaktor, der bidrager mest til denne forskel i forventet levetid, er PM_{2,5}, jf. tabel I.4.

17) Se baggrundsnotatet, der er tilgængelig på www.dors.dk.

18) Kombinationen af tab af 40 timer i forventet levetid og de 4.100 kr. i forskel mellem en person i et miljøbelastet område og en gennemsnitsperson svarer til en værdi på ca. 900.000 kr. for et tabt leveår.

TABEL I.4 MILJØOMKOSTNINGER OPGJORT I TABT LEVETID

	Højest miljø- belastning	Alle	Lavest miljø- belastning
	----- Timer pr. år pr. person.-----		
PM _{2,5}	139	119	95
NO ₂	34	17	8
Støj	3	0	0
I alt	175	136	103

Anm.: Kun tab af levetid i form af forøget risiko for at dø eller få forkortet levetiden.

Kilde: Egne beregninger.

**Størst
helbredseffekter
for PM_{2,5}**

Sammenlignes tabel I.3 og tabel I.4 ses, at forskellen i PM_{2,5} koncentrationen mellem de mest og de mindst miljøbelastede boliger er relativ lille, men at denne forskel bidrager til den største forskel i forventet levetid. Dette skyldes, at helbredseffekterne relateret til død og tabt levetid for PM_{2,5} er større end for nogle af de andre miljøpåvirkninger.

BOLIGTYPER OG SOCIOØKONOMISKE GRUPPER

**Hvilke typer
boliger er mest
miljøbelastede?**

I det følgende afsnit undersøges først, hvilke typer boliger der er mest miljøbelastede. Derefter undersøges det, om beboerne i de mest miljøbelastede boliger har særlige socioøkonomiske karakteristika.

**Flere lejligheder
blandt boliger
med højest
miljøbelastning**

Som det fremgik af tabel I.3, ligger boliger med højest miljøbelastning i høj grad i hovedstadsområdet og i de større byer. Med hensyn til boligtyper er næsten ¼ af de mest miljøbelastede boliger således lejligheder, hvilket er udtryk for en overrepræsentation, idet kun 39 pct. af alle boliger er lejligheder, jf. tabel I.5. Særligt andelsboliger, ligger i højere grad i områder med højest miljøbelastning sammenlignet med den gennemsnitlige fordeling af boligtyper. Det er til gengæld en relativ lille andel af de almennyttige boliger, som er mest miljøbelastede.

TABEL I.5 BOLIGTYPER MED FORSKELLIGT MILJØ

	Højest miljø-belastning	Alle vægtet ^{a)}	Alle	Lavest miljø-belastning
	----- Pct. -----			
Boligtype				
Ejerbolig	32	42	49	69
Almennyttig bolig	15	23	20	12
Privat leje	12	8	10	9
Andelsbolig	24	13	8	3
Øvrige boligtyper	17	12	11	5
Hus/Lejlighed				
Hus	27	45	59	88
Lejlighed	73	53	39	11

a) Vægtet for forskelle mellem pendlingsoplande.

Anm.: "Øvrige boligtyper" dækker tjenesteboliger og uoplyste boligtyper, "Hus/lejlighed" summer ikke altid til 100 pct., idet der er nogle få observationer, som er missing i data.

Kilde: Egne beregninger på baggrund af registerdata fra 2016 og data for miljøpåvirkninger, jf. afsnit I.3.

Vægtning til korrektion af geografiske forskelle

Der er som nævnt ovenfor flere miljøbelastede boliger i hovedstadsområdet, og samtidig er der generelt en høj andel af lejligheder i hovedstadsområdet. At der er relativt mange lejligheder, som er miljøbelastede, kan derfor afspejle, at andelen af lejligheder er ulige fordelt mellem pendlingsoplande med høj miljøbelastning og lav miljøbelastning. For at neutralisere virkningen af en skæv fordeling af boliger i miljøbelastede pendlingsoplande, kan opgørelsen for "alle boliger" vægtes i forhold til andelen af boliger i højeste miljøbelastning i hvert pendlingsopland. Den vægtede fordeling er vist i søjlen "Alle vægtet" i tabel I.5. Vægtningen er nærmere forklaret i boks I.8.

BOKS I.8 VÆGTNING TIL KONTROL AF FORSKELLE I MILJØBELASTNING MELLEM Pendlingsoplande

Der er foretaget en vægtning for bedre at kunne sammenligne karakteristika ved alle boliger med karakteristika for de miljøbelastede boliger. Dette gøres ved at tildele boligtyper og (senere) socioøkonomiske karakteristika højere vægte for pendlingsoplande med relativ mange miljøbelastede boliger, og lavere vægte for pendlingsoplande med relativ få miljøbelastede boliger. Vægtningen svarer til en standardberegning.

Hvis f.eks. pendlingsopland A har en andel på 10 pct. af alle boliger, men kun en andel på 5 pct. af alle de miljøbelastede boliger, vil pendlingsopland A få en vægt på 0,5 (0,05/0,10). Hvis pendlingsopland B har en andel på 5 pct. af alle boliger, men 10 pct. af de miljøbelastede boliger, vil pendlingsopland B få en vægt på 2.

Standardberegningen med disse vægte betyder, at det enkelte pendlingsopland har samme vægt ved beregningen af f.eks. andelen af lejligheder for alle boliger, som det har i beregningen af andelen af lejligheder for boliger med højest miljøbelastning. Sammenligningen af boligtyper med den vægtede fordeling svarer til at sammenligne fordelingen for boliger med højest miljøbelastning med fordelingen for alle boliger *indenfor* samme pendlingsopland.

Når andelen af lejligheder blandt de mest miljøbelastede (73 pct.) er højere end den vægtede andel af alle lejligheder (53 pct.) er det udtryk for, at lejligheder også er overrepræsenteret blandt miljøbelastede boliger i de pendlingsoplande, hvor de fleste miljøbelastede boliger ligger.

Lejligheder er blandt de mest miljøbelastede boliger

I den vægtede fordeling af boligkarakteristika er der således korrigeret for forskelle mellem pendlingsoplande, således at f.eks. andelen af lejligheder i den vægtede søjle er justeret op for at tage højde for, at der er flere lejligheder blandt alle boliger i hovedstadsområdet. Sammenligningen mellem boliger med højest miljøbelastning og den vægtede fordeling af boliger viser, at der også indenfor de pendlingsoplande, hvor de miljøbelastede boliger ligger, er forholdsvis mange lejligheder, andelsboliger og private lejeboliger blandt de mest miljøbelastede boliger. Forskellen er dog betydelig mindre, end når der sammenlignes med den uvægtede fordeling af boliger.

Sammenligning af socioøkonomiske karakteristika

I tabel I.6 sammenlignes socioøkonomiske karakteristika for beboere i boliger med højest miljøbelastning med hele befolkningen og med beboere i boliger med lavest miljøbelastning.

TABEL I.6 SOCIOØKONOMISKE FORSKELLE MELLEM BEBOERE I BOLIGER MED FORSKELLIG MILJØBELASTNING

	Højest miljø-belastning	Alle vægtes ^{a)}	Alle	Lavest miljø-belastning
	----- Pct. -----			
Demografi				
Indvandrere og efterkommere	18	15	12	5
Enlige	46	39	36	26
Ingen børn	75	71	72	69
Pensionister (over 65 år)	16	22	23	26
Uddannelse				
Ufaglært	22	25	28	32
Gym. el. erhvervsfaglig udd.	39	40	42	44
Videregående uddannelse	39	35	30	23
Arbejdsmarkedstilknytning (18-65 år)				
Beskæftiget	75	75	74	77
Ikke beskæftiget	19	20	21	20
Studerende	6	4	4	4
	----- 1.000 kr. -----			
Ækvivaleret disp. indkomst	257,0	274,9	259,2	248,2

a) Vægtet for forskelle mellem pendlingsoplande.

Anm.: Videregående uddannelse dækker kort, mellemlang og lang videregående uddannelse.

Kilde: Egne beregninger på baggrund af registerdata fra 2016 og data for miljøpåvirkninger, jf. afsnit I.3.

Flere indvandrere og højtuddannede i de mest miljøbelastede boliger, ...

Det fremgår, at der bor forholdsvis mange indvandrere og efterkommere i de mest miljøbelastede boliger i forhold til hele befolkningen. I forhold til uddannelse bor der færre ufaglærte og flere med videregående uddannelse i de mest miljøbelastede boliger.

... afspejler i nogen grad geografisk bosætning

Når der via vægtingen tages højde for forskelle i beboersammensætningen mellem pendlingsoplande, er der dog en væsentlig reduktion i forskellene mellem højtuddannede, indvandrere og efterkommere i de mest miljøbelastede boliger og alle personer. Den høje andel af personer med en videregående uddannelse, indvandrere og efterkommere i de mest miljøbelastede boliger afspejler således delvist geografiske forskelle i bosætning, dvs. at en forholdsvis stor andel af personer med en videregående uddannelse samt indvandrere og efterkommere er bosat i pendlingsoplande, hvor der er mange miljøbelastede boliger, blandt andet i hovedstadsområdet.

Forholdsvis mange enlige i de mest miljøbelastede boliger

Der er også relativt mange enlige og personer uden børn i de mest miljøbelastede boliger. Dette gælder også efter, at der via vægtningen korrigeres for forskelle i beboersammensætningen mellem pendlingsoplande. Den højere andel af enlige i miljøbelastede boliger kan afspejle, at enlige i højere grad bor i byerne og i lejligheder, som samtidig er en boligtype, hvor der oftere er en høj miljøbelastning, som det også fremgår af tabel I.6.

Personer i boliger med højest miljøbelastning har lavere indkomst end andre i samme pendlingsopland

Forskellen i ækvivaleret disponibel indkomst mellem personer i boliger med højest miljøbelastning og alle personer er meget lille. Vægtes i forhold til pendlingsområder, bliver forskellen større, så personer i boliger med højest miljøbelastning har en lavere ækvivaleret disponibel indkomst end alle personer. Dette skyldes, at der før vægtningen sammenlignes på tværs af pendlingsoplande, hvor forskelle i indkomst mellem pendlingsoplande har modvirket forskelle i indkomst indenfor pendlingsoplande. Sammenligningen med de korrigerede resultater viser, at der er en vis sammenhæng mellem lav indkomst og det at bo i de mest miljøbelastede boliger, når man ser indenfor pendlingsområder.

Estimationer bekræfter resultater i tabel I.6

Der er udført estimationer for at validere de forskelle i socioøkonomiske karakteristika mellem personer i de mest miljøbelastede boliger i forhold til personer i andre boliger, som fremgår af tabel I.6, jf. boks I.9. Resultaterne her bekræfter, at det i lidt højere grad er personer med videregående uddannelse, enlige, personer uden børn og indvandrere og efterkommere, som bor i de mest miljøbelastede boliger. Det bekræftes også, at forskellene mindskes, når der korrigeres for forskelle mellem pendlingsoplande.

Ikke samme resultater som i udenlandske undersøgelser

Udenlandske undersøgelser har fundet, at personer med lav uddannelse, arbejdsløse og etniske minoriteter oftere bor i de mest miljøbelastede boliger, jf. afsnit I.2. I ovenstående analyser findes tilsvarende resultater for efterkommere og indvandrere, men ikke for lavt uddannede og for personer, der ikke er i beskæftigelse. Således svarer andelen af personer uden beskæftigelse, og fordelingen på uddannelsesgrupper, i de mest miljøbelastede boliger stort set til gennemsnittet, når der er vægtet for forskelle mellem pendlingsoplande.

BOKS I.9 PARAMETRISK ANALYSE AF SOCIOØKONOMISKE KARAKTERISTIKA FOR PERSONER I DE MEST MILJØBELASTEDE BOLIGER

Der er gennemført en parametrisk analyse for at belyse, hvordan sandsynligheden for at bo i en af de mest miljøbelastede boliger afhænger af socioøkonomiske karakteristika. Analysen har til formål at validere de forskelle, der fremgik af den beskrivende analyse i tabel I.6.

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 bor i en anden bolig). Som forklarende variable medtages de socioøkonomiske karakteristika, som indgik i tabel I.3 samt alderskategorier. I modellen er der også korrigeret for forskelle mellem pendlingsoplande.

De estimerede parametre bekræfter resultaterne fra tabel I.6. Således er de estimerede parametre højest 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 af de mest miljøbelastede boliger, mens en person uden børn ca. har 4 pct. større sandsynlighed for at bo i en af de mest miljøbelastede boliger. Indvandrere og efterkommere har ca. 1 pct. større sandsynlighed for at bo i en af de mest miljøbelastede boliger.

a) Regressionerne fremgår af et baggrundsnotat.

BØRN UDSAT FOR HØJERE MILJØBELASTNING

Børn udsat for høj miljøbelastning har højere risiko for dårligt helbred end voksne

Børn kan betragtes som en sårbar gruppe i forhold til miljøpåvirkning.¹⁹ Især børn, der har været udsat for en høj miljøbelastning i en længere periode, må formodes at have en forhøjet risiko for dårligere helbred, jf. afsnit I.2. I det følgende ses derfor på, hvad der karakteriserer forældre til børn, der er vokset op i områder med dårligere miljø. Socioøkonomiske karakteristika for disse børns forældre sammenlignes med den gennemsnitlige fordeling for forældre til alle børn født i 2000-2002.

19) For ældre er der også større helbredseffekter forbundet med specifikke koncentrationseffekter end for den generelle befolkning. I data er der kun observeret meget få personer over 65 år, der bor i boliger, hvor disse koncentrationer overskrides. Derfor ses bort fra ældre som en sårbar gruppe i denne analyse.

DATA FOR BØRN FRA ÅR 2000

I analysen følges børn født i årene 2000-2002. Ved at fokusere på denne periode er der tilgængelige data, så det er muligt at identificere børn, der har boet 15 år eller mere i en bolig med dårligst miljø (dvs. de mest udsatte børn).

Data indeholder information om luftforureningen i år 2012 og for støj i år 2015, jf. afsnit 1.3. Der er ikke oplysninger om miljøpåvirkninger opgjort på adresseniveau tilbage i tid. Derfor bygger analysen på en antagelse om, at boliger, der i 2012 og 2015 havde en høj miljøbelastning, også havde dette tilbage i år 2000. Denne antagelse understøttes af målinger af luftforurening og trafikmålinger tilbage i tiden. Se baggrundsnotatet, der er tilgængeligt på www.dors.dk.

Flere børn af indvandrere vokser op i miljøbelastede boliger ...

Overordnet er der ikke stor forskel i de socioøkonomiske karakteristika mellem forældre til børn, der har boet lang tid i en bolig med højest miljøbelastning og forældre til børn i almindelighed. Der er heller ikke nogen tydelig forskel i den gennemsnitlige indkomst for de to grupper. Der er dog en større andel af børn af indvandrere og efterkommere, som er vokset op i boliger med højest miljøbelastning, jf. tabel 1.7.

... men ikke når der ses på fordeling indenfor pendlingsoplande

Det fremgår dog, at der ikke er flere børn af indvandrere og efterkommerne, når der korrigeres for forskelle mellem pendlingsoplande gennem vægtning på samme måde som i boks 1.8, jf. de kursiverede tal i tabel 1.7.

Flere børn af højtuddannede i boliger med højest miljøbelastning

Der er også en forholdsvis stor andel af børn af forældre med videregående uddannelse, som er vokset op i områder med højest miljøbelastning. Andelen af børn af forældre med videregående uddannelse mindskes, når der vægtes med pendlingsoplande, men der er fortsat en forskel. Udenlandske undersøgelser finder, at især børn af forældre med lav uddannelse og lav indkomst bor i områder med højest miljøbelastning, jf. afsnit 1.2. I modsætning hertil er det i Danmark i lidt højere grad børn af veluddannede, som vokser op i områder med højest miljøbelastning.

TABEL I.7 SOCIOØKONOMISKE FORSKELLE FOR FORÆLDRE TIL BØRN I BOLIGER MED FORSKELLIG MILJØKVALITET

	Højest miljø- belastning i +15 år	Alle vægter ^{a)}	Alle
	----- Pct. -----		
Demografi			
Indvandrere og efterkommere	13	13	9
Enlige	23	28	25
Pensionister (over 65 år)	2	2	3
Uddannelse			
Ufaglært	7	9	9
Gym. el. erhvervsfaglig udd.	35	37	41
Videregående uddannelse	58	54	50
Arbejdsmarkedstilknytning (18-65 år)			
Beskæftiget	93	91	91
Ikke beskæftiget	1	1	1
Studerende	6	8	8
	----- 1.000 kr. -----		
Ækvivaleret disp. indkomst	243,2	245,2	226,0

a) Vægtet for forskelle mellem pendlingsoplande.

Anm.: Videregående uddannelse dækker kort -, mellemlang – og lang videregående uddannelse. Uden for arbejdsmarkedet dækker over førtidspensionister og øvrige. Barnet er repræsenteret af den forælder med det højeste uddannelsesniveau. Det samme gør sig gældende for arbejdsmarkedstilknytning. Således har et barn, hvor den ene forælder er "Ikke beskæftiget" og den anden "Beskæftiget", fået tildelt tilknytningen "Beskæftiget".

Kilde: Egne beregninger på baggrund af registerdata fra 2016 og data for miljøpåvirkninger, jf. afsnit I.3.

I.6 SAMMENFATNING

Fordelingsmæssige aspekter af selve miljøpåvirkningen

Kapitlet har belyst forskellige aspekter af miljø og fordeling. Der er i Danmark fokus på de fordelingsmæssige effekter af grønne afgifter. Det fremføres således ofte i debatten, at grønne afgifter rammer personer med lav indkomst hårdere end personer med høj indkomst. Der har imidlertid ikke været tilsvarende fokus på fordelingsmæssige aspekter af selve miljøbelastningen i Danmark. I kapitlet er det derfor undersøgt, om der er forskelle i den miljøbelastning, som personer i Danmark udsættes for. Derudover er det vurderet, om der er en sammenhæng mellem graden af miljøbelastning og personers indkomst. Endelig er det undersøgt, om det er personer med særlige

socioøkonomiske karakteristika, som bor i de mest miljøbelastede boliger i Danmark.

Luftforurening, støj og nærhed til natur

I kapitlet er der foretaget analyser af miljøbelastning i form af luftforurening (PM_{2,5} og NO₂) og støj fra vejtrafik. Derudover er også foretaget analyser af gevinsten ved at bo tæt på skov, sø og kyst. For disse miljøpåvirkninger findes landsdækkende data, som kan knyttes til alle boliger i Danmark. Data om miljøpåvirkninger er herefter koblet med oplysninger om beboernes indkomst og andre socioøkonomiske karakteristika.

Flere miljøpåvirkninger end i tilsvarende udenlandske analyser

Resultaterne i kapitlet kan ikke generaliseres til at omfatte miljøbelastninger, som ikke indgår i analysen. Tilgængeligheden af geografisk detaljerede landsdækkende data, der kan knyttes til personer, har været med til at afgrænse, hvilke miljøpåvirkninger, som er medtaget i analysen. Mange tilsvarende udenlandske analyser ser kun på en enkelt type miljøbelastning, som f.eks. luftforurening. Analysen i kapitlet er således mere omfattende end mange udenlandske analyser.

FORDELING AF MILJØPÅVIRKNINGER

Lille ulighed i fordeling af PM_{2,5}

Der er stor forskel på graden af ulighed i fordelingen af de forskellige typer miljøbelastning og nærheden til natur mellem personer i Danmark. Således er der relativt lille forskel i miljøpåvirkning fra PM_{2,5} mellem forskellige personer. Uligheden i fordelingen af PM_{2,5} er således lille sammenlignet med uligheden i fordelingen af indkomst.

Lidt større ulighed i fordeling af NO₂

Der er også relativt små forskelle i koncentrationerne af NO₂ mellem forskellige personer. Forskellene i koncentrationen af NO₂ mellem personer er dog større end for PM_{2,5}. Uligheden i fordelingen af NO₂ svarer således nogenlunde til uligheden i fordelingen af indkomst. Den større ulighed for NO₂ i forhold til PM_{2,5} afspejler, at koncentrationen af NO₂ i højere grad varierer med lokale kilder, som f.eks. kraftværker, trafik og skibsfart, mens PM_{2,5} primært kommer fra udlandet og har mere regional karakter.

Størst ulighed i støj og nærhed til natur

Sammenlignet med de to typer luftforurening er der store forskelle i støjforureningen og i nærheden til natur mellem forskellige personer. Dette afspejler, at støj og nærhed til natur har meget lokal karakter. Uligheden i nærheden til natur kan dog være overvurderet. Som eksempel indgår mindre naturområder ikke i analysen, hvilket kan gøre, at forskelle i nærheden til natur overvurderes.

MILJØPÅVIRKNING OG INDKOMST

Ikke entydigt om personer med lav indkomst har bedre eller dårligere miljø

Der er i litteraturen peget på forskellige mekanismer, som kan medføre en sammenhæng mellem indkomst og miljøbelastning. Den såkaldte *afvejningsmekanisme* tilsiger, at personer med lav indkomst også generelt vil have lavere miljøbelastning. I modsætning hertil peger *markedsmekanismen* på, at personer med lav indkomst i højere grad vil have en højere miljøbelastning jf. afsnit 1.2.

Personer med lav indkomst har lav miljøbelastning ud fra afvejningsmekanismen

Afvejningsmekanismen bygger på, at indkomstmulighederne varierer mellem forskellige geografiske områder. Således er indkomspotentialet ofte større i store byer, hvor der typisk også er højere miljøbelastning. Det betyder, at der kan være en tendens til, at personer, der bor i et geografisk område med gode indtjeningsmuligheder, også har relativ høj miljøbelastning, og personer, der bor i et område med lavere gennemsnitlig indkomst, har mindre miljøbelastning. Denne mekanisme tilsiger således, at personer med lav indkomst ofte vil have relativ lav miljøbelastning, mens personer med høj indkomst ofte kan have højere miljøbelastning.

Personer med lav indkomst har høj miljøbelastning ud fra markedsmekanismen

Markedsmekanismen tager udgangspunkt i, at de fleste personer opfatter en bolig i et boligkvarter uden miljøbelastning som et gode, de er villige til at betale mere for. Dette presser boligpriser (og huslejer) op i boligkvarterer med lav miljøbelastning. Personer med høj indkomst har derfor bedre mulighed for at bosætte sig i boligkvarterer med lav miljøbelastning, mens personer med relativt lave indkomster kan have en tendens til at bosætte sig i boliger med højere miljøbelastning grundet de lavere boligpriser.²⁰

Mekanismer kan være forskellige indenfor og mellem pendlingsoplande

Afvejningsmekanismen og markedsmekanismen giver således anledning til forskellige tendenser i sammenhængen mellem miljøpåvirkninger og indkomst. I praksis kan begge mekanismer være i spil på samme tid. Det vil være naturligt at forvente, at afvejningsmekanismen primært kan være i spil, når man betragter forskelle mellem større geografiske områder, f.eks. pendlingsoplande. Omvendt er der grund til at forvente, at *markedsmekanismen* i højere grad er relevant, når man betragter sammenhængen mellem indkomst og miljøpåvirkning indenfor de forskellige pendlingsoplande. Analyserne i kapitlet tyder på, at dette er tilfældet i Danmark.

20) En tredje forklaring, der er fremhævet i litteraturen, kaldet *politisk allokering*, lægger vægt på, at personer med høj indkomst oftere har større politisk indflydelse end personer med lav indkomst. I givet fald kan det bevirke, at forurenende aktiviteter bliver placeret tættere på boligområder, hvor indkomsten er lav.

Litteraturen tyder på klar sammenhæng mellem lav indkomst og dårligt miljø	I udlandet er foretaget flere analyser af sammenhængen mellem personers indkomst og miljøbelastning. Disse analyser viser typisk, at personer med lav indkomst er mere udsat for miljøbelastning end personer med høj indkomst. Denne sammenhæng er i overensstemmelse med <i>markedsmekanismen</i> .
Stor variation i miljøbelastning mellem personer med samme indkomst	Baseret på data fra Danmark synes sammenhængen mellem miljøbelastning og indkomst at være svag. Der er til gengæld betydeligt større forskelle i niveauet af de forskellige typer miljøbelastning og nærheden til natur for personer med samme indkomstniveau. Det tyder på, at forskelle i indkomst kun spiller en mindre rolle i forhold til at forklare forskelle i miljøbelastning og nærhed til natur.
Personer med lav indkomst bor i områder med lidt dårligere miljø ...	Analyserne i kapitlet viser dog, at der er en tendens til, at personer med lav indkomst bor i områder med lidt dårligere miljø, mens personer med høj indkomst bor i områder med lidt bedre miljø. Denne sammenhæng er mest udtalt, når man sammenligner variationen i miljøpåvirkning med variationen i indkomst <i>indenfor</i> pendlingsoplandene. Dette harmonerer med, at markedsmekanismen især gør sig gældende indenfor pendlingsoplandene.
... men sammenhængen er svag	Sammenhængen mellem indkomst og miljøbelastning er imidlertid svag. Beregninger i kapitlet viser, at personer, der i gennemsnit har 100.000 mere i ækvivaleret disponibel indkomst, i gennemsnit oplever en reduktion i miljøbelastning, som har en værdi svarende til henholdsvis 30 kr. for PM _{2,5} og NO ₂ og 5 kr. for støj. ²¹
Bedre indkomst, men også dårligere miljø i byer	Sammenlignes indkomstniveau og miljøbelastning <i>mellem</i> forskellige pendlingsoplandene er der for støj og nærhed til natur en tendens til, at der er mere støj eller dårligere adgang til natur i pendlingsoplandene, hvor den gennemsnitlige indkomst er høj. En lignende sammenhæng ses også for NO ₂ , selv om den ikke er statistisk signifikant. Sammenhængen harmonerer med ideen i afvejningsmekanismen om, at der er bedre indtjeningsmuligheder i byer og tæt befolkede områder, hvor der typisk også er dårligere miljø.
Indkomst forklarer ikke miljøforskelle	Analyserne i kapitlet viser således ud fra danske data sammenhænge mellem miljøpåvirkninger og indkomst, som er konsistente med de ulighedsskabende mekanismer, der er beskrevet i den videnskabelige litteratur. Hovedkonklusionen er imidlertid, at langt størstedelen af variationen i de medtagne miljøpåvirkninger er mellem personer med

21) Beregningen er alene illustrativ, da sammenhængen mellem indkomst og miljøbelastning ikke nødvendigvis kan tolkes som en kausal sammenhæng.

samme indkomst. Det tilsiger, at indkomstforskelle ikke er en væsentlig forklaring på forskelle i de undersøgte miljøpåvirkninger i Danmark.

PERSONER MED HØJEST MILJØBELASTNING

De mest miljøbelastede boliger i forhold til luftforurening og støj

Det er i kapitlet undersøgt, hvad der karakteriserer de mest miljøbelastede boliger i Danmark, og hvad der karakteriserer dem, der bor i disse boliger. De mest miljøbelastede boliger er her defineret som boliger, hvor de 10 pct. af befolkningen, som er mest udsat for luftforurening og støj bor. Således indgår nærhed til natur ikke i udvælgelsen af de mest miljøbelastede boliger.

De mest miljøbelastede boliger ligger især i hovedstadsområdet

De fleste af de mest miljøbelastede boliger ligger i hovedstadsområdet eller omkring de større byer i Danmark. Omvendt er boliger med lavest miljøbelastning lokaliseret i mindre byer eller på landet, og især i region Nordjylland og region Midtjylland.

Ekstra årlig miljøomkostning på 4.100 kr. pr. år

Miljøbelastningen knyttet til de enkelte boliger kan omregnes til en samlet, årlig miljøomkostning opgjort i kroner baseret på såkaldte enhedspriser. Enhedsomkostningerne afspejler både geneomkostninger, f.eks. ved støj, og alvorlige helbredseffekter, herunder for tidlig død. Den beregnede årlige miljøomkostning ved luftforurening og støj er ca. 4.100 kr. større pr. person i de mest miljøbelastede boliger sammenlignet med miljøomkostningen i en bolig med gennemsnitlig miljøbelastning. Dette svarer til ca. 1,5 pct. af den gennemsnitlige ækvivalerede disponible indkomst pr. person. En stor del af denne højere miljøomkostning ved miljøbelastning skyldes en øget risiko for at få forkortet levetiden på grund af sygdom. Størrelsen af den øgede helbredsrisiko svarer til en forventning om 40 timers tidligere død ved at bo et år i en af de mest miljøbelastede boliger i forhold til en gennemsnitlig bolig.

Færre almennyttige boliger er blandt de mest miljøbelastede

Der er relativt flere lejligheder, andelsboliger og private lejeboliger i de mest miljøbelastede områder. Til gengæld er der færre almennyttige boliger i de mest miljøbelastede områder. Det vil sige, at almennyttige boliger i mindre grad er miljøbelastede.

Kun mindre forskelle i socioøkonomiske karakteristika

Analyser i kapitlet viser, at der overordnet er beskedne forskelle i de socioøkonomiske karakteristika af beboere i de mest miljøbelastede boliger sammenlignet med alle boliger, når der kontrolleres for geografiske forskelle mellem pendlingsoplande. Der er dog lidt flere enlige og familier uden børn i de mest miljøbelastede boliger sammenlignet med beboerne i alle boliger. Der er også relativt flere personer med videregående uddannelser i de mest miljøbelastede boliger. Til

gængæld er der færre pensionister i de mest miljøbelastede boliger i forhold til alle boliger. Endelig er der en lidt højere andel af indvandre-re og efterkommere i de mest miljøbelastede boliger i forhold til alle boliger.

Lidt flere børn af højtuddannede vokser op i de mest miljøbelastede boliger

Børn kan betragtes som en sårbar gruppe. Derfor er det undersøgt, om børn, der er vokset op i de mest miljøbelastede boliger, har forældre med andre socioøkonomiske karakteristika end andre børn. Overordnet set er der kun små forskelle mellem forældre til børn, der er vokset op i de mest miljøbelastede boliger, og børn i almindelig-hed. Der er dog forholdsvis lidt flere børn af forældre med en videre-gående uddannelse, som er vokset op i de mest miljøbelastede boli-ger.

Lavt uddannede i udlandet, men højtuddannede i Danmark

Udenlandske undersøgelser har fundet, at det i høj grad er personer med lav uddannelse, som bor i de mest miljøbelastede boliger. Nær-værende analyse tyder ikke på, at det er tilfældet i Danmark. Tvært-imod er der relativt lidt flere med en videregående uddannelse, som bor i de mest miljøbelastede boliger i Danmark. Der er også relativt lidt flere børn, der vokser op i de mest miljøbelastede boliger, som har forældre med en videregående uddannelse.

LITTERATUR

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. WaBoLu-Hefte 01/06 ISSN 0175-4211, Berlin 2006.

Banzhaf, H. S., (2008): *Environmental Justice: Opportunities Through Markets*. Political Economy Research Center, Bozeman, Montana.

Banzhaf, H. S. og R. P. Walsh (2009): Do People Vote with Their Feet? An Empirical Test of Tiebout's Mechanism. *American Economic Review*, 98(3), 843-863.

Been, V. og F. Gupta (1997): Coming to the nuisance or going to the barrios? A longitudinal analysis of environmental justice claims. *Ecology Law Quarterly*, 24(1), 1–56.

Beverland, I. J., G. R. Cohen, M. R. Heal, M. Carder, C. Yap, C. Robertson, C. L. Hart, ...og R. M. Agius (2012): A comparison of short-term and long-term air pollution exposure associations with mortality in two cohorts in Scotland. *Environmental health perspectives*, 120(9), 1280-5.

Bolte G. og H. Fromme (2008): Umweltgerechtigkeit als Themenschwerpunkt der Gesundheits-Monitoring-Einheiten (GME) in Bayern. *Umweltmedizinischer Informationsdienst*, 2, 39–42.

Bouvier, R. (2014): Distribution of income and toxic emissions in Maine, United States: Inequality in two dimensions. *Ecological Economics*, 102, 39-47.

Bowen, W. (2002): An analytical review of environmental justice research: What do we really know? *Environmental Management*, 29(1), 3-15.

Boyce, J. K., K. Zwickl og M. Ash (2016): Measuring environmental inequality. *Ecological Economics*, 124, 114-123.

Brandt, J., J. H. Christensen og S. S. Jensen (2015): *Helbredseffekter af grænseoverskridende luftforurening til og fra Danmark*. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Nr. 141, 2015. Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab.

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.

Briggs D, J. J. Abellan og D. Fecht (2008): Environmental inequity in England: small area associations between socio-economic status and environmental pollution. *Social Science and Medicine*. 67(10), 1612–29.

Brooks, N. og R. Sethi (1997): The distribution of pollution: Community characteristics and exposure to air toxics. *Journal of Environmental Economics and Management*, 32(2), 233-250.

Chaix, B., S. Gustafsson, M. Jerrett, H. Kristersson, T. Lithman, A. Boalt og J. Merlo (2006): Children's exposure to nitrogen dioxide in Sweden: investigating environmental injustice in an egalitarian country. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 60, 234–241.

Cropper, M. L. og A. S. Arriaga-Salinas (1980): Inter-city wage differentials and the value of air quality. *Journal of Urban Economics*, 8(2), 236-254.

Currie J. (2011): Inequality at birth: some causes and consequences. *American Economic Review*, 101, 1–22.

Currie, J. og R. Walker (2011): Traffic Congestion and infant health: Evidence from EZPass. *American Economic Journals: Applied Economics*. 3, 65–90.

Currie, J. (2016): Pollution and infant health. *Child development perspectives*, 7(4), 237-242.

Cutter, S. L., D. Holm og L. Clark (1996): The Role of Geographic Scale in Monitoring Environmental Justice. *Risk Analysis*, 16(4).

Danmarks Statistik (2000-2016): *Registerdata 2000-2016*.

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

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

De Økonomiske Råds formandskab (2014): *Økonomi og Miljø. 2014*.

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

De Økonomiske Råds formandskab (2009): *Økonomi og Miljø, 2009*.

Diaz, R. S. (2017): Getting to the root of environmental injustice: Evaluating claims, causes, and solutions. *The Georgetown Environmental Law Review*, 29, 767-798.

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

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

Ellerman, T., J. Nygaard, 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 – Danish 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): *Lufforureningens indvirkning på sundheden i Danmark*. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Nr. 96, 2014. Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab.

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

Fan J., S. Li, C. Fan, Z. Bai og K. Yang (2015): The impact of PM2.5 on asthma emergency department visits: a systematic review and

meta-analysis. *Environmental Science and Pollution Research International*, 23(1), 843–50.

Franklin, M., A. Zeka og A. Biggeri (2007): Association between PM2.5 and all-cause and specific-cause mortality in 27 US communities. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 17(3), 279-87.

Gray, W. B. og R. J. Shadbegian (2004): Optimal Pollution Abatement – Whose Benefits Matter, and How Much? *Journal of Environmental Economics and Management*, 47(3), 510-534.

Hanna. B. G. (2007): House values, incomes, and industrial pollution. *Journal of Environmental Economics and Management*, 54, 100-112.

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.

Khalili, R., S. M. Bartell, X. Hu, Y. Liu, H. H. Chang, C. Belanoff, M. J. Strickland og V. M. Vieira (2018): Early-life exposure to PM2.5 and risk of acute asthma clinical encounters among children in Massachusetts: a case-crossover analysis. *Environmental Health*, 17(20).

Kijima, M., K. Nishide og A. Ohyama (2010): Economic models for the environmental Kuznets curve: A survey. *Journal of Economic Dynamics and Control*, 24(7), 1187-1201.

McConnell, K. E. (1990): Double counting in hedonic and travel cost models. *Land Economics*, 66(2), 121-127.

Mirabelli M. C., A. Vaidyanathan, W. D. Flanders, X. Qin og P. Garbe (2016): Outdoor PM2.5, ambient air temperature, and asthma symptoms in the past 14 days among adults with active asthma. *Environ Health Perspect.* 124(12), 1882–90.

Mitchell, G., P. Norman og K. Mullin (2015): Who benefits from environmental policy? An environmental justice analysis of air quality change in Britain, 2001-2011. *Environmental Research Letters*, 10. doi:10.1088/1748-9326/10/10/105009.

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. se www.dors.dk.

Panduro, T. E., L. S. Svenningsen og C. U. Jensen (2017): *Værdien af sandfodring: Et husprisstudie af betydningen af sandfodring*. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet.

Panduro, T. E. og B. J. Thorsen (2014): Evaluating two model reduction approaches for large scale hedonic models sensitive to omitted variables and multicollinearity. *Letters in Spatial and Resource Sciences*, 7(2), 85-102.

Pastor, M., J. Sadd og J. Hipp (2001): Which came first? Toxic facilities, minority move-in, and environmental justice. *Journal of Urban Affairs*, 23, 1–21.

Saha, R. og P. Mohai (2005): Historical context and hazardous waste facility siting: understanding temporal patterns in Michigan. *Social Problems*, 52(4), 618–648.

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.

Skatteministeriet (2017): *Skatteøkonomisk redegørelse 2017*. Skatteministeriet.

Theil, H. (1967): *Economics and Information Theory*. North-Holland Publishing Company.

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

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

Vornovytssyy, M. og J. K. Boyce (2010): *Economic Inequality and Environmental Quality: Evidence of Pollution Shifting in Russia*. Working paper series No. 2017, PERI, University of Massachusetts.

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.

Zhou, Q., T. E. Panduro, B. J. Thorsen og K. Arbjerg-Nielsen (2013): Adaption to extreme rainfall with open urban drainage system: An integrated hydrological cost-benefit analysis. *Environmental management*, 51(3), 586-601.

Zwickl, K., M. Ash og J. K. Boyce (2014): Regional variation in environmental inequality: industrial air toxics exposure in U.S. cities. *Ecological Economics*, 7, 494-509.

