

Helseeffekter av redusert luftforurensing: En eventstudie av utfasingen av kullkraft i England

Embla Elisabeth Skurtveit

Masteroppgave

Masteroppgaven er levert for å fullføre graden

Master i samfunnsøkonomi

Universitetet i Bergen, Institutt for økonomi

[Juni 2022]



UNIVERSITETET I BERGEN

Forord

Jeg vil takke min veileder Julie Riise for hjelpsomme råd og givende veiledning, og mine nære og kjære for støtte gjennom oppgaveskrivingen. Helhetlig har jeg opplevd prosessen som en lærerik erfaring, og jeg vil avslutningsvis generelt takke enhver som har gjort tiden min ved Universitetet i Bergen så meningsfull.

Sammendrag

I denne oppgaven vurderer jeg om nedstenging av kullkraftverk kan anvendes som instrument for å omgå endogenitetsproblemer i studien av helseeffekter av redusert luftforurensing. For å vurdere relevansen av instrumentet utfører jeg lineære regresjonsanalyser av nedstenging av kullkraftverk både på konsentrasjonen av luftforurensing av typen PM_{2,5}, PM₁₀, SO₂ og NO_x, og bruken av luftveismedikamenter og bruken av kardiovaskulære medikamenter. I vurderingen av hvorvidt instrumentet også er eksogent utfører jeg eventstudier hvor jeg sammenligner effekten på utfallsvariablene i regioner som har nedlagt kullkraftverk med regioner som ikke har eller ikke enda har nedstengt kullkraftverk i England i perioden 2001 til 2019.

Problemstillingen jeg tar utgangspunkt i er: «Har nedstengningen av kullkraftverk i England mellom 2001 og 2019 bidratt til redusert bruk av luftveismedikamenter og bruk av kardiovaskulære medikamenter?». I studien av denne har jeg utført analysene i Stata versjon 17.0. Funnene fra disse analysene tilsier at nedleggelsen av kullkraftverk kan ha bidratt til å redusere bruken av luftveismedikamenter, men denne effekten er ikke tilstede i tilfellet med kardiovaskulære medikamenter. Effektene er små og utydelige, og tyder på at det trolig er andre forhold eller allerede eksisterende trender som i større grad påvirker bruken av medikamenter. Helhetlig indikerer resultatene fra analysene at nedleggelse av kullkraftverk som instrument gjerne ikke er egnet til å identifisere en kausal effekt av redusert luftforurensing på helse, i hvert fall ikke gitt datamaterialet lagt til grunn i disse analysene.

Innholdsfortegnelse

1. Innledning	1
2. Storbritannia, kullkraft og utfasing	2
3. Luftforurensing	4
3.1 Svevestøv	6
3.2 SO ₂ og NO _x	7
4. Tidligere forskning	7
5. Empirisk analyse	11
5.1 Datamateriale	12
5.2 Valg av variabler og utvalg	13
5.3 Metode.....	15
6. Resultater	20
6.1 Deskriptiv statistikk	20
6.1.1 Utvikling i konsentrasjon av luftforurensing	20
6.1.2 Deskriptiv statistikk for utfalls- og kontrollvariabler.....	24
6.1.3 Parvis korrelasjon.....	27
6.2 Regresjonsanalyser med MKM	28
6.2.1 Regresjon av luftforurensing på helseutfall	28
6.2.2 Regresjon av utfasing på luftforurensing	32
6.2.3 Regresjon av utfasing på helseutfall.....	34
6.3 Eventstudie av forurensing	35
6.4 Eventstudie av helseeffekter	37
7. Robusthetssjekker	39
7.1 Alternative utfallsvariabler	39
7.2 Heterogenitetsanalyser	40
7.3 Alternative modellspesifikasjoner	41
8. Oppsummering og diskusjon	42
9. Konklusjon	45
10. Litteraturliste	46
Appendiks A: Variabelliste	50
Appendiks B: Tabeller for deskriptiv statistikk	54

Appendiks C: Tabeller for utskrifter fra eventstudier	55
--	-----------

Appendiks D: Figurer for robusthetssjekker	57
---	-----------

Figurliste

Figur 1: Gjennomsnittlig konsentrasjon av PM _{2,5} for 2002-2020	21
Figur 2: Gjennomsnittlig konsentrasjon av PM ₁₀ for 2001-2020.....	22
Figur 3: Gjennomsnittlig konsentrasjon av SO ₂ for 2002-2020.....	23
Figur 4: Gjennomsnittlig konsentrasjon av NO _x for 2001-2020	24
Figur 5: Nedstenging av kullkraftverk på konsentrasjonen av forurensing	36
Figur 6: Felles signifikanstester for nedstenging av kullkraftverk på PM _{2,5} , PM ₁₀ , SO ₂ og NO _x	37
Figur 7: Nedstenging av kullkraftverk på helseutfall.....	38
Figur 8: Felles signifikanstester for nedstenging av kullkraftverk på bruk av luftveismedikamenter (t.v.) og bruk av kardiovaskulære medikamenter (t.h.).....	39
Figur 9: Eventstudier av nedstenging av kullkraftverk på alternative utfallsvariabler	57
Figur 10: Signifikanstester for nedstenging av kullkraftverk på henholdsvis akutt sykdom de siste to ukene, forekomsten av hjerte- og karsykdommer, forekomsten av luftveissykdommer, antall dager kuttet ned på hverdagsaktiviteter, og regional arbeidsledighet	58
Figur 11: Eventstudier av nedstenging av kullkraftverk på helseutfall for barn.....	58
Figur 12: Signifikanstester for nedstenging av kullkraftverk på bruk av luftveismedikamenter (t.v.) og bruk av kardiovaskulære medikamenter (t.h.) for barn.....	59
Figur 13: Eventstudier av nedstenging av kullkraftverk på bruk helseutfall for pensjonister	59
Figur 14: Signifikanstester for nedstenging av kullkraftverk på bruk av luftveismedikamenter (t.v.) og bruk av kardiovaskulære medikamenter (t.h.) for pensjonister.....	60
Figur 15: Eventstudier av nedstenging av kullkraftverk på helseutfall for menn og kvinner.....	60
Figur 16: Signifikanstester for nedstenging av kullkraftverk på bruk av luftveismedikamenter (t.v.) og bruk av kardiovaskulære medikamenter (t.h.) for henholdsvis menn og kvinner	61
Figur 17: Eventstudier av nedstenging av kullkraftverk på bruk av helseutfall med alle leads og lags	61
Figur 18: Signifikanstester for nedstenging av kullkraftverk på bruk av luftveismedikamenter (t.v.) og bruk av kardiovaskulære medikamenter (t.h.) med alle leads og lags	62
Figur 19: Eventstudier av nedstenging av kullkraftverk på helseutfall med alle regioner.....	62
Figur 20: Signifikanstester for nedstenging av kullkraftverk på bruk av luftveismedikamenter (t.v.) og bruk av kardiovaskulære medikamenter (t.h.) med alle regioner.....	63
Figur 21: Eventstudier av nedstenging av kullkraftverk på helseutfall henholdsvis uten korrigering av standardavvik, cluster-robuste standardavvik, og wild cluster bootstrap.....	63
Figur 22: Signifikanstester for nedstenging av kullkraftverk på bruk av luftveismedikamenter og bruk av kardiovaskulære medikamenter uten korrigering av standardavvik, cluster-robuste standardavvik, og wild cluster bootstrap.....	64

Tabelliste

Tabell 1: Alder	25
Tabell 2: Regional arbeidsledighetsrate	25
Tabell 3: Regional brutto disponibel inntekt per innbygger	25
Tabell 4: Antall regionale industrielle arbeidsplasser	25

Tabell 5: Urban bosetting	26
Tabell 6: Utdanningsnivå	26
Tabell 7: Røyking av sigaretter	26
Tabell 8: Kroppsmasseindeks (KMI)	26
Tabell 9: Bruk av luftveismedikamenter	27
Tabell 10: Bruk av kardiovaskulære medikamenter	27
Tabell 11: Parvis korrelasjon	27
Tabell 12: Luftforurensing på bruk av luftveismedikamenter uten kontrollvariabler	28
Tabell 13: Luftforurensing på bruk av luftveismedikamenter med kontrollvariabler	29
Tabell 14: Luftforurensing på bruk av kardiovaskulære medikamenter uten kontrollvariabler	30
Tabell 15: Luftforurensing på bruk av kardiovaskulære medikamenter med kontrollvariabler	31
Tabell 16: Luftforurensing på helseutfall uten og med kontrollvariabler	32
Tabell 17: Utfasing på konsentrasjon av luftforurensing uten kontrollvariabler	33
Tabell 18: Utfasing på konsentrasjon av luftforurensing med kontrollvariabler	34
Tabell 19: Utfasing på helseutfall	34
Tabell 20: Kjønn	54
Tabell 21: Røyking i husholdet	54
Tabell 22: Antall timer eksponering for røyking i uken	54
Tabell 23: Foreldres røyking	54
Tabell 24: Eventstudie av nedstenging på luftforurensing	55
Tabell 25: Eventstudie av nedstenging på helseutfall	55

1. Innledning

Luftforurensing er i dag verdens ledende miljøtrussel mot menneskers helse, noe som medfører betydelige samfunnsøkonomiske kostnader. Forbrenningen av fossile brennstoff utgjør en sentral kilde til slike forurensende utslipp (World Health Organization, 2021, s. 2, 7 og 10-12), og med sikte på å redusere slike utslipp har Storbritannia startet en nasjonal utfasing av urensset kullkraft til elektrisitetsproduksjon innenlands innen 2024 (Department for Business et al., 2021). Utfasingen reflekterer trender i bruken av kullkraft de siste to tiårene, hvor både markedskrefter og reguleringer har bidratt til å redusere lønnsomheten ved bruk av kullkraft til produksjon av elektrisitet. Som følge av dette ble en rekke kullkraftverk lagt ned i Storbritannia i løpet av 2000 til 2020, og hele 13 av disse ble lagt ned i England, noe som gjør dette til et spesielt interessant område å studere (Littlecott et al., 2018, s. 6 og 27-29). Nedleggelsen av kullkraftverk forårsaker variasjon i konsentrasjonen av luftforurensing som kanskje kan benyttes i undersøkelser av effekten av luftforurensing på helse for å unngå endogenitetsproblemer som følge av at luftforurensing ikke er eksogent fordelt på tvers av lokasjoner (Currie et al., 2009, s. 689; Jans et al., 2014, s. 13). Gitt helseeffektene og kostnadene luftforurensing medfører, vil det være av samfunnets interesse å vurdere hvorvidt reduksjoner i luftforurensing bidrar til helsefordeler og i så fall reduserte samfunnsøkonomiske kostnader.

For å studere hvorvidt nedleggelsen av kullkraftverk har bidratt til å forbedre befolkningens helse, skal jeg i denne oppgaven ta utgangspunkt i følgende problemstilling: «Har nedstengningen av kullkraftverk i England mellom 2001 og 2019 bidratt til redusert bruk av luftveismedikamenter og bruk av kardiovaskulære medikamenter?». I undersøkelsen av denne foretar jeg først en kort gjennomgang av utviklingen innen energiproduksjon i Storbritannia de siste to tiårene, med fokus på nedgangen i bruken av kullkraft. Deretter skal jeg også presentere informasjon om sentrale luftforurenere og helseeffekter knyttet til forbrenning av kull, hvor hovedsakelig PM_{2,5}, PM₁₀, SO₂ og NO_x er fremtredende og forbundet med forekomsten av luftveissykdommer og kardiovaskulære sykdommer (Barreira et al., 2017, s. 3-6). Jeg gjennomgår også tidligere forskning omhandlet helseeffekter av redusert forurensing fra det samfunnsøkonomiske fagfeltet for å danne et kunnskapsgrunnlag om tidligere funn.

Gitt tilgjengelig data skal jeg videre i oppgavens analytiske del, basert på et utvalg bestående av arbeidsstyrken i England, vurdere hvorvidt det foreligger en sammenheng mellom

luftforurensing og bruken av luftveismedikamenter og bruken av kardiovaskulære medikamenter, nedleggelse av kullkraftverk og luftforurensing, og nedstenging av kullkraftverk og hver av de to helseutfallene ved å utføre lineære regresjoner. Gitt at nedstenging av kullkraftverk ser ut til å bidra med statistisk signifikante effekter på utfallsvariablene og kan være et relevant instrument, skal jeg så gjennomføre eventstudier av nedstengningen av kullkraftverk på luftforurensing og helseutfallene. Dette gjør jeg for å vurdere om instrumentet fanger opp eksogen variasjon i luftforurensing, og om effektene av nedstenging dermed ser ut til å kun påvirke bruken av medikamenter gjennom å redusere luftforurensing og ikke ved å fange opp virkningen av andre effekter eller pågående trender. For å vurdere robustheten ved disse resultatene utfører jeg en rekke robusthetssjekker. Samlet sett gir resultatene indikasjoner på at nedleggelsen av kullkraftverk kan ha redusert bruken av luftveismedikamenter, men ikke bruken av kardiovaskulære medikamenter, og modellen ser generelt ikke ut til å isolere en tydelig effekt på helseutfallene. Disse resultatene vil bli diskutert i forbindelse med oppgavens diskusjonsdel, før jeg avslutningsvis gir en konklusjon på problemstillingen.

2. Storbritannia, kullkraft og utfasing

Kullkraft har historisk sett vært dominerende i produksjonen av elektrisitet i Storbritannia, men siden 2000 har bruken av kull vært avtakende. Dette kan anses som et resultat av både markedskrefter og reguleringer som har svekket kulletts posisjon i elektrisitetsmiksen og ført til at en rekke kullkraftverk har blitt nedlagt (Historic England, 2015, s. 8; Littlecott et al., 2018, s. 6-10, 19 og 40-43). I november 2015 annonserte myndighetene at de la planer for en utfasing av urensset kullkraft til elektrisitetsproduksjon i Storbritannia innen 2025, og i juni 2021 ble datoen for den endelige utfasingen fremskyndet til 1. oktober 2024. Denne bestemmelsen reflekterte dermed pågående trender i bruken av kull i Storbritannia, og hadde til hensikt å både redusere forurensende utslipp fra energisektoren, og å øke inntektssikkerheten for investeringer i ny produksjonskapasitet basert på lavkarbon og fleksibel tilførsel av elektrisitet (Department for Business, Energy & Industrial Strategy, 2021; International Energy Agency, 2021, s. 22-23; Littlecott et al., 2018, s. 40-43).

Forurensende utslipp fra elektrisitetsproduksjonen i Storbritannia ble mellom 1990 og 2018 redusert med 68 %. Denne reduksjonen har stort sett foregått det siste tiåret og stammer hovedsakelig fra skiftet i bruken av kullkraft til gass og fornybare energikilder, og til dels en

reduksjon i etterspørselen etter elektrisitet som følge av forbedret energieffektivitet og et skifte til mindre karbonintensiv industriell produksjon (Climate Change Committee, 2020, s. 140-142). Økningen i bruken av gass og fornybare energikilder skyldes blant annet innføringen av ulike tiltak fra myndighetens side, som deriblant har halvert kostnadene knyttet til vind- og solkraft, i tillegg til fallende gasspriser, og høyere karbonskatter. Sammenlagt har dette ført til utfordringer knyttet til lønnsom drift av kullkraftverk (Climate Change Committee, 2020, s. 142-143; International Energy Agency, 2021, s. 23).

I forbindelse med utfasingen av kullkraft beregnet regjeringen i Storbritannia i 2017 at omtrentlig 2500-3000 individer var ansatt i stillinger tilknyttet kullkraftverk og kullgruvedrift, og at de fleste av disse ville få andre jobbmuligheter etter at kraftverkene ble stengt. De siste årene har ansatte ved kullkraftverkene stort sett blitt ansatt i andre roller innenfor selskapet som er eier av kraftverket, eller blitt tilbudt pensjonspakker eller omskolering. Regjeringen i Storbritannia har hatt en begrenset rolle i håndteringen av de lokale innvirkningene av nedstengningene av kullkraftverkene, men har bistått lokale myndigheter med å håndtere virkningen av reduserte skatteinntekter lokalt i tillegg til å oppmuntre til regional økonomisk omstilling (International Energy Agency, 2021, s. 23; Littlecott et al., 2018, s. 6-7 og 42).

Regjeringen i Storbritannia estimerte også at kullkraftverkene ville tape rundt 250 millioner britiske pund i overskudd ved å avslutte driften tidlig, imens profitten for andre former for kraftproduksjon vil være økende. Derfor vil det gjerne være aktuelt å vurdere mulighetene for konvertering av anleggene, noe som har blitt gjennomført i enkelte tilfeller, men i mindre grad sammenlignet med nedleggelse og nybygging av kapasitet. Stort sett har kullkraftverkene produsert elektrisitet frem til driften har blitt uøkonomisk som følge av markedsendringer, kraftverkets begrensede levetid, eller behov for å utføre betydelige oppgraderinger for å møte miljøstandarder (International Energy Agency, 2021, s. 18-19 og 23; Littlecott et al., 2018, s. 6-7 og 40-42).

I 2000 hadde Storbritannia 21 operative kullkraftverk, men etter 2020 har kun fire av disse vært i drift. Dette gjelder Kilroot i Nord-Irland og Drax, Ratcliffe og West Burton i England, hvorav Drax er lokalisert i Yorkshire and The Humber og både West Burton og Ratcliffe ligger i East Midlands. Fra 2000 til 2020 avsluttet 13 kullkraftverk i England sin elektrisitetsproduksjon, og dette gjør England til et spesielt interessant område å studere (Department for Business, Energy & Industrial Strategy, 2021, s. 19; International Energy Agency, 2021, s. 23; Littlecott et al.,

2018, s. 29 og 51-54). Oppramset i kronologisk rekkefølge, ble først Blyth kullkraftverk i North East nedlagt i 2001, før Drakelow C og High Marnham stengte i 2003 og disse var begge lokalisert i East Midlands. Deretter avsluttet kullkraftverket Kingsnorth i South East sin elektrisitetsproduksjon i 2012, etterfulgt av Didcot A og Tilbury B året etter hvor førstnevnte også var lokalisert i South East og sistnevnte i regionen East of England. I 2014 stengte så to av enhetene tilhørende Ferrybridge C i Yorkshire and The Humber, og deretter de to siste i 2016 som markerte den endelig nedstengingen. Ironbridge B i West Midlands og Lynemouth i North East stengte også i denne perioden, nærmere bestemt i 2015. Året etter ble Rugley B i West Midlands nedstengt, etterfulgt av Eggborough i Yorkshire and The Humber et par år senere. Cottam i East Midlands avsluttet så sin elektrisitetsproduksjon i 2019, etterfulgt av Fiddler's Ferry i North West i 2020 (Department for Business, Energy & Industrial Strategy, 2021, s. 19; Littlecott et al., 2018, s. 27-28 og 51-54).

3. Luftforurensing

Dannelsen av luftforurensing stammer fra utslipp av en rekke ulike gasser, partikler og væsker, samt fra et bredt spekter av aktiviteter. Blant disse aktivitetene klassifiseres kullkraftverk som en av hovedkildene til slik forurensing, og i denne forbindelse er spesielt utslipp av partikler, gjerne omtalt som svevestøv ($PM_{2,5}$ og PM_{10}), samt giftige gasser som svoveldioksid (SO_2) og nitrogenoksider (NO_x) sentrale som følge av deres skadelige innvirkning på menneskers helse. Luftforurensing anses i dag som både verdens og Storbritannias ledende miljøtrussel mot folkehelsen på grunn av de mange helseplager luftforurensing kan medføre både på kort og lang sikt. En rekke av disse helseplagene, slik som luftveissykdommer og kardiovaskulære sykdommer, kan også redusere forventet levealder og i Storbritannia har det blitt beregnet at omtrentlig 28000 til 36000 dødsfall inntreffer hvert år som følge av langsiktige virkninger av luftforurensing¹. Dette medfører samfunnsøkonomiske kostnader knyttet til blant annet redusert arbeidsproduktivitet og helsekostnader generelt (Barreira et al., 2017, s. 3; Department for Environment, Food & Rural Affairs, 2021, s. 16-17 og 28; European Environment Agency, 2020, s. 7-9; World Health Organization, 2021, s. 2, 7 og 10-11). Beregninger fra England viste at de totale utgiftene for det nasjonale helsesystemet forbundet med eksponering for $PM_{2,5}$ alene utgjorde omtrentlig 41,2-76,1 millioner pund i 2017 (Public Health England, 2018a, s. 6).

¹ Beregningene er utført av The Committee on the Medical Effects of Air Pollutants (COMEAP).

Tilstedeværelsen og utbredelsen av konsentrasjon av forurensere utendørs avhenger av i hvilken grad og på hvilke tidspunkt utslipp finner sted, lokasjonen av kilden til utslipp, metrologiske forhold, og av karakteristikken ved forurensere og andre forurensere. Fordelingen av forurensere kan også variere avhengig av omgivelsene, eksempelvis er gasser mindre utsprede i omgivelsene utover det lokale området ved utslippskilden hvor de er dannet, i forhold til PM_{2,5} som gjerne har en relativ jevn fordeling i urbane områder. Dette vil påvirke målinger av konsentrasjonen gitt plasseringen av målestasjoner i områdene. Utendørs forurensing kan i tillegg påvirke luftkvaliteten innendørs, hvor det også eksisterer andre kilder til forurensing. Individuer vil dermed påvirkes av luftforurensing i de omgivelser de befinner seg i til enhver tid, og luftforurensingen i disse miljøene avhenger både av konsentrasjonen av forurensere som allerede eksisterer der og den eventuelle tilførselen og rensingen som finner sted. Dette gjør det sammenlagt nær sagt umulig å måle all forurensing et individ utsettes for over tid (European Environment Agency, 2020, s. 12; World Health Organization, 2021, s. 8-10).

Innad i land vil gjerne helseeffekter av forurensing også ha en heterogen fordeling ved at sårbare grupper, som kronisk syke, eldre, barn og gravide, rammes hardest. Individuer som ellers i større grad eksponeres mest for luftforurensing, vil også i større grad påvirkes og gjerne er dette individer i lavere sosioøkonomiske grupper som både bor i utsatte områder i nær beliggenhet til industriell virksomhet og trafikkerte veier og som har dårligere helse samt i mindre grad har tilgang til medisinsk behandling av høy kvalitet. Individuets atferd knyttet til blant annet diett, fysisk aktivitet og røyking vil også kunne påvirke i hvilken grad deres helse påvirkes av luftforurensing (European Environment Agency, 2020, s. 7-9 og 12; Public Health England, 2018b; World Health Organization, 2021, s. 10-12).

I forbindelse med denne oppgaven har jeg data på årlige gjennomsnittlige konsentrasjoner av luftforurensing, regional arbeidsledighet, mål på regional årsinntekt per innbygger, og helsedata med informasjon om blant annet medikamentbruk, og sosiodemografiske- og livsstilsvariabler på individnivå. Analysene som blir utført vil derfor kun gjøre rede for en del av de relevante faktorene som påvirker helseutfallene og luftforurensingen, og vil dermed være forenklede analyser i forhold til det komplekse forholdet helseeffekter av luftforurensing utgjør i virkeligheten. Nedenfor vil jeg presentere forurensere denne oppgaven vil fokusere på, som kort forklart er valgt basert på deres tilknytning til forbrenning av kull og helseskadelige virkninger.

3.1 Svevestøv

I denne oppgaven fokuserer jeg på partikler med størrelse lik eller mindre enn 2,5 mikrometer ($PM_{2,5}$) og lik eller mindre enn 10 mikrometer² (PM_{10}). Partiklenes størrelse vil ha betydning for i hvilken grad mennesker kan inhalere og deretter skades av partiklene, samt også for partiklenes spredningsevne. Både $PM_{2,5}$ og PM_{10} vil på sikt kunne skade luftveiene, og $PM_{2,5}$ kan forårsake ytterligere skade ved å nå lungene ved inhalering gjennom nese og munn. Eksponering for svevestøv har en kausal virkning på generell dødelighet samt akutte infeksjoner i de nedre luftveier, astma, lungekreft, kols, slag, og hjertesykdommer som hjerteinfarkt og hjertekrampe. Trolig gjelder slike kausale forhold også for diabetes type 2, og dødsfall av nyfødte som følge av lav fødselsvekt og prematur fødsel. Forbundet med forbrenningsprosesser kan svevestøv oppstå direkte eller indirekte gjennom kjemiske prosesser som følge av utslipp av blant annet SO_2 og NO_x (Barreira et al., 2017, s. 3-4; Department for Environment, Food & Rural Affairs, 2021, s. 30; European Environment Agency, 2020, s. 7-10; Folkehelseinstituttet, 2017; World Health Organization, 2021, s. 2, 7-8 og 10-12).

I løpet av perioden 1970 til 2020 falt de årlige nasjonale utslippene av PM_{10} i Storbritannia med 80 %, og de årlige utslippene av $PM_{2,5}$ falt med 85 % i den samme perioden. Reduksjonen i kullforbrenning nevnes blant de hovedsakelige årsakene til denne nedgangen, men som følge av økt forbrenning av ved i husholdninger og biomasse i industriell sektor har dette ført til noe variasjon i de årlige utslippene. Undersøkelser av spredningen av svevestøv i Storbritannia i 2020 viste at den årlige gjennomsnittlige konsentrasjonen av $PM_{2,5}$, målt i den såkalte bakgrunnen heller enn langs veistrekninger, var lavest i den nordlige delen av Skottland og høyest i London, byområdene i East- og West Midlands, og den sørlige delen av England. For bakgrunnskonsentrasjonen av PM_{10} i 2020 viste målingene at fordelingen i større grad var knyttet til de sørlige og østlige delene av landet, noe som gjerne er typisk for disse regionene grunnet tilskudd av luftbåret svevestøv fra kontinentale Europa. Høyere nivåer av PM_{10} var ellers, i likhet med $PM_{2,5}$, knyttet til urbane områder, spesielt i London og enkelte byer i den østlige delen av England. Ingen områder hadde konsentrasjon over de fastsatte grenseverdiene

² Størrelsen gjelder partiklenes aerodynamiske diameter, og anvendt notasjon for mikrometer er μm . $PM_{2,5}$ omtales som partikler av finfraksjonen, imens PM_{10} er partikler innenfor grovfraksjonen så fremt de overgår 2,5 μm .

for svevestøv i 2020 (Department for Environment, Food & Rural Affairs, 2021, s. 23, 70-72, 77-78 og 81-82; Department for Environment, Food & Rural Affairs, 2022b).

3.2 SO₂ og NO_x

I likhet med svevestøv har SO₂ og NO_x effekter tilknyttet spesielt luftveissystemet. De årlige utslippene av SO₂ i Storbritannia har i løpet av perioden 1970 til 2020 blitt redusert med 98 %, og hele 13 % bare mellom 2019 og 2020. Blant drivkreftene bak denne reduksjonen er nedgangen i bruken av kull til forbrenning i kraftverk, noe som også er en av årsakene til reduksjonen i utslippene av NO_x. De årlige utslippene av NO_x falt med 76 % fra 1970 til 2020, og deriblant med 13 % mellom 2019 og 2020. Imens Storbritannia har overholdt grenseverdiene for utslipp av SO₂ i perioden 2010 til 2020, har overholdelse av utslippene av NO_x vært noe mer variabel. I likhet med svevestøv og SO₂ har allikevel utslippstrenden for NO_x vært fallende i lengre tid (Department for Environment, Food & Rural Affairs, 2021, s. 22-23 og 28-30; Department for Environment, Food & Rural Affairs, 2022a; Department for Environment, Food & Rural Affairs, 2022c).

4. Tidligere forskning

Gitt de etablerte sammenhengene mellom luftforurensing og helseutfall, og de medfølgende samfunnsøkonomiske konsekvensene av dette forholdet har det vært av interesse innenfor det samfunnsøkonomiske fagfeltet å forske på mulige helsefordeler av å redusere individers eksponering for forurensing. Den tidligere forskningen omhandlet helseeffekter av redusert luftforurensing har gjerne vært basert på forsøk på å isolere eksogene endringer i forurensing for å unngå problemer knyttet til endogenitet.

Blant årsakene til slike problemer er det faktum at luftforurensing ikke er tilfeldig fordelt på tvers av lokasjoner, og i den forbindelse tyder funn fra forskning på at luftforurensing påvirker boligpriser som følge av at eksempelvis individer med høyere inntekt, som kan være et resultat av høy produktivitet og relativt god helse, ønsker å bosette seg i områder med mindre luftforurensing. Individer med generell preferanse for ren luft ønsker trolig å gjøre det samme, og i studier av effekten av luftforurensing hvor dette ikke blir tatt hensyn til vil sortering inn i

områder kunne bidra til å overestimere effekten av forurensing. I likhet med dette er urbane områder vanligvis mer forurensede, men også gjerne bosatt av individer med høyere utdanning og bedre tilgang på helsetjenester noe som kan underestimere effekten av luftforurensing. Derav vil eksponering for forurensing ofte være endogen, og dersom det ikke tas hensyn til denne typen sortering inn i områder kan uobserverte forhold som er bestemmende for helseutfall skape skjevhet i estimeringen av virkningen av forurensing på helse (Currie et al., 2009, s. 688; Jans et al., 2014, s. 12-14).

Blant eksemplene på kilder til eksogen variasjon er reguleringer med sikte på å oppnå bedre luftkvalitet, og flere studier har i den forbindelse studert virkninger av reguleringer omhandlet forurensende utslipp fra kullkraftverk og andre kraftverk. I disse tilfellene har utslipp av svevestøv og SO₂ også vært av spesiell interesse, og samtlige av disse studiene finner at innføring av slike reguleringer betydelig reduserer utslippene i etterkant (DeCicca & Malak, 2020, s. 1-2; Luechinger, 2014, s. 219-221; Raff & Walter, 2020, s. 428). Forbundet med kraftverkene har reduksjonen i eksponering for luftforurensing gjerne i størst grad vært knyttet til nærliggende områder og områder med tilførsel av vind i retning fra kullkraftverkene (DeCicca & Malak, 2020, s. 1-2; Luechinger, 2014, s. 219-221). I sammenligninger av rensekostnadene slike reguleringer medførte og helsefordelene utslippsreduksjonene bidro til, viste funnene at helsefordelene overgikk kostnadene tilknyttet renseprosessene ved de aktuelle kraftverkene (Raff & Walter, 2020, s. 428).

Et av utfallene som har blitt studert i forbindelse med slike helsefordeler er generell dødelighet. En studie fant at som følge av at tre kullkraftverk ble lagt ned, ble luftforurensingen forbundet med PM_{2,5} i byen redusert med omtrentlig 9 %. Generelt sett ble det estimert at en reduksjon av konsentrasjonen av PM_{2,5} med 10 mikrogram per kubikkmeter kunne øke den forventede levealderen med omtrentlig 0,61 år (Barreira et al., 2017, s. 7). Innføringen av svovelkontroll ved kraftverk kan også se ut til å redusere luftforurensing og dødelighet, og disse effektene ser blant annet ut til å vedvare for individer i alderen 35-64 år. Dette kan tyde på at slike reguleringer kan bidra til store produktivitetsgevinster for den arbeidsdyktige delen av befolkningen (Barreca et al., 2021, s. 1).

Fødselsutfall og andre helseeffekter hos spedbarn er også eksempler på utfall som gjerne har blitt studert, ettersom spedbarn ikke er fullstendig utviklede og dermed er mer sårbare for forurensing. Forbundet med redusert luftforurensing fra kullkraftverk, finner slike studier blant

annet at redusert eksponering for svevestøv kan bidra til forbedringer innen fødselsutfall blant mødre og nyfødte forbundet med mest risiko (DeCicca & Malak, 2020, s. 1-3), og at reduserte utslipp av SO₂ reduserer forekomsten av spedbarnsdødelighet (Luechinger, 2014, s. 219-221). Reduksjoner i spedbarnsdødelighetsraten ble også funnet i annen studie forbundet med utslipp fra kraftverk og her viste funnene at effekten var størst blant nyfødte og spedbarn født av mødre med lavt utdanningsnivå (Tanaka, 2015, s. 90).

Spedbarnsdødelighet forbundet med redusert forurensing har også blitt studert i forbindelse med andre regulatoriske intervensjoner som skaper variasjon i luftforurensingen, og lignende finner disse at slike reguleringer reduserer spedbarnsdødelighetsraten (Chay & Greenstone, 2003a, s. 1-3; 2003b, s. 1121-1123; Currie & Neidell, 2005, s. 1003-1005; Greenstone & Hanna, 2014, s. 3038). Andre funn fra slike studier viser også at redusert luftforurensing kan redusere antallet premature fødsler og forekomsten av lav fødselsvekt (Currie & Walker, 2011, s. 65 og 71). Ved beregninger av verdien av forbedringer av spedbarns helse som følge av redusert forurensing, gir en av disse et estimert beløp lik 1,6 milliarder dollar, og en annen beregning gir et beløp lik 4,8 milliarder dollar. Forskjellene i estimater avhenger av hvilke estimerte verdier av et liv som legges til grunn (Currie & Neidell, 2005, s. 1003-1005).

Bruken av endringer forbundet med driften av kraftverk som eksogen variasjon i luftforurensing har også blitt anvendt i forskning omhandlet virkninger av luftforurensing på priser, og spesielt boligpriser. Funn fra tidligere forskning tyder på at både nedstengninger (Deng et al., 2020, s. 751-752) og konverteringer (Rivera & Loveridge, 2022, s. 1 og 16) av kullkraftverk kan bidra til økning i boligprisene i nærliggende områder. Den forventede effekten i slike studier er gjerne at den reduserte luftforurensingen i etterkant vil bidra til forbedringer knyttet til helse, omgivelsene, og nytten av å tilbringe tid utendørs som følge av renere luft, og dette vil påvirke eiendomsprisene i områdene hvor kullkraftverkene tidligere var lokalisert (Rivera & Loveridge, 2022, s. 1 og 16). En lignende studie av åpninger og nedstengninger av industrianlegg for å vurdere den eksterne kostnaden slike forurensende anlegg utgjør, både i form av individers betalingsvillighet for å unngå dem og kostnaden på folkehelsen, viste derimot at i motsetning til effektene av åpninger av slike anlegg så ikke eiendomsprisene ut til å være påvirket av nedstengninger av industrianlegg. Dette kan eksempelvis skyldes bekymring for lokale skader fra forurensingen, forventning om at anleggene skal gjenåpnes, samt fortsatt negativ visuell tilstedeværelse (Currie et al., 2015, s. 678-680).

Reguleringer for luftforurensing har blitt brukt på lignende vis i en studie av virkningen av redusert luftforurensing på boligpriser. I denne forbindelse fant studien at luftforurensing påvirket eiendomsprisene, og den estimerte elasticiteten for eiendomsverdier med hensyn på partikkelkonsentrasjon viste at den gjennomsnittlige marginale betalingsvilligheten for ren luft varierte mellom -0,20 til -0,35. Studien fant også antydninger til beviser på at den marginale nytten av reduksjoner i utslipp av partikler var lavere i områder med relativt høyere nivåer av forurensing (Chay & Greenstone, 2005, s. 376). Husholdningers betalingsvillighet for ren luft kan også undersøkes ved å ta utgangspunkt i deres investeringer i ulike produkter som skal virke beskyttende mot luftforurensing. Funn fra slike undersøkelser tyder på betydelig heterogenitet i betalingsvillighet i denne forbindelse, noe som kan forklares med utgangspunkt i inntekt og eksponering for informasjon om luftforurensing (Ito & Zhang, 2020, s. 1627).

Eksogen variasjon i forurensingen kan også tas i bruk i analyser av virkningen av forurensing på arbeidstilbud, og resultatene tyder på at reduksjon i eksponering for luftforurensing øker arbeidsproduktiviteten (Hanna & Oliva, 2015, s. 68; Zivin & Neidell, 2012, s. 3652-3653 og 3670-3671). Produktivitetseffekten tilsier at miljøbeskyttelse kan anses som en investering i humankapital som kan bidra til produktivitetsvekst og økonomisk vekst (Zivin & Neidell, 2012, s. 3670-3671). Slike undersøkelser av effekten mellom forurensing og tapt arbeidstid på grunn av påfølgende sykdom vil derav være av betydning ved vurdering av fordeler ved innføring av strengere miljøreguleringer (Hanna & Oliva, 2015, s. 68).

Reguleringer tilknyttet kjøretøy for å redusere forurensende utslipp har også blitt anvendt til å vurdere eventuelle helseeffekter av redusert luftforurensing. Flere av disse har brukt regresjonsdesignet differanse-i-differanser, og har estimert at effekten av drivstoffstandarder på luftforurensing reduserer den gjennomsnittlige forurensingen og de estimerte nytteverdiene av dette er betydelige (Gehrsitz, 2017, s. 121; Li et al., 2020, s. 1; Wolff, 2013, s. F481, F491 og F510). Funn fra enkelte av disse analysene tyder på at det eksisterte heterogenitet på tvers av områder gjennom at annonseringen av drivstoffreguleringen hadde sterkere virkninger enkelte steder sammenlignet med andre, og der ble bilparken drastisk forandret som respons. Tilpasning av atferd for å unngå reguleringen ser ellers ikke ut til å ha hatt effekt (Wolff, 2013, s. F481, F491 og F510). I vurderinger av helseutfall hos spedbarn ser det derimot ikke ut til at utslippsreduksjonene har vært tilstrekkelig store for å bidra til forbedringer i helsen (Gehrsitz, 2017, s. 121).

Når det gjelder tilpasning av atferd, viser resultater fra ulike analyser at individer kan tilpasse egen atferd både for å unngå reguleringer (Gibson & Carnovale, 2015, s. 62), og for å unngå eksponering for luftforurensing (Giaccherini et al., 2021, s. 1). En studie fra England problematiserer kostnaden av å unngå luftforurensing, og hvorvidt dette hindrer individer fra å forsøke å unngå luftforurensing selv om det anbefales fra myndighetenes side. Ved fokus på innleggelser på grunn av astma, som er forbundet med mindre kostbar tilpasning, resulterte dette i tilpasning av atferd. Dersom slik atferd ble ignorert i analysen, ledet derimot ikke dette til statistisk signifikant underestimert av helseeffektene av luftforurensing (Janke, 2014, s. 23). I forbindelse med individers atferd finner en lignende studie av effekten av luftforurensing på innleggelse av barn med astma, blant annet at husholdninger responderer på informasjon om forurensing med å tilpasse sin atferd for å unngå eksponering. Dette tilsier at det vil være sentralt å ta hensyn til slike endogene responser ved mål av effekter av forurensing på helse (Neidell, 2004, s. 1209).

Flere av studiene som tidligere har vurdert virkningene av redusert luftforurensing på ulike helserelevante utfall har brukt estimeringsmetoden differanse-i-differanser for å sammenligne gruppene som har blitt påvirket av en form for eksogen variasjon i luftforurensing og de som ikke har det, for å forsøke å fange opp en mulig behandlingseffekt som kan si noe om denne virkningen (Barreca et al., 2021, s. 1; Currie et al., 2015, s. 679; Currie & Walker, 2011, s. 67; Deng et al., 2020, s. 752; Gehrsitz, 2017, s. 130; Greenstone & Hanna, 2014, s. 3038; Hanna & Oliva, 2015, s. 69 og 72; Li et al., 2020, s. 1; Rivera & Loveridge, 2022, s. 1; Tanaka, 2015, s. 91; Wolff, 2013, s. F491).

5. Empirisk analyse

I denne oppgaven skal jeg videreføre slike teknikker for å isolere variasjon i luftforurensing ved å gjennomføre en eventstudie av nedleggelse av kullkraftverk på helse. Nedstengingene er bestemt av beslutningstakere ved kullkraftverkene og kan skape variasjon i individers eksponering for luftforurensing ved at reduserte utslipp i etterkant av nedleggelsene kan redusere konsentrasjonen av forurensing i atmosfæren. Gitt reduksjonen i luftforurensing blant annet forårsaket av nedleggelse av kullkraftverk i Storbritannia vil det være grunn til å tro at dette kan ha ført til forbedringer i en rekke helseutfall, slik som redusert luftforurensing har

bidratt til i andre kontekster beskrevet i tidligere forskning. Som følge av de mange nedleggelsene av kullkraftverk i England siden 2000 vil data være innsamlet spesifikt for denne delen av Storbritannia, og analysene vil fokusere på de ni regionene som utgjør England, som er North East, North West, Yorkshire and The Humber, East Midlands, West Midlands, East of England, London, South East, og South West. Med en eventstudie kan nedstengningene av disse kullkraftverkene inkluderes i en og samme analyse, og helseutfallene i disse regionene kan sammenlignes før og etter nedstengningene. Fra min viten har ikke dette blitt gjort tidligere, i hvert fall ikke med nedleggelser i England som kontekst.

For å studere sammenhengen mellom luftforurensing og helse kombinerer jeg data for årlige regionale gjennomsnitt av konsentrasjonen av de fire forurenserne hovedsakelig omtalt så langt, som er PM_{2,5}, PM₁₀, SO₂ og NO_x, og helsedata for aktuelle helseutfall på individnivå med regional inndeling. Ettersom både eksponering for svevestøv, SO₂ og NO₂, som inngår i fellesbetegnelsen NO_x, er assosiert med både sykdom og dødelighet relatert til hjertekar- og luftveissykdommer, lander valget av helseutfall på disse lidelsene (Folkehelseinstituttet, 2017, 2019a, 2019b). Datamaterialet for oppgaven har blitt bearbeidet i programvarene Microsoft Excel, versjon 15.31, og Stata, versjon 17.0. Analysene utføres kun i Stata.

5.1 Datamateriale

Datagrunnlaget for oppgaven er hentet fra to offentlige databaser. Luftforurensingsdataen tilgjengeliggjøres gjennom UK Air og stammer fra Department for Environment, Food & Rural Affairs. Årlige gjennomsnitt for konsentrasjonen av PM_{2,5} og SO₂ i perioden 2002-2019 og PM₁₀ og NO_x for 2001-2019 for samtlige av de ni regionene blir anvendt i analysene. Dataen ble notert fra det interaktive kartet utviklet av UK Air, og verdiene oppgis i mikrogram per kubikkmeter ($\mu\text{g m}^{-3}$). Luftforurensingen målt i denne sammenheng er såkalt bakgrunnsdata, som skilles fra forurensing målt langs veibaner, fra regionene generelt og er derfor ikke avgrenset til å gjelde luftforurensing fra spesifikke kilder. I samtlige regioner ble det ellers skilt mellom konsentrasjonen for større byområder og regionen utenom disse, og i datasettet har jeg lagt sammen disse gjennomsnittene til en verdi for den årlige gjennomsnittlige konsentrasjonen av luftforurensing for hver region. UK Air informerer ellers om at data for PM₁₀ før 2004 ble målt med en annen måleenhet på konsentrasjonen av partikler enn årene i etterkant, og for å korrigere for differansen mellom disse metodene kan en faktor lik 1,3 multipliseres med hver

av de noterte verdiene for den gjennomsnittlige konsentrasjonen av PM₁₀ i samtlige regioner i årene 2001, 2002 og 2003 (UK Air, u.å.-a; u.å.-bu.å.; u.å.-cu.å.). Dette ble gjort i forbindelse med dataen som blir anvendt i denne oppgaven.

Datasettet for luftforurensing ble kombinert med et helsedatasett for perioden 2001-2019, som jeg også har satt sammen selv ved å legge sammen individuelle helsedatasett for hvert år i perioden og disse ble hentet fra databasen UK Data Service³ (UK Data Service, u.å.; UK Research and Innovation, u.å.). Helsedatasettet består av informasjon på individnivå med regional inndeling fra årlige spørreundersøkelser foretatt fra tilfeldige utvalg i befolkningen i England om blant annet individenes alder, bosted, generelle helse og bruk av medikamenter, og røykevaner (NatCen Social Research et al., u.å.). Utvalgene varierer fra år til år og følger dermed ikke det samme settet av individer over tid, slik at sammensetting av flere slike datasett gir opphav til gjentatt tverrsnittsdata. For å kunne kontrollere for utviklingen i regional inntekt (Office for National Statistics, 2021b), antallet industrielle arbeidsplasser over perioden (Office for National Statistics, 2021a), og arbeidsledighet (Office for National Statistics, 2022a, 2022b, 2022c, 2022d, 2022e, 2022f, 2022g, 2022h, 2022i), har jeg i tillegg inkludert data på dette fra The Office for National Statistics.

5.2 Valg av variabler og utvalg

Helseutfallene jeg har valgt å studere i denne oppgaven er bruken av medikamenter mot luftveissykdommer og bruken av medikamenter mot kardiovaskulære sykdommer, på grunn av tilknytningen slike sykdommer har til luftforurensingen assosiert med kullkraftverk. I utgangspunktet ville det ha vært ønskelig å studere selve forekomsten av slike sykdommer, men slike variabler var ikke tilgjengelig for samtlige år i helsedatasettet. Ettersom bruken av medikamenter derimot er inkludert for hvert år i analyseperioden, bruker jeg disse som indikatorer på den faktiske forekomsten av de aktuelle sykdommene.

I tillegg til luftforurensing kan en rekke andre faktorer også påvirke individers helse. Med data på inntekt og arbeidsledighet i regionene og helse- og livsstilsvariabler fra helsedatasettene kan jeg kontrollere for en del av disse faktorene. Forbundet med helseutfall vil det blant annet være

³ Finansieringen av UK Data Service stammer fra UK Research and Innovation, som er et offentlig organ i Storbritannia som tildeles midler fra Department for Business, Energy and Industrial Strategy.

aktuelt å kontrollere for eventuelle virkninger av inntekt, utdanning, sysselsetting, røyking av tobakk, og hvor man er bosatt (World Health Organization, 2017). Blant kontrollvariablene for forhold relatert til individenes livsstil har jeg inkludert flere variabler for røyking av tobakk. En av disse variablene angår hvorvidt individet selv røyker, imens de resterende variablene gjelder hvorvidt noen i husstanden røyker, hvorvidt foreldrene til individet røyket i oppveksten, og hvor mange timer i uken individet generelt opplever å bli eksponert for andres røyking. I likhet med røyking, kan personenes verdi på kroppsmasseindeksen (KMI) si noe om deres livsstil og helse, og en variabel for KMI er derfor også inkludert. Det skal sies at KMI kan kritiseres for å ikke skille mellom fett- og muskelmasse (Folkehelseinstituttet, 2004), men med mangel på variabler om kosthold og fysisk aktivitet for samtlige år i datasettet bruker jeg dette som et indikasjon på disse faktorene.

Ellers har jeg inkludert variabler som sier noe om den sosiodemografiske fordelingen i regionene, med tanke på den heterogene fordelingen av helseeffekter av luftforurensing innad i land. Regional brutto disponibel inntekt per innbygger er inkludert for å kontrollere for inntekt, i tillegg til en variabel for den regionale arbeidsledighetsraten. En variabel for utdanningsnivå er også inkludert, og som nevnt tidligere kan inntekt og utdanning også påvirke bosted og dermed tilgang på helsetjenester, samtidig som bosted også kan påvirke grad av eksponering for luftforurensing. Derfor har jeg inkludert en variabel som beskriver om individet er bosatt i et område som kan beskrives som urbant, en forstad, eller ruralt. En kontrollvariabel for antallet industrielle arbeidsplasser i hver region er også inkludert som en indikator på industriell aktivitet i regionene over tid, som følge av innvirkningen industriell virksomhet gjerne har på graden av luftforurensing i nærmiljøet. Generelle demografiske variabler som kjønn og alder er også inkludert i datasettet, blant annet som følge av at grad av sårbarhet og eksponering for luftforurensing kan avhenge av alder, og fordi både kjønn og alder kan påvirke hvilke sykdommer individer rammes av (World Health Organization, 2017).

I forbindelse med heterogeniteten i fordelingen av helseeffekter basert på aldersgrupper, begrenser jeg utvalget jeg legger til grunn for analysene til å gjelde den arbeidsdyktige delen av befolkningen, som i Storbritannia utgjør individer fra 16 til 64 år (Office for National Statistics, 2020). Slik tar jeg sikte på å forhindre at estimatene blir påvirket av at barn og eldre gjerne er mer sårbare for luftforurensing, noe som kan overestimere effekten av å stenge ned

kullkraftverk. For å vurdere hvorvidt dette faktisk er tilfellet skal jeg senere utføre en heterogenitetsanalyse på et utvalg med kun barn og et for kun eldre i tillegg⁴.

5.3 Metode

I denne oppgaven tar jeg i bruk nedstengninger av kullkraftverk som instrument på luftforurensing, for å unngå endogenitetsproblemet knyttet til luftforurensingens innvirkning på helseutfall. Som jeg var inne på i forbindelse med tidligere forskning, kan estimering av effekten av luftforurensing på helse både under- og overestimeres som følge av at individer sorterer seg inn i områder. Individens eksponering for luftforurensing vil derav gjerne være endogen, som følge av at luftforurensing ikke er eksogent fordelt på tvers av områder (Currie et al., 2009, s. 688; Jans et al., 2014, s. 3-5 og 12-14). Eksempelvis kan effekten av å legge ned kullkraftverk underestimeres dersom områdene hvor kullkraftverk er lokalisert er bosatt av individer som i liten grad er bemidlede, som følge av luftforurensingens innvirkning på boligprisene, noe som i utgangspunktet er forbundet med nedsatt helsetilstand. Instrumentet kan inkluderes som en indikatorvariabel som indikerer hvorvidt en region har foretatt nedleggelse av kullkraftverk eller ei, i en lineær regresjonsmodell med enten konsentrasjonen av luftforurensing eller helseutfallene som avhengig variabel slik som i ligning (1) under. Her står g for regioner og t for tidsperioder, μ_g og λ_t for henholdsvis regions- og tidsfaste effekter, X'_{gt} benevner tidsvarierende kontrollvariabler, og ε_{gt} representerer det uobserverte feilleddet (Clarke & Schythe, 2021, s. 855-857).

$$y_{gt} = \beta_1 + \beta_2 D_g + \mu_g + \lambda_t + X'_{gt} + \varepsilon_{gt} \quad (1)$$

Denne ligningen kan bli estimert ved bruk av minste kvadraters metode (MKM), for å vurdere om nedleggelse av kullkraftverk faktisk reduserer konsentrasjonen av luftforurensing og bruken av medikamenter. Dette blir gjort for å vurdere om det foreligger statistisk signifikante sammenhenger mellom instrumentet og disse utfallene, som kan gi en indikasjon på om nedleggelse er et relevant instrument. I tillegg kreves det også at nedleggelsen av kullkraftverk kun påvirker bruken av luftveismedikamenter og bruken av kardiovaskulære medikamenter ved å redusere konsentrasjonen av luftforurensing, ikke gjennom andre faktorer, slik som

⁴ For barn er det inkludert egne variabler for hvorvidt barnets omsorgsperson røyker, om barnet noen gang har røyket sigaretter, og hvor ofte og mye barnet røyker, og disse blir anvendt i analysen som gjelder kun for barn.

eksempelvis ved å redusere arbeidsledigheten, noe som i seg selv kan bidra til forbedret helse. Kontrollvariablene beskrevet i forrige delkapittel vil i denne forbindelse være av betydning, ettersom de gir mulighet til å kontrollere for en del av disse faktorene som også kan påvirke individenes helse. Modellen vil heller ikke estimere kausale effekter og omgå endogenitetsproblemet dersom instrumentet fanger opp allerede eksisterende trender i utviklingen av utfallsvariabelen, som for eksempel økt medikamentbruk som følge av økt forventet levealder (Angrist & Pischke, 2009, s. 115-117 og 152-153). Hvorvidt dette er tilfellet og om instrumentet er eksogent, kan vi teste ved å ta i bruk eventstudier for å nærme oss denne eventuelle kausale effekten.

En eventstudie er en utvidelse av analysedesignet differanse-i-differanser, hvor man kontrollerer for tids- og stedsfaste effekter og åpner opp for dynamiske leads og lags i forhold til den aktuelle hendelsen man ønsker å vurdere effekten av. Med en eventstudie vil man dermed kunne estimere virkningen av en hendelse, i dette tilfellet nedstengingen av kullkraftverk, som inntreffer på ulike tidspunkt i forskjellige regioner. Områdene der hvor hendelsen ikke enda har inntrefft eller aldri inntreffer, anvendes med dette som kontrafaktiske utfall. Ved å vurdere variasjonen i utfall rundt tidspunktet for den aktuelle hendelsen sammenlignet med en referanseperiode kan både leads og lags for hendelsen estimeres. Dette gir også en visuell representasjon av hendelsens kausale innvirkning, gitt at de identifiserende antakelsene for konsistent estimering er møtt (Clarke & Schythe, 2021, s. 853-854).

I eventstudier ønsker man gjerne å utnytte virkningen av naturlige eksperimenter hvor behandlingen tildeles enkelte enheter som følge av eksogene prosesser. Den avgjørende antakelsen⁵ lagt til grunn for å oppnå konsistente estimater er dermed det faktum at den aktuelle hendelsen inntreffer i et område, ikke er systematisk relatert til endringene som ville ha funnet sted i fremtiden ved fravær av hendelsen. Det antas også at ved fravær av behandling, ville behandlings- og kontrollgruppene fortsatt å ha lignende differanser i utfallsvariabelen i etterkant av hendelsen. Denne antakelsen om parallelle trender i forkant av hendelsen blir lagt til grunn for forventningsrett estimering av behandlingseffekten (Clarke & Schythe, 2021, s. 853-855 og 857).

⁵ Modeller for eventstudier anvendes i en rekke ulike empiriske kontekster, og tilknyttes derfor ulike identifiserende krav avhengig av setting og metode. Ettersom jeg tar utgangspunkt i modellen slik den presenteres i Clarke & Schythe (2021) holder jeg meg også til å presentere modellen og de tilhørende antakelsene og metodene for spesifikasjoner slik de er representert i denne artikkelen.

Leads gir mulighet til å inspisere trendene i regionene i forkant av nedleggelsene av kullkraftverk, og dersom disse trenende ikke er parallelle i forkant vil det anses som usannsynlig at de ville vært parallelle i etterkant og i så fall er det grunn til å mistenke at det er andre forhold enn nedstengningen av kullkraftverk som påvirker helseutfallene. Dette vil ikke nødvendigvis utgjøre tilstrekkelig bevis for at regionene ville ha fulgt lignende trender i etterkant av hendelsene selv dersom de ser ut til å ha gjort det forkant, men ulike signifikanstester kan utføres i etterkant av eventstudien for å vurdere signifikansen av både leads og lags. Inkludering av lags gir også mulighet til å studere behandlingseffekten over tid (Clarke & Schythe, 2021, s. 858 og 863-864). Eksempelvis kan effekten av nedleggelsen av kullkraftverk se ut til å være avtakende over tid dersom de estimerte verdiene av lags er synkende. Alternativt kan flere like lags tyde på at behandlingseffekten er stabil på sikt.

I oppgaven vil jeg utføre felles signifikanstester for leads og lags i etterkant av hver av eventstudiene for å teste signifikansen av alle de estimerte leads og lags. Dette blir gjort for å vurdere om henholdsvis alle leads og lags simultant er lik null, eller om dette ikke er tilfellet (Clarke & Schythe, 2021, s. 869). Dersom nedstengningen av kullkraftverkene har en virkning på helseutfallene, gitt at andre relevante forhold er kontrollert for, foreligger det signifikante lags som kan tolkes som at eventstudien klarer å fange opp en kausal effekt på helseutfallene av nedstengningen av kullkraftverk og reduksjonen i luftforurensing disse fører til i regionene. Dette krever derimot at testene ikke resulterer i signifikante leads, for å etablere at effekten ikke oppsto før nedstengningene.

Ved estimering av behandlingseffekten⁶ av en nedstenging som kan ta sted i ulike enheter på ulike tidspunkt, kan vi bruke indeksering g for regioner og t for tidsperioder. Nedleggelsen, $Event_g$, er dermed en variabel som registrerer det aktuelle tidspunktet hendelsen tar sted i en spesifikk region. Utfallet som studeres, som i denne oppgavens tilfelle omhandler helse, kan uttrykkes som y_{gt} og gir opphav til følgende ligning:

$$y_{gt} = \alpha + \sum_{j=2}^J \beta_j (Lead\ j)_{gt} + \sum_{k=1}^K \gamma_k (Lag\ k)_{gt} + \mu_g + \lambda_t + X'_{gt} + \varepsilon_{gt} \quad (2)$$

⁶ Jeg anvender minste kvadraters metode for estimering av behandlingseffekten, noe som også er standardvalget dersom ingenting annet presiseres i eventdd-kommandoen.

Ligningen tilsvarer ligning (1) i modellen fra Clarke & Schythe (2021) som blir anvendt i denne oppgaven på grunn av den tilhørende eventdd-kommandoen som jeg tar i bruk i Stata⁷. I ligning (2) står μ_g og λ_t for henholdsvis regions- og tidsfaste effekter, X'_{gt} representerer tidsvarierende kontrollvariabler, og ε_{gt} benevner det uobserverte feilleddet, slik som i den lineære regresjonsmodell presentert i ligning (1). Leads og lags, i forhold til hendelsen som studeres, kan defineres med følgende funksjoner:

$$(Lead J)_{gt} = \mathbb{1}(t \leq Event_g - J) \quad (3)$$

$$(Lead j)_{gt} = \mathbb{1}(t = Event_g - j) \text{ for } j \in \{1, \dots, J - 1\} \quad (4)$$

$$(Lag k)_{gt} = \mathbb{1}(t = Event_g + k) \text{ for } k \in \{1, \dots, K - 1\} \quad (5)$$

$$(Lag K)_{gt} = \mathbb{1}(t \geq Event_g + K) \quad (6)$$

Dermed kan leads og lags betegnes som binære variabler som indikerer avstanden fra hendelsen for en gitt region i den inneværende tidsperioden. Antallet inkluderte leads og lags beskrives henholdsvis med J og K. For å representere grunnperioden utelates en enkelt lead eller lag, og vanligvis gjelder dette den første lead-variabelen hvor $j = 1$, og grunnperioden er dermed satt en periode i forkant av hendelsen. Regionene hvor hendelsen aldri tar sted og som dermed inkluderes i modellen som rene kontrollgrupper, har 0 i alle uttrykkene for leads og lags. Slik fungerer de rene kontrollgruppene som det kontrafaktiske utfallet som den estimerte innvirkningen blir basert på. Leads og lags fanger dermed opp differansene mellom kontrollgruppene og behandlingsgruppene, sammenlignet med den eksisterende differansen fra den utelatte grunnperioden (Clarke & Schythe, 2021, s. 855-857).

I løpet av analyseperioden 2001 til 2019 inntreffer behandlingen i samtlige regioner bortsett fra North West, London og South West. Det siste kullkraftverket i North West, Fiddler's Ferry, blir stengt i 2020 og inkluderes derfor ikke i analysen på grunn av manglende helsedata for

⁷ Selv om modellen er presentert i forbindelse med paneldata, kan eventstudier også utvides til å være gjeldende for gjentatt tverrsnittsdata, som er anvendt i denne oppgaven. Den hovedsakelige forskjellen er at faste effekter vil være gjeldene for regioner, og ikke på individnivå (Borusyak et al., 2021, s. 31).

dette året. Ettersom dagens gjenværende kullkraftverk i England er lokalisert i Yorkshire and The Humber og East Midlands innebærer dette at London og South West ikke hadde noen kullkraftverk i drift i analyseperioden, og hadde stengt sine siste kullkraftverk før 2001. For at kontrollgruppene i størst grad skal ligne på behandlingsgruppene vil jeg derfor kun inkludere North West som ren kontrollgruppe, og regionene London og South West utelates fra eventstudiene og øvrige analyser i oppgaven. Kort kan jeg også nevne at selv om det blir lagt ned flere kullkraftverk over perioden i enkelte regioner, vil analysene kun inkludere den første nedleggelsen i hver region. Årsaken til dette er at hver nedleggelse kan ha egne effekter som kan være potensielt evigvarende eller endres over tid, og dette gjør kausal identifikasjon av behandlingseffekten utfordrende ettersom det krever at en kan skille mellom alle tidligere nedstengninger (Borusyak et al., 2021, s. 33)⁸.

Ettersom eventstudien innebærer studie av nedleggelser som inntreffer på regionsnivå og utfallet av denne behandlingen blir fulgt over tid, vil det være sentralt å vurdere hvorvidt det potensielt kan oppstå problematikk knyttet til seriekorrelasjon i utfallsvariabelen over tid. En mulig løsning på et slikt problem, vil vanligvis være å ta i bruk «the cluster-robust variance-covariance estimator» ved estimering av standardfeil og konfidensintervall tilhørende regresjonsparameterne. Ettersom slike estimatorene bygger på asymptotiske antakelser, vil estimatoren generelt underestimere standardfeilene dersom for få regioner blir lagt til grunn. Dette kan føre til at nullhypotesen om ingen effekt i modellen i for hyppig grad forkastes. En tommelfingerregel som gjerne opereres med i praksis, er at med minst 42 grupper vil estimatoren trolig produsere estimat med fravær av betydelig skjevhet. En alternativ metode som kan bli tatt i bruk dersom analysen består av færre grupper er «the wild cluster bootstrap» (Clarke & Schythe, 2021, s. 858-859). Ettersom England består av ni regioner, og kun 7 av disse inkluderes, vil jeg ikke anvende cluster-robuste standardfeil i analysene, men holde meg til robuste standardfeil for å ta hensyn til eventuell samvariasjon innad i regionene over tid. For å vurdere om resultatene endrer seg nevneverdig vil jeg i tillegg gjennomføre eventstudiene med både cluster-robuste standardfeil og standardfeil med wild cluster bootstrap⁹.

⁸ Dessuten er ikke fremgangsmåten for å estimere effekten av at en hendelse inntreffer i en region flere ganger beskrevet i forbindelse med eventdd-kommandoen fra Clarke & Schythe (2021).

⁹ Wild cluster bootstrap blir ellers ikke brukt i analysen ettersom prosessen viste seg å være tidkrevende å gjennomføre i Stata.

6. Resultater

I denne delen skal jeg presentere resultatene fra den empiriske analysen ved å først gjennomgå deskriptiv statistisk for å beskrive de anvendte variablene, og deretter gjennomføre lineære regresjonsanalyser med bruk av minste kvadraters metode for å vurdere sammenhengene mellom luftforurensing og helse, nedleggelse av kullkraftverk og luftforurensing, og nedleggelse av kullkraftverk og helse. Deretter utfører jeg eventstudien med hovedfokus på effekten av nedleggelse av kullkraftverk på bruken av luftveismedikamenter og bruken av kardiovaskulære medikamenter.

6.1 Deskriptiv statistikk

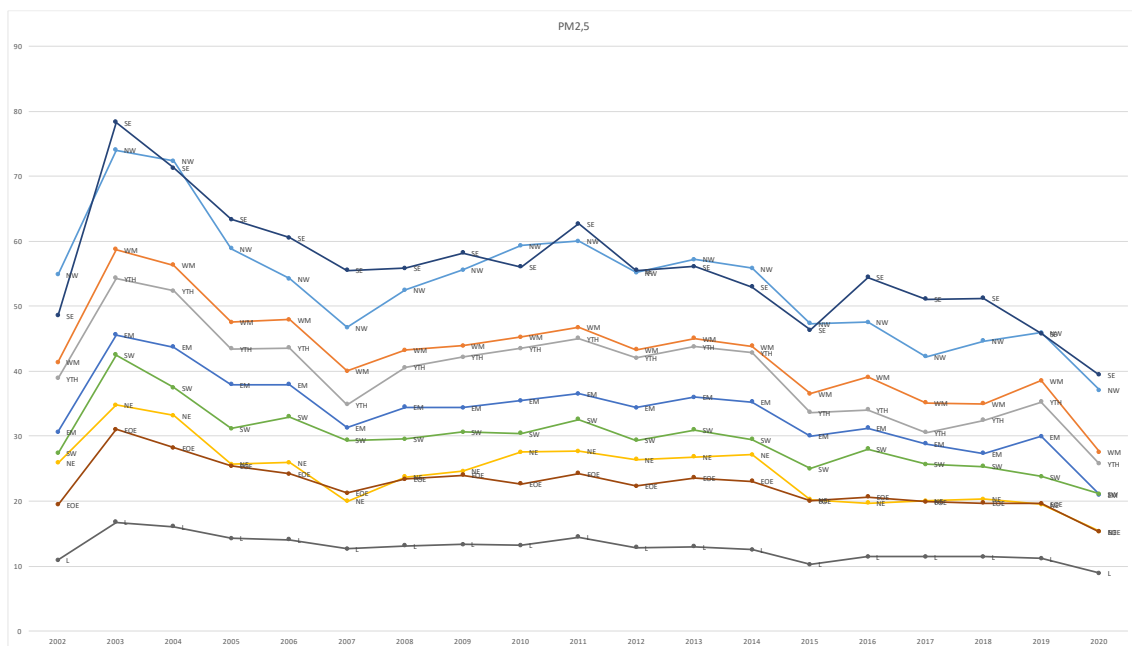
For å studere utviklingen i luftforurensing over tid har jeg inkludert diagrammer som viser den gjennomsnittlige konsentrasjonen for hver av forurenserne i løpet av analyseperioden. Den deskriptive statistikken for utfallsvariablene og kontrollvariablene består av tabeller med statistiske størrelse for hver av variablene basert på de syv inkluderte regionene over perioden. I tillegg til å beskrive utviklingen i variablene, vil disse resultatene også være informative i den forstand at de kan fortelle noe om regionenes relative utvikling over tid. For å beskrive forholdene mellom variablene presenterer jeg også parvis korrelasjon, med hovedfokus på utfallsvariablene.

6.1.1 Utvikling i konsentrasjon av luftforurensing

I diagrammene under har jeg inkludert utviklingen i konsentrasjonen av hver forurensing for perioden 2002-2020 for PM_{2,5} og SO₂ og 2001-2020¹⁰ for PM₁₀ og NO_x. Som oppramset tidligere ble to kullkraftverk nedlagt i East Midlands i 2003 og et i 2019, og i Yorkshire and The Humber ble et kullkraftverk lagt ned i 2016 før et annet ble stengt i 2018. I West Midlands ble et kullkraftverk nedlagt i 2015 og et i 2016. I perioden 2012 til 2013 ble to kullkraftverk lagt ned i South East, imens North East stengte ned et kullkraftverk i 2001 og et i 2016. I

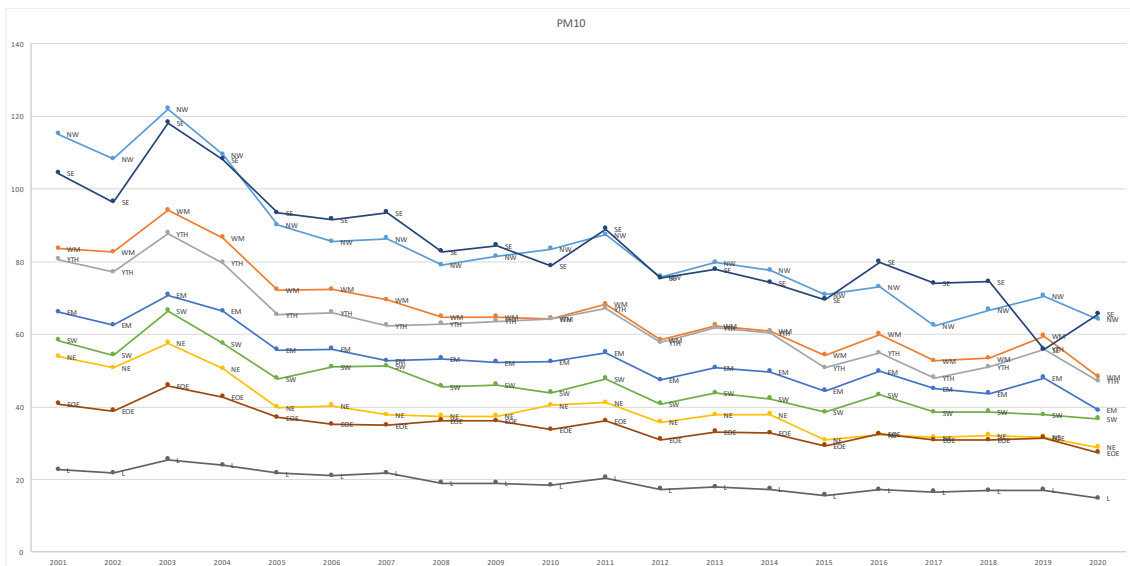
¹⁰ Ettersom helsedatasettet er begrenset til 2001-2019 blir luftforurensing for året 2020 ikke inkludert videre i analysen.

regionen East of England ble et kullkraftverk lagt ned i 2013, og et ble lagt ned i North West i 2020. Til sammenligning har jeg også inkludert London og South West i diagrammene.



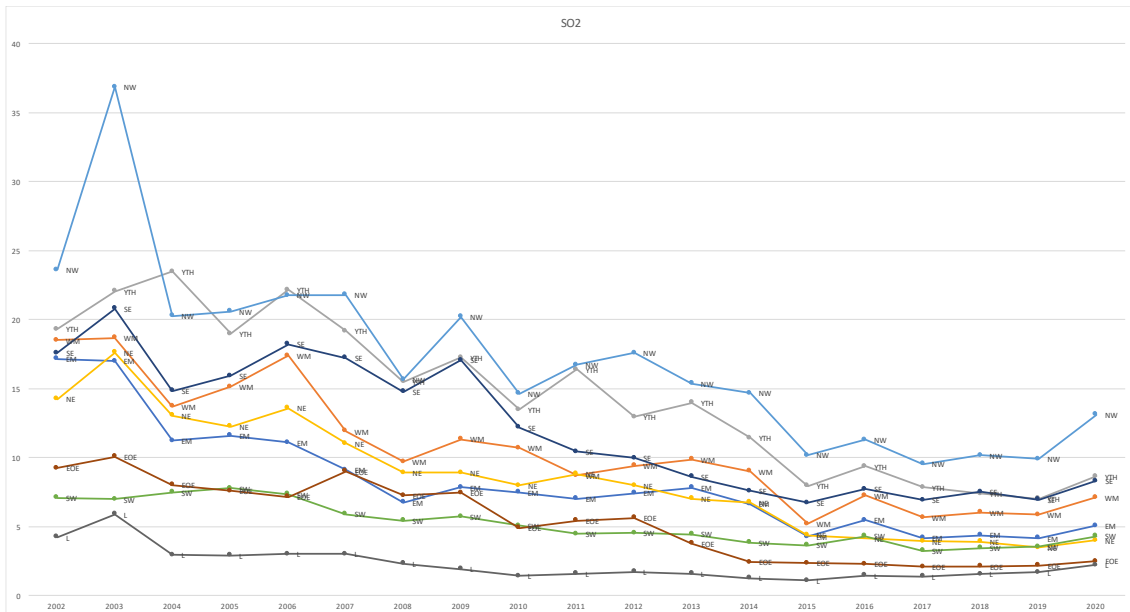
Figur 1: Gjennomsnittlig konsentrasjon av $PM_{2,5}$ for 2002-2020

For konsentrasjonen av svevestøv av typen $PM_{2,5}$ presentert i Figur 1 ser det ut til at trenden heller nedover etter 2003 mot 2007, og deretter øker eller flater ut frem mot 2014, noe avhengig av region. Trenden ser deretter ut til å avta frem til 2015 før den for enkelte land har en liten oppgang i 2016 og 2019 før den så går ned. I løpet av den inkluderte tidsperioden har kun regionene London og South West ikke foretatt nedstengninger av kullkraftverk. Det kan se ut til at disse regionene har noe likhet i variasjonen i trendene fulgt av regionene som har foretatt nedleggelse av kullkraftverk i løpet av perioden.



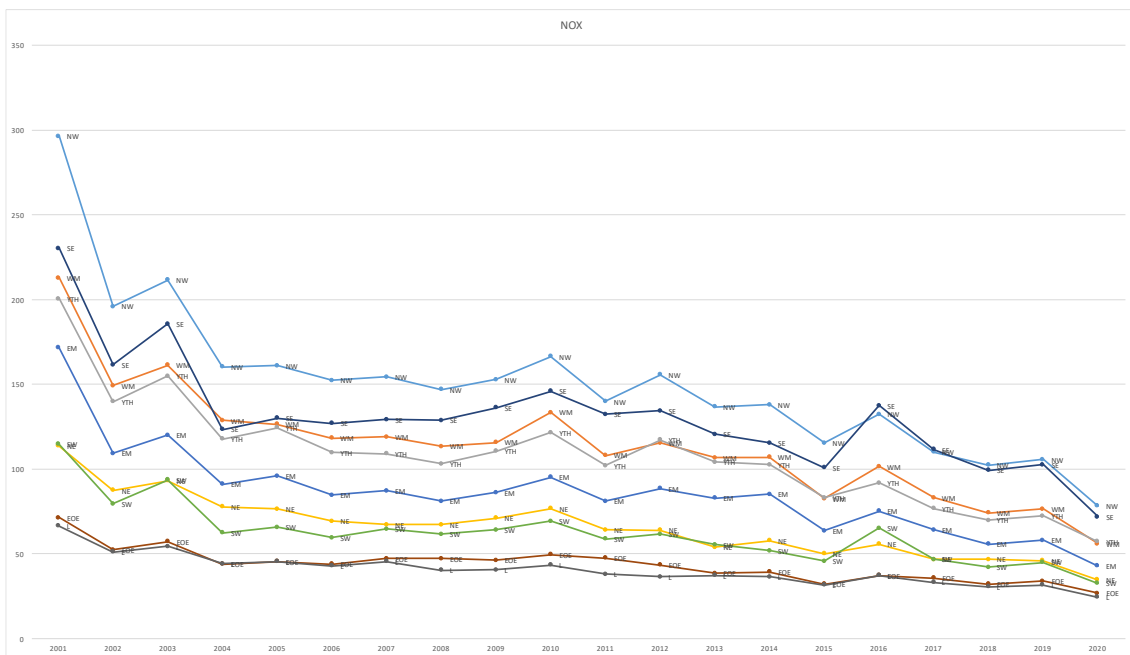
Figur 2: Gjennomsnittlig konsentrasjon av PM₁₀ for 2001-2020

Når det gjelder PM₁₀, ser også den helhetlige utviklingen i konsentrasjonen i Figur 2 ut til å være avtakende, bortsett fra midlertidige økninger i 2003, 2011, 2016, og 2019. Igjen vil det foreligge noe variasjon i trendene avhengig av region, men uten at det bidrar til drastisk forskjellige trender for regioner som har og som ikke har lagt ned kullkraftverk. Til tross for en del variasjon i trendbanene for konsentrasjonen av SO₂ i hver av de ni regionene er et helhetlig inntrykk fra Figur 3 at det generelle nivået ser ut til å reduseres også for denne forurenseren. Både nivået og variasjonen i konsentrasjonen ser ut til å stabiliseres betydelig etter 2015 hvor regionene konvergerer til et lignende nivå i etterkant, før en svakere økning i konsentrasjonen forekommer i 2020 i samtlige regioner uavhengig av om det har blitt lagt ned et kullkraftverk i regionen i dette tidsrommet eller ei.



Figur 3: Gjennomsnittlig konsentrasjon av SO₂ for 2002-2020

Konsentrasjonen av NO_x i England ser ut til å variere i mindre grad mellom regionene, men har i likhet med de andre inkluderte forurensene en helhetlig nedgående trend, som vist i Figur 4 under. Det ser også her ut til å være en periode med oppgang i konsentrasjonene i 2003 og en nedgang i 2015, i tillegg til en oppgang i 2010 fulgt av en nedgang i 2011 og deretter en ny oppgang i 2012, samt en kortere periode med oppgang i 2016. Konsentrasjonen i samtlige regioner reduseres fra 2001 til 2002, og etter 2019 mot slutten av analyseperioden. Trendene for regionene ser dermed ut til å være tilnærmet like hverandre, med kun mindre tydelig variasjon.



Figur 4: Gjennomsnittlig konsentrasjon av NO_x for 2001-2020

Det helhetlige inntrykket fra visualiseringen av trendene i diagrammene er at konsentrasjonen av de ulike forurensene har avtatt i løpet av analyseperioden, slik som fastsatt av offisielle nasjonale rapporter inkludert i oppgavens tidligere deler, men at det har forekommet noe variasjon over tid avhengig av region. Trendene ser ut til å ha enkelte fellestrekk, hvor samtlige har avtatt på enkelte tidspunkt, uten at nedleggelse av kullkraftverk ser ut til å tydelig ha påvirket disse mønstrene.

6.1.2 Deskriptiv statistikk for utfalls- og kontrollvariabler

Den deskriptive statistikken i tabellene under viser antall observasjoner, gjennomsnittlig verdi, standardavvik, og differansen mellom den største og minste verdien som forekommer i datasettet, for hver variabel. Verdiene er beregnet basert på alle regionene, men kun for det første og siste året i analyseperioden for å vurdere endringen i variablene og fordelingen av verdier på tvers av regionene i begynnelsen og slutten av perioden. For alder i Tabell 1 ser det ut til at den gjennomsnittlige alderen stort sett har holdt seg innenfor aldersspennet 35-44 år, men den ser også ut til å ha økt noe i løpet av perioden. For kjønn viser den deskriptive statistikken at fordelingen er jevn på tvers av kjønnene¹¹.

¹¹ Se Appendiks B for tabell.

Tabell 1: Alder

År	Antall obs.	Gj.	Std. av.	Differanse
2001	7771	3.142	1.307	4
2019	2687	3.370	1.299	4

Arbeidsledighetsraten ser ut til å være lavere i slutten i forhold til begynnelsen av perioden, og fra Tabell 2 ser det også ut til at forskjellene i arbeidsledighet på tvers av regionene har avtatt noe. Den regionale brutto disponible inntekten per innbygger ser derimot ut til å ha økt, som vist i Tabell 3. Dette kan sies å være forventet ettersom inntektsmålet inkluderer effekten av inflasjon, men spredningsmålene tilsier at forskjellene blant regionene også har økt. Antallet industrielle arbeidsplasser i regionene, presentert i Tabell 4, ser ut til å ha vært høyere i starten enn i slutten av perioden og forskjellene blant regionene ser ut til å ha avtatt over tid.

Tabell 2: Regional arbeidsledighetsrate

År	Antall obs.	Gj.	Std. av.	Differanse
2001	7771	4.794	1.152	4.0
2019	2687	4.012	0.845	2.7

Tabell 3: Regional brutto disponibel inntekt per innbygger

År	Antall obs.	Gj.	Std. av.	Differanse
2001	7771	12303.567	1464.068	4137
2019	2687	20155.610	2776.110	7619

Tabell 4: Antall regionale industrielle arbeidsplasser

År	Antall obs.	Gj.	Std. av.	Differanse
2001	7771	371098.02	104069.544	361509
2019	2687	285005.82	59677.266	201431

Når det gjelder hvilke områder individene er bosatt i, ser det ut til at de fleste innbyggerne bor i fortsadsområder i begynnelsen av perioden, men at trenden har gått mot mer urbane områder. Spredningen blant individene avtar mot slutten av perioden, som vist i Tabell 5. Det gjennomsnittlige utdanningsnivået ser i Tabell 6 ut til å ha økt over perioden i den forstand at et lavere gjennomsnitt indikerer et høyere utdanningsnivå gitt variabelens verdier. Røyking ser fra Tabell 7 ellers ut til å ha hatt en liten nedgang over perioden, og dette gjelder også for de

andre inkluderte røykevariablene. Tolkningen av de gjennomsnittlige verdiene for disse er også at færre individer røyker over tid¹².

Tabell 5: Urban bosetting

År	Antall obs.	Gj.	Std. av.	Differanse
2001	7769	2.125	0.620	2
2019	2687	1.192	0.394	1

Tabell 6: Utdanningsnivå

År	Antall obs.	Gj.	Std. av.	Differanse
2001	7767	3.855	2.013	8
2019	2682	2.987	1.944	6

Tabell 7: Røyking av sigaretter

År	Antall obs.	Gj.	Std. av.	Differanse
2001	7743	2.351	1.288	3
2019	2678	2.028	1.205	3

Gjennomsnittet for kroppsmasseindeksen på tvers av alle individene ser fra Tabell 8 ut til å ha økt over perioden, noe også variasjonen blant individer har gjort. Disse gjennomsnittlige verdiene, som ligger innenfor spennet 25,0-29,9, klassifiseres i følge Verdens helseorganisasjon som overvekt, og innebærer økt risiko for sykdommer som diabetes (Folkehelseinstituttet, 2004). Bruken av luftveismedikamenter, som er presentert i Tabell 9, ser også ut til å ha økt noe over perioden. Etersom bruken av medikamenter er indikatorvariabler kan gjennomsnittet tolkes som forekomsten av individer som bruker slike medikamenter, og over perioden ser det ut til at andelen som bruker luftveismedikamenter har økt fra 11 til 15 %. Den gjennomsnittlige verdien for bruken av kardiovaskulære medikamenter ser fra Tabell 10 ut til å være noe lavere enn bruken av luftveismedikamenter, og har holdt seg stabilt på rundt 10 % av observasjonene.

Tabell 8: Kroppsmasseindeks (KMI)

År	Antall obs.	Gj.	Std. av.	Differanse
2001	7328	26.876	4.956	40.024
2019	2410	27.925	6.075	58.959

¹² Se Appendiks B for deskriptiv statistikk for resterende variabler for røyking.

Tabell 9: Bruk av luftveismedikamenter

År	Antall obs.	Gj.	Std. av.	Differanse
2001	7771	0.111	0.314	1
2019	2687	0.158	0.365	1

Tabell 10: Bruk av kardiovaskulære medikamenter

År	Antall obs.	Gj.	Std. av.	Differanse
2001	7771	0.101	0.302	1
2019	2687	0.098	0.298	1

6.1.3 Parvis korrelasjon

I Tabell 11 for parvis korrelasjon vil jeg hovedsakelig fokusere på korrelasjonen mellom medikamentbruk og konsentrasjonen av forurensing og de inkluderte variablene for øvrig, ettersom dette er det mest interessante for oppgavens formål. Fra tabellen ser det ut til at bruken av luftveismedikamenter samvarierer positiv med bruk av kardiovaskulære medikamenter, økt inntekt, økt arbeidsledighet, alder, lavere utdanningsnivå, og sigarettøyking. Ellers samvarierer bruken av luftveismedikamenter i negativ retning med konsentrasjonen av samtlige forurenserer, og mindre urban bosetting. Et fåtall av korrelasjonskoeffisientene er statistisk signifikante, og samtlige er små. For bruken av kardiovaskulære medikamenter er de fleste forholdene de samme, bortsett fra at her er samvariasjonen med industrielle arbeidsplasser negativ og de fleste av regresjonskoeffisientene er statistisk signifikante. De færreste forholdene i matrisen indikerer sterk korrelasjon mellom variablene, og den negative samvariasjonen mellom økt luftforurensing og medikamentbruken tyder på at dette forholdet bør undersøkes nærmere for å vurdere om det kanskje er andre forhold enn effekten av økt forurensing som fanges opp i denne forbindelse, og om det dermed bør tas i bruk kilder til variasjon i forurensing for å komme nærmere den faktiske effekten.

Tabell 11: Parvis korrelasjon

Variabler	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)	(13)
(1) Luft. med.	1.000												
(2) Kard. med.	0.068*	1.000											
(3) PM25	-0.007	-	1.000										
		0.013*											
(4) PM10	-	-	0.953*	1.000									
	0.009*	0.030*											
(5) SO2	-	-	0.705*	0.809*	1.000								
	0.011*	0.033*											

(6) NOx	-0.004	-	0.908*	0.909*	0.832*	1.000							
		0.030*											
(7) Inntekt	0.003	0.030*	-	-	-	-	1.000						
			0.050*	0.228*	0.587*	0.387*							
(8) Arb.led.	0.002	0.031*	-	-	-	-	-	1.000					
			0.093*	0.190*	0.034*	0.081*	0.251*						
(9) Ind. jo.	0.000	-	0.658*	0.736*	0.568*	0.703*	-	-	1.000				
		0.036*					0.215*	0.375*					
(10) Alder	0.039*	0.359*	0.000	-	-	-	0.089*	0.017*	-	1.000			
				0.044*	0.069*	0.048*				0.052*			
(11) Utd.	0.044*	0.135*	0.017*	0.044*	0.098*	0.066*	-	0.007	0.046*	0.121*	1.000		
							0.154*						
(12) Urban	-	-	0.072*	0.187*	0.225*	0.220*	-	-	0.194*	0.022*	0.001	1.000	
	0.013*	0.036*					0.302*	0.192*					
(13) Røyking	0.025*	0.045*	0.020*	0.032*	0.057*	0.040*	-	-0.007	0.019*	0.047*	0.201*	-	1.000
							0.072*					0.014*	

*** $p < 0.01$, ** $p < 0.05$, * $p < 0.1$

6.2 Regresjonsanalyser med MKM

For å etablere hvorvidt det er en sammenheng mellom helse og luftforurensing, utfasing av kullkraftverk og luftforurensing, og utfasing og helseutfallene gjennomfører jeg lineære regresjonsanalyser med bruk av minste kvadraters metode (MKM). Disse regresjonsanalysene kan også bidra med informasjon om retningen og størrelse av de eventuelle forholdene gjennom tolkningen av regresjonskoeffisientene. Med inkluderte tidsfaste- og regionsfaste effekter og kontrollvariabler kan en også vurdere betydningen av å kontrollere for relevante forhold som kan påvirke utfallsvariablene.

6.2.1 Regresjon av luftforurensing på helseutfall

Tabell 12: Luftforurensing på bruk av luftveismedikamenter uten kontrollvariabler

	(1) Luftveismed.	(2) Luftveismed.	(3) Luftveismed.	(4) Luftveismed.
PM25	-0.0005 (0.0005)			
PM10		-0.0007** (0.0002)		
SO2			-0.0000 (0.0006)	
NOx				-0.0002** (0.0001)
Tidsfaste effekter	✓	✓	✓	✓

Regionsfaste effekter	✓	✓	✓	✓
_cons	0.0957*** (0.0113)	0.1346*** (0.0135)	0.0852*** (0.0096)	0.1341*** (0.0133)
N	62667	70438	62667	70438
R ²	0.001	0.001	0.001	0.001
adj. R ²	0.000	0.001	0.000	0.001

Standard errors in parentheses

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

I regresjonene av forurensing på de to helsevariablene, viser regresjonen hvor helsevariabelen er bruken av luftveismedikamenter, som vist i Tabell 12, at uten kontrollvariabler resulterer dette i negative regresjonskoeffisienter for samtlige forurenserne. De negative koeffisientene kan tolkes som at å øke konsentrasjonen av luftforurensingen med et mikrogram per kubikkmeter luft vil redusere sannsynligheten for å bruke luftveismedikamenter med henholdsvis 0,05, 0,07 og 0,02 prosent for PM_{2,5}, PM₁₀ og NO_x. Kun de estimerte regresjonskoeffisienten tilhørende PM₁₀ og NO_x er statistisk signifikante. Den gjennomsnittlige sannsynligheten for å bruke luftveismedikamenter er 0,09 og standardavviket er 0,3, som innebærer at å øke luftforurensingen med et standardavvik reduserer bruken av luftveismedikamenter med 0,015 % i tilfellet med PM_{2,5}, 0,021 % med PM₁₀, og 0,006 % når det gjelder NO_x. Effekten av SO₂ tolkes som ubetydelig, og effektene av de øvrige forurenserne er også små. Dermed er det trolig annet som også påvirker bruken av luftveismedikamenter, og jeg inkluderer av den grunn kontrollvariabler i regresjonen.

Tabell 13: Luftforurensing på bruk av luftveismedikamenter med kontrollvariabler

	(1) Luftveismed.	(2) Luftveismed.	(3) Luftveismed.	(4) Luftveismed.
PM ₂₅	-0.0005 (0.0005)			
PM ₁₀		-0.0007** (0.0002)		
SO ₂			0.0002 (0.0006)	
NO _x				-0.0002* (0.0001)
Tidsfaste effekter	✓	✓	✓	✓
Regionsfaste effekter	✓	✓	✓	✓

Kontrollvariabler	✓	✓	✓	✓
_cons	0.0284 (0.0495)	0.0318 (0.0451)	0.0266 (0.0494)	0.0172 (0.0450)
N	56520	63733	56520	63733
R ²	0.009	0.008	0.009	0.008
adj. R ²	0.008	0.008	0.008	0.008

Standard errors in parentheses

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

Ved å inkludere kontrollvariabler, som vist i Tabell 13 over, resulterer dette i en positiv regresjonskoeffisient for SO₂, men fremdeles er kun koeffisientene for PM₁₀ og NO_x statistisk signifikante. Tolkningen av disse resultatene tilsier at i årene hvor konsentrasjonen av svevestøv og NO_x er høyere bruker man mindre luftveismedikamenter, og at man bruker mer av medikamentene i årene hvor konsentrasjonen av SO₂ er høyere.

Tabell 14: Luftforurensing på bruk av kardiovaskulære medikamenter uten kontrollvariabler

	(1) Kard. med.	(2) Kard. med.	(3) Kard. med.	(4) Kard. med.
PM25	0.0006 (0.0005)			
PM10		0.0003 (0.0003)		
SO2			-0.0001 (0.0006)	
NOx				0.0000 (0.0001)
Tidsfaste effekter	✓	✓	✓	✓
Regionsfaste effekter	✓	✓	✓	✓
_cons	0.0823*** (0.0128)	0.1140*** (0.0153)	0.0967*** (0.0111)	0.1266*** (0.0146)
N	62667	70438	62667	70438
R ²	0.005	0.006	0.005	0.006
adj. R ²	0.005	0.005	0.005	0.005

Standard errors in parentheses

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

Tabell 14 presenterer regresjonen av luftforurensing på bruk av kardiovaskulære medikamenter uten inkluderte kontrollvariabler, og viser at regresjonskoeffisientene er positive for samtlige forurensere bortsett fra SO₂. Ingen av estimatene er statistisk signifikante, og samtlige effekter er små sammenlignet med at gjennomsnittsverdien for bruk av kardiovaskulære medikamenter

er 0,1 og standardavviket er 0,3. Med kontrollvariabler er kun regresjonskoeffisienten for SO₂ positiv, men ingen av dem er statistisk signifikante i denne regresjonen heller. Som for bruken av luftveismedikamenter er effektene også her forholdsvis små, som vist i Tabell 15.

Tabell 15: Luftforurensing på bruk av kardiovaskulære medikamenter med kontrollvariabler

	(1) Kard. med.	(2) Kard. med.	(3) Kard. med.	(4) Kard. med.
PM25	0.0005 (0.0005)			
PM10		0.0002 (0.0003)		
SO ₂			-0.0005 (0.0007)	
NO _x				0.0001 (0.0001)
Tidsfaste effekter	✓	✓	✓	✓
Regionsfaste effekter	✓	✓	✓	✓
Kontrollvariabler	✓	✓	✓	✓
_cons	-0.3233*** (0.0552)	-0.3291*** (0.0498)	-0.3229*** (0.0553)	-0.3251** (0.0498)
N	56520	63733	56520	63733
R ²	0.165	0.162	0.165	0.162
adj. R ²	0.164	0.162	0.164	0.162

Standard errors in parentheses

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

Jeg gjennomfører også regresjoner på hver av helseutfallene med samtlige luftforurenere inkludert for å vurdere effekten på bruken av medikamenter dersom en kontrollerer for effekten av de andre luftforurenserne. Resultatene er presentert i Tabell 16, og i disse regresjonene har PM_{2.5} gjennomgående positiv effekt på sannsynligheten for å bruke luftveismedikamenter og kardiovaskulære medikamenter. PM₁₀ har negativ effekt på bruken av luftveismedikamenter, men positiv effekt på bruken av kardiovaskulære effekten uten kontrollvariabler og negativ effekt med kontrollvariabler. SO₂ har motsatte estimerte effekter, imens NO_x har negative effekter i hver av regresjonene. Inkludering av kontrollvariabler har stort sett marginale forskjeller, og de færreste av de estimerte regresjonskoeffisientene er statistisk signifikante. Den hovedsakelige forskjellen fra regresjonene hvor ikke alle luftforurenserne er inkludert, er

at effekten av PM_{2,5} endrer fortegn i forbindelse med bruk av luftveismedikamenter, samt at effektene relativt sett er større.

Tabell 16: Luftforurensing på helseutfall uten og med kontrollvariabler

	(1) Luft. med.	(2) Luft. med.	(3) Kard. med.	(4) Kard. med.
PM25	0.0014 (0.0008)	0.0015 (0.0009)	0.0006 (0.0009)	0.0015 (0.0009)
PM10	-0.0012* (0.0006)	-0.0015* (0.0006)	0.0004 (0.0006)	-0.0005 (0.0007)
SO2	0.0013 (0.0007)	0.0015* (0.0007)	-0.0004 (0.0008)	-0.0006 (0.0008)
NOx	-0.0002 (0.0002)	-0.0001 (0.0002)	-0.0002 (0.0002)	-0.0001 (0.0002)
Tidsfaste effekter	✓	✓	✓	✓
Regionsfaste effekter	✓	✓	✓	✓
Kontrollvariabler		✓		✓
_cons	0.1199*** (0.0145)	0.0446 (0.0506)	0.0882*** (0.0164)	-0.3259*** (0.0570)
N	62667	56520	62667	56520
R ²	0.001	0.009	0.005	0.165
adj. R ²	0.000	0.008	0.005	0.164

Standard errors in parentheses

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

6.2.2 Regresjon av utfasing på luftforurensing

Effektene over er stort sett ikke som forventet, men det kan tenkes at årlige gjennomsnitt av konsentrasjonen av luftforurensing målt fra målestasjoner som inkluderer utslipp fra enhver kilde ikke er passende å anvende til dette formålet. Trolig kan eksempelvis metrologiske forhold og variasjoner avhengig av sesong også ha innvirkning på nivåene av luftforurensing, og ettersom jeg ikke har hatt mulighet til å kontrollere for slike faktorer, kan slik støy overdøve en eventuell effekt av luftforurensing på medikamentbruk. Tidligere forskning viser også at det vil være mulig å anvende eksogen variasjon i luftforurensing for å unngå endogenitetsproblemer og nærme seg denne effekten, og dermed vil det også være sentralt å vurdere hvorvidt nedstenging av kullkraftverk i regionene har en innvirkning på konsentrasjonen av forurensere for å avgjøre om det er trolig at nedstenging av kullkraftverk faktisk reduserer

luftforurensingen. Dette vil være grunnlaget for at nedstenginger også skal kunne redusere helseeffekter relatert til luftforurensing.

Variabelen for nedstenging er en indikatorvariabel og er lik 1 dersom en region har foretatt nedstenging av et kullkraftverk i perioden, og 0 dersom dette ikke er tilfellet, slik som i ligning (1) presentert tidligere. I regresjonen av denne på luftforurensene har nedstenging som instrument gjennomgående statistisk signifikant negativ effekt på konsentrasjonen av forurensing, som vist i Tabell 17. Gjennomsnittet for konsentrasjonen av PM_{2,5} er omtrentlig 42,4 og standardavviket er 14,5, gjennomsnittet og standardavviket for PM₁₀ er 67,2 og 23,7, og 12,5 og 6,7 for SO₂, imens gjennomsnittet og standardavviket for NO_x er 116,6 og 54,7. Tolkningen av koeffisientene tilsier dermed at nedstengingen fører til reduksjon i konsentrasjonen med henholdsvis 430,6, 1121,3, 61,3 og 4952,7 µg/m³ luft for PM_{2,5}, PM₁₀, SO₂ og NO_x. Dette tolker jeg som en tydelig effekt gitt gjennomsnittsverdiene, og denne sammenhengen tyder på at nedstenging av kullkraftverk kan være et relevant instrument for reduksjon i luftforurensing, gitt at nedstengingen kun påvirker helseutfallene gjennom luftforurensing og at ikke andre underliggende forhold driver helseeffektene.

Tabell 17: Utfasing på konsentrasjon av luftforurensing uten kontrollvariabler

	(1) PM _{2,5}	(2) PM ₁₀	(3) SO ₂	(4) NO _x
Nedstenging	-29.6974*** (0.0405)	-47.3113*** (0.0744)	-9.1440*** (0.0332)	-90.5421*** (0.2791)
Tidsfaste effekter	✓	✓	✓	✓
Regionsfaste effekter	✓	✓	✓	✓
_cons	51.5619*** (0.0477)	103.8883*** (0.1014)	23.7760*** (0.0324)	246.6878*** (0.4405)
N	62667	70438	62667	70438
R ²	0.970	0.956	0.905	0.931
adj. R ²	0.970	0.956	0.905	0.931

Standard errors in parentheses

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

Med kontrollvariabler for regional inntekt, arbeidsledighet, urban bosetting og industrielle arbeidsplasser reduseres effektene noe, men nedstenging har fremdeles statistisk signifikant negativ virkning på konsentrasjonen av luftforurensing, som vist i Tabell 18 under. Modellens forklaringskraft øker ytterligere som følge, men det ser ut til at den største delen av denne variasjonen allerede var forklart i regresjonen uten kontrollvariabler. Disse kontrollvariablene

vil uansett være av størst betydning i regresjonene av nedstenging av kullkraftverk på helseutfall for å kontrollere for andre forhold som kan påvirke individers helse, slik at vi kan vurdere om nedleggelse faktisk ser ut til å påvirke helseutfallene gjennom redusert luftforurensing og ikke fanger opp andre faktorer med virkning.

Tabell 18: Utfasing på konsentrasjon av luftforurensing med kontrollvariabler

	(1) PM _{2.5}	(2) PM ₁₀	(3) SO ₂	(4) NO _x
Nedstenging	-26.4520*** (0.1226)	-30.6958*** (0.1941)	-1.9142*** (0.1193)	-17.1838*** (0.6345)
Tidsfaste effekter	✓	✓	✓	✓
Regionsfaste effekter	✓	✓	✓	✓
Kontrollvariabler	✓	✓	✓	✓
_cons	31.6100*** (0.5285)	46.7818*** (1.0609)	-1.0985** (0.3876)	-5.8954** (2.3359)
N	62661	70430	62661	70430
R ²	0.971	0.961	0.914	0.945
adj. R ²	0.971	0.961	0.914	0.945

Standard errors in parentheses

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

6.2.3 Regresjon av utfasing på helseutfall

Regresjonen av nedstenging av kullkraftverk på bruken av medikamenter gir negativ marginal effekt på sannsynligheten for å bruke luftveismedikamenter, og positiv marginal effekt på sannsynligheten for å bruke kardiovaskulære medikamenter, som vist i Tabell 19. Samtlige estimat er ikke statistisk signifikante. Dette tolkes som at utfasingen av kullkraftverk, både med og uten å kontrollere for andre eventuelt relevante forhold, kan føre til henholdsvis en reduksjon og en økning i sannsynligheten for å bruke medikamentene. Modellens forklaringskraft økes derimot ikke nevneverdig etter å ha kontrollert for andre forhold som kan påvirke helseutfallene, spesielt ikke i tilfellet med luftveismedikamenter, noe som kan indikere at det trolig fremdeles er andre forhold som i større grad påvirker variasjonen i bruken av medikamenter. I så fall vil ikke nedleggelsen av kullkraftverk være et eksogent instrument, og for å undersøke dette nærmere gjennomfører jeg eventstudiene.

Tabell 19: Utfasing på helseutfall

	(1) Luft. med.	(2) Luft. med.	(3) Kard. med.	(4) Kard. med.
Nedstenging	-0.0085 (0.0044)	-0.0423** (0.0151)	0.0134* (0.0054)	0.0234 (0.0167)
Tidsfaste effekter	✓	✓	✓	✓
Regionsfaste effekter	✓	✓	✓	✓
Kontrollvariabler		✓		✓
_cons	0.1043*** (0.0041)	0.0646 (0.0523)	0.1153*** (0.0046)	-0.3500*** (0.0574)
N	70438	63733	70438	63733
R ²	0.001	0.008	0.006	0.162
adj. R ²	0.000	0.008	0.005	0.162

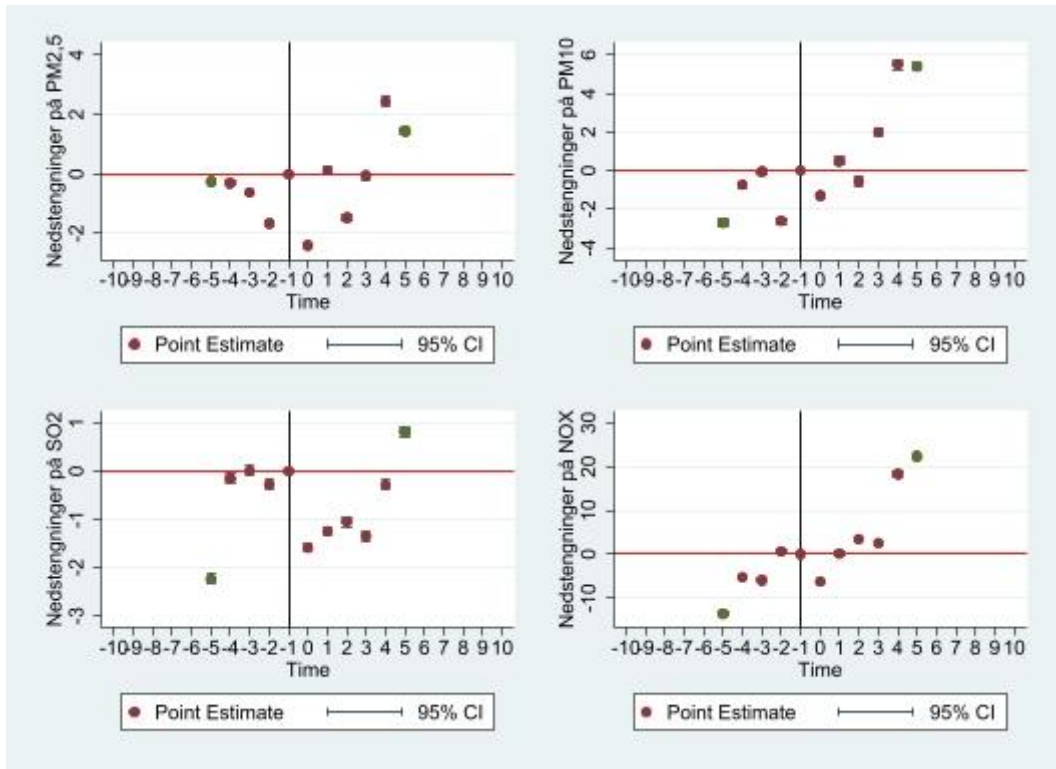
Standard errors in parentheses

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

6.3 Eventstudie av forurensing

Eventstudier av nedstengingen av kullkraftverk på hver av de ulike luftforurensene utføres for å videre studere sammenhengene mellom nedstengning og konsentrasjonene av hver av de fire forurensene som ble etablert i regresjonsanalysene med bruk av MKM over. Fra Figur 5 under ser vi plottet for hver av de fire forurensene¹³. Visuelt ser det ut til at nedstengningen av kullkraftverk kan ha redusert konsentrasjonen av hver av dem, før nivåene så øker igjen noen år etterpå. For spesielt PM_{2,5} og PM₁₀ ser det ut til at denne nedgangen startet allerede før nedstengingen faktisk inntraff, og for å vurdere dette utfører jeg signifikanstester for både leads og lags. Fra de korte konfidensintervallene ser det ellers ut til at det er knyttet liten grad av usikkerhet til estimatene.

¹³ Se appendiks C for tabeller for utskrifter.



Figur 5: Nedstengning av kullkraftverk på konsentrasjonen av forurensing

Med store F-verdier og P-verdier lik null viser signifikanstestene¹⁴ i Figur 6 at både leads og lags er statistisk signifikante i hver av de fire eventstudiene. Dette innebærer at det kan se ut til at nedleggelsen av kullkraftverk har hatt innvirkning på forurensingen, men på grunn av statistisk signifikante leads har nok denne effekten oppstått allerede før nedleggelsene ble gjennomført.

Joint significance test for leads and lags		Joint significance test for leads and lags	
LEADS		LEADS	
F-stat:	398.9288	F-stat:	1053.5022
P-value:	0.0000	P-value:	0.0000
Degrees of freedom	(4,62625)	Degrees of freedom	(4,70393)
LAGS		LAGS	
F-stat:	1804.2208	F-stat:	1088.7056
P-value:	0.0000	P-value:	0.0000
Degrees of freedom	(6,62625)	Degrees of freedom	(6,70393)

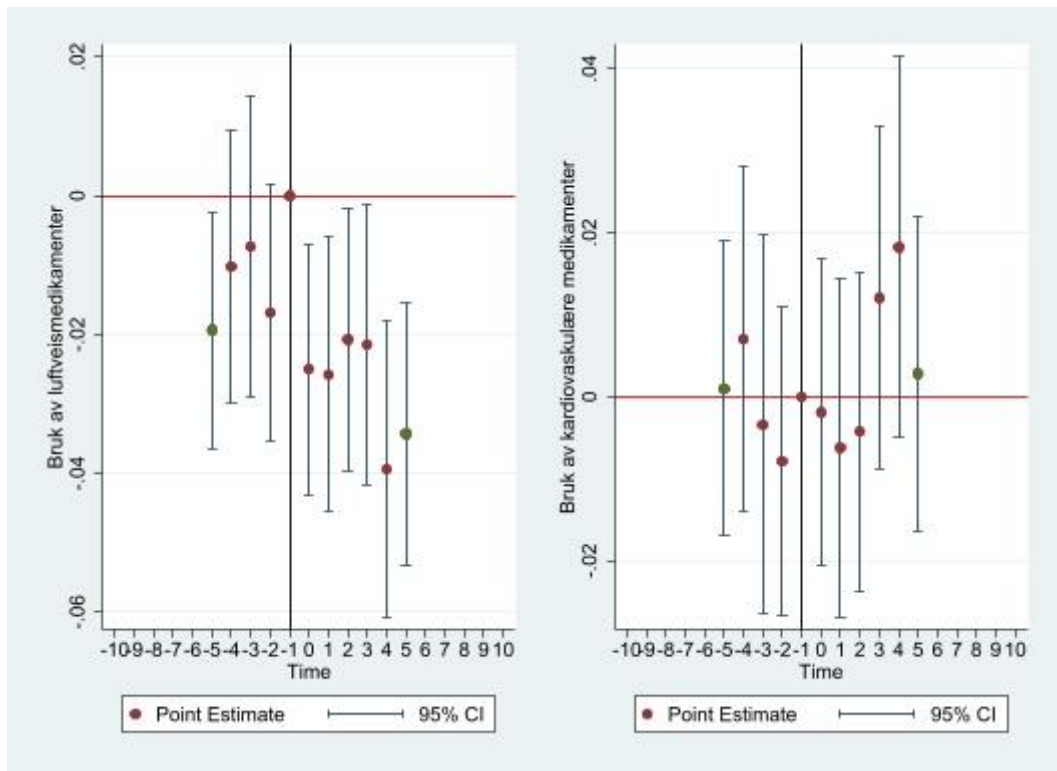
¹⁴ Jeg tar utgangspunkt i et signifikansnivå på 5 %.

Joint significance test for leads and lags		Joint significance test for leads and lags	
LEADS		LEADS	
F-stat:	1030.9428	F-stat:	1516.5330
P-value:	0.0000	P-value:	0.0000
Degrees of freedom	(4,62625)	Degrees of freedom	(4,70393)
LAGS		LAGS	
F-stat:	816.7746	F-stat:	2579.1613
P-value:	0.0000	P-value:	0.0000
Degrees of freedom	(6,62625)	Degrees of freedom	(6,70393)

Figur 6: Felles signifikanstester for nedstenging av kullkraftverk på $PM_{2.5}$, PM_{10} , SO_2 og NO_x

6.4 Eventstudie av helseeffekter

Hovedspesifikasjonen i denne analysen gjelder eventstudiene av nedstenging av kullkraftverk på hver av de to typene medikamentbruk. Utfallsvariablene er indikatorvariabler, og derfor tolkes de estimerte regresjonskoeffisientene som marginaleffekter av regressorene på sannsynligheten for at individet bruker det aktuelle medikamentet. Fra Figur 7 viser de brede konfidensintervallene at det er knyttet en del usikkerhet til estimatene. I etterkant av nedleggelsene av kullkraftverkene ser det ut til at sannsynligheten for å bruke medikamenter reduseres i begge tilfeller, og denne effekten er tydeligst for bruken av luftveismedikamenter. Det ser derimot ut til at denne nedgangen kan ha startet i forkant av dette, noe som igjen kan vurderes fra signifikanstestene.



Figur 7: Nedstenging av kullkraftverk på helseutfall

For luftveismedikamenter tilsier signifikanstestene til venstre i Figur 8 at samtlige leads ikke er statistisk signifikante, imens lags derimot er statistisk signifikant forskjellige fra null, men ikke med betydelig margin. Dette kan tyde på at nedleggelsene av kullkraftverk har hatt en effekt på sannsynligheten for å bruke luftveismedikamenter, gitt de inkluderte kontrollvariablene relatert til helse og livsstil som ble beskrevet i underkapittel 5.2. Fra signifikanstestene i forbindelse med bruken av kardiovaskulære medikamenter ser derimot ikke dette ut til å være tilfellet, gitt lave F-verdier og høye P-verdier for både leads og lags. Dermed tyder dette på at det trolig er annet som i større grad påvirker variasjonen i bruken av kardiovaskulære medikamenter, enn nedleggelsen av kullkraftverk.

Joint significance test for leads and lags		Joint significance test for leads and lags	
LEADS		LEADS	
F-stat:	1.6208	F-stat:	0.5465
P-value:	0.1659	P-value:	0.7016
Degrees of freedom	(4,63686)	Degrees of freedom	(4,63686)
LAGS		LAGS	
F-stat:	2.7422	F-stat:	1.2107
P-value:	0.0115	P-value:	0.2971
Degrees of freedom	(6,63686)	Degrees of freedom	(6,63686)

Figur 8: Felles signifikanstester for nedstenging av kullkraftverk på bruk av luftveismedikamenter (t.v.) og bruk av kardiovaskulære medikamenter (t.h.)

7. Robusthetssjekker

Jeg utfører ulike robusthetssjekker for å vurdere robustheten ved resultatene fra eventstudiene på helseutfall presentert ovenfor¹⁵. Den første av disse gjelder bruk av alternative utfallsvariabler, blant annet for å vurdere om det er andre sykdomsvariabler som kunne ha vært bedre egnet til å fange opp helseeffekten av redusert luftforurensing, og samtidig for å vurdere om det er andre forhold som også blir påvirket av nedstengningene av kullkraftverk. Jeg utfører også heterogenitetsanalyser for alder og kjønn for å henholdsvis vurdere effekten på bruken av medikamenter for barn og pensjonister, og kvinner og menn. Barn og pensjonister er grupper som gjerne anses som mer sårbare enn befolkningen ellers og dermed kan det vurderes om effekten vil være tydeligere for disse gruppene eller ei. Deretter utfører jeg så eventstudiene med alternative spesifikasjoner, hvor jeg først gjennomfører eventstudiene på helseutfall for den arbeidsdyktige alderen uten å begrense leads og lags til fem år før og etter nedstengningen av kullkraftverk, deretter for alle regioner slik at også London og South West inkluderes som rene kontrollgrupper, og til slutt vurderer jeg bruken av korreksjoner av standardavvikene.

7.1 Alternative utfallsvariabler

Når det gjelder de alternative utfallsvariablene har jeg sett på forekomsten av akutt sykdom de siste to ukene, forekomsten av hjerte- og karsykdommer, forekomsten av luftveissykdommer,

¹⁵ Se appendiks D for figurer for både plot og signifikanstester for samtlige robusthetssjekker. Alternative utfallsvariabler er presentert i Figur 9-10, heterogenitetsanalyser i Figur 11-16, og spesifikasjoner i Figur 17-22.

antall dager individet har kuttet hverdagsaktiviteter som følge av sykdom, og arbeidsledighet. For samtlige utfallsvariabler bortsett fra arbeidsledighetsraten, ser det ut til at nedstengingen av kullkraftverk har ført til at trenden i utviklingen av utfallsvariabelen har avtatt i etterkant. I tilfellet med arbeidsledighetsraten ser det ut til at trenden har økt i etterkant av nedleggelsene. Samtlige felles signifikanstester for leads og lags viser derimot at modellene ikke kan tilskrives disse effektene, enten som følge av at trendene allerede har oppstått i forkant eller som følge av at det er andre forhold som i større grad påvirker utfallsvariablene.

7.2 Heterogenitetsanalyser

For å vurdere effekten på andre deler av befolkningen enn den arbeidsdyktige, utfører jeg også eventstudiene kun for barn og kun for pensjonister. For barn ser det ut til at bruken av luftveismedikamenter er noe økende over perioden. Bruken av kardiovaskulære medikamenter ser derimot ut til å avta over perioden, men denne reduksjonen kan ha startet allerede før nedleggelsen av kullkraftverk. Signifikanstestene for leads og lags tilsier at effektene ikke nødvendigvis kan tilknyttes nedleggelsen av kullkraftverk, og trolig er det annet som i større grad påvirker bruken av medikamenter blant barn. I tilfellet med pensjonister, definert som individer over 64 år som derfor ikke regnes som en del av arbeidsstyrken i Storbritannia, ser trendene i medikamentbruk ut til å ligne de for den arbeidsdyktige delen av befolkningen. Signifikanstestene av leads og lags resulterer derimot i at nedleggelsene av kullkraftverk ikke ser ut til å ha hatt en statistisk signifikant effekt på hverken bruken av luftveismedikamenter eller kardiovaskulære medikamenter.

Eventstudier av nedstenging av kullkraftverk på bruken av de to typene medikamenter kan også utføres for menn og kvinner hver for seg, for å vurdere om effekten varierer avhengig av kjønn. Fra resultatene ser det ut til at effekten varierer noe mer for bruken av kardiovaskulære medikamenter, enn hva som er tilfellet for bruken av luftveismedikamenter. Førstnevnte ser ut til å øke for menn i slutten av perioden, men er mer varierende over perioden for kvinner hvor den reduseres allerede før nedleggelsen av kullkraftverk før den øker noe mot slutten av perioden. For luftveismedikamenter ser trenden ut til å være avtakende i etterkant av nedleggelsene, men senere i perioden for menn enn for kvinner. I følge signifikanstestene kan det foreligge en effekt fra nedleggelsen av kullkraftverk for bruk av luftveismedikamenter for

kvinner, men ellers tilsier disse testene at det ikke har blitt fanget opp en tydelig effekt i de øvrige modellene for hverken menn eller kvinner.

7.3 Alternative modellspesifikasjoner

Eventstudiene i oppgaven har blitt utført med en begrensning av tidsperioden til fem leads og lags, altså fem år før og etter nedstengningen av kullkraftverkene. Derfor inkluderer jeg en alternativ spesifisering hvor jeg ikke foretar denne tidsbegrensningen¹⁶. I utgangspunktet ble begrensningen inkludert ettersom det er usikkert hvor langvarige effektene av nedstengningene av kullkraftverk er, og dermed kunne en begrensning forhindre at andre effekter påvirket estimatene. I tillegg vil færre regioner være behandlet jo lengre bort fra behandlingstidspunktet man kommer, og estimatene lengre ute er dermed basert på færre observasjoner og er derav mer usikre (Clarke & Schythe, 2021, s. 869-873). Det helhetlige bildet ubegrensede leads og lags gir tyder på at bruken av luftveismedikamenter er tydelig avtakende i etterkant av nedstengningene, imens bruken av kardiovaskulære medikamenter er mer stabil over perioden men med kortere perioder med oppgang og nedgang. Fra signifikanstestene ser det ut til at hverken leads eller lags er statistisk signifikante, og modellen slik den er spesifisert her ser ikke ut til å fange opp en kausal effekt av nedstengninger på helseutfallene.

Som nevnt tidligere har jeg valgt å ikke inkludere London og South West som kontrollgrupper i eventstudiene for øvrig i oppgaven, ettersom de siste kullkraftverkene i disse regionene ble lagt ned før analyseperioden. Dersom samtlige regioner er inkludert i eventstudiene, er bruken av luftveismedikamenter nedgående også her, imens bruken av kardiovaskulære medikamenter reduseres før den så stiger. I begge tilfeller ser trenden ut til å ha startet før nedleggelsene, men fra signifikanstesten kan det tolkes som at dette kun er tilfellet for luftveismedikamenter. Inkludering av regioner som ikke har lagt ned kullkraftverk i løpet av analyseperioden ser altså ikke ut til å endre på resultatene fra hovedspesifikasjonen.

I eventstudiene ellers i oppgaven er modellen korrigert for heteroskedastisitet, som følge av mulig samvariasjon innad i regionene, ved å ta i bruk robuste standardfeil. Cluster-robuste

¹⁶ I øvrige eventstudier hvor tidsperioden er begrenset vil de ytterste leads og lags være estimert basert på en akkumulering av resterende leads og lags som ikke er inkludert, dette er indikert av den grønne fargen disse punktene er markert med. Av den grunn kan disse punktene tolkes som estimat på den langsiktige virkningen for alle leads og lags etter disse punktene.

standardfeil og wild cluster bootstrap er alternative metoder for korrigerings, og for å vurdere om resultatene endrer seg ved bruk av slike metoder utfører jeg eventstudiene med disse. Jeg sammenligner også korreksjonsmetodene med resultatene modellen produserer uten å korrigere for heteroskedastisitet. Resultatene tyder på at trendene for bruk av luftveismedikamenter og bruk av kardiovaskulære medikamenter ikke ser ut til å endre seg nevneverdig i de tre alternative spesifikasjonene i forhold til hovedspesifikasjonen. Signifikanstestene viser derimot at cluster-robuste standardfeil som antatt er lite egnet gitt det lave antallet regioner i datasettet, som tolket fra de svært høye F-verdiene for lags for både luftveismedikamenter og kardiovaskulære medikamenter. Forskjellene i signifikanstestene for de øvrige spesifikasjonene ser ikke ut til å være betydelige, og indikerer at korrigeringen av standardfeilene i hovedspesifikasjonen trolig ikke har bidratt til feilaktig vurdering av den statistiske signifikansen ved leads og lags, og dermed hvorvidt det foreligger en effekt i modellen eller ei.

8. Oppsummering og diskusjon

Fra den deskriptive statistikken viser utviklingen i konsentrasjonen for luftforurensere at samtlige er avtakende over tid og med enkelte gjentakende mønster over perioden for hver av dem, men dette mønsteret ser ikke ut til å være påvirket av hvilke regioner som har eller ikke har lagt ned kullkraftverk. Gitt at luftforurensere har forskjellig karakteristikk, at metrologiske forhold kan ha innvirkning på konsentrasjonen, og at målingene ikke spesifikt er knyttet til utslipp fra kullkraftverk er dette blant årsakene som kan tyde på at data fra målestasjoner slik de blir brukt her kan medføre en del støy i estimat av virkninger av redusert luftforurensing ettersom nedgangen i konsentrasjonen av forurensere ikke ser ut til å være like tydelig som den offisielt rapporterte nedgangen i utslipp fra kullkraftverk nevnt tidligere.

Den deskriptiv statistikk for kontrollvariablene tyder på at det har forekommet noen endringer over tid, og i noen tilfeller blant regioner, i de fleste av kontrollvariablene, deriblant arbeidsledighet, industrielle arbeidsplasser, inntekt, urban bosetting, utdanning, røyking og KMI. Disse endringene tilsier at man bør kontrollere for slike forhold videre i analysene, ettersom de kan ha innvirkning på helseutfallene. Dette indikerer også de parvise korrelasjonene, selv om samvariasjonen blant kontrollvariablene og utfallsvariablene sjeldent er betydelige og heller ikke statistisk signifikante i samtlige tilfeller. Når det gjelder bruken av

medikamenter kan det se ut til at bruken av luftveismedikamenter har økt noe over perioden, imens bruken av kardiovaskulære medikamenter har holdt seg stabil.

Videre viser resultatene fra de lineære regresjonsanalysene med bruk av MKM at effekten av økt luftforurensing på bruk av luftveismedikamenter er negativ, men positiv på bruk av kardiovaskulære medikamenter selv med kontrollvariabler. Regresjoner med samtlige luftforurenserne gir ellers varierte resultater, med flere indikasjoner på at økt konsentrasjon medfører redusert medikamentbruk. Dette er ikke fullstendig som forventet gitt resultatene fra tidligere forskning hvor redusert luftforurensing har vist seg å bidra til bedret helse i flere ulike settinger. Gitt mulige endogenitetsproblemer som følge av at individers eksponering for luftforurensing gjerne er påvirket av individene selv gjennom sortering inn i områder, utfører jeg regresjoner med nedleggelse av kullkraftverk på hver av luftforurenserne. Tanken er at nedleggelsene av kullkraftverk skal brukes som et instrument på luftforurensing, og dette krever at nedleggelsene kun påvirker helseutfallene gjennom å ha innvirkning på konsentrasjonen av luftforurensing og ikke gjennom å fange opp allerede eksisterende trender i bruken av medikamenter.

Regresjonene resulterer i statistisk signifikante negative effekter av nedstenging på samtlige konsentrasjoner av luftforurensing, selv med kontrollvariabler, men kun statistisk signifikant reduksjon i bruken av luftveismedikamenter med inkluderte kontrollvariabler. Effekten på kardiovaskulære medikamenter er derimot positiv, og kun statistisk signifikant uten kontrollvariabler. Dette indikerer at nedleggelse kan være et relevant instrument på luftforurensing, og at det kan foreligge en sammenheng mellom redusert luftforurensing og bruken av medikamenter. Derimot tilsier modellens lave forklaringskraft i tilfellene med medikamentbruk at det trolig er annet som også påvirker bruken av medikamentene. For å vurdere om instrumentet er eksogent, gjennomfører jeg eventstudier som gir meg muligheten til å vurdere utviklingen i utfallsvariablene både før og etter nedleggelsen av kullkraftverk, slik at jeg kan undersøke nærmere om nedleggelsen av kullkraftverk faktisk fanger opp virkningen av redusert luftforurensing og ikke effekten av andre påvirkende forhold eller allerede eksisterende trender.

Eventstudiene for hver av luftforurenserne resulterer i kortsiktig reduksjon i konsentrasjonen i hver av dem etter nedleggelsen av kullkraftverk. Visuelt ser det ut til at denne reduksjonen stort sett er en del av en trend som oppsto allerede før nedleggelsen, og signifikanstestene av leads

bekrefter dette. Dette kan anses som en indikasjon på at nedleggelse av kullkraftverk ikke er et like passende instrument på luftforurensing som jeg hadde håpet på, ettersom det ser ut til å fange opp allerede eksisterende trender, og ikke kun effekten av reduserte utslipp som følge av nedleggelse. Eventstudiene av instrumentet på bruk av luftveismedikamenter og bruk av kardiovaskulære medikamenter viser at sannsynligheten for å bruke disse medikamentene reduseres i etterkant av nedleggelsene, men denne effekten er kun statistisk signifikant for luftveismedikamenter. Effekten på kardiovaskulære medikamenter er dessuten mer varierende, og gjerne er det dermed andre forhold som i større grad påvirker bruken av medikamenter enn luftforurensing. De gjennomgående forskjellige effektene på hver av medikamenttypene kan også anses som indikasjoner på dette, gitt at økt luftforurensing er forbundet med økt forekomst av slike sykdommer og at det dermed er forventet at redusert luftforurensing kan redusere bruken av begge typene medikamenter. Generelt knyttes det en del usikkerhet til estimatene, og jeg utfører en rekke robusthetssjekker for å vurdere resultatene ytterligere.

Resultatene fra disse robusthetssjekkene avviker ikke nevneverdig fra hovedspesifikasjonen, og understreker at modellen ikke fanger opp tydelige effekter i medikamentbruken som kan tilskrives nedleggelsen av kullkraftverk, selv ikke hos den sårbare delen av befolkningen eller ved bruk av alternative spesifikasjoner. Modellen identifiserer heller ikke statistisk signifikante effekter i noen av de andre alternative utfallsvariablene selv om det visuelt ser ut til å ha forekommet endringer i trendene i etterkant av nedleggelsene. Mangelen på signifikante effekter tyder derimot på at det trolig er andre forhold som driver også disse trendene. Sett sammen med de generelt små og usikre effektene av nedleggelsen av kullkraftverk på bruken av medikamenter i hovedspesifikasjonen, kan dette tyde på at nedleggelsen av kullkraftverk ikke er et passende instrument for å isolere effekten av redusert luftforurensing på helseutfall, i hvert fall ikke slik det har blitt anvendt her.

Ettersom det kan se ut til at det er andre forhold som i større grad påvirker utfallsvariablene ville det ha vært av interesse å kontrollere for flere faktorer som kan være av betydning. I denne oppgaven har jeg eksempelvis ikke hatt mulighet til å kontrollere for individenes tilgang på og bruk av helsetjenester, eller deres inntak av alkohol, noe som kan tenkes å påvirke deres helsetilstand. Jeg har heller ikke hatt mulighet til å vurdere hvorvidt individene tilpasser sin atferd for å unngå luftforurensing, og derfor er det usikkert om dette kan ha påvirket estimatene. Det kunne også ha vært interessant å vurdere behandlingseffektene dersom jeg hadde benyttet meg av forurensingsdata på lokalt nivå, og hvorvidt dette kunne ha bidratt til å isolere

behandlingseffekten gjennom å ytterligere innsnevre de geografiske områdene for å utelukke en del støy fra regionene for øvrig. Helsedataen jeg benyttet meg av har en regional inndeling, og derfor har jeg ikke utforsket denne muligheten nærmere. Inkludering av andre variabler som kunne ha gjort rede for støy i forurensingsdataen, slik som informasjon om metrologiske forhold eller utslipp direkte fra kullkraftverk, kunne også ha vært av betydning.

9. Konklusjon

Til tross for at tidligere forskning tyder på at redusert luftforurensing kan bidra til en rekke helsefordeler, avdekker ikke analysene foretatt i denne oppgaven tydelige helseeffekter ved å benytte nedstengning av kullkraftverk i en rekke regioner i England mellom 2001 og 2019 som instrument på variasjon i luftforurensing. Selv om både lineære regresjonsanalyser og eventstudier med tids- og regionsfaste effekter og kontrollvariabler på en del relevante helse- og livsstilsvariabler tyder på at nedleggelsene kan ha bidratt til å redusere sannsynligheten for å bruke luftveismedikamenter, er ikke denne effekten tydelig statistisk signifikant. Modellen fanger ikke opp en effekt på sannsynligheten for å bruke kardiovaskulære medikamenter, og resultatene fra analysene tyder generelt på at det trolig er andre forhold som i større grad påvirker bruken av disse medikamentene.

Helhetlig ser det ut til at nedleggelse av kullkraftverk ikke er et like passende instrument som tiltenkt, ettersom reduksjonen av luftforurensing i etterkant av nedstengingene ser ut til å ha startet allerede i forkant. De lite tydelige effektene på bruken av medikamenter indikerer også at instrumentet trolig har fanget opp virkningen av andre påvirkende forhold eller allerede eksisterende trender i utfallsvariablene. Analysene utført er kun forenklete tilnærminger til de faktiske effektene av nedstengingene, og med ytterligere data på forhold relatert til individers helse og deres mulige tilpasning til forurensing i tillegg til data på metrologiske forhold eller utslipp direkte fra kullkraftverk, gjerne på lokalt nivå, kan det være en mulighet for at slike analyser kan fange opp en tydeligere behandlingseffekt av redusert luftforurensing.

10. Litteraturliste

- Angrist, J. D. & Pischke, J. S. (2009). *Mostly Harmless Econometrics*. Princeton University Press.
- Barreca, A. I., Neidell, M. & Sanders, N. J. (2021). Long-run pollution exposure and mortality: Evidence from the Acid Rain Program. *Journal of Public Economics*, 200, 1-18. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jpubeco.2021.104440>
- Barreira, A., Patierno, M. & Bautista, C. R. (2017). *Impacts of pollution on our health and the planet: The case of coal power plants* (Perspectives Issue No. 28). UN environment. <https://www.unep.org/resources/perspective-series/issue-no-28-impacts-pollution-our-health-and-planet-case-coal-power>
- Borusyak, K., Jaravel, X. & Spiess, J. (2021). Revisiting Event Study Designs: Robust and Efficient Estimation. *CEPR Discussion Papers*, 17247, 1-85. <https://doi.org/https://doi.org/10.48550/arXiv.2108.12419>
- Chay, K. Y. & Greenstone, M. (2003a). Air Quality, Infant Mortality, and the Clean Air Act of 1970. *NBER Working Paper Series*, 10052. <https://doi.org/https://doi.org/10.3386/w10053>
- Chay, K. Y. & Greenstone, M. (2003b). The Impact of Air Pollution on Infant Mortality: Evidence from Geographic Variation in Pollution Shocks Induced by a Recession. *The Quarterly Journal of Economics*, 118(3), 1121-1167. <https://doi.org/https://doi.org/10.1162/00335530360698513>
- Chay, K. Y. & Greenstone, M. (2005). Does Air Quality Matter? Evidence from the Housing Market. *Journal of Political Economy*, 113(2), 376-424. <https://doi.org/https://doi.org/10.1086/427462>
- Clarke, D. & Schythe, K. T. (2021). Implementing the panel event study. *The Stata Journal*, 21(4), 853-884. <https://doi.org/https://doi.org/10.1177/1536867X211063144>
- Climate Change Committee. (2020). *The Sixth Carbon Budget - Methodology Report* (Sixth Carbon Budget). Climate Change Committee. <https://www.theccc.org.uk/publication/sixth-carbon-budget/>
- Currie, J., Davis, L., Greenstone, M. & Walker, R. (2015). Environmental Health Risks and Housing Values: Evidence from 1,600 Toxic Plant Openings and Closings. *American Economic Review* 105(2), 678-709. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1257/aer.20121656>
- Currie, J. & Neidell, M. (2005). Air Pollution and Infant Health: What Can We Learn from California's Recent Experience? *The Quarterly Journal of Economics*, 120(3), 1003-1030. <https://doi.org/https://doi.org/10.1093/qje/120.3.1003>
- Currie, J., Neidell, M. & Schmieder, J. F. (2009). Air pollution and infant health: Lessons from New Jersey. *Journal of Health Economics*, 28(3), 688-703. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhealeco.2009.02.001>
- Currie, J. & Walker, R. (2011). Traffic Congestion and Infant Health: Evidence from E-ZPass. *American Economic Journal: Applied Economics*, 3(1), 65-90. <https://doi.org/https://doi.org/10.1257/app.3.1.65>
- DeCicca, P. & Malak, N. (2020). When good fences aren't enough: The impact of neighboring air pollution on infant health. *Journal of Environmental Economics and Management*, 102, 1-21. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jeem.2020.102324>
- Deng, G., Hernandez, M. A. & Xu, S. (2020). When Power Plants Leave Town: Environmental Quality and the Housing Market in China. *Environmental and Resource Economics*, 77, 751-780. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10640-020-00517-x>
- Department for Business, Energy & Industrial Strategy, Trevelyan, A. M. & Sharma, A. (2021, 30. juni). *End to coal power brought forward to October 2024*. GOV.UK.

- <https://www.gov.uk/government/news/end-to-coal-power-brought-forward-to-october-2024>
- Department for Business, Energy & Industrial Strategy,. (2021). *UK energy in brief 2021*. GOV.UK. <https://www.gov.uk/government/statistics/uk-energy-in-brief-2021>
- Department for Environment, Food & Rural Affairs,. (2021). *Air Pollution in the UK 2020*. Department for Environment, Food and Rural Affairs,. <https://uk-air.defra.gov.uk/library/annualreport/>
- Department for Environment, Food & Rural Affairs,. (2022a, 18. februar). *Emissions of air pollutants in the UK – Nitrogen oxides (NOx)*. <https://www.gov.uk/government/statistics/emissions-of-air-pollutants/emissions-of-air-pollutants-in-the-uk-nitrogen-oxides-nox>
- Department for Environment, Food & Rural Affairs,. (2022b, 18. februar). *Emissions of air pollutants in the UK – Particulate matter (PM10 and PM2.5)*. <https://www.gov.uk/government/statistics/emissions-of-air-pollutants/emissions-of-air-pollutants-in-the-uk-particulate-matter-pm10-and-pm25>
- Department for Environment, Food & Rural Affairs,. (2022c, 18. februar). *Emissions of air pollutants in the UK – Sulphur dioxide (SO2)*. <https://www.gov.uk/government/statistics/emissions-of-air-pollutants/emissions-of-air-pollutants-in-the-uk-sulphur-dioxide-so2>
- European Environment Agency. (2020). *Air quality in Europe - 2020 report* (EEA Report 09/2020). European Environment Agency. <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2020-report>
- Folkehelseinstituttet. (2004, 3. februar). *Kroppsmasseindeks (KMI) og helse*. <https://www.fhi.no/fp/overvekt/kroppsmasseindeks-kmi-og-helse/>
- Folkehelseinstituttet. (2017, 4. desember). *Svevestøv*. <https://www.fhi.no/nettpub/luftkvalitet/temakapitler/svevestov/>
- Folkehelseinstituttet. (2019a, 31. januar). *Nitrogendioksid*. <https://www.fhi.no/nettpub/luftkvalitet/temakapitler/nitrogendioksid2/>
- Folkehelseinstituttet. (2019b, 31. januar). *Svoveldioksid*. <https://www.fhi.no/nettpub/luftkvalitet/temakapitler/svoveldioksid/>
- Gehrsitz, M. (2017). The effect of low emission zones on air pollution and infant health. *Journal of Environmental Economics and Management*, 83, 121-144. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jeem.2017.02.003>
- Giaccherini, M., Kopinska, J. & Palma, A. (2021). When particulate matter strikes cities: Social disparities and health costs of air pollution. *Journal of Health Economics*, 78, 1-23. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhealeco.2021.102478>
- Gibson, M. & Carnovale, M. (2015). The effects of road pricing on driver behavior and air pollution. *Journal of Urban Economics*, 89, 62-73. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jue.2015.06.005>
- Greenstone, M. & Hanna, R. (2014). Environmental Regulations, Air and Water Pollution, and Infant Mortality in India. *American Economic Review*, 104(10), 3038–3072. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1257/aer.104.10.3038>
- Hanna, R. & Oliva, P. (2015). The effect of pollution on labor supply: Evidence from a natural experiment in Mexico City. *Journal of Public Economics*, 122, 68-79. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jpubeco.2014.10.004>
- Historic England. (2015). *20th-Century Coal- and Oil-Fired Electric Power Generation: Introductions to Heritage Assets* (Guidance). <https://historicengland.org.uk/images-books/publications/iha-20thcentury-coal-oil-fired-electric-power-generation/>
- International Energy Agency. (2021). *Phasing Out Unabated Coal: Current status and three case studies* (Fuel report - October 2021). <https://www.iea.org/reports/phasing-out-unabated-coal-current-status-and-three-case-studies>
- Ito, K. & Zhang, S. (2020). Willingness to Pay for Clean Air: Evidence from Air Purifier Markets in China. *Journal of Political Economy*, 128(5), 1627-1672. <https://doi.org/https://doi.org/10.1086/705554>

- Janke, K. (2014). Air pollution, avoidance behaviour and children's respiratory health: Evidence from England. *Journal of Health Economics*, 38, 23-42.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhealeco.2014.07.002>
- Jans, J., Johansson, P. & Nilsson, J. P. (2014). *Economic Status, Air Quality, and Child Health: Evidence from Inversion Episodes* (IZA Discussion Paper 7929). IZA.
<https://www.iza.org/publications/dp/7929/economic-status-air-quality-and-child-health-evidence-from-inversion-episodes>
- Li, P., Lu, Y. & Wang, J. (2020). The effects of fuel standards on air pollution: Evidence from China. *Journal of Development Economics*, 146, 1-19.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jdeveco.2020.102488>
- Littlecott, C., Burrows, L. & Skillings, S. (2018). *Insight from the UK coal phase-out experience: Report to Chile Decarbonisation Roundtable*. E3G. <https://www.jstor.org/stable/resrep21851>
- Luechinger, S. (2014). Air pollution and infant mortality: A natural experiment from power plant desulfurization. *Journal of Health Economics*, 37, 219-231.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhealeco.2014.06.009>
- NatCen Social Research, University College London & Department of Epidemiology and Public Health. (u.å.). *The Health Survey for England* (8860, 8649, 8488, 8334, 8280, 7919, 7649, 7480, 7260, 6986, 6732, 6397, 6112, 5809, 5675, 5439, 5098, 4912, 4628) [Datasett]. UK Data Service.
<https://beta.ukdataservice.ac.uk/datacatalogue/series/series?id=2000021>
- Neidell, M. (2004). Air pollution, health, and socio-economic status: the effect of outdoor air quality on childhood asthma. *Journal of Health Economics*, 23(6), 1209-1236.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhealeco.2004.05.002>
- Office for National Statistics. (2020, 16. juni). *A guide to labour market statistics*.
<https://www.ons.gov.uk/employmentandlabourmarket/peopleinwork/employmentandemployeetypes/methodologies/aguidetolabourmarketstatistics-employment>
- Office for National Statistics. (2021a). *Region by industry labour productivity* [Datasett].
<https://www.ons.gov.uk/economy/economicoutputandproductivity/productivitymeasures/datasets/industrybyregionlabourproductivity>
- Office for National Statistics. (2021b). *Regional gross disposable household income, UK: 1997 to 2019* [Datasett].
<https://www.ons.gov.uk/economy/regionalaccounts/grossdisposablehouseholdincome/bulletins/regionalgrossdisposablehouseholdincomegdhi/1997to2019>
- Office for National Statistics. (2022a). *LFS: ILO unemployment rate: East Midlands: All: %: SA* [Datasett].
<https://www.ons.gov.uk/employmentandlabourmarket/peoplenotinwork/unemployment/timeseries/ycnf/lms>
- Office for National Statistics. (2022b). *LFS: ILO unemployment rate: East: All: %: SA* [Datasett].
<https://www.ons.gov.uk/employmentandlabourmarket/peoplenotinwork/unemployment/timeseries/ycnh/lms>
- Office for National Statistics. (2022c). *LFS: ILO unemployment rate: London: All: %: SA* [Datasett].
<https://www.ons.gov.uk/employmentandlabourmarket/peoplenotinwork/unemployment/timeseries/ycni/lms>
- Office for National Statistics. (2022d). *LFS: ILO unemployment rate: North East: All: %: SA* [Datasett].
<https://www.ons.gov.uk/employmentandlabourmarket/peoplenotinwork/unemployment/timeseries/ycnc/lms>
- Office for National Statistics. (2022e). *LFS: ILO unemployment rate: North West (GOR): All: %: SA* [Datasett].
<https://www.ons.gov.uk/employmentandlabourmarket/peoplenotinwork/unemployment/timeseries/ycnd/lms>
- Office for National Statistics. (2022f). *LFS: ILO unemployment rate: South East (GOR): All: %: SA* [Datasett].

- <https://www.ons.gov.uk/employmentandlabourmarket/peoplenotinwork/unemployment/timeseries/ycnj/lms>
- Office for National Statistics. (2022g). *LFS: ILO unemployment rate: South West: All: %: SA* [Dataset]. <https://www.ons.gov.uk/employmentandlabourmarket/peoplenotinwork/unemployment/timeseries/ycnk/lms>
- Office for National Statistics. (2022h). *LFS: ILO unemployment rate: West Midlands: All: %: SA* [Dataset]. <https://www.ons.gov.uk/employmentandlabourmarket/peoplenotinwork/unemployment/timeseries/ycng/lms>
- Office for National Statistics. (2022i). *LFS: ILO unemployment rate: Yorks & the Humber: All: %: SA* [Dataset]. <https://www.ons.gov.uk/employmentandlabourmarket/peoplenotinwork/unemployment/timeseries/ycne/lms>
- Public Health England. (2018a). *Estimation of costs to the NHS and social care due to the health impacts of air pollution: summary report*. GOV.UK. <https://www.gov.uk/government/publications/air-pollution-a-tool-to-estimate-healthcare-costs>
- Public Health England. (2018b, 14. november). *Health matters: air pollution*. GOV.UK. <https://www.gov.uk/government/publications/health-matters-air-pollution/health-matters-air-pollution>
- Raff, Z. & Walter, J. M. (2020). Evaluating the Efficacy of Ambient Air Quality Standards at Coal-Fired Power Plants. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 45(3), 428-444. <https://doi.org/https://doi.org/10.22004/ag.econ.303600>
- Rivera, N. M. & Loveridge, S. (2022). Coal-to-gas fuel switching and its effects on housing prices. *Energy Economics*, 106, 1-17. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eneco.2021.105733>
- Tanaka, S. (2015). Environmental regulations on air pollution in China and their impact on infant mortality. *Journal of Health Economics*, 42, 90-103. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhealeco.2015.02.004>
- UK Air. (u.å.-a). *About this ambient air quality map* [Dataset]. Department for Environment, Food & Rural Affairs. <https://uk-air.defra.gov.uk/data/gis-mapping/>
- UK Air. (u.å.-b). *Glossary*. Department for Environment, Food & Rural Affairs. https://uk-air.defra.gov.uk/air-pollution/glossary?glossary_id=31
- UK Air. (u.å.-c). *Modelled background pollution data*. Department for Environment, Food & Rural Affairs. <https://uk-air.defra.gov.uk/data/pcm-data>
- UK Data Service. (u.å.). *About us*. <https://ukdataservice.ac.uk/about/>
- UK Research and Innovation. (u.å.). *Who we are*. <https://www.ukri.org/about-us/who-we-are/>
- Wolff, H. (2013). Keep Your Clunker in the Suburb: Low-emission Zones and Adoption of Green Vehicles. *The Economic Journal*, 124(578). <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/econj.12091>
- World Health Organization. (2017, 3. februar). *Determinants of health*. <https://www.who.int/news-room/questions-and-answers/item/determinants-of-health>
- World Health Organization. (2021). *WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329>
- Zivin, J. G. & Neidell, M. (2012). The Impact of Pollution on Worker Productivity. *American Economic Review*, 102(7), 3652–3673. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1257/aer.102.7.3652>

Appendiks A: Variabelliste

- Årstall (year):
 - 2001
 - 2002
 - 2003
 - 2004
 - 2005
 - 2006
 - 2007
 - 2008
 - 2009
 - 2010
 - 2011
 - 2012
 - 2013
 - 2014
 - 2015
 - 2016
 - 2017
 - 2018
 - 2019
- Region (gora):
 - 1 North East (A)
 - 2 North West (B)
 - 3 Yorkshire and The Humber (D)
 - 4 East Midlands (E)
 - 5 West Midlands (F)
 - 6 East of England (G)
 - 7 London (H)
 - 8 South East (H)
 - 9 South West (K)
- Alder (ag16g10):
 - 0 0-15

- 1 16-24
- 2 25-34
- 3 35-44
- 4 45-54
- 5 55-64
- 6 65-74
- 7 75+
- Kjønn (sex):
 - 1 Mann
 - 2 kvinne
- Urban bosetting (urban):
 - 1 Urban
 - 2 Forstad
 - 3 Rural
- Utdanning (topqual3):
 - 1 NVQ4/NVQ5/grad eller tilsvarende
 - 2 Høyere utdanning lavere enn grad
 - 3 NVQ3/GCE Level eller tilsvarende
 - 4 NVQ2/GCE O Level eller tilsvarende
 - 5 NVQ1/CSE eller tilsvarende
 - 6 Utenlandsk utdanning eller annet
 - 7 Ingen utdanning
- Antall dager kuttet på grunn av sykdom (dayscut):
 - Verdi viser til antall dager
- Kardiovaskulære sykdommer (comp7):
 - 0 Har ikke sykdom
 - 1 Har sykdom
- Luftveissykdommer (comp8):
 - 0 Har ikke sykdom
 - 1 Har sykdom
- Bruk av medikamenter mot kardiovaskulære sykdommer (medtyp1):
 - 0 Nei
 - 1 Ja
- Bruk av medikamenter mot luftveissykdommer (medtyp3):

- 0 Nei
- 1 Ja
- Kroppsmasseindeks (KMI):
 - Verdi viser til beregnet KMI
- Noen i husstanden røyker (passm):
 - 1 Ja
 - 2 Nei
- Egen røykestatus (cigst1):
 - 1 Har aldri røyket sigaretter
 - 2 Pleide å røyke av og til
 - 3 Pleide å røyke regelmessig
 - 4 Røyker sigaretter nå
- Antall timer i uken eksponert for andres røyking (expsm):
 - Verdi viser til antall timer
- Foreldres røyking (parsm):
 - 1 Ingen av dem røyker
 - 2 En av dem røyker
 - 3 Begge røyker
- Hvorvidt omsorgsperson røyker (kun for barn) (chexpsm):
 - 1 Ja
 - 2 Nei
- Hvorvidt noen kan røyket sigaretter (kun for barn i alderen 8-15 år) (kcigevr):
 - 1 Ja
 - 2 Nei
- Hvor ofte og hvor mye røyker du (kun for barn i alderen 8-15 år) (kcigreg):
 - 1 Jeg har aldri røyket
 - 2 Jeg har kun røyket en eller to ganger
 - 3 Jeg røykte litt før, men jeg røyker ikke sigaretter nå lengre
 - 4 Jeg røyker noen ganger, men ikke hver uke
 - 5 Jeg røyker mellom én og seks sigaretter i uken
 - 6 Jeg røyker mer enn seks sigaretter i uken
- Regional arbeidsledighetsrate i prosent (unemp):
 - Verdier viser arbeidsledighetsraten i prosent
- GDHI per innbygger (gdhiperh):

- Verdier viser brutto disponibel husstandsinntekt per person i britiske pund
- Arbeidsproduktivitet per region (indjobb):
 - Verdier viser antall arbeidsplasser innenfor industriell virksomhet

Appendiks B: Tabeller for deskriptiv statistikk

Tabell 20: Kjønn

År	Antall obs.	Gj.	Std.av.	Differanse
2001	7771	1.545	0.498	1
2019	2687	1.579	0.494	1

Tabell 21: Røyking i husholdet

År	Antall obs.	Gj.	Std.av.	Differanse
2001	7768	1.683	0.465	1
2019	2684	1.914	0.281	1

Tabell 22: Antall timer eksponering for røyking i uken

År	Antall obs.	Gj.	Std.av.	Differanse
2001	7750	8.788	15.679	97
2019	2649	1.757	7.069	100

Tabell 23: Foreldres røyking

År	Antall obs.	Gj.	Std.av.	Differanse
2001	7668	2.122	0.761	2
2019	2559	1.950	0.803	2

Appendiks C: Tabeller for utskrifter fra eventstudier

Tabell 24: Eventstudie av nedstenging på luftforurensing

	(1)	(2)	(3)	(4)
	PM25	PM10	SO2	NOX
Kontrollvariabler	✓	✓	✓	✓
Tidsfaste effekter	✓	✓	✓	✓
Regionsfaste effekter	✓	✓	✓	✓
Lead 5	-0.2498*** (0.0477)	-2.7129*** (0.0885)	-2.2419*** (0.0538)	-13.6589*** (0.2110)
Lead 4	-0.3088*** (0.0353)	-0.7348*** (0.0758)	-0.1489** (0.0535)	-5.2148*** (0.1573)
Lead 3	-0.6163*** (0.0439)	-0.0621 (0.0738)	0.0085 (0.0495)	-6.0080*** (0.1664)
Lead 2	-1.6588*** (0.0478)	-2.6179*** (0.0683)	-0.2733*** (0.0438)	0.6223** (0.2013)
Lag 0	-2.3969*** (0.0420)	-1.2985*** (0.0915)	-1.5928*** (0.0465)	-6.2610*** (0.2251)
Lag 1	0.1153 (0.0788)	0.4840*** (0.1076)	-1.2498*** (0.0482)	0.0715 (0.2399)
Lag 2	-1.4710*** (0.0657)	-0.5640*** (0.1112)	-1.0464*** (0.0525)	3.4682*** (0.2928)
Lag 3	-0.0668 (0.0616)	1.9917*** (0.0958)	-1.3507*** (0.0543)	2.5736*** (0.2521)
Lag 4	2.4298*** (0.0617)	5.5146*** (0.1317)	-0.2810*** (0.0587)	18.3374*** (0.2994)
Lag 5	1.4305*** (0.0498)	5.3962*** (0.1066)	0.8112*** (0.0536)	22.3572*** (0.2299)
_cons	17.3074*** (0.1213)	44.0199*** (0.1520)	13.5085*** (0.0933)	119.1269*** (0.4675)
N	62661	70430	62661	70430
R ²	0.974	0.964	0.914	0.949
adj. R ²	0.974	0.964	0.914	0.949

Standard errors in parentheses

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

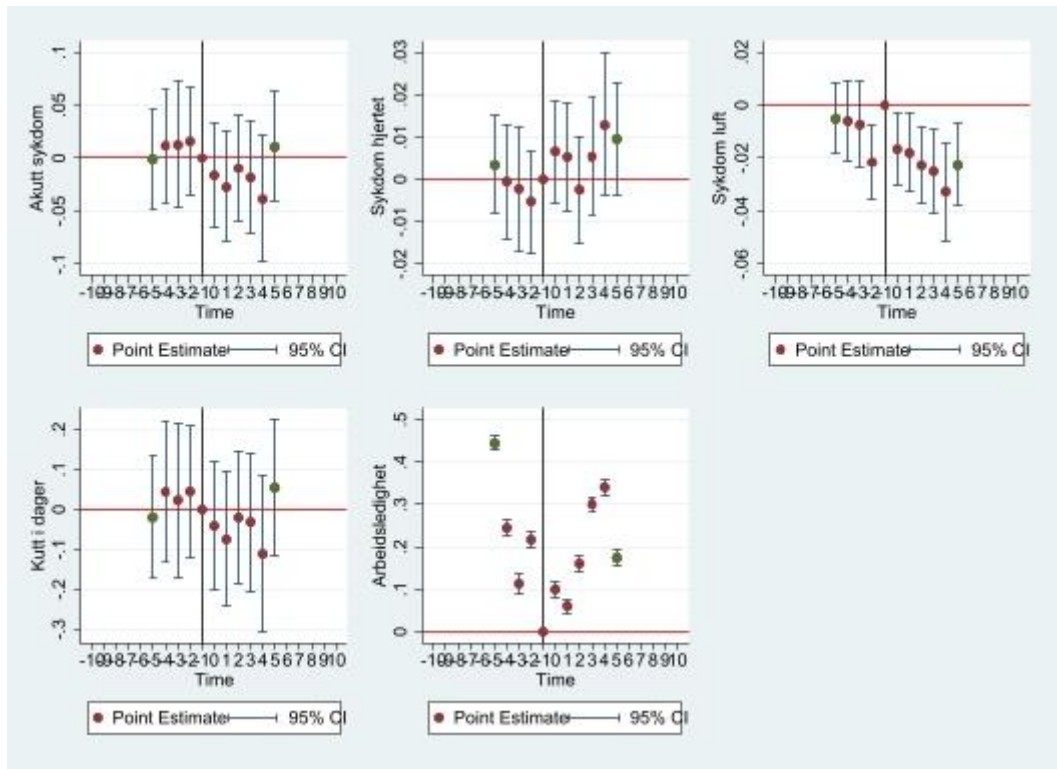
Tabell 25: Eventstudie av nedstenging på helseutfall

	(1)	(2)
	Luft. med.	Kard. med.
Kontrollvariabler	✓	✓
Tidsfaste effekter	✓	✓
Regionsfaste effekter	✓	✓
Lead 5	-0.0194* (0.0087)	0.0010 (0.0091)
Lead 4	-0.0102 (0.0100)	0.0070 (0.0107)
Lead 3	-0.0073 (0.0110)	-0.0034 (0.0118)
Lead 2	-0.0169 (0.0095)	-0.0079 (0.0096)
Lag 0	-0.0250** (0.0092)	-0.0019 (0.0095)
Lag 1	-0.0258* (0.0101)	-0.0062 (0.0106)
Lag 2	-0.0208* (0.0096)	-0.0042 (0.0099)
Lag 3	-0.0215* (0.0103)	0.0121 (0.0106)
Lag 4	-0.0394*** (0.0109)	0.0182 (0.0119)
Lag 5	-0.0344*** (0.0097)	0.0028 (0.0098)
_cons	-0.0120 (0.0520)	-0.2940*** (0.0574)
N	63733	63733
R ²	0.009	0.162
adj. R ²	0.008	0.162

Standard errors in parentheses

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

Appendiks D: Figurer for robusthetssjekker



Figur 9: Eventstudier av nedstenging av kullkraftverk på alternative utfallsvariabler

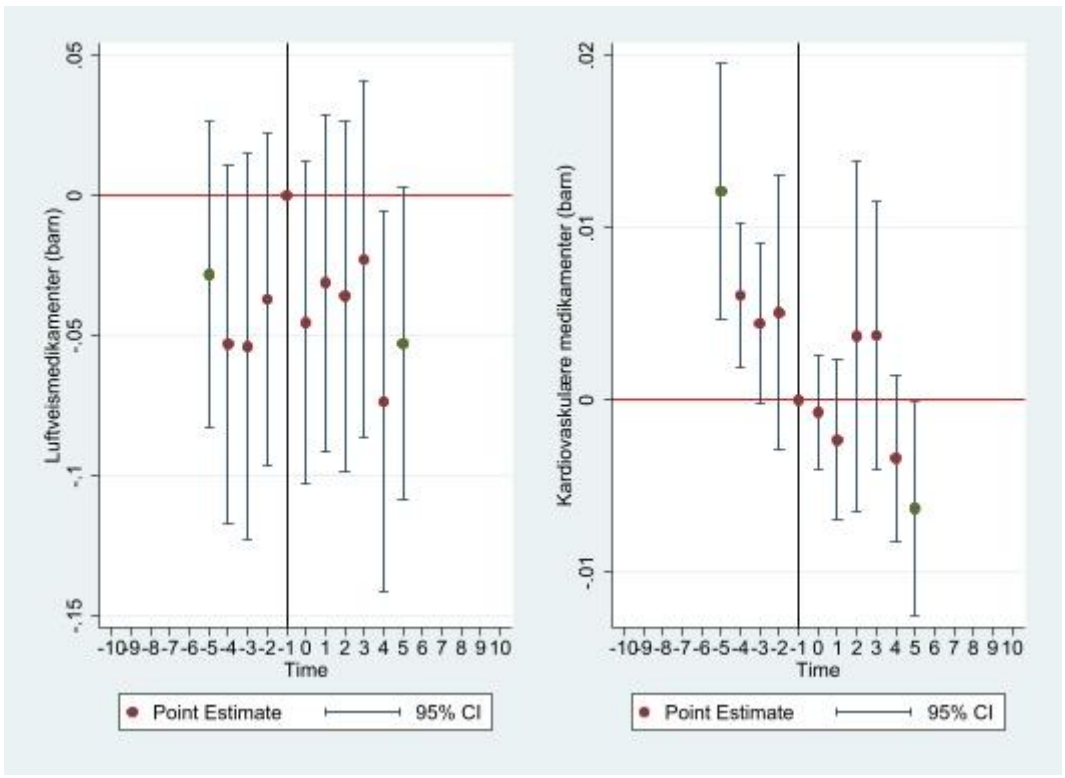
Joint significance test for leads and lags		Joint significance test for leads and lags	
LEADS		LEADS	
F-stat:	0.2248	F-stat:	0.6735
P-value:	0.9247	P-value:	0.6103
Degrees of freedom	(4,88571)	Degrees of freedom	(4,84955)
LAGS		LAGS	
F-stat:	0.9524	F-stat:	1.0271
P-value:	0.4560	P-value:	0.4052
Degrees of freedom	(6,88571)	Degrees of freedom	(6,84955)
Joint significance test for leads and lags		Joint significance test for leads and lags	
LEADS		LEADS	
F-stat:	2.8471	F-stat:	0.3176
P-value:	0.0225	P-value:	0.8663
Degrees of freedom	(4,84955)	Degrees of freedom	(4,88600)
LAGS		LAGS	
F-stat:	2.4805	F-stat:	0.9433
P-value:	0.0212	P-value:	0.4623
Degrees of freedom	(6,84955)	Degrees of freedom	(6,88600)

Joint significance test for
leads and lags

LEADS	
F-stat:	775.0021
P-value:	0.0000
Degrees of freedom	(4,88601)

LAGS	
F-stat:	427.8677
P-value:	0.0000
Degrees of freedom	(6,88601)

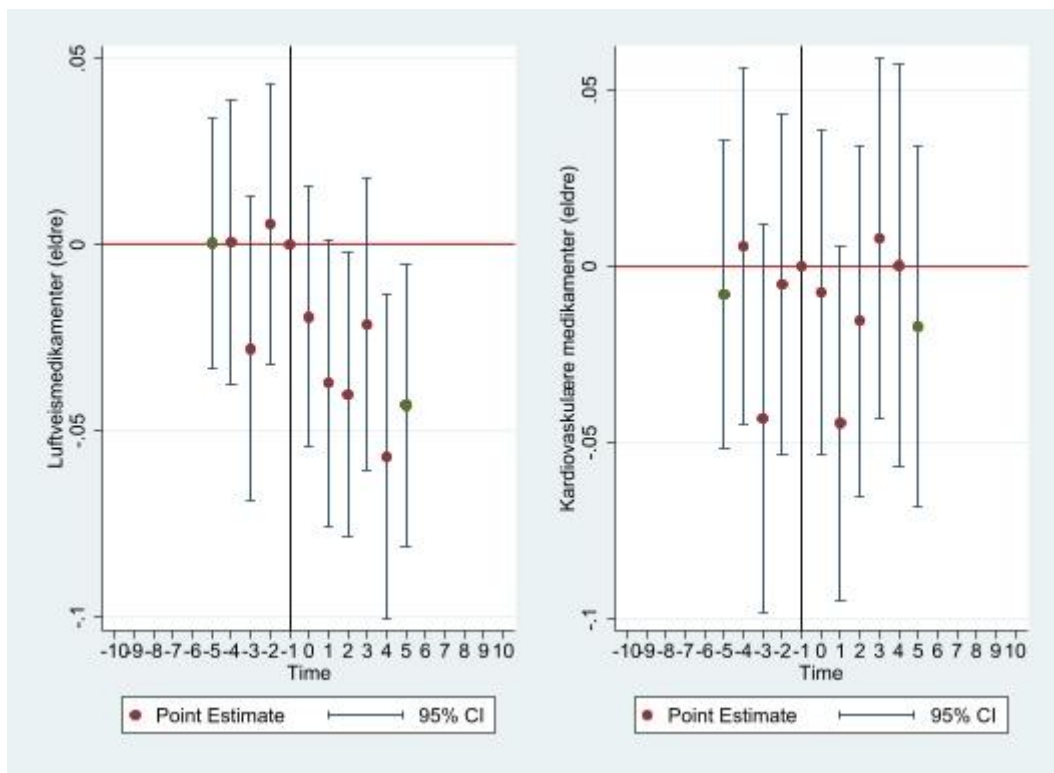
Figur 10: Signifikanstester for nedstenging av kullkraftverk på henholdsvis akutt sykdom de siste to ukene, forekomsten av hjerte- og karsykdommer, forekomsten av luftveissykdommer, antall dager kuttet ned på hverdagsaktiviteter, og regional arbeidsledighet



Figur 11: Eventstudier av nedstenging av kullkraftverk på helseutfall for barn

Joint significance test for leads and lags		Joint significance test for leads and lags	
LEADS		LEADS	
F-stat:	0.9427	F-stat:	2.6264
P-value:	0.4380	P-value:	0.0328
Degrees of freedom	(4,6932)	Degrees of freedom	(4,6932)
LAGS		LAGS	
F-stat:	1.0099	F-stat:	1.2490
P-value:	0.4167	P-value:	0.2777
Degrees of freedom	(6,6932)	Degrees of freedom	(6,6932)

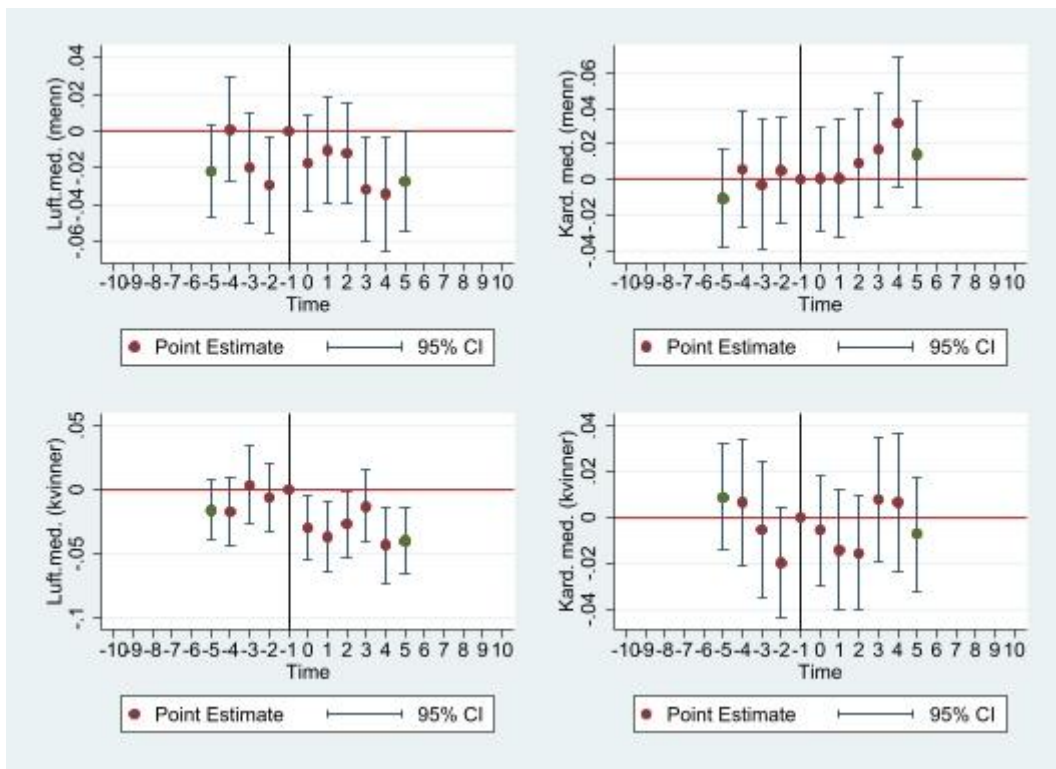
Figur 12: Signifikanstester for nedstenging av kullkraftverk på bruk av luftveismedikamenter (t.v.) og bruk av kardiovaskulære medikamenter (t.h.) for barn



Figur 13: Eventstudier av nedstenging av kullkraftverk på bruk helseutfall for pensjonister

Joint significance test for leads and lags		Joint significance test for leads and lags	
LEADS		LEADS	
F-stat:	0.8624	F-stat:	0.8651
P-value:	0.4856	P-value:	0.4840
Degrees of freedom	(4,20310)	Degrees of freedom	(4,20310)
LAGS		LAGS	
F-stat:	1.5823	F-stat:	0.9837
P-value:	0.1477	P-value:	0.4343
Degrees of freedom	(6,20310)	Degrees of freedom	(6,20310)

Figur 14: Signifikanstester for nedstenging av kullkraftverk på bruk av luftveismedikamenter (t.v.) og bruk av kardiovaskulære medikamenter (t.h.) for pensjonister

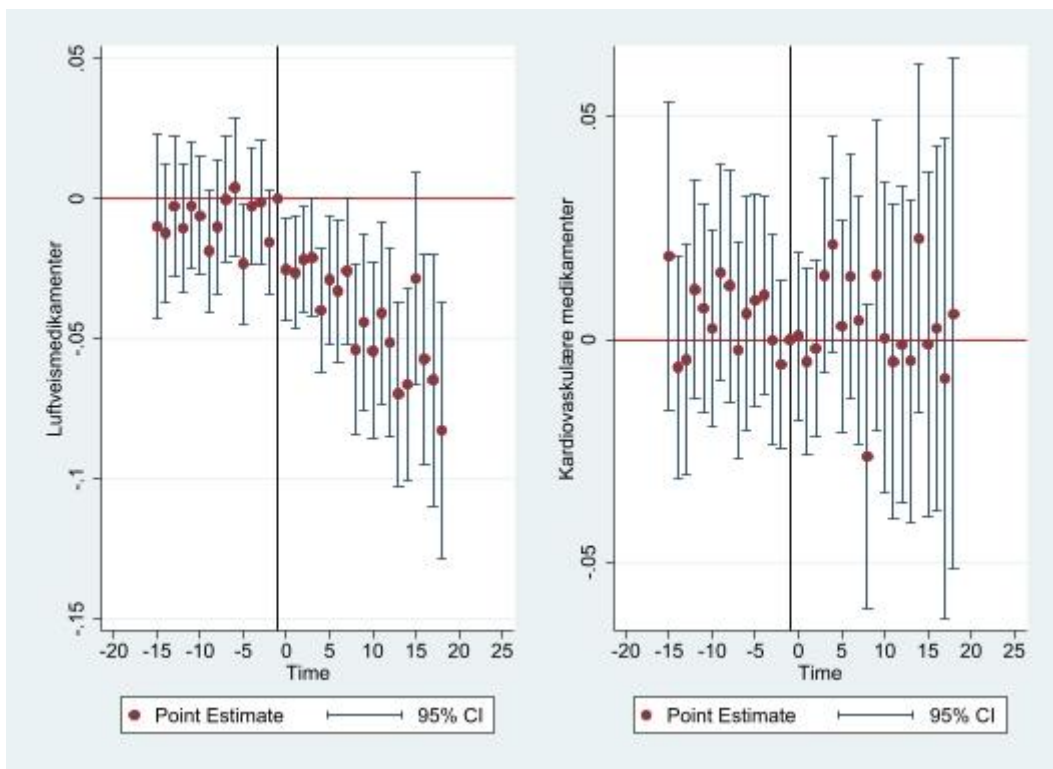


Figur 15: Eventstudier av nedstenging av kullkraftverk på helseutfall for menn og kvinner

Joint significance test for leads and lags		Joint significance test for leads and lags	
LEADS		LEADS	
F-stat:	2.1446	F-stat:	0.5684
P-value:	0.0726	P-value:	0.6856
Degrees of freedom	(4,28245)	Degrees of freedom	(4,28245)
LAGS		LAGS	
F-stat:	1.3014	F-stat:	0.7658
P-value:	0.2525	P-value:	0.5968
Degrees of freedom	(6,28245)	Degrees of freedom	(6,28245)

Joint significance test for leads and lags		Joint significance test for leads and lags	
LEADS		LEADS	
F-stat:	1.0154	F-stat:	1.9067
P-value:	0.3977	P-value:	0.1063
Degrees of freedom	(4,35396)	Degrees of freedom	(4,35396)
LAGS		LAGS	
F-stat:	2.3938	F-stat:	0.9474
P-value:	0.0259	P-value:	0.4595
Degrees of freedom	(6,35396)	Degrees of freedom	(6,35396)

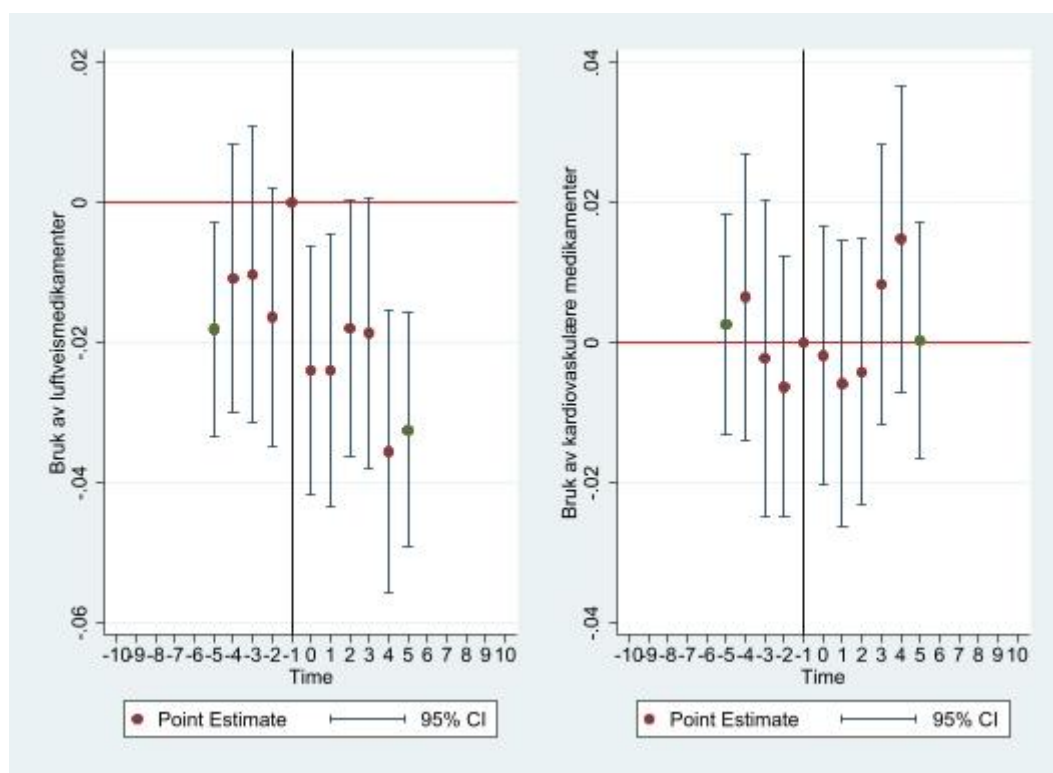
Figur 16: Signifikanstester for nedstenging av kullkraftverk på bruk av luftveismedikamenter (t.v.) og bruk av kardiovaskulære medikamenter (t.h.) for henholdsvis menn og kvinner



Figur 17: Eventstudier av nedstenging av kullkraftverk på bruk av helseutfall med alle leads og lags

Joint significance test for leads and lags		Joint significance test for leads and lags	
LEADS		LEADS	
F-stat:	1.3514	F-stat:	0.9051
P-value:	0.1681	P-value:	0.5525
Degrees of freedom	(14,63663)	Degrees of freedom	(14,63663)
LAGS		LAGS	
F-stat:	1.8998	F-stat:	0.7953
P-value:	0.0103	P-value:	0.7155
Degrees of freedom	(19,63663)	Degrees of freedom	(19,63663)

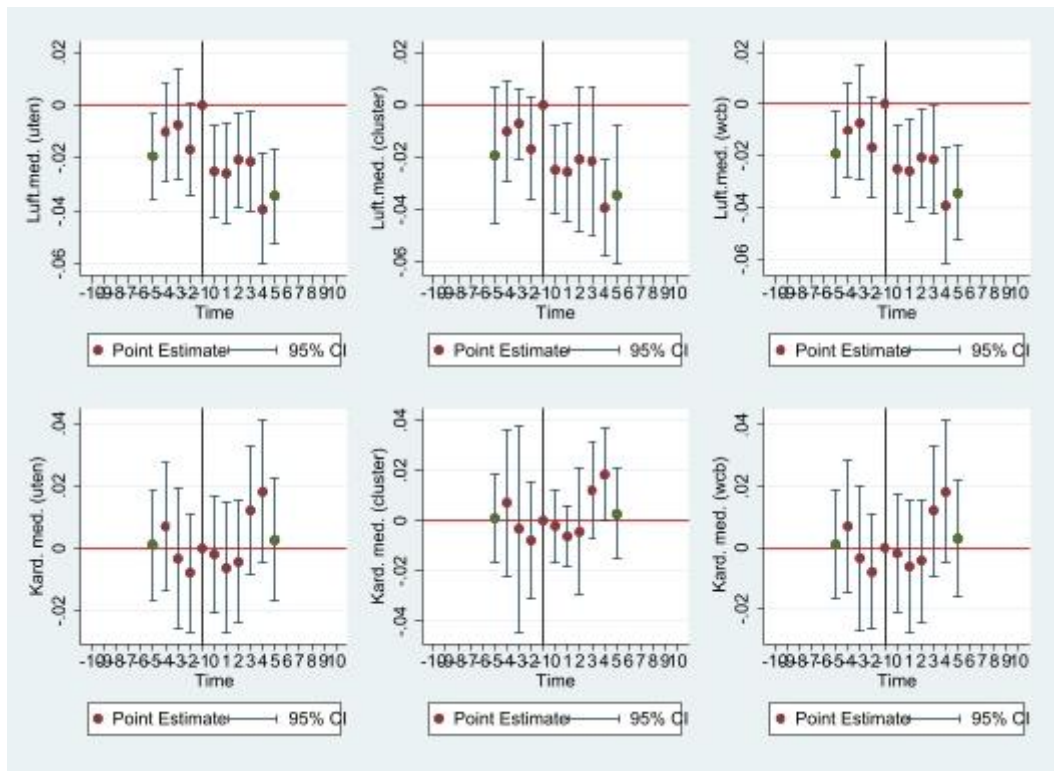
Figur 18: Signifikanstester for nedstenging av kullkraftverk på bruk av luftveismedikamenter (t.v.) og bruk av kardiovaskulære medikamenter (t.h.) med alle leads og lags



Figur 19: Eventstudier av nedstenging av kullkraftverk på helseutfall med alle regioner

Joint significance test for leads and lags		Joint significance test for leads and lags	
LEADS		LEADS	
F-stat:	1.5306	F-stat:	0.5037
P-value:	0.1902	P-value:	0.7331
Degrees of freedom	(4,81981)	Degrees of freedom	(4,81981)
LAGS		LAGS	
F-stat:	3.0628	F-stat:	0.8793
P-value:	0.0054	P-value:	0.5090
Degrees of freedom	(6,81981)	Degrees of freedom	(6,81981)

Figur 20: Signifikanstester for nedstenging av kullkraftverk på bruk av luftveismedikamenter (t.v.) og bruk av kardiovaskulære medikamenter (t.h.) med alle regioner



Figur 21: Eventstudier av nedstenging av kullkraftverk på helseutfall henholdsvis uten korrigering av standardavvik, cluster-robuste standardavvik, og wild cluster bootstrap

Joint significance test for leads and lags		Joint significance test for leads and lags	
LEADS		LEADS	
F-stat:	1.7858	F-stat:	0.5739
P-value:	0.1285	P-value:	0.6816
Degrees of freedom	(4,63686)	Degrees of freedom	(4,63686)
LAGS		LAGS	
F-stat:	3.0174	F-stat:	1.3164
P-value:	0.0060	P-value:	0.2457
Degrees of freedom	(6,63686)	Degrees of freedom	(6,63686)
Joint significance test for leads and lags		Joint significance test for leads and lags	
LEADS		LEADS	
F-stat:	1.3406	F-stat:	2.0831
P-value:	0.3557	P-value:	0.2013
Degrees of freedom	(4,6)	Degrees of freedom	(4,6)
LAGS		LAGS	
F-stat:	805.7671	F-stat:	140.8743
P-value:	0.0000	P-value:	0.0000
Degrees of freedom	(6,6)	Degrees of freedom	(6,6)
Joint significance test for leads and lags		Joint significance test for leads and lags	
LEADS		LEADS	
F-stat:	1.7858	F-stat:	0.5739
P-value:	0.1522	P-value:	0.7017
Degrees of freedom	(4,63686)	Degrees of freedom	(4,63686)
LAGS		LAGS	
F-stat:	3.0174	F-stat:	1.3164
P-value:	0.0040	P-value:	0.2853
Degrees of freedom	(6,63686)	Degrees of freedom	(6,63686)

Figur 22: Signifikanstester for nedstenging av kullkraftverk på bruk av luftveismedikamenter og bruk av kardiovaskulære medikamenter uten korrigering av standardavvik, cluster-robuste standardavvik, og wild cluster bootstrap