

Overzichtsrapport Environment Health Impact Simulator (E-HIS)

Hooyberghs Hans, Van de Vel Karen, Deutsch Felix, De Nocker Leo, Beckx Carolien, Van Holderbeke Mirja

Studie uitgevoerd in opdracht van: Agentschap voor Zorg en Gezondheid
2020/RMA/R/2133

Initiële versie september 2020
Toevoeging mortaliteit april 2021



VITO NV

Boeretang 200 - 2400 MOL - BELGIE
Tel. + 32 14 33 55 11 - Fax + 32 14 33 55 99
vito@vito.be - www.vito.be

BTW BE-0244.195.916 RPR (Turnhout)
Bank 375-1117354-90 ING
BE34 3751 1173 5490 - BBRUBEBB

INHOUD

Inhoud	I
HOOFDSTUK 1. Inleiding	1
HOOFDSTUK 2. Selectie gezondheidsimpactfuncties	3
2.1. Inleiding	3
2.1.1. Gezondheidsimpactfuncties	4
2.1.2. Mortaliteit versus morbiditeit	6
2.2. Literatuurstudie rond morbiditeit: bronnen	6
2.2.1. Wetenschappelijke instanties	6
2.2.2. Meta-analyses uit peer-reviewed wetenschappelijke literatuur	8
2.2.3. Literatuurstudie: resultaten	9
2.3. Morbiditeit gerelateerd aan blootstelling aan Stikstofdioxide NO_2	9
2.3.1. US EPA	9
2.3.2. WGO HRAPIE	10
2.3.3. Meta-analyse UBA	12
2.3.4. Meta-analyses uit peer-reviewed literatuur	16
2.3.5. Gezondheidseffecten door blootstelling aan NO_2 : buurlanden	22
2.4. Morbiditeit gerelateerd aan blootstelling aan Fijn stof: PM_{10} en $PM_{2,5}$	22
2.4.1. US EPA	22
2.4.2. WHO - HRAPIE	23
2.4.3. Meta-analyses uit peer-reviewed literatuur	24
2.4.4. Gezondheidseffecten door blootstelling aan fijn stof: buurlanden	35
2.5. Morbiditeit gerelateerd aan blootstelling aan Roet	35
2.5.1. US EPA	35
2.5.2. WHO – Health effects of black carbon	36
2.5.3. Meta-analyses uit peer-reviewed literatuur	36
2.6. Morbiditeit gerelateerd aan blootstelling aan Verkeersgerelateerde pollutanten	39
2.6.1. Health Effects Institute	39
2.6.2. WHO - HRAPIE	39
2.7. Morbiditeit gerelateerd aan blootstelling aan Ozon O_3	39
2.7.1. US EPA	40
2.7.2. WHO – HRAPIE	42
2.7.3. Meta-analyses uit peer-reviewed literatuur	42
2.7.4. Gezondheidseffecten door blootstelling aan ozon: buurlanden	43
2.8. Morbiditeit gerelateerd aan blootstelling aan Omgevingsgeluid	44
2.8.1. WHO	44
2.9. Selectie van gezondheidseindpunten en dosis-effectrelaties voor morbiditeit	49
2.10. Mortaliteit gerelateerd aan blootstelling aan luchtverontreinigende pollutanten	49
2.10.1. Dosis-respons relaties	49
2.10.2. Verloren levensjaren	51

HOOFDSTUK 3. Bepaling monetaire gegevens	52
3.1. Inleiding	52
3.2. Algemene aspecten van de methodologie voor de economische impact voor morbiditeit	52
3.2.1. Inleiding	52
3.2.2. Jaarlijkse en totale kosten	53
3.2.3. Onderdelen van de economische berekening	54
3.2.4. Onzekerheidsinschatting	56
3.2.5. Opmerking over de actualisering van kostengegevens voor inflatie en economische groei.	56
3.3. Overzicht van geselecteerde kerngetallen per gezondheidseffect (morbiditeit)	58
3.4. Methodes en bronnen per gezondheidseffect (morbiditeit)	59
3.4.1. Astma bij volwassenen en kinderen	59
3.4.2. Longontsteking bij kinderen (0-4 jaar)	61
3.4.3. Middenoorontsteking bij kinderen (0-3 jaar)	62
3.4.4. COPD (volwassenen)	62
3.4.5. Lage luchtweginfecties (kinderen 0-2)	63
3.4.6. Bronchitis (6-18 j)	64
3.4.7. chronische Bronchitis (volwassenen)	64
3.4.8. Hypertensie (hoge bloeddruk, volwassenen, +30j)	65
3.4.9. Ischemische hartziekte en Myocardinfarct (volwassenen)	66
3.4.10. Hartfalen (volwassenen, 40 +)	67
3.4.11. Beroerte (volwassenen, 40+)	68
3.4.12. Parkinson (volwassenen)	69
3.4.13. Laag geboortegewicht (< 2500 gram)	70
3.4.14. Vroeggeboorte (zwangerschapduur < 37 weken)	71
3.4.15. Longkanker	72
3.4.16. Diabetes	73
3.4.17. Sterke hinder en sterke slaapverstoring	74
3.5. Conclusies rond economische inschatting van morbiditeit	76
3.6. Inschatting van de kost van een verloren levensjaar (Value of Life Year – VOLY)	76
HOOFDSTUK 4. Methodologie berekeningen	77
4.1. Overzicht	77
4.2. Berekening van blootstelling	78
4.3. Berekening van de attributieve aantallen	80
4.4. Berekening van de economische kosten	81
HOOFDSTUK 5. Inventarisatie gebruikte datasets	83
5.1. Overzicht	83
5.2. Geografische informatie	83
5.3. Luchtkwaliteitskaarten	84
5.4. Geluidskaarten	84
5.5. Bevolkingsgegevens	85
5.6. Basismortaliteit	86

5.7.	<i>Levensverwachting</i>	87
5.8.	<i>Morbiditeitsgegevens</i>	88
5.8.1.	Brongegevens voor Vlaamse totalen	88
5.8.2.	Verwerking	93
5.9.	<i>Ondersteunende informatie</i>	93
5.9.1.	Gebiedsindelingen	93
5.9.2.	Socio-economische status	94
HOOFDSTUK 6.	Gevoeligheidstesten	96
6.1.	<i>Inleiding</i>	96
6.2.	<i>Gebruikte tool: de tornadoplot</i>	97
6.2.1.	Algemene beschrijving	97
6.2.2.	Selectie van specifieke statistische sectoren	98
6.3.	<i>Resultaten</i>	100
6.3.1.	Morbiditeit ten gevolge van blootstelling aan NO ₂	100
6.3.2.	Morbiditeit ten gevolge van blootstelling aan fijn stof	102
6.4.	<i>Gevoeligheid ten aanzien van de gebruikte luchtkwaliteitskaart</i>	104
6.4.1.	Doel	104
6.4.2.	Resultaten	104
HOOFDSTUK 7.	Conclusies	110
	Literatuurlijst	112
	Bijlage A: Infofiche per eindpunt	128
	Bijlage B: Technische beschrijving invoer datasets	129
B.1.	<i>Beschrijving statistische sectoren</i>	129
B.2.	<i>Adreslocaties</i>	130
B.3.	<i>Bevolkingsdata</i>	130
B.4.	<i>Geluid</i>	130
B.5.	<i>Luchtkwaliteit</i>	130
B.6.	<i>Socio-economische status</i>	131
B.7.	<i>Levensverwachting</i>	131
B.8.	<i>Basismortaliteit</i>	132
	Bijlage C: Technische beschrijving invoerdatabase	134
C.1.	<i>Overzicht van alle tabellen</i>	134
C.2.	<i>Gedetailleerde beschrijving</i>	136
C.2.1	Statistische sectoren	136
C.2.2	Adreslocaties	140
C.2.3	Ziektebeelden	141
C.2.4	luchtkwaliteit en geluid	144
C.2.5	Beschrijving SES data	144

Bijlage D: Technische beschrijving uitvoerdatabase	145
<i>D.1. Resultaatsdatabase ('resultaat')</i>	<i>145</i>
<i>D.2. Overzicht eindpunten ('ziektebeelden')</i>	<i>146</i>
<i>D.3. Basisprevalentie ('prevalentie')</i>	<i>146</i>
<i>D.4. Informatie statistische sectoren ('statsect')</i>	<i>146</i>
<i>D.5. luchtkwaliteitgeluid_scenarios</i>	<i>148</i>
<i>D.6. Resultaten gevoeligheidstesten ('gevoeligheidstesten')</i>	<i>148</i>

HOOFDSTUK 1. INLEIDING

In opdracht van het Vlaamse Agentschap voor Zorg en Gezondheid (AZG) brengt VITO de morbiditeit en mortaliteit en daaraan gerelateerde economische kosten ten gevolge van langetermijnblootstelling aan lucht- en geluidspollutie op hoge ruimtelijke resolutie in kaart in de Environment Health Impact Simulator (E-HIS).

Op basis van een literatuurstudie worden eerst een aantal gezondheidseindpunten bepaald waarvoor een duidelijke link bestaat tussen langetermijnblootstelling aan bv. fijn stof, stikstofdioxide en het voorkomen van het gezondheidseindpunt. Dosis-responsrelaties worden gebruikt om gezondheidsgegevens (bv. incidentie of aantal ziekenhuisopnames van een bepaalde aandoening) te combineren met gedetailleerde, gebiedsdekkende luchtkwaliteits- en geluidskaarten. Vervolgens wordt voor elke statistische sector (de kleinste administratieve eenheid) in Vlaanderen het attributief aantal gevallen gerelateerd aan de pollutie berekend. Een bijkomende literatuurstudie naar de economische kosten per gezondheidseindpunt maakt het mogelijk om de impact te monetariseren.

Aangezien de studie de grenzen van de wetenschappelijke kennis tracht te verleggen, dienen er ook enkele aannames gemaakt te worden betreffende de gebruikte invoerdata en rekenmethodes. Om de onzekerheid ten gevolge van deze aannames in kaart te brengen, wordt een uitgebreide gevoeligheidsstudie ondernomen, welke niet enkel de algemene onzekerheid kwantificeert, maar ook visualiseert welke aannames de grootste onzekerheid met zich meebrengen.

Aangezien de studie over een gevoelig thema handelt, vormt een wetenschappelijk correcte communicatie een belangrijke onderliggende pijler van de studie. Door AZG werd daarom, in samenspraak met VITO en andere belanghebbenden, een online Tableau dashboard uitgewerkt om de resultaten op bevattelijke wijze te visualiseren, zowel voor expertgebruikers als voor relevante stakeholders zoals de medisch-milieukundigen (MMKs) en lokale overheden. In de tool kan men op het niveau van de statistische sector voor de gezondheidseindpunten een inschatting vinden van het aantal gevallen gelinkt aan pollutie en de gerelateerde kost ervan. Gegevens kunnen ook in kaart gebracht worden op wijk- of gemeenteniveau of voor het volledige Vlaamse grondgebied. In de online tool kan men de gezondheidsimpact bepalen zowel voor de huidige situatie als voor toekomstscenario's bij implementatie van de huidige luchtkwaliteitsplannen.

Dit document geeft een gedetailleerde rapportage van alle taken die uitgevoerd werden in dit project. De focus ligt hierbij op alle technische en wetenschappelijk-inhoudelijke aspecten. De communicatie naar gebruikers maakt hier geen deel van uit. Hiervoor zijn wel verschillende communicatiedocumenten aangemaakt, met onder meer een infofiche per eindpunt en een lijstje met do's en don'ts voor het gebruik van de data, maar deze elementen worden niet besproken in dit rapport.

De verschillende hoofdstukken staan grotendeels op zichzelf en beschrijven elk één van de deelaspecten van de huidige studie. HOOFDSTUK 2 geeft een volledig overzicht van de literatuurstudie rond de gezondheidsimpactstudies. De tekst bespreekt zowel de gebruikte literatuur, als de finale weerhouden gezondheidseindpunten en bijhorende impactfuncties. Het volgende hoofdstuk, HOOFDSTUK 3, focust op de literatuurstudie naar de economische impact, en

rapporteert in detail de gebruikte literatuur en finale economische inschattingen die gebruikt worden. HOOFDSTUK 4 beschrijft de methodologie die in het rekenhart gebruikt wordt bij het bepalen van de attributieve incidenties en economische kosten. HOOFDSTUK 5 geeft een overzicht van alle gebruikte invoerdatasets die niet beschreven werden in de eerdere hoofdstukken, zoals onder meer luchtkwaliteits- en geluidskaarten, bevolkingsdata en informatie over de morbiditeit op Vlaamse schaal. HOOFDSTUK 6 is een op zichzelf staande tekst die de gevoeligheidstesten betreffende de gebruikte invoerdata en rekenmethodes rapporteert.

In de appendices volgen tenslotte enkele extra secties die nog dieper ingaan op enkele aspecten van het project. Bijlage A bevat een verwijzing naar de infofiches per eindpunt die opgesteld werden voor communicatieve doeleinden. De andere bijlages focussen op de technische set-up: Bijlage B op de details van de gebruikte invoerdatasets, Bijlage C en D respectievelijk op de invoer- en uitvoerdatabase en bijlage E verschaft een stap-voor-stap handleiding voor het rekenhart.

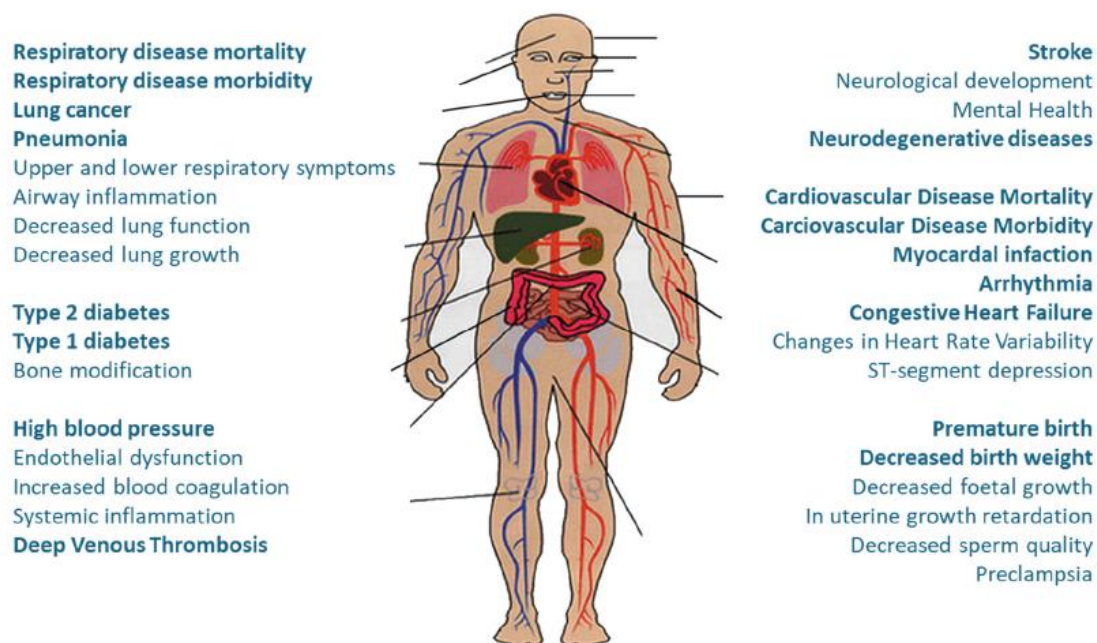
Dit rapport vormt slechts één van de deliverables van dit project. Naast deze gedetailleerde, technische rapportage, worden ook alle resultaten van de studie opgeleverd. Daarbij werden een invoer- en uitvoerdatabase, en een voorbeeld Tableau dashboard aangeleverd aan AZG.

HOOFDSTUK 2. SELECTIE GEZONDHEIDSIMPACTFUNCTIES

Dit hoofdstuk geeft een overzicht van de literatuurstudie rond de selectie van de gezondheidssimpactfuncties.

2.1. INLEIDING

Om de gezondheidssimpact te bepalen voor blootstelling aan luchtverontreinigende stoffen en omgevingsgeluid is het van belang om inzicht te hebben in de te verwachten gezondheidseffecten. Figuur 1 werd gepubliceerd in een gezamenlijke beleidsverklaring door ERS (European Respiratory Society) en ATS (American Thoracic Society) (Thurston et al., 2017). De figuur geeft de beoordeling van deze commissie weer van negatieve gezondheidseffecten van luchtverontreiniging, zowel voor effecten die vastgesteld zijn alsook waarvoor het bewijs van evidentie momenteel onderzocht wordt. De vetgedrukte effecten zijn momenteel opgenomen in de Global Burden of Disease (GBD) ramingen van de gezondheidseffecten van luchtvervuiling.



Figuur 1: Overzicht van ziektes, gezondheidscondities en biomerkers die beïnvloed worden door luchtverontreiniging, figuur overgenomen uit (Thurston et al., 2017).

We merken hierbij op dat deze figuur de gezondheidseffecten vermeldt ten gevolge van zowel kortdurige als langdurige blootstelling. In het algemeen beslaat langdurige blootstelling een periode van tussen een jaar en vijf tot tien jaar. Dit in tegenstelling tot kortdurige blootstelling die varieert tussen een dag tot een week.

In het huidige project beperken we ons tot gezondheidseffecten die optreden door langetermijnblootstelling.

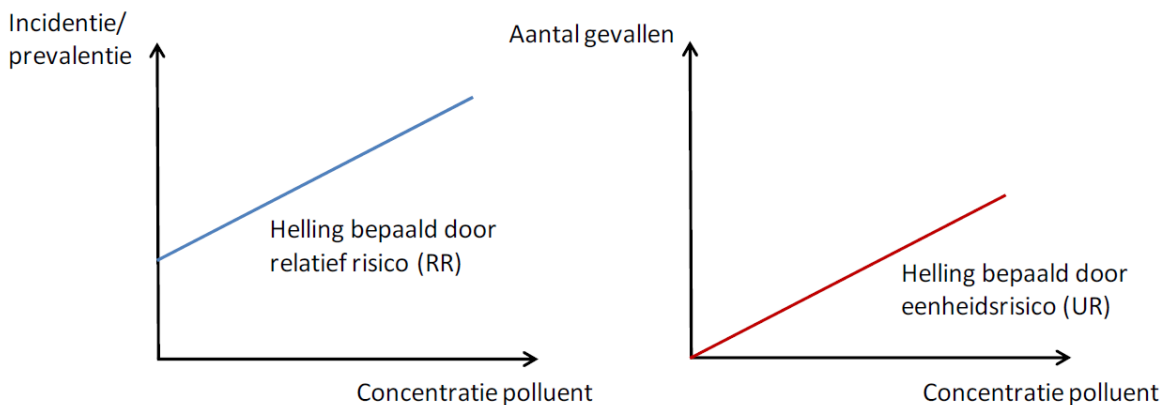
De belangrijkste vereiste voor het berekenen van de gezondheidsimpact is kennis te hebben van de dosis-effectrelatie van een milieustressor voor een bepaald gezondheidseffect. In de volgende paragraaf gaan we in eerste instantie even verder op de typisch van relaties die hier gebruikt worden.

2.1.1. GEZONDHEIDSIMPACTFUNCTIES

Een dosis-effectrelatie gaat meestal uit van een relatief risico (RR), odds ratio (OR), hazard ratio (HR) of eenheidsrisico (UR) dat werd afgeleid op basis van epidemiologische data.

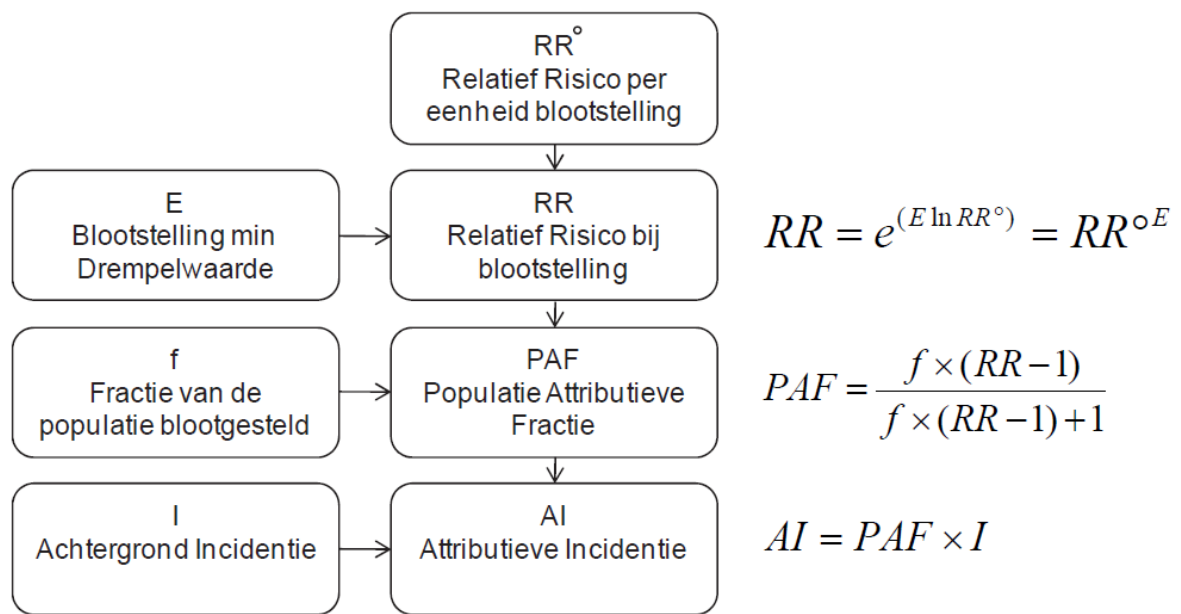
- Het relatief risico wordt gezien als de kans om een aandoening te krijgen bij blootstelling relatief t.o.v. de kans bij niet-blootstelling. Er wordt hier dus rekening gehouden met achtergrondincidentie of -prevalentie. Odds ratio's en hazard ratio's benaderen bij lage incidentie/prevalentie goed de relatieve risico's.
- Het eenheidsrisico geeft het absoluut aantal aandoeningen (gevallen) bij een bepaalde concentratie van een pollutant, en dit onafhankelijk van de achtergrondincidentie of -prevalentie. Eenheidsrisico's worden vaak toegepast bij het berekenen van carcinogene risico's (zie bvb. methode AZG inschatting carcinogene risico's (De Backer and Bautmans, 2015)).

Figuur 2 maakt het onderscheid duidelijk tussen relatief risico en eenheidsrisico.

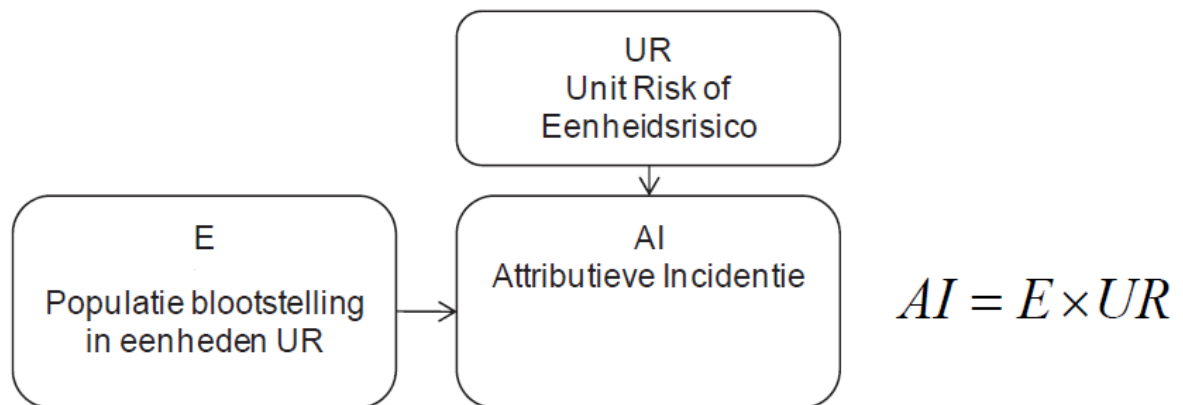


Figuur 2: Voorstelling van RR (relatief risico) en UR (eenheidsrisico). Het RR houdt rekening met de achtergrondincidentie of -prevalentie.

Onderstaande figuren geven een overzicht van de verschillende berekeningswijzen voor de bepaling van de gezondheidsimpact waarbij de dosis-effectrelatie een relatief risico of een eenheidsrisico is.



Figuur 3: Berekening van de gezondheidimpact op basis van het relatief risico (RR), hierbij wordt gebruik gemaakt van achtergrondincidentie (of -prevalentie) (Hänninen et al., 2014).



Figuur 4: Berekening van de gezondheidimpact op basis van het eenheidsrisico (UR).

Drempel effecten

Het is mogelijk dat voor een bepaalde pollutant gezondheidseffecten niet optreden onder een bepaalde concentratiewaarde, ook wel drempelwaarde genoemd. In dergelijke gevallen wordt de dosis-effectrelatie toegepast op waarden boven de drempelwaarde (bv. recente ontwikkelingen voor NO_2).

Kankerverwekkende stoffen hebben meestal geen drempel-concentratie waaronder het kankerrisico nul is tenzij de blootstelling ook nul is. Indien er een eenheidsrisico¹ beschikbaar is, en de

¹ Een eenheidsrisico of unit risk (UR) is het geschatte extra risico op kanker indien men levenslang wordt blootgesteld aan $1 \mu g/m^3$ van die stof.

blootstelling gekend is, kan het extra risico op kanker dat de blootstelling aan een kankerverwekkende stof met zich meebrengt ingeschat worden.

We merken op dat in de studies gezondheidseffecten niet altijd gerapporteerd worden met relatieve risico's (RR), maar dat soms ook odds ratio's (OR) of hazard ratio's (HR) gebruikt worden. Alle drie werden opgenomen in de analyse, dit is aanvaardbaar vermits in alle gevallen de grootte van het effect relatief klein is (Davies et al., 1998).

2.1.2. MORTALITEIT VERSUS MORBIDITEIT

We bekijken in dit project zowel morbiditeit (ziektes) als vroegtijdige mortaliteit (overlijdens) gerelateerd aan blootstelling aan luchtverontreinigende stoffen. We wensen hier al te benadrukken dat het bepalen van de morbiditeit veel gecompliceerder is dan het bepalen van de mortaliteit. De vroegtijdige mortaliteit gerelateerd aan de langdurige blootstelling aan luchtverontreinigende stoffen wordt door verschillende nationale/regionale (IRCEL, VMM) en internationale instanties (EEA, WHO) reeds bepaald op basis van internationaal aanvaarde gezondheidsimpactfuncties, en we kunnen ons dus baseren op reeds bestaande methodologieën. Voor vroegtijdige morbiditeit bestaan er geen internationaal aanvaarde technieken, en dienen we eerst een gedetailleerde literatuurstudie uit te voeren om de dosis-respons functies te bepalen.

In de volgende secties focussen we eerst op deze literatuurstudie rond morbiditeit. In eerste instantie worden de gebruikte bronnen aangehaald (sectie 2.2), daarna wordt er per pollutant een overzicht gegeven van de resultaten van de literatuurstudie. Een finale sectie (sectie 2.10) focust op de dosis-effect relaties voor mortaliteit.

2.2. LITERATUURSTUDIE ROND MORBIDITEIT: BRONNEN

Gevalideerde blootstelling-effectrelaties voor O₃, BC, PM₁₀, PM_{2.5}, NO₂ en geluid worden bepaald in een literatuurstudie van recente internationale wetenschappelijke literatuur.

2.2.1. WETENSCHAPPELIJKE INSTANTIES

De wetenschappelijke instanties US Environmental Protection Agency (EPA), Health Effects Institute (HEI), Health Canada, ... stellen op regelmatige basis een beoordeling op van de huidige stand van zaken omtrent gezondheidseffecten door milieufactoren. In deze rapporten worden evenwel geen dosis-effectrelaties vooropgesteld.

De Wereldgezondheidsorganisatie (WGO) en wetenschappelijke organisaties en overheden uit buurlanden schuiven wel dosis-effectrelaties naar voren.

→ US Environmental Protection Agency

De Environmental Protection Agency (EPA) publiceert op regelmatige basis een Integrated Science Assessment (ISA) voor individuele pollutanten zoals ozon, fijn stof, stikstofdioxide. Hierin wordt een beschrijvende review gegeven van evidentie voor gezondheidseffecten uit epidemiologisch en toxicologisch onderzoek. De EPA geeft eveneens de maat weer van de bewijskracht van het oorzakelijk verband tussen blootstelling en gezondheidseffect, dit geeft aanleiding tot vijf categorieën:

- Oorzakelijk verband (causal relationship);
- Waarschijnlijk een oorzakelijk verband (likely to be a causal relationship);
- Suggestief, maar niet voldoende om een oorzakelijk verband te suggereren (suggestive of, but not sufficient to infer, causal relationship);
- Ontoereikend om een oorzakelijk verband af te leiden (inadequate to infer a causal relationship);
- Waarschijnlijk geen oorzakelijk verband (not likely to be a causal relationship).

→ Health Effects Institute

Het Health Effects Institute publiceerde in 2010 het laatste rapport over hoe blootstelling aan polluenten afkomstig van wegverkeer de gezondheid van mensen aantast, het focust hierbij op blootstelling aan NO₂ en PM_{2,5} (Health Effects Institute, 2010). Momenteel wordt gewerkt aan een update die verwacht wordt in zomer 2021. Het HEI geeft eveneens de maat weer van de bewijskracht van het oorzakelijk verband tussen blootstelling en gezondheidseffect, dit geeft aanleiding tot vier categorieën:

- A: Voldoende evidentie om een oorzakelijk verband af te leiden;
- B: Suggestief, maar niet voldoende om een oorzakelijk verband af te leiden;
- C: Ontoereikend en onvoldoende evidentie om een oorzakelijk verband af te leiden;
- D: Evidentie suggereert geen oorzakelijk verband.

→ Wereldgezondheidsorganisatie (WGO)

In 2013 publiceerde de Wereldgezondheidsorganisatie het rapport Health risks for air pollution in Europe (HRAPIE) (WHO Regional Office for Europe, 2013), dat in 2015 is samengevat in een artikel (Héroux et al., 2015). Op grond van de tot 2013 beschikbare informatie vatte de WGO de dosis-effectrelaties samen van fijn stof, stikstofdioxide en ozon, voor de diverse korte- en langetermijngezondheidseffecten en vroegtijdige sterfte. In de dosis-effectrelatie wordt de concentratie afgezet tegen het relatieve risico. We baseren ons in eerste instantie op deze studies voor het bepalen van dosis-effectrelaties.

De pollutant-gezondheidseindpunt paren in de HRAPIE-analyse worden ingedeeld volgens vier groepen: A, A*, B en B*:

- Groep A*: beperkte set van effecten, effecten mogen opgeteld worden;
- Groep A: beperkte set van effecten, mogen niet opgeteld worden bij deze van groep A*;
- Groep B*: uitgebreide set van effecten, effecten mogen opgeteld worden;
- Groep B: uitgebreide set van effecten, mogen niet opgeteld worden bij deze van groep B*.

De dosis-effectrelaties uit het HRAPIE-rapport worden gebruikt in de AirQ+ tool² ontwikkeld door de WGO. Deze tool schat de gezondheidseffecten in van korte- en langetermijnblootstelling aan luchtverontreinigende stoffen.

→ Carcinogene effecten

Voor de chemische polluenten O₃, BC, PM₁₀, PM_{2,5}, NO₂ werd nagegaan of carcinogene effecten al dan niet in rekening moeten gebracht worden en of hier eenheidsrisico's voor bestaan gepubliceerd in rapporten van toonaangevende wetenschappelijke instanties of meta-analyses. Hiervoor werd

² <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/activities/airq-software-tool-for-health-risk-assessment-of-air-pollution>

gebruik gemaakt van de methode zoals beschreven door (De Brouwere and Cornelis, 2016), waarin carcinogene classificaties van vier instanties opgezocht worden: 1) International Agency for Research on Cancer (IARC), 2) de classificatie volgens European Union Globally Harmonised System of Classification and Regulation (EC) No 1272/2008 (EU-GHS), 3) de classificatie volgens U.S. Environmental Protection Agency (US EPA) en 4) het National Toxicology Program (NTP). De rapporten van de wetenschappelijke instanties WHO, US-EPA ATSDR, OEHHA, Anses en Health Canada zoals vermeld in het protocol gezondheidsgebaseerde toetsingswaarden worden gescreend op dosis-responsrelaties voor de onderzochte polluenten. Bijkomend wordt in de literatuur gezocht naar meta-analyses.

→ Organisaties uit buurlanden

We beschouwden meta-analyses uitgevoerd door of in opdracht van wetenschappelijke instanties of overheden in de buurlanden:

- Nederland:
 - o RIVM (<https://www.volksgezondheidenzorg.info/onderwerp/fysieke-omgeving/cijfers-context/luchtverontreiniging>)
 - o Gezondheidsraad (<https://www.gezondheidsraad.nl/>)
- Verenigd Koninkrijk: COMEAP (<https://www.gov.uk/government/groups/committee-on-the-medical-effects-of-air-pollutants-comeap>)
- Duitsland: UBA (<https://www.umweltbundesamt.de/>)

2.2.2. META-ANALYSES UIT PEER-REVIEWED WETENSCHAPPELIJKE LITERATUUR

Peer-reviewed wetenschappelijke literatuur werd bekeken en gescreend (d.m.v. platformen als Web of Science, Pub Med). Vermits de wetenschappelijke correctheid van de gebruikte dosis-effectrelaties prioritair is, zal gebruik gemaakt worden van meta-analyses en rapporten van wetenschappelijke instanties die reeds een review voor bepaalde gezondheidseffecten gedaan hebben. De resultaten hiervan zijn meestal algemener toepasbaar dan deze van individuele studies. We merken op dat het in het kader van het huidig project niet mogelijk is om zelf dosis-respons functies af te leiden op basis van literatuurdata.

In de literatuurstudie werden enkel gegevens uit epidemiologisch onderzoek meegenomen, niet uit toxicologisch onderzoek.

In het literatuuroverzicht zullen we ons beperken tot blootstelling-effect relaties voor lange termijn (jaargemiddelde) blootstelling. In het algemeen beslaat langdurige blootstelling een periode van tussen een jaar en vijf tot tien jaar. Dit in tegenstelling tot kortdurende blootstelling die varieert tussen een dag tot een week.

Een dosis-responsfunctie afgeleid in single-polluent studies geeft de gezondheidsimpact door blootstelling aan één polluent, dit terwijl men in werkelijkheid gelijktijdig blootgesteld is aan verschillende milieustressoren (verschillende luchtpolluenten, geluid, ...). Het optellen van de gezondheidseffecten door verschillende stressoren leidt bij overlap tot een overschatting van de gezondheidsimpact. De nieuwste wetenschappelijke inzichten zullen gebruikt worden voor het bepalen van de gezondheidsimpact door gecombineerde blootstelling.

2.2.3. LITERATUURSTUDIE: RESULTATEN

Per pollutant wordt een overzicht gegeven van de beschouwde studies, beginnend bij rapporten van wetenschappelijke instanties zoals US EPA en WHO en verder aangevuld met meta-analyses uit peer reviewed literatuur. Op het einde van ieder hoofdstuk worden de resultaten samengevat in een tabel met daarin per pollutant:

- de gebruikte metriek, bijvoorbeeld jaargemiddelde concentratie NO₂;
- gezondheidseffecten morbiditeit volgens Figuur 1 zoals beroerte of diabetes;
- de blootstelling-effectrelatie (RR, OR, HR of UR's) met 95% betrouwbaarheidsintervallen;
- de populatie en/of gevoelige groep waarvoor de blootstelling-effect relatie van toepassing is, bijvoorbeeld kinderen 5-14 jaar met astma;
- incidentie of prevalentie;
- ICD codes (ziekenhuisopnames);
- databron.

Verder worden de meest recente inzichten m.b.t. drempel effecten meegenomen.

Voor de verschillende luchtpolluenten wordt nagegaan of er recente wetenschappelijke inzichten zijn met betrekking tot extra carcinogene risico's bij levenslange blootstelling.

2.3. MORBIDITEIT GERELATEERD AAN BLOOTSTELLING AAN STIKSTOFDIOXIDE NO₂

2.3.1. US EPA

De US EPA publiceerde in 2016 de laatste update van het "Integrated Science Assessment for oxides of nitrogen – health criteria" (US EPA, 2016). Tabel 1 werd overgenomen uit het rapport en toont de verschillende gezondheidscategorieën waarvoor het verband met korte- en langetermijnblootstelling aan NO₂ werd onderzocht. De US EPA besluit dat enkel voor respiratoire effecten epidemiologische en experimentele studies bewijs leveren dat er waarschijnlijk een causaal verband bestaat met NO₂-blootstelling op lange termijn. Deze conclusie is gebaseerd op het bewijs voor de ontwikkeling van astma. Volgens de US EPA is het bewijs voor andere respiratoire effecten zoals de ernst van de ademhalingsziekte, veranderingen in longfunctie en luchtweginfecties onzekerder omdat het niet duidelijk is of er een onafhankelijk effect van NO₂-blootstelling is, of een combinatie van andere verkeersgerelateerde polluenten. De US EPA leidt zelf geen dosis-effectrelaties af voor langetermijnblootstelling aan NO₂.

Table ES-1 Causal determinations for relationships between nitrogen dioxide exposure and health effects from the 2008 and 2016 Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen.

Exposure Duration and Health Effects Category ^a	Causal Determination ^b	
	2008 Integrated Science Assessment	2016 Integrated Science Assessment
Short-Term Nitrogen Dioxide Exposure (minutes up to 1 month)		
Respiratory effects Section 5.2, Table 5-39	Sufficient to infer a likely causal relationship	Causal relationship
Cardiovascular effects Section 5.3, Table 5-52	Inadequate to infer the presence or absence of a causal relationship	Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship
Total mortality Section 5.4, Table 5-57	Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship	Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship
Long-Term Nitrogen Dioxide Exposure (more than 1 month to years)		
Respiratory effects Section 6.2, Table 6-5	Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship	Likely to be a causal relationship
Cardiovascular effects and diabetes ^c Section 6.3, Table 6-11	Inadequate to infer the presence or absence of a causal relationship	Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship
Reproductive and developmental effects ^c Sections 6.4.2, 6.4.3, and 6.4.4, Table 6-14	Inadequate to infer the presence or absence of a causal relationship	Fertility, reproduction, and pregnancy: Inadequate to infer a causal relationship
		Birth outcomes: Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship
		Postnatal development: Inadequate to infer a causal relationship
Total mortality Section 6.5, Table 6-18	Inadequate to infer the presence or absence of a causal relationship	Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship
Cancer Section 6.6, Table 6-20	Inadequate to infer the presence or absence of a causal relationship	Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship

^aAn array of outcomes is evaluated as part of a broad health effects category: physiological measures (e.g., airway responsiveness), clinical outcomes (e.g., hospital admissions), cause-specific mortality. Total mortality includes all nonaccidental causes of mortality, and conclusions are informed by findings for the spectrum of morbidity effects (e.g., respiratory, cardiovascular) that can lead to mortality. The sections and tables referenced include a detailed discussion of the evidence that supports the causal determinations and the NO₂ concentrations with which health effects have been associated.

^bSince the 2008 ISA for Oxides of Nitrogen, the phrasing of causal determinations has changed slightly, and the weight of evidence that describes each level in the hierarchy of the causal framework has been more explicitly characterized.

^cIn this ISA, the conclusion is based on cardiovascular effects and diabetes, which are related and share risk factors. Reproductive and developmental effects are separated into smaller subcategories of outcomes based on varied underlying biological processes and exposure patterns over different lifespans.

lxxxiii

Tabel 1: Overzicht van de oorzakelijke verbanden tussen korte en langdurige blootstelling aan NO₂ en verschillende gezondheidseffecten. Figuur overgenomen uit (US EPA, 2016).

2.3.2. WGO HRAPIE

→ Ademhalingsstelsel – luchtwegklachten bij astmatische kinderen

In de WGO HRAPIE (WHO Regional Office for Europe, 2013) studie werd voor langdurige blootstelling aan NO₂ als enige gezondheidseindpunt de prevalentie van luchtwegklachten (symptomen van bronchitis) in kinderen met astma (5-14 jaar) weerhouden. De aanbevolen dosis-effectrelatie is gebaseerd op de studie door (McConnell et al., 2003) van de "Southern California Children's Health Study". Dit is de enige studie over langdurige blootstelling met respiratoire gezondheidseindpunten (verschillend van longfunctie), die gecorrigeerd is voor andere polluenten zoals ozon, PM en organische koolstof. Doel van de studie was om het effect van NO₂ te bepalen dat onafhankelijk was van andere mogelijke polluenten. Om deze redenen werd door (McConnell et al., 2003) een

conservatieve benadering gekozen met de kleinst aangepaste coëfficiënt, namelijk deze aangepast voor organisch koolstof (marginaal insignificant). De studie definieert astmatische kinderen als kinderen die ooit door een arts-gediagnosticeerde astma hadden en de effecten worden gedefinieerd als dagelijkse hoest gedurende drie opeenvolgende maanden, congestie of slijm gedurende ten minste drie opeenvolgende maanden of bronchitis in het verleden jaar. WGO erkent de onzekerheid bij het gebruik van één studie, maar de bewijskracht wordt wel ondersteund door studies naar langdurige blootstelling aan NO₂ en longfunctie en NO₂ en respiratoire effecten afkomstig van ander onderzoek. De dosis-effectrelatie is gegeven als odds ratio (OR 1,021 [95% BI: 0,99;1,06 per 1 µg/m³ jaarlijks gemiddelde]).

Het achtergrondpercentage van astmatische kinderen is gebaseerd op het voorkomen van 'ooit astma' bij kinderen van 13-14 jaar in de EU-landen die deel uitmaken van de EU-landen in fase 3 van de ISAAC studie (Lai et al., 2009) voor kinderen van 5-14 jaar. Op basis van deze studie werd voor West-Europa een prevalentie van 15,8% (standaarddeviatie 7,8%) toegepast. (Lai et al., 2009) vermeldt een prevalentie voor 'ooit astma' van 8,5 % voor 13-14-jarigen in België gebaseerd op data uit 2002 voor Antwerpen³.

De beste maatstaf voor astmatische kinderen is volgens WGO de prevalentie van ernstige piepende ademhaling (meestal gedurende de voorbije 12 maanden), maar dat komt niet overeen met wat in de oorspronkelijke studie van McConnell et al. werd gebruikt (astma gediagnosticeerd door een arts, deze data zijn niet beschikbaar voor Europa). Desalniettemin wordt een verdere alternatieve analyse met behulp van de prevalentie van ernstige piepende ademhaling als een maat voor het aantal astmatische kinderen aanbevolen omdat de maatstaf 'ooit astma' waarschijnlijk het aandeel kinderen met astmatische symptomen overschat. De 12 maanden durende prevalentie van ernstige piepende ademhaling volgens (Lai et al., 2009) is 4,9% voor West-Europa.

Beide aannames veronderstellen dat de prevalentie van symptomen van bronchitis dezelfde is bij kinderen met ernstige piepende ademhaling (of kinderen met " ooit astma ") zoals gedefinieerd in ISAAC en deze door een arts gediagnosticeerde astma in het Southern California Children's Health Study wat een extra onzekerheid met zich meebrengt.

De prevalentie van symptomen van bronchitis (gedurende ten minste drie opeenvolgende maanden in het voorbije jaar) voor de astmatische kinderen in de McConnell et al. (2003) studie bedroeg 38,7% gedurende het eerste jaar van de studie. De enige Europese studie over symptomen van bronchitis in astmatische kinderen t.o.v. kinderen in het algemeen is een Italiaanse studie (Migliore et al., 2009). Deze auteurs hebben data gepubliceerd waaruit afgeleid kan worden dat 21,1% van de astmatische kinderen minstens vier dagen per week (bij afwezigheid van verkoudheid) hoest of slijmvorming hadden gedurende één of meerdere maanden per jaar. De definitie van astma was hierbij breder, inclusief één of meerdere periodes met piepende ademhaling alsook andere astmasymptomen als alternatief voor een door een arts gediagnosticeerde astma. De leeftijd van de kinderen was een gecombineerde groep van 6-7 en 13-14-jarigen. De HRAPIE-experten suggereren dat de prevalentie van 38,7% uit de "Southern California Children's Health Study" wordt gebruikt, met als alternatief de prevalentie van 21,1% uit de Italiaanse studie.

WGO stelt dat zowel de beperkte beschikbaarheid van kwantitatieve data op de concentratie-respons functie als de data over prevalentie voor onzekerheid zorgen. Deze onzekerheid betreft eerder de exacte omvang van het effect dan de conceptuele onzekerheid over de oorzaak van het effect. Slechts één enkele studie uit de Verenigde Staten (McConnell et al., 2003) voorziet in

³ Data uit supplement beschikbaar op <https://thorax.bmj.com/content/64/6/476.long#supplementary-materials>, geconsulteerd augustus 2019

risicocoëfficiënten en extra werk is nodig om na te gaan of de resultaten van deze studie bevestigd worden. Zoals vele studies steunt ook deze op zelf-rapportage van symptomen, wat kan variëren in betrouwbaarheid. Het aandeel astmatische kinderen varieert sterk in Europa en er is weinig informatie over de prevalentie van symptomen van bronchitis bij deze kinderen, bijgevolg moeten data uit de Amerikaanse studie gebruikt worden. Deze onzekerheden hebben ertoe geleid dat de HRAPIE-experten dit pollutant-eindpunt paar rekenen onder de groep B*.

WGO vermeldt voor langdurige blootstelling aan NO₂ tevens mortaliteit (all natural causes) bij volwassenen (+ 30 jaar) met een RR van (OR 1,055 [95% BI: 1,031;1,080 per 10 µg/m³ jaarlijks gemiddelde]), geldig voor NO₂ concentraties boven 20 µg/m³.

2.3.3. META-ANALYSE UBA

(Schneider et al., 2018) heeft in opdracht van het Duitse Umwelt Bundesamt (UBA) de achtergrondblootstelling aan NO₂ voor de Duitse bevolking in kaart gebracht en de gerelateerde ziektelast voor mortaliteit en morbiditeit gekwantificeerd. Hiervoor hebben de auteurs een systematische review van de literatuur uitgevoerd om relevante gezondheidseffecten te identificeren en kwantificeren. Omwille van het recente karakter van deze studie, de gevolgde methode waarin gestart werd bij overzichtswerken zoals deze van de WGO en US EPA, en verder aangevuld werd met recente wetenschappelijke en grijze literatuur, worden de resultaten van deze studie hier als uitgangspunt beschouwd voor de selectie van blootstellings-effectrelaties voor NO₂.

(Schneider et al., 2018) beschouwt voor chronische blootstelling aan NO₂ volgende gezondheidseindpunten als gemiddeld of sterk evident (*gemiddeld of sterk evident voor morbiditeit = schuin gedrukt*), totale mortaliteit wordt als zwak evident beoordeeld:

- cardiovasculaire mortaliteit (sterk);
- *diabetes* (gemiddeld);
- *hypertensie* (gemiddeld: volwassenen mortaliteit onvoldoende, morbiditeit sterk; onvoldoende voor kinderen);
- ischemische hartziekte (gemiddeld: mortaliteit sterk, morbiditeit onvoldoende);
- *hartfalen* (gemiddeld);
- *beroerte* (gemiddeld);
- COPD (gemiddeld: mortaliteit sterk, morbiditeit onvoldoende);
- *astma* (gemiddeld: mortaliteit onvoldoende, morbiditeit gemiddeld voor volwassenen en zwak voor kinderen).

(Schneider et al., 2018) baseert deze beoordeling op een meta-analyse waarin de ziektelasten ten gevolge van NO₂ blootstelling in Duitsland gekwantificeerd worden. De auteurs hebben hiervoor een literatuurstudie uitgevoerd in 3 fasen. In een eerste fase werd de literatuur besproken in de overzichtswerken van de WGO, REVIHAAP (WHO, 2013a) en HRAPIE (WHO Regional Office for Europe, 2013), Swiss TPH (Kutlar Joss et al., 2015) en US EPA (US EPA, 2016) gereviewed om de belangrijkste gezondheidseindpunten van NO₂ te identificeren (tussen haakjes staan het aantal studies die in de 3 fasen van de literatuurstudie verzameld werden, lange en korte termijn samen):

- Mortaliteit (total, cardiovasculair, respiratoir) (67);
- Ziekenhuisopnames (cardiovasculair, respiratoir) (10);
- Spoedraadplegingen (-);
- Diabetes (17);
- Hypertensie (13);
- Hartfalen (7);
- Hartinfarct (20);

- Ischemische hartziekte (34);
- Beroerte (27);
- Longkanker (38);
- Astma (55);
- Chronische bronchitis (2);
- COPD (26);
- Longfunctie en groei van de longen (-);
- Vroeggeboorte (< 37^{ste} week) (22);
- Laag geboortegewicht (< 2.500 g) (27).

In fase 2 werd systematisch gezocht naar bijkomende epidemiologische studies voor deze eindpunten gepubliceerd tussen september 2014 en augustus 2016 in PubMed, Web of Science, en LUDOK (Dokumentationsstelle Luftverschmutzung und Gesundheit, Swiss TPH) en in fase 3 zochten de auteurs op websites van verschillende instituten en wetenschappelijke instanties naar grijze literatuur over NO₂ blootstelling en de belangrijkste gezondheidseindpunten. De gevonden literatuur werd op relevantie en evidentie beoordeeld volgens vooraf opgestelde criteria (tabel 7 in (Schneider et al., 2018)) en op bruikbaarheid voor Duitsland (op basis van bijvoorbeeld blootstellingsbereik, representativiteit voor de totale bevolking, vergelijkbare ziekteverdeling).

Voor de gezondheidseindpunten met gemiddelde of sterke evidentie werden op basis van de studies die bruikbaar waren voor Duitsland dosis-effectrelaties geselecteerd. De auteurs hadden hierbij een voorkeur voor recente studies, wanneer bovendien meerdere functies in aanmerking kwamen werden hieruit gepoolde functies geschat met behulp van modellen.

De evidentie per eindpunt voor de langdurige blootstelling aan NO₂ verschilt volgens de auteurs lichtjes van deze van (US EPA, 2016) en (Health Canada, 2016). De reden hiervoor is dat in deze overzichtswerken bijkomend aan epidemiologische studies ook informatie uit toxicologische en experimentele studies meegenomen werd en dat bovendien de criteria voor evidentie minder streng waren. De evidentie focust in deze overzichtswerken bovendien op de causaliteit van de relaties.

→ Diabetes

Diabetes gerelateerde ziektelast door NO₂ wordt door (Schneider et al., 2018) voor morbiditeit (en mortaliteit) beschouwd als **gemiddeld evident** voor volwassenen vanaf 30 jaar. Er is een consistente relatie tussen NO₂ en diabetes, dit werd in verschillende populaties en met variërende studiemethoden bewezen. De dosis-effectrelatie afgeleid door (Schneider et al., 2018) (**RR⁴ 1,148 [95% BI: 1,024;1,288 per 10 µg/m³]**) is een gepoolde schatting van (Brook et al., 2008; Eze et al., 2014). (Eze et al., 2014) heeft een analyse uitgevoerd op data van de Zwitserse cohorte SAPALDIA (Swiss Cohort Study on Air Pollution and Lung and Heart Diseases in Adults) voor de prevalentie van diabetes mellitus type 2 (OR 1,19 [95%BI: 1,03;1,38 per 10 µg/m³]). (Brook et al., 2008) heeft de associatie tussen prevalentie van diabetes mellitus en blootstelling aan NO₂ onderzocht in Canada bij patiënten van twee ziekenhuizen (Hamilton, n = 5228 en Toronto, n = 2406) voor ademhalingsgerelateerde problemen, er werd een significant effect aangetoond in vrouwen (OR = 1,04 [95%BI: 1,00; 1,08 per 1,8 µg/m³]).

→ Cardiovasculair systeem - hypertensie

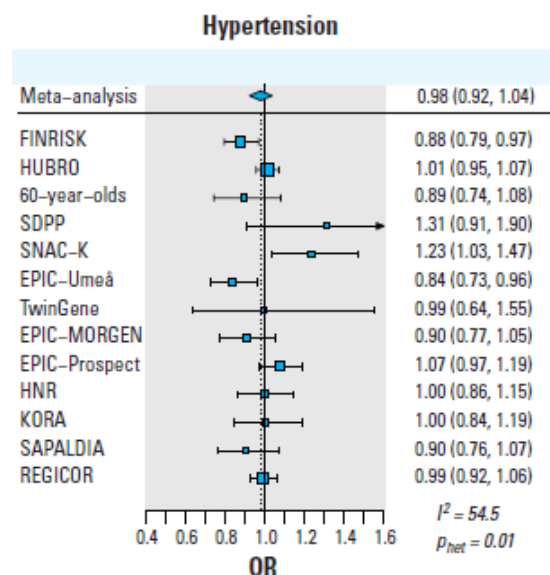
Hypertensie gerelateerde ziektelast door NO₂ wordt door (Schneider et al., 2018) voor volwassenen en morbiditeit als **sterk evident** beschouwd, voor kinderen is de **evidentie onvoldoende**. Voor

⁴ in de overzichtstabellen van UBA wordt geen onderscheid gemaakt tussen RR/HR/OR, in wat volgt wordt overal 'RR' genoteerd

volwassenen is er een consistente relatie tussen NO_2 en hypertensie aangetoond voor verschillende populaties en met verschillende studiemethoden, voor kinderen is er slechts één studie voor prevalentie van hypertensie beschikbaar. De dosis-effectrelatie afgeleid door (Schneider et al., 2018) (**RR 1,049 [95% BI: 0,892;1,234 per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$]**) is een gepoolde schatting van (Foraster et al., 2014) en (Fuks et al., 2014).

(Foraster et al., 2014) heeft de associaties tussen langdurige blootstelling aan NO_2 en verkeersgeluid in slaapkamers en prevalentie hypertensie, systolische en diastolische bloeddruk onderzocht. Hiervoor werden 1926 deelnemers van de Spaanse cohorte REGICOR (Registre Gironí del Cor; Girona Heart Registry) geëvalueerd. Het gemiddelde geluidsniveau van nachtverkeer buiten (L_{nacht}) en NO_2 werden respectievelijk bepaald met een gedetailleerd verkeersgeluidsmodel en een land-use regressie model. De bloeddruk werd gemeten door getrainde verplegers volgens een vast protocol. Hypertensie werd gedefinieerd als systolische of diastolische bloeddruk groter of gelijk aan 140/90 mm Hg of wanneer een bloeddrukverlagende behandeling voorgeschreven door een arts gevolgd werd. Inname van medicatie was toegestaan. Voor NO_2 werd een dosis-effect relatie voor prevalentie van hypertensie gevonden van (OR 1,16 [95%BI: 0,99;1,36 per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$]).

(Fuks et al., 2014) heeft 15 Europese cohortes geanalyseerd die deelgenomen hebben aan ESCAPE (European Study of Cohorts for Air pollution Effects). Residentiele blootstelling aan PM en NO_x werd gemodelleerd met LUR. Prevalente hypertensie werd gedefinieerd als systolische of diastolische bloeddruk groter of gelijk aan 140/90 mm Hg of wanneer een bloeddrukverlagende behandeling gevolgd werd. De analyse voor NO_2 was gebaseerd op 13 cohortes met 113.926 deelnemers, deze voor PM op 12 cohortes met 90.822 deelnemers. De analyse van de verschillende cohortes resulteerde in een dosis-effect relatie voor NO_2 en prevalentie van hypertensie voor de populatie die geen bloeddrukverlagende medicatie neemt van (OR 0.98 [95%BI: 0,92;1,04 per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$]) en voor de populatie die wel bloeddrukverlagende middelen neemt van (OR 1.01 [95%BI: 0,97;1,05 per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$]).



Figuur 5: Cohorte specifieke en meta-analyse voor de associatie van NO_2 en hypertensie voor de populatie die geen bloeddrukverlagende middelen neemt (per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3\text{NO}_2$), figuur overgenomen uit (Fuks et al., 2014).

→ Cardiovasculair systeem - hartfalen

Hartfalen gerelateerde ziektelast door NO₂ wordt door (Schneider et al., 2018) voor volwassenen en morbiditeit als **gemiddeld evident** beschouwd, resultaten van een relatief beperkte hoeveelheid studies wijzen in de richting van een relatie tussen NO₂ en hartfalen. De dosis-effectrelatie afgeleid door (Schneider et al., 2018) (**RR 1,081 [95% BI: 1,003;1,166 per 10 µg/m³]**) is een gepoolde schatting van (Carey et al., 2016) en (Atkinson et al., 2013).

(Carey et al., 2016) analyseerden gegevens van 211.016 volwassenen woonachtig te London, de eerste diagnose voor een reeks cardiovasculaire en respiratoire aandoeningen werden bekomen uit eerstelijnszorg en ziekenhuisdata. Luchtconcentratiedata werden bepaald met dispersiemodellen voor een resolutie van 20m² en gekoppeld aan de medische data via residentiele postcodes. Voor NO₂ werd een dosis-effect relatie voor incidentie van hartfalen gevonden van (HR 1,15 [95%BI: 1,02;1,30 per 10 µg/m³] – gepubliceerd in supplement van artikel).

(Atkinson et al., 2013) onderzocht de relatie van lange termijnblootstelling aan polluenten in de buitenlucht en de incidentie van cardiovasculaire ziekten voor een nationale cohorte van volwassenen in Engeland. Ziektegegevens werden verkregen via eerstelijnszorg, ziekenhuisopnames en overlijdensaktes. Jaarlijkse gemiddelde pollutantconcentraties op 1 x 1 km² resolutie werden afgeleid uit emissiegebaseerde modellen en gekoppeld aan postcodes. Voor NO₂ werd een dosis-effect relatie voor incidentie van hartfalen gevonden van (HR 1,06 [95% BI: 1,01;1,11 per 10,7 µg/m³]).

→ Cardiovasculair systeem - beroerte

Beroerte gerelateerde ziektelast door NO₂ wordt door (Schneider et al., 2018) (**RR 1,003 [95% BI 0,964;1,043 per 10 µg/m³]**) voor volwassenen en morbiditeit als **gemiddeld evident** (statistisch niet significant) beschouwd. De dosis-effectrelatie afgeleid door (Schneider et al., 2018) is een gepoolde schatting van (Crichton et al., 2016), (Stafoggia et al., 2014), (Atkinson et al., 2013) en (Andersen et al., 2012).

(Crichton et al., 2016) heeft op basis van het *South London Stroke Register* en een hoge resolutie stedelijk luchtkwaliteitsmodel (KCLurban) dosis-effect relaties afgeleid voor de incidentie van beroerte en verschillende polluenten zoals NO₂ (HR 0,99 [95% BI: 0,94; 1,04 per 3,5 µg/m³]), PM_{2,5} (HR 1,00 [95% BI: 0,95; 1,06 per 0,5 µg/m³]), PM₁₀ (HR 1,00 [95% BI: 0,94; 1,06 per 0,9 µg/m³]) en ozon (HR 1,00 [95% BI: 0,95; 1,06 per 1,5 µg/m³]). De relaties beschrijven de effecten van een stijging van de pollutantconcentratie met een interkwartielrange.

(Stafoggia et al., 2014) hebben de relatie tussen de incidentie voor beroerte en de blootstelling aan verschillende luchtpolluenten (zoals NO₂, PM₁₀, PM_{2,5}) onderzocht. Ze voerden een meta-analyse uit van 11 Europese cohortes waarbij individuele blootstelling aan luchtpolluenten voorspeld werd met LUR-modellen ontwikkeld tijdens het Europese ESCAPE-project. Voor NO₂ werd een dosis-effect relatie voor incidentie van beroerte gevonden van (HR 0,99 [95% BI: 0,89; 1,11 per 10 µg/m³]).

(Andersen et al., 2012) heeft data van een Deense cohorte (Danish Diet, Cancer and Health cohort – ongeveer 57.000 deelnemers) in het ziekenhuis ontslagregister geanalyseerd op de incidentie van beroerte. Luchtkwaliteitsdata werden gemodelleerd met ARGIS (Danish geographic information system-based air pollution and human exposure modeling system). Voor NO₂ werd een dosis-effectrelatie voor incidentie van beroerte gevonden van (HR 1,05 [95% BI: 0,99; 1,11 per 7,0 µg/m³]). De relatie beschrijft de effecten van een stijging van de NO₂ met een interkwartielrange.

(Atkinson et al., 2013) onderzocht de relatie van lange termijnblootstelling aan polluenten in de buitenlucht en de incidentie van beroerte voor een nationale cohorte van volwassenen in Engeland. Ziektegegevens werden verkregen via eerstelijnszorg, ziekenhuisopnames en overlijdensaktes. Jaarlijkse gemiddelde pollutantconcentraties op 1 x 1 km² resolutie werden afgeleid uit emissiegebaseerde modellen en gekoppeld aan postcodes. Voor NO₂ werd een dosis-effect relatie voor incidentie van beroerte gevonden van (HR 0,99 [95% BI: 0,95;1,03 per 10,7 µg/m³]).

→ Ademhalingssysteem - astma volwassenen

Astma gerelateerde ziektelast door NO₂ wordt door (Schneider et al., 2018) voor volwassenen en morbiditeit als **gemiddeld evident en voor kinderen als zwak** beschouwd.

Voor volwassenen zijn enkel Europese studies beschikbaar voor de leeftijdscategorie 30-74 jaar. De dosis-effectrelatie afgeleid door (Schneider et al., 2018) (**RR 1,255 [95% BI 1,001;1,573 per 10 µg/m³]**) is een gepoolde schatting van (Jacquemin et al., 2015) (Jacquemin et al., 2009) en (Modig et al., 2009).

(Jacquemin et al., 2015) onderzochten de relatie van lange termijnblootstelling aan luchtpolluenten (NO₂, PM₁₀ en PM_{2,5}) en de incidentie van astma voor zes longitudinale Europese cohortes voor 24 gebieden in acht Europese landen. Drie van de cohortes waren respiratoire epidemiologische cohortes met gedetailleerde informatie over symptomen van het ademhalingssysteem, bronchiale testen en sensibilisatie. De 3 andere waren algemene gezondheidscohortes. Voor elke cohorte werd de afwezigheid van astma in de nulmeting vastgesteld, de incidentie van astma tijdens de opvolging werd over de cohortes heen zo geharmoniseerd mogelijk bepaald door optimaal gebruik van de beschikbare informatie (vragenlijsten, metingen). Afhankelijk van de cohorte werd astma gedefinieerd door twee gestandaardiseerde vragenlijsten. Voor de verschillende cohortes werden pollutantconcentraties op thuislocatie berekend met het ESCAPE LUR model (Beelen et al., 2013). Deze studie is de grootste uitgevoerd in Europa, er was weinig heterogeniteit tussen de resultaten van de individuele studies. De meta-analyse resulteerde voor NO₂ in een dosis-effectrelatie van (OR 1,10 [95% BI: 0,99; 1,21 per 10 µg/m³]) voor de incidentie van astma.

(Jacquemin et al., 2009) heeft data van ECRHS (European Community Respiratory Health Survey, 4.185 deelnemers uit 17 steden), een uitgebreide trans-Europese cohort voor volwassenen en APMoSPHERE (Air Pollution Modelling for Support to Policy on Health and Environmental Risk in Europe) geanalyseerd voor de incidentie van astma. Data over de incidentie van astma werden bevraagd aan de deelnemers en een positieve relatie werd gevonden voor NO₂ en de incidentie van astma (OR 1,43 [95% BI: 1,02; 2,01 per 10 µg/m³]).

(Modig et al., 2009) heeft op basis van data van drie Zweedse steden welke deel uitmaken van de RHINE-cohorte (Respiratory Health in Northern Europe) en NO₂ concentratiedata berekend met meteorologische dispersiemodellen dosis-effect relaties afgeleid voor de incidentie van astma. Informatie over het voorkomen van astma werd verkregen via vragenlijsten bij de 3.609 deelnemers. De analyse resulteerde voor NO₂ in een dosis effectrelatie van (OR 1,54 [95% BI: 1,00; 2,36 per 10 µg/m³]) voor de incidentie van astma.

2.3.4. META-ANALYSES UIT PEER-REVIEWED LITERATUUR

→ Ademhalingssysteem - astma

Zoals hierboven vermeld werd in de UBA-analyse van Schneider et al. de link tussen langetermijnblootstelling aan NO₂ en ontwikkeling van astma bij volwassenen als gemiddeld evident en bij kinderen als zwak beschouwd. Dit in tegenstelling tot de resultaten van de US EPA analyse waarbij het vooral astma-gerelateerde studies zijn die gebruikt werden om de relatie tussen blootstelling aan NO₂ en respiratoire effecten te bevestigen (zie sectie 2.3.1).

Deze onduidelijkheid over de rol van luchtpollutie (verschillende polluenten) in de ontwikkeling van astma wordt bevestigd in recente meta-analyses. Uit een review door (Guarnieri and Balmes, 2014) blijkt dat mensen die leven in gebieden met veel luchtpollutie een verminderde longfunctie hebben en kortetermijnblootstelling aan luchtverontreiniging geeft aanleiding tot exacerbaties van astmatische symptomen. Echter de relatie tussen langetermijnblootstelling en de ontwikkeling van astma is onduidelijk. Een recente review door (Heinrich, 2019) bevestigt dat epidemiologische

resultaten het oorzakelijk verband tussen NO₂ (alook fijn stof) en ontwikkeling van astma niet bewijzen.

(Anderson et al., 2013) kwantificeerden het verband tussen langdurige blootstelling aan luchtvervuiling en de incidentie van astma door middel van een systematische review en meta-analyse van 17 cohortstudies. De studies waren heterogeen op het vlak van opzet (zowel geboortecohorten als longitudinale studies met follow-up tussen 3 en 23 jaar) en op het vlak van meetmethoden.

Incidentie werd gedefinieerd als de incidentie van gediagnosticeerd astma of van nieuw piepende symptomen tussen twee beoordelingen, in geboortecohorten gevolgd tot 10 jaar oud werd een schatting van de prevalentie van astma of piepende ademhaling bevestigd.

De associaties van astma incidentie bij volwassenen en blootstelling aan NO₂ gaf een RR van 1,42 (95% BI 1,14 tot 1,78) per 10 µg/m³. Dit resultaat is vergelijkbaar met het hierboven vermelde resultaat van de UBA meta-analyse door (Schneider et al., 2018).

→ Ademhalingssysteem - astma kinderen

De rol van luchtvervuiling in astma incidentie bij kinderen mag niet afgeleid worden uit studies bij volwassenen omdat astma bij volwassenen en astma bij kinderen twee verschillende astmafenotypes zijn die, ten minste gedeeltelijk, verschillende klinische, biologische en genetische karakteristieken hebben (Wenzel, 2012)

(Khreis et al., 2017) voerden een systematische review en meta-analyse uit van case-control, transversaal en cohort onderzoek om te bekijken in welke mate verkeersgerelateerde luchtverontreiniging bijdraagt aan de **ontwikkeling van astma** vanaf de geboorte tot de leeftijd van 18 jaar. De meta-analyse toonde een positieve en statistisch significante associatie tussen astma ontwikkeling en blootstelling aan black carbon, PM_{2,5}, PM₁₀ (weinig heterogeniteit tussen opgenomen studies) en NO₂ (grotere heterogeniteit tussen opgenomen studies). De auteurs merken op dat er tussen de verschillende studies aanzienlijke variabiliteit is in de definitie van astma, de blootstellingsbepaling aan luchtverontreiniging en confounders. In de meeste studies werd de incidentie en prevalentie van astma vastgesteld door een vragenlijst die door de ouders werd ingevuld en waarin werd gepeild naar doktersdiagnose astma (meeste gevallen), optreden van astmasymptomen of gebruik van astmamedicatie. (Khreis et al., 2017) beschrijft dat sommige studies, die opgenomen werden in de meta-analyse, geen effect vonden maar dat de opvolgstudies ervan wel positieve associaties vonden tussen blootstelling aan verkeersgerelateerde polluenten en ontwikkeling van astma. De hierboven vermelde publicatie door (Heinrich, 2019) merkt op dat de resultaten van transversaal onderzoek niet geschikt zijn om het verband tussen luchtvervuiling en ontwikkeling van astma aan te tonen.

Voor NO₂ werd een dosis-effectrelatie voor incidentie van astma gevonden van (HR 1,05 [95% BI: 1,02;1,07 per 4 µg/m³]).

→ Ademhalingssysteem - longontsteking kinderen

Binnen het 'European study of cohorts for air pollution effects' ESCAPE project onderzocht men de gezondheidseffecten van lange-termijn blootstelling aan luchtverontreiniging in Europa. Binnen het project werd dezelfde methodologie gebruikt voor het uitvoeren van een meta-analyse van verschillende Europese geboortecohorten: BAMSE (Zweden), GASPII (Italië), GINIplus en LISAPlus (Duitsland), MAAS (Verenigd Koninkrijk), PIAMA (Nederland) en vier INMA cohortes (Spanje). Blootstelling aan luchtverontreiniging werd binnen alle cohortes ingeschat met een

gemeenschappelijk protocol waarbij een land-use regression (LUR) model werd gebruikt op het thuisadres (Beelen et al., 2013).

Voor de 10 ESCAPE-cohortes werd de incidentie van **luchtweginfecties (pneumonie, otitis media en croup) tijdens de eerste drie levensjaren** gelinkt aan luchtverontreiniging (Elaina A. MacIntyre et al., 2014). In de meeste studies werd de incidentie van de verschillende luchtweginfecties vastgesteld door de vragenlijst die door de ouders werd ingevuld en waarin werd gepeild naar doktersdiagnose pneumonie, otitis media en croup. Voor pneumonie en otitis media werden statistisch significante associaties gevonden voor blootstelling aan NO₂.

Voor NO₂ werd een dosis-effect relatie voor:

- incidentie van longontsteking bij kinderen 0-3 jaar gevonden van (HR 1,3 [95% BI: 1,02;1,65 per 10 µg/m³]).
- incidentie van oorontsteking bij kinderen 0-3 jaar gevonden van (HR 1,09 [95% BI: 1,02;1,16 per 10 µg/m³]).

→ Ademhalingssysteem - COPD

In een recente meta-analyse (Zhang et al., 2018) werd de link tussen blootstelling aan NO₂ en de chronische longziekte COPD (Chronic Obstructive Pulmonary Disease) onderzocht. In de meta-analyse waren studies uit Europa, Noord-Amerika en Azië opgenomen. Er werden deelanalyses gedaan voor korte- en langetermijnblootstelling en voor verschillende eindpunten: mortaliteit, hospitalisatie en prevalentie. Hospitalisatie voor COPD ten gevolge van langdurige blootstelling aan NO₂ werd ingeschat op HR 1,016 [95% BI: 1,004;1,028 per 10 µg/m³]).

→ Ademhalingssysteem – longfunctie

(Berend, 2016) vermeldt dat luchtvervuiling geassocieerd wordt met verminderde longgroei bij kinderen en adolescenten. Het is onduidelijk of de verminderde longgroei in de kinderjaren leidt tot verlaagde longinhoud op volwassen leeftijd. Ook bij volwassenen kan luchtpollutie leiden tot een matige afname in longfunctie maar het is niet duidelijk of dit leidt tot een verhoogd risico voor het ontwikkelen van COPD.

(Gehring, 2013) onderzocht binnen het ESCAPE project voor verschillende geboortecohortes de **longfunctie** van kinderen op de leeftijd 6-8 jaar met een FEV1 (Forced Expiratory Volume in 1 sec) meting. De afname in longfunctie was geassocieerd aan een toename van NO_x concentratie, PM_{2,5} absorptie, PM_{2,5} concentratie op het thuisadres.

(Gauderman et al., 2015) bestudeerde in verschillende cohortestudies de **longgroei** bij kinderen van hun 10^{de} tot 15^{de} levensjaar, door het meten van FVC (Forced Vital Capacity) en FEV (Forced Expiratory Volume). De groei van de longfunctie nam toe bij kinderen van wie de blootstelling aan NO₂ - en PM₁₀ en PM_{2,5} concentraties afnam in de loop van de tijd. Het is bijgevolg onduidelijk welke pollutant aan de oorsprong ligt van een verminderde longfunctie.

In eerdere studies werd reeds de link gelegd tussen luchtpollutie en verminderde longgroei (Gauderman et al., 2000, 2007; James Gauderman et al., 2002).

In de review door (Götschi et al., 2008) werden de nadelige effecten van luchtvervuiling op longfunctie en -groei bij kinderen en volwassenen bevestigd. Er was evenwel geen kwantitatieve analyse mogelijk door de diversiteit van de beoordeelde studies.

→ **Cardiovasculair systeem - hypertensie**

In een meta-analyse (Cai et al., 2016) werd de link tussen blootstelling aan verschillende luchtpolluenten en prevalentie van hypertensie onderzocht. In de meta-analyse waren studies uit Europa, Noord-Amerika en Azië opgenomen. Er werden deelanalyses gedaan voor korte- en langetermijnblootstelling. Voor langdurige blootstelling aan NO₂ werd een odds ratio afgeleid van 1,034 (1,005 – 1,063) per 10 µg/m³. Deze waarde valt binnen de foutenmarge afgeleid door Schneider et al.

→ **Neurologische effecten – ziekte van Parkinson**

In de eerste meta-analyse door (Hu et al., 2019) over het verband tussen luchtverontreiniging en het ontwikkelen van de ziekte van Parkinson werden de resultaten van 10 studies (uit VS, Europa, Canada en Azië) gebruikt. Er was grote mate van heterogeniteit tussen de verschillende studies, zowel in het bepalen van blootstelling, alsook in de resultaten. Voor fijn stof (zowel PM₁₀ als PM_{2,5}) werd een statistisch niet significant verband aangetoond tussen blootstelling aan fijn stof en het ontwikkelen van de ziekte van Parkinson. Voor blootstelling aan NO₂ werd een (niet) significant verband aangetoond met een HR 1,01 [95% BI: 1,00;1,03 per 2 µg/m³].

→ **Zwangerschap en geboorte – laag geboortegewicht bij terme geboortes**

Binnen het ESCAPE project analyseerden (Pedersen et al., 2013) 14 moeder-kindcohortstudies in 12 Europese landen. Er werd gekeken naar het verband tussen blootstelling aan luchtverontreiniging en laag geboortegewicht bij terme geboortes, dit is een gewicht < 2500 g na 37 weken zwangerschap. De eerder vermelde LUR modellering werd gebruikt om jaargemiddelde concentraties te bepalen op het thuisadres tijdens zwangerschap. Een toename van de NO₂-concentratie gaat gepaard met een verhoogd risico op een laag geboortegewicht bij terme geboortes.

Voor NO₂ werd een dosis-effect relatie voor laag geboortegewicht bij terme geboortes gevonden van (OR 1,09 [95% BI: 1,00;1,10 per 10 µg/m³]).

→ **Carcinogeniteit**

NO₂ wordt niet als carcinogeen beschouwd door IARC, US EPA, EU-GHS en NTP, zie ook Tabel 2.

Tabel 2: Classificatie van carcinogeniteit voor NO₂ volgens IARC, US EPA, EU-GHS en NTP

Agent-schap	Datum	Classificatie	Bron/hyperlink
IARC	2019	Komt niet voor in de IARC lijst	http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/latest_classif.php
US EPA	2010	Carcinogeniteit werd niet geëvalueerd door US EPA	http://www.epa.gov/iris/search_keyword.htm https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0080_summary.pdf
EU-GHS	CLP00/ATP1 (2008)	NO ₂ heeft volgens de geharmoniseerde classificatie van de CLP Regulatie (No	http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/cl-inventory-database

		1272/2008) geen indeling als carcinogene stof	https://echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.030.234
NTP	14 th RoC ⁵ (2016)	NO ₂ komt niet voor op de 14de RoC lijst	https://ntp.niehs.nih.gov/pubhealth/roc/index-1.html

Er zijn evenwel studies waarin een positieve associatie tussen langetermijnblootstelling aan NO₂ en incidentie van longkanker werd gevonden. (Hamra et al., 2015) voerden een meta-analyse uit van studies uit Noord-Amerika, Europa en Azië waarin de associatie van longkanker met blootstelling aan verkeersgerelateerde pollutanten NO₂ en NO_x alsook andere variabelen zoals verkeersvolume en afstand tot de dichtstbijzijnde weg werd bestudeerd. Ze vonden consistente evidentie voor een verband tussen NO₂- en NO_x concentraties enerzijds en incidentie longkanker anderzijds. Ze leidden een relatief risico af voor alle studies samen, alsook per continent voor blootstelling aan NO₂. Voor de variabelen verkeersvolume en afstand tot de weg werd enkel een kwalitatieve analyse uitgevoerd. Voor NO₂ werd een dosis-effect relatie voor incidentie van longkanker gevonden van (HR 1,04 [95% BI: 1,01;1,08 per 10 µg/m³]).

Tabel 3 geeft een overzicht van de hierboven afgeleide dosis-effectrelaties voor morbiditeitseffecten door langdurige blootstelling aan NO₂.

⁵ Report on Carcinogens

	Gezondheidseffect	Populatie	Puntschatting dosis respons	95% Ondergrens	95% Bovengrens	Dosis NO ₂ (µg/m ³)	Type risico	Incidentie/ prevalentie	Basis vaststelling	referentie	weerhouden
Ademhalingssysteem	Astma	Volwassenen 30-75 jaar	1,255	1,001	1,573	10	OR	Incidentie	vragenlijsten, metingen, behandeling voor astma, doktersdiagnose	(Schneider et al., 2018)	Ja, primair
	Astma	Volwassenen	1,42	1,14	1,78	10		Incidentie		(Anderson et al., 2013)	Neen ⁶
	Luchtwegklachten bij astma	Kinderen 5-14 jaar	1,021	0,99	1,06	1	RR	Prevalentie	self-reporting of symptoms	HRAPIE (WHO Regional Office for Europe, 2013)	Ja, secundair ⁷
	Astma	Kinderen 0-18 jaar	1,05	1,02	1,07	4	OR	incidentie	vragenlijsten (doktersdiagnose, zelfdiagnose, medicatiegebruik, symptomen)	(Khreis et al., 2017)	Ja, primair
	Longontsteking	Kinderen 0-3 jaar	1,3	1,02	1,65	10	OR	Incidentie	bevraging ouders doktersdiagnose	(Elaina A. MacIntyre et al., 2014)	Ja, secundair ⁸
	Middenoorontsteking	Kinderen 0-3 jaar	1,09	1,02	1,16	10	OR	Incidentie	bevraging ouders doktersdiagnose	(Elaina A. MacIntyre et al., 2014)	Ja, secundair ⁹
	COPD	Volwassenen	1,016	1,004	1,028	10	RR		Ziekenhuisopname ICD-10: J44	(Zhang et al., 2018)	Ja, primair
Cardiovasculair systeem	Hypertensie	Volwassenen ≥ 30jaar	1,049	0,892	1,234	10	OR	Prevalentie	metingen door verpleegkundigen, volgen van bloeddrukverlagende behandeling op doktersvoorschrift	(Schneider et al., 2018)	Ja, secundair ¹⁰
	Hypertensie	Volwassenen	1,034	1,005	1,063	10		Prevalentie		Cai ¹⁶	Neen ¹¹
	Hartfalen	Volwassenen 40-89 jaar	1,081	1,003	1,166	10	RR	Incidentie	eerstelijnszorg, doktersdiagnose, ziekenhuisopnames (ICD code niet gespecificeerd)	(Schneider et al., 2018)	Ja, primair
	CVA (cerebrovasculaire aandoening)	Volwassenen 40-89 jaar	1,003	0,964	1,043	10	RR	Incidentie	Ziekenhuisopname ICD-10: J60-I63	(Schneider et al., 2018)	Ja, secundair ¹²
	Diabetes (type 2)	Volwassenen ≥ 30jaar	1,148	1,024	1,288	10	OR	Prevalentie	Vragenlijsten (door arts gediagnosticeerd), glucosemetingen bloed, gebruik medicatie	(Schneider et al., 2018)	Ja, primair
	Parkinson	Volwassenen	1,01	1,00	1,03	2	RR	Incidentie	doktersdiagnose, anti-Parkinson medicatiegebruik	(Hu et al., 2019)	Ja, secundair ¹³
	Laag geboortegewicht	Pasgeborenen	1,09	1,00	1,10	10	OR	Incidentie	geboortegewicht < 2500 g bij zwangerschapsduur ≥ 37 weken	(Pedersen et al., 2013)	Ja, primair
	Longkanker	Volwassenen	1,04	1,01	1,08	10		Incidentie	change in lung cancer incidence	(Hamra et al., 2015)	Ja, secundair ¹⁴

Tabel 3: Overzicht van dosis-effectrelaties voor morbiditeitseffecten door langetermijnblootstelling aan NO₂.⁶ Astma (Anderson et al., 2013): een recentere studie (Schneider et al., 2018) krijgt voorrang⁷ Luchtwegklachten bij astma (HRAPIE, 2013): slechts gebaseerd op 1 enkele studie, door HRAPIE gerekend tot groep B (grotere onzekerheid over data) en bovendien geeft de 95% ondergrens een relatief risico van kleiner dan 1⁸ Longontsteking en middenoorontsteking (MacIntyre EA et al., 2014): meta-analyse van 10 geboorte-cohorten waarbij de vragenlijsten door de ouders werden ingevuld (niet door artsen)⁹ Longontsteking en middenoorontsteking (MacIntyre EA et al., 2014): meta-analyse van 10 geboorte-cohorten waarbij de vragenlijsten door de ouders werden ingevuld (niet door artsen)¹⁰ Hypertensie (Schneider et al., 2018): de 95% ondergrens geeft een relatief risico van kleiner dan 1¹¹ Hypertensie (Cai et al., 2016): een recentere studie (Schneider et al., 2018) krijgt voorrang¹² Beroerte (Schneider et al., 2018): de 95% ondergrens geeft een relatief risico van kleiner dan 1¹³ Parkinson (Hu et al., 2019): over dit eindpunt zijn een beperkt aantal studies beschikbaar en de bevindingen zijn momenteel inconsistent (in sommige studies wordt geen verband gevonden)¹⁴ Longkanker (Hamra et al., 2015): NO₂ wordt als een niet-carcinogene stof beschouwd. Hoogstwaarschijnlijk wordt longkanker door een andere pollutant, namelijk PM_{2,5} veroorzaakt

Drempeleffecten

(Schneider et al., 2018) vermelden dat er nog onvoldoende bevindingen zijn over drempelwaarden voor blootstelling aan NO₂. Ook jaargemiddelde concentraties onder 10 µg/m³ kunnen voor de bevolking potentieel gezondheidseffecten teweegbrengen. Uit private communicatie met Myriam Tobollik (UBA) weten we dat voor gezondheidkundige beoordelingen van blootstelling aan NO₂ in Duitsland de drempelwaarde op 10 µg/m³ vastgelegd werd, zowel voor morbiditeits- als mortaliteitseffecten. Wetenschappelijke evidentie voor de waarde van 10 µg/m³ ontbreekt echter.

In het COMEAP-rapport (Harrison, 2018) geeft men aan dat er geen bewijs is voor een drempel op populatieniveau, maar dat het bestaan van zo'n drempel niet kan worden uitgesloten. Men geeft aan dat er bewijs is voor associaties van gezondheidseffecten bij NO₂ jaargemiddelde concentraties in omgevingslucht van 5 µg/m³. Er werd echter geen consensus bereikt binnen COMEAP of een extrapolatie naar 0 voor die drempel gerechtvaardigd was. Wel was er overeenstemming dat zo'n extrapolatie voor additionele onzekerheid zorgt in de berekening van de gezondheidsimpacts.

Momenteel is de WGO bezig met het bijstellen van de richtlijnen voor lange termijn NO₂ gezondheidseffecten in functie van deze nieuwe inzichten, een definitief rapport met aanbevelingen is op dit ogenblik nog niet beschikbaar. Zo was er op een recente expert-consultatieronde van de WHO-consensus om voor NO₂ langetermijngezondheidseffecten de HRAPIE drempelwaarde van 20 µg/m³ bij te stellen naar 5 µg/m³, met een aangepaste blootstelling-effectrelatie.

2.3.5. GEZONDHEIDSEFFECTEN DOOR BLOOTSTELLING AAN NO₂: BUURLANDEN

Nederland:

Het achtergronddocument van "Gezondheidseffecten luchtverontreiniging" van de Nederlandse Gezondheidsraad is voor het bepalen van gezondheidseffecten door blootstelling aan NO₂ volledig gebaseerd op het WHO HRAPIE rapport.

Verenigd Koninkrijk:

Het COMEAP-rapport 'Associations of long-term average concentrations of nitrogen dioxide with mortality' (Harrison and Kelly, 2018) focust op mortaliteitseffecten door blootstelling aan NO₂, er worden geen morbiditeitseffecten besproken.

Het COMEAP-rapport 'The effects of long-term exposure to ambient air pollution on cardiovascular morbidity: mechanistic evidence' (Kelly, 2018) stelt dat er weinig studies zijn die effecten van langdurige blootstelling aan NO₂ op cardiovasculaire morbiditeit bestuderen, deze rapporteren bovendien inconsistente bevindingen en laten geen definitieve conclusies toe.

Duitsland:

Het UBA-rapport over gezondheidseffecten door korte- en langetermijnblootstelling aan NO₂ (Schneider et al., 2018) werd gebruikt in het vastleggen van de dosis-effectrelaties.

2.4. MORBIDITEIT GERELATEERD AAN BLOOTSTELLING AAN FIJN STOF: PM₁₀ EN PM_{2,5}

2.4.1. US EPA

De US EPA publiceerde in 2009 de laatste update van het "Integrated Science Assessment for particulate matter" (US EPA National Center for Environmental Assessment and Sacks, n.d.). Tabel 4

geeft een samenvatting van de verschillende gezondheidscategorieën waarvoor de langetermijneffecten van blootstelling aan fijn stof werd onderzocht.

Table 2-2. Summary of causal determinations for long-term exposure to PM_{2.5}.

Size Fraction	Outcome	Causality Determination
PM _{2.5}	Cardiovascular Effects	Causal
	Respiratory Effects	Likely to be causal
	Mortality	Causal
	Reproductive and Developmental	Suggestive
	Cancer, Mutagenicity, and Genotoxicity	Suggestive

Tabel 4: Overzicht van de oorzakelijke verbanden tussen langetermijnblootstelling aan PM_{2,5} en verschillende gezondheidseffecten. Figuur overgenomen uit (US EPA National Center for Environmental Assessment and Sacks, n.d.).

De EPA oordeelt op basis van epidemiologisch onderzoek met grote cohorten in zowel Europa als Noord-Amerika dat blootstelling aan fijn stof:

- samenhangt met meer effecten op hart en bloedvaten en sterfte als gevolg van hartinfarct of hartfalen.
- leidt tot effecten op de luchtwegen en longen, met een lagere longfunctie en meer luchtwegklachten tot gevolg, maar geen verhoogd aantal gevallen van sterfte door aandoeningen van luchtwegen en longen.

2.4.2. WHO - HRAPIE

→ Ademhalingssysteem - bronchitis

Volgens het HRAPIE-rapport van de WGO (World Health Organization, 2013) leidt langdurige blootstelling aan fijn stof tot volgende langetermijneffecten van het ademhalingssysteem:

- Blootstelling aan PM₁₀ - voorkomen van bronchitis bij kinderen van 6-12/18 jaar met een effectschatting van 1,08 [95% BI: 0,98;1,19 per 10 µg/m³].
- Blootstelling aan PM₁₀ - incidentie van chronische bronchitis bij volwassenen (> 18 jaar) met een relatief risico van 1,117 [95% BI: 1,04;1,189 per 10 µg/m³].

De concentratie-responsfunctie voor het eindpunt prevalentie van bronchitis bij kinderen bij langdurige blootstelling aan PM₁₀ is gebaseerd op de PATY-studie (Hoek et al., 2012). In deze studie werden data verzameld van cross-sectionele studies eerder uitgevoerd in 11 landen. Voor 40.000 kinderen van 6-12 jaar in 9 landen (meestal Europese steden) waren gegevens beschikbaar over 'bronchitis gedurende de laatste 12 maanden'. De analyse vond evidentie voor heterogeniteit van de associatie tussen de studies ($p < 0,10$), mogelijk gerelateerd aan de verschillen in opzet van de individuele studies die deel uitmaken van de PATY-studie en diagnostische verschillen in de bepaling van bronchitis. Het HRAPIE-rapport beveelt aan om een achtergrondprevalentie van 18,6 % [95% BI: 6,00;41] te gebruiken, deze data komen uit de PATY-studie (Hoek et al., 2012). Dit pollut-eindpunt paar wordt gerekend onder de groep B*.

De concentratie-responsfunctie voor het eindpunt incidentie van chronische bronchitis bij volwassenen (> 18 jaar) is gebaseerd op 2 studies, namelijk de AHSMOG studie in Californië (VSA) (Abbey et al., 1995, n.d.) en de SAPALDIA studie uit Zwitserland (Schindler et al., 2009). Beide zijn longitudinale studies waarbij de kans op (nieuwe) gevallen van chronische bronchitis gedurende ongeveer 10 jaar gerelateerd aan PM en gecorrigeerd voor andere factoren bestudeerd werd. De twee studies gebruikten verschillende blootstellingsparameters, de resultaten in de AHSMOG-studie zijn gerelateerd aan jaargemiddelde concentraties voor PM_{2,5} (een verhouding van PM_{2,5}/PM₁₀ = 0,65 werd aangenomen voor conversie naar PM₁₀) gedurende de periode 1966-1977 terwijl in SAPALDIA relaties gevonden werden tussen jaargemiddelde PM₁₀ concentraties in de periode 1991-2002. Beide studies definiëren chronische bronchitis op dezelfde manier, namelijk als symptomen van hoest en/of sputumproductie op alle of de meeste dagen gedurende ten minste 3 maanden per jaar en dit gedurende minimum 2 jaar. Het HRAPIE-rapport beveelt aan om een incidentie van 0,39 % te gebruiken, deze data komen uit de SAPALDIA-studie. Dit pollutent-eindpunt paar wordt gerekend onder de groep B*.

We merken op dat voor blootstelling op korte termijn volgende gezondheidseffecten door HRAPIE worden gekwantificeerd:

- Ziekenhuisopnames voor luchtwegaandoeningen, alle leeftijden;
- Ziekenhuisopnames voor cardiovasculaire aandoeningen, alle leeftijden;
- Incidentie van luchtwegklachten bij astmatische kinderen van 5-19 jaar.

Deze effecten worden gelinkt aan daggemiddelde concentraties van fijn stof en worden in deze studie niet weerhouden.

2.4.3. META-ANALYSES UIT PEER-REVIEWED LITERATUUR

→ Ademhalingssysteem – lage luchtweginfecties bij kinderen

In een recente studie (Rojas-Rueda et al., 2018) werd de ziektelast bij kinderen door milieurisico's ingeschat voor de 28 landen van de EU. Voor blootstelling aan PM_{2,5} werden lage luchtweginfecties bij kinderen < 18 jaar in rekening gebracht. Rojas-Rueda gebruikten hiervoor een dosis-effectrelatie beschreven in de EBD studie van (Burnett et al., 2014). In deze laatste studie wordt rekening gehouden met blootstelling aan omgevingslucht maar ook met andere bronnen zoals roken (actief en passief) en brandstofgebruik in het huishouden. Voor blootstelling aan omgevingslucht gebruikte Burnett een meta-analyse van (Mehta et al., 2013). In deze meta-analyse werd de relatie tussen blootstelling (op korte en lange termijn) en (subchronische en chronische) effecten van **lage luchtweginfecties bij kinderen < 2 jaar** onderzocht. De incidentie van lage luchtweginfecties werd in de meeste studies opgenomen in de meta-analyse bepaald voor ziekenhuisopnames.

Voor de langetermijnblootstelling werden 4 studies (uit VS en Europa) weerhouden waarbij een statistisch significant verband tussen incidentie van lage luchtweginfecties en blootstelling aan PM_{2,5} werd gevonden.

Voor PM_{2,5} werd een dosis-effect relatie voor incidentie van lage luchtweginfecties bij kinderen > 2 jaar gevonden van (RR 1,12 [95% BI: 1,03;1,3 per 10 µg/m³]).

→ Ademhalingssysteem – luchtweginfecties bij kinderen

De meta-analyse door (Elaina A. MacIntyre et al., 2014) van de 10 ESCAPE-cohortes bij kinderen tijdens de eerste drie levensjaren, werd beschreven in sectie 2.3.4.

Voor pneumonie werd een statistisch significante associatie gevonden voor blootstelling aan PM_{10} , maar niet voor $PM_{2,5}$. Incidentie van otitis media en croup waren niet gecorreleerd aan blootstelling aan fijn stof.

In de meeste studies werd de incidentie van de verschillende luchtweginfecties vastgesteld door de vragenlijst die door de ouders werd ingevuld en waarin werd gepeild naar doktersdiagnose pneumonie, otitis media en croup.

Voor PM_{10} werd een dosis-effect relatie voor incidentie van pneumonie bij kinderen 0-3 jaar gevonden van (HR 1,76 [95% BI: 1;3,09 per 10 $\mu g/m^3$]).

→ Ademhalingssysteem – astma kinderen

Zoals vermeld in sectie 2.3.4 is er onduidelijkheid over de rol van luchtpollutie in de ontwikkeling van astma.

De meta-analyse door (Khreis et al., 2017) (beschreven in sectie 2.3.4) toont een positieve en statistisch significante associatie tussen astma ontwikkeling (tussen geboorte en leeftijd van 18 jaar) en blootstelling aan fijn stof $PM_{2,5}$ en PM_{10} . Er werd weinig heterogeniteit tussen de opgenomen studies gevonden.

Voor PM_{10} werd een dosis-effect relatie voor de ontwikkeling van astma gevonden van (HR 1,05 [95% BI: 1,02;1,08 per 2 $\mu g/m^3$]).

Voor $PM_{2,5}$ werd een dosis-effect relatie voor de ontwikkeling van astma gevonden van (HR 1,03 [95% BI: 1,01;1,05 per 1 $\mu g/m^3$]).

→ Ademhalingssysteem – astma volwassenen

Het verband tussen langdurige blootstelling aan fijn stof en de incidentie van astma bij volwassenen werd beschreven in twee recente meta-analyses van cohortstudies.

De analyse door (Jacquemin et al., 2015) werd beschreven in sectie 2.3.4. Astma-incidentie was positief, maar niet significant, geassocieerd met langetermijnblootstelling aan PM_{10} en $PM_{2,5}$.

(Anderson et al., 2013) kwantificeerden het verband tussen langdurige blootstelling aan luchtvervuiling en de incidentie van astma door middel van een systematische review en meta-analyse van 17 cohortstudies. De studies waren heterogeen op het vlak van opzet (zowel geboortecohorten als longitudinale studies met follow-up tussen 3 en 23 jaar) en op het vlak van meetmethoden. Incidentie werd gedefinieerd als de incidentie van gediagnosticeerd astma of van nieuw piepende symptomen tussen twee beoordelingen, in geboortecohorten gevolgd tot 10 jaar oud werd een schatting van de prevalentie van astma of piepende ademhaling bevraagd. De resultaten voor kinderen werden opgenomen in de hierboven vermelde meta-analyse van (Khreis et al., 2017). In vijf studies werden $PM_{2,5}$ concentraties bepaald, hiervan was slechts 1 studie voor volwassenen. De gepoolde analyse van deze studies vertoont een niet-significante associatie tussen astma incidentie en langdurige blootstelling aan $PM_{2,5}$ met een relatief risico van 1,16 (95% BI 0,98; 1,37) per 10 $\mu g/m^3$.

(Anderson et al., 2013) besluiten dat er evidentie is die een mogelijke rol van luchtvervuiling in de ontwikkeling van astma bij volwassenen suggereert, maar de evidentie is niet afdoend door de beperkte statistische power.

→ Ademhalingssysteem – longfunctie

Zoals reeds vermeld in sectie 2.3.4 wordt dit gezondheidseindpunt niet weerhouden in de huidige studie.

→ Ademhalingssysteem – COPD en pneumonie

Er bestaat uitgebreide literatuur over kortetermijneffecten van blootstelling aan PM_{2,5} en gezondheidseindpunten als COPD (Kurt et al., 2016; Song et al., 2014) en pneumonie (Nhung et al., 2017). Er werden geen meta-analyses gevonden voor blootstelling op lange termijn.

→ Cardiovasculair systeem - algemeen

In een verklaring van de American Heart Association stelden (Brook et al., 2010) in 2010 dat blootstelling aan PM_{2,5} leidt tot cardiovasculaire morbiditeit en mortaliteit, dit zowel voor korte- als voor langetermijnblootstelling. In een recente review stelt (Rajagopalan et al., 2018) dat verhoogde PM_{2,5} concentraties op korte termijn het relatief risico op acute cardiovasculaire aandoeningen laat toenemen met 1 tot 3%. Er zijn nieuwe aanwijzingen dat blootstelling aan PM_{2,5} op langere termijn gedurende meerdere jaren dit risico met een grotere omvang verhoogt. Dit zou gedeeltelijk te wijten zijn aan de ontwikkeling van cardiometabolische aandoeningen (bijvoorbeeld hypertensie en diabetes mellitus), de kwantificatie van deze effecten is momenteel nog onbekend.

→ Cardiovasculair systeem - hypertensie

In een meta-analyse (Cai et al., 2016) werd de link tussen blootstelling aan verschillende luchtpolluenten en prevalentie van hypertensie onderzocht. In de meta-analyse waren studies uit Europa, Noord-Amerika en Azië opgenomen. Er werden deelanalyses gedaan voor korte- en langetermijnblootstelling.

Voor PM₁₀ werd een statistisch significante associatie gevonden tussen langetermijnblootstelling en prevalentie hypertensie (OR 1,054 [95% BI: 1,036;1,072 per 10 µg/m³]).

Voor langdurige blootstelling aan PM_{2,5} werd een positieve relatie gevonden, maar statistisch niet significant.

→ Cardiovasculair systeem - beroerte

(Scheers et al., 2015) doorzochten de Pubmed database om de associatie tussen **beroerte** en langdurige blootstelling aan fijn stof te kwantificeren. In totaal werden 20 studies weerhouden, goed voor een totaal van >10 miljoen mensen. In de meeste studies werden ICD10-codes I60-I69 gebruikt om de incidentie van beroerte te bepalen. De resultaten voor studies uitgevoerd in Aziatische landen vertoonden een hoge mate van heterogeniteit. De resultaten voor Europa en Noord-Amerika vertoonden een positieve (maar niet altijd statistisch significante) correlatie met blootstelling aan PM₁₀ en PM_{2,5}.

Voor blootstelling aan PM₁₀ werd voor de gepoolde analyse een hazard ratio van HR 1,061[95% BI: 1,018;1,105 per 10 µg/m³] afgeleid, voor enkel Europese studie wordt dit HR 1,057 [95% BI: 0,973;1,148 per 10 µg/m³]).

Voor blootstelling aan PM_{2,5} geeft de analyse van US en Europese studies een hazard ratio van HR 1,064 [95% BI: 1,021;1,109 per 5 µg/m³]).

In een recente meta-analyse (Yuan et al., 2019) werd het verband tussen langetermijnblootstelling aan PM_{2,5} en de incidentie van alsook mortaliteit door beroerte onderzocht. De analyse bevatte 16 cohortes met meer dan 2,2 miljoen mensen. Statistisch significante associaties werden bekomen voor alle studies samen, alsook voor de Europese en Noord-Amerikaanse studies afzonderlijk. Het resultaat voor Azië vertoonde geen significantie.

De gepoolde effectschatting van de random-effect modellen geeft voor de incidentie van beroerte een HR van 1,11 (1,05 – 1,17) per 5 µg/m³ PM_{2,5}, voor enkel Europese studies wordt dit een HR van 1,07 (1,05 – 1,10) per 5 µg/m³ PM_{2,5}.

De resultaten van beide meta-analyses zijn, binnen de onzekerheidsintervallen, consistent.

→ Cardiovasculair systeem - myocardinfarct

In een studie uitgevoerd door (Buekers et al., 2014) in 2014, werd een maatschappelijke kostenanalyse uitgevoerd voor myocardinfarct dat veroorzaakt wordt door verkeer in Vlaanderen. De blootstelling aan verkeer werd beschreven met vijf variabelen: concentratie PM_{2,5}, concentratie elementair koolstof, afstand tot snelwegen, aantal voertuigkilometers in de nabijheid van de woning en verkeersgeluid. De studie bracht zowel lange- als kortetermijnblootstelling in rekening.

Om de dosis-effectrelatie van langetermijnblootstelling aan PM_{2,5} en myocardinfarct te bepalen, werd een meta-analyse uitgevoerd door UHasselt. De meta-analyse omvatte >1,8 miljoen mensen uit Noord-Amerika en Europa.

De gepoolde effectschatting van de random-effect modellen geeft een RR van 1,04 (1,00 – 1,09) per 5 µg/m³ PM_{2,5}.

In een deelanalyse waarbij de 4 Europese studies gepoold worden, geeft een gecombineerde effectschatting van 1,06 (1,01 – 1,11) per 5 µg/m³ PM_{2,5}.

Binnen het 'European study of cohorts for air pollution effects' ESCAPE project onderzochten (Cesaroni et al., 2014) voor de 10 ESCAPE-cohortes het verband tussen de incidentie van **acute coronaire aandoeningen (myocardinfarct en onstabiele angina)** en blootstelling aan luchtverontreiniging. In de meeste studies werd de incidentie van acute coronaire aandoeningen bepaald door ziekenhuisopnames met ICD-10 codes I21, I23, I20.0 en I24. Voor blootstelling aan PM₁₀ en PM_{2,5} werden statistisch significante associaties gevonden:

- Voor PM_{2,5} werd een dosis-effect relatie voor incidentie van acute coronaire aandoeningen gevonden van (HR 1,13 [95% BI: 0,98;1,30 per 5 µg/m³]).
- Voor PM₁₀ werd een dosis-effect relatie voor incidentie van acute coronaire aandoeningen gevonden van (HR 1,12 [95% BI: 1,01;1,25 per 10 µg/m³]).

De studie van (Atkinson, 2013) die werd gebruikt door (Schneider et al.) voor het afleiden van het verband tussen langdurige blootstelling aan NO₂ en hartfalen alsook beroerte, vindt enkel zwakke evidentie voor het verband met myocardinfarct en blootstelling aan PM₁₀ en PM_{2,5} (hazard ratio's < 1).

→ Cardiovasculair systeem - hartfalen

Atkinson 2013 et al. onderzocht de relatie tussen cardiovasculaire morbiditeit (incidentie van myocard infarct, beroerte, arrhythmie en hartfalen) en luchtkwaliteit via gegevens opgevraagd bij databanken van huisartsenregistraties en ziekenhuisopnames in Engeland. Zwakke evidentie werd

gevonden voor het verband met myocard infarct, beroerte en arrhythmia. Er werd wel een statistisch consistent verband gevonden tussen incidentie van **hartfalen** en jaargemiddelde concentratie van de pollutanten PM₁₀. Voor PM₁₀ werd een dosis-effect relatie voor incidentie van hartfalen gevonden van (HR 1,06 [95% BI: 1,01;1,11 per 3 µg/m³]).

→ Zwangerschap en geboorte

Blootstelling aan luchtverontreinigende stoffen en verkeer tijdens de zwangerschap is geassocieerd met verminderde foetale groei. Dit blijkt uit onderzoek uitgevoerd in Vlaanderen door (Winckelmans et al., 2015) alsook uit meta-analyses.

Een Vlaamse studie van geborenen tussen 1999 en 2009 (Winckelmans et al., 2015) onderzocht het verband tussen blootstelling aan PM₁₀ tijdens de zwangerschap en effecten op het geboortegewicht. Gezondheidsdata werden bekomen van het Studiecentrum Perinatale Epidemiologie. Op basis van het geboortegewicht werd bepaald of de boreling SGA (Small for Gestational Age) is als het geboortegewicht lager is dan de 10^{de} percentiel van het geboortegewicht voor de gegeven zwangerschapsduur en geslacht. Gemiddelde concentraties aan PM₁₀ werden bepaald voor verschillende tijdsvensters tijdens de zwangerschap op het thuisadres van de moeder. Blootstelling aan PM₁₀ tijdens de zwangerschap was significant geassocieerd met een vermindering in geboortegewicht en toename van kans op SGA (Small for Gestational Age) geboorten voor preterme (zwangerschapsduur 32-36 weken) en terme (zwangerschapsduur > 36 weken) geboorten. De SGA-resultaten zijn consistent met eerdere meta-analyses waarin de relatie met blootstelling aan PM_{2,5} werd onderzocht. Eerdere studies die de link met PM₁₀ onderzochten, vertoonden inconsistente resultaten.

Voor PM₁₀ werd een dosis-effect relatie voor SGA bij terme geboortes gevonden van (HR 1,09 [95% BI: 1,06;1,12 per 10 µg/m³]).

Voor PM₁₀ werd een dosis-effect relatie voor SGA bij preterme geboortes gevonden van (HR 1,19 [95% BI: 1,07;1,32 per 10 µg/m³]).

(Li et al., 2017) voerden een systematische review en meta-analyse uit voor de blootstelling aan fijnstof en het risico op vroeggeboorte (zwangerschapsduur ≤ 36 weken) en Term Low Birth Weight (TLBW). Men spreekt van TLBW indien het geboortegewicht kleiner is dan 2500 g bij een geboorte na 37 weken zwangerschap. De afgeleide dosis-effectrelaties zijn positief maar niet significant. De auteurs vermelden dat de resultaten van de opgenomen studies niet consistent zijn, hetgeen leidt tot significante heterogeniteit in de meta-analyse.

Binnen het ESCAPE project analyseerden (Pedersen et al., 2013) 14 moeder-kindcohortstudies in 12 Europese landen. Er werd gekeken naar het verband tussen blootstelling aan luchtverontreiniging en laag geboortegewicht bij terme geboortes, dit is een gewicht < 2500 g na 37 weken zwangerschap. De eerder vermelde LUR-modellering werd gebruikt om jaargemiddelde concentraties te bepalen op het thuisadres tijdens zwangerschap.

Voor PM_{2,5} werd een dosis-effect relatie voor laag geboortegewicht bij terme geboortes gevonden van (OR 1,18 [95% BI: 1,06;1,33 per 5 µg/m³]).

Voor PM₁₀ werd een dosis-effect relatie voor laag geboortegewicht bij terme geboortes gevonden van (OR 1,16 [95% BI: 1,00;1,35 per 10 µg/m³]).

(Trasande et al., 2016) berekenden de kosten gerelateerd aan vroegtijdige geboorte voor de VS. Ze gebruikten hierbij een risico-inschatting afgeleid uit de meta-analyses van (Sapkota et al., 2012). (Sapkota et al., 2012) bestudeerden de relatie tussen blootstelling aan fijn stof tijdens de zwangerschap en het risico op laag geboortegewicht en vroeggeboorte. Voor PM_{2,5} werd een dosis-

effect relatie voor het risico op vroeggeboorte bepaald van (OR 1,15 [95% BI: 1,14;1,16 per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$]). Het verband tussen blootstelling aan $\text{PM}_{2,5}$ en het risico op laag geboortegewicht was positief maar statistisch niet significant. Voor blootstelling aan PM_{10} was er significante heterogeniteit tussen studies en konden geen statistisch significante verbanden afgeleid worden.

(Lamichhane et al., 2015) voerden een meta-analyse uit waarbij ze vroeggeboorte linkten aan blootstelling aan fijn stof tijdens de zwangerschap. Vroeggeboorte werd gedefinieerd als een zwangerschapsduur < 37 weken, er werd een inclusieprincipe van minstens 20 weken zwangerschap gehanteerd.

Voor $\text{PM}_{2,5}$ werd een dosis-effect relatie voor vroeggeboorte bepaald van (OR 1,14 [95% BI: 1,06;1,22 per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$]).

Voor PM_{10} werd een dosis-effect relatie voor vroeggeboorte bepaald van (OR 1,23 [95% BI: 1,04;1,41 per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$]).

→ Neurologische effecten

In de eerste meta-analyse door (Hu et al., 2019) over het verband tussen luchtverontreiniging en het ontwikkelen van de ziekte van Parkinson werden de resultaten van 10 studies (uit VS, Europa, Canada en Azië) gebruikt. Er was grote mate van heterogeniteit tussen de verschillende studies, zowel in het bepalen van blootstelling, alsook in de resultaten. Voor fijn stof (zowel PM_{10} als $\text{PM}_{2,5}$) werd een statistisch niet significant verband aangetoond tussen blootstelling aan fijn stof en het ontwikkelen van de ziekte van Parkinson.

→ Diabetes

In de studie van (Eze et al., 2014), die werd gebruikt door Schneider et al. voor het afleiden van het verband tussen langdurige blootstelling aan NO_2 en prevalentie van diabetes mellitus type 2, wordt ook een statistisch significante associatie gevonden met blootstelling aan PM_{10} (OR 1,40 [95%BI: 1,17;1,67 per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$]). Vermits dit een analyse is van één cohorte (SAPALDIA), wordt dit risico niet weerhouden in de analyse.

(Eze et al., 2015) voerden in 2015 een meta-analyse uit voor de associatie tussen de incidentie van diabetes mellitus type 2 (DM2) en luchtverontreiniging. Ze namen 8 studies op uit Europa en Noord-Amerika, in de studies werd de incidentie van diabetes mellitus type 2 ofwel vastgesteld door doktersdiagnose of gebaseerd op het gebruik van geneesmiddelen voor de behandeling van diabetes. Er werd voor blootstelling aan $\text{PM}_{2,5}$ een relatief risico afgeleid van 1,10 [95%BI: 1,02;1,18 per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$].

→ Carcinogeniteit

In Tabel 5 wordt een overzicht gegeven van de classificatie van carcinogeniteit voor $\text{PM}_{2,5}$ volgens IARC, US EPA, EU-GHS en NTP.

Tabel 5: Classificatie van carcinogeniteit voor PM_{2,5} volgens IARC, US EPA, EU-GHS en NTP

Agentschap	Datum	Classificatie	Bron/hyperlink
IARC	2016	'fijn stof in buitenlucht verontreiniging' wordt ingedeeld in IARC klasse 1 (carcinogeen voor de mens)	http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/latest_classif.php https://monographs.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/06/mono109.pdf
US EPA	2019	Niet geëvalueerd door US EPA IRIS	http://www.epa.gov/iris/search_keyword.htm
EU-GHS	2019	PM _{2,5} komt niet als dusdanig voor in de ECHA database	http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/cl-inventory-database
NTP	14 th RoC ¹⁵ (2014)	PM _{2,5} komt niet voor op de lijst van 14 th RoC	https://ntp.niehs.nih.gov/pubhealth/roc/index-1.html

In 2016 concludeerde IARC (IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans and International Agency for Research on Cancer, 2016) dat er voldoende bewijs is om aan te nemen dat outdoor luchtvervuiling kankerverwekkend is (longkanker en blaaskanker). Er is voldoende bewijs voor de uitlaatgassen van dieselmotoren, net zoals voor de emissies van verbranding van kolen en van hout en voor de emissies van sommige metalen die zich allemaal in fijn stof (kunnen) bevinden. Fijn stof in buitenlucht wordt door IARC ingedeeld in klasse 1 (carcinogeen voor de mens; type kanker: longkanker). De andere instanties hebben geen specifieke indeling gemaakt voor PM_{2,5} en PM₁₀ maar wel voor bepaalde componenten aanwezig in fijn stof (bijvoorbeeld 'dieselpartikels' worden door NTP ook ingedeeld als een gekende humaan carcinogene stof).

WHO (World Health Organization, 2000) vermeldt geen eenheidsrisico's voor langetermijn blootstelling aan fijn stof, maar geeft wel relatieve risico's voor mortaliteit en morbiditeit. Mortaliteitsgegevens zijn gebaseerd op cohortstudies van (Dockery et al., 1993; Pope et al., 1995). Dockery et al. volgden in de "Six Cities study" van 1974 tot 1991 een cohort op van 8111 volwassenen in zes steden van de VS, met verschillende luchtkwaliteit niveaus. Pope et al. voerden vanaf 1980 een studie uit op een cohort voor de American Cancer Society (ACS), waarbij ongeveer een half miljoen personen in 151 steden opgevolgd werden. Beide studies tonen significante en belangrijke associaties tussen sterfte en blootstelling aan PM_{2,5}, sulfaten en PM₁₀ aan, bij lage concentraties en concentratieverschillen. Morbiditeitseffecten (bronchitis en forced expiratory volume FEV₁ reductie in 1 sec, een maat voor gereduceerde longcapaciteit) zijn gebaseerd op (Dockery et al., 1996; Raizenne et al., 1996), de "Harvard 24 cities study" bij kinderen en een Zwitserse studie (Ackermann-Lieblich et al., 1997). (WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide, 2006) vermeldt eveneens geen eenheidsrisico voor fijn stof.

¹⁵ Report on Carcinogens

Table 26. Summary of relative risk estimates for effects of long-term exposure to particulate matter on the morbidity and mortality associated with a 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in the concentration of $\text{PM}_{2.5}$ or PM_{10}

Endpoint	Relative risk for $\text{PM}_{2.5}$ (95% confidence interval)	Relative risk for PM_{10} (95% confidence interval)
Death (2)	1.14 (1.04–1.24)	1.10 (1.03–1.18)
Death (3)	1.07 (1.04–1.11)	
Bronchitis (4)	1.34 (0.94–1.99)	1.29 (0.96–1.83)
Percentage change in $\text{FEV}_{1,}$ children (5) ^a	–1.9% (–3.1% to –0.6%)	–1.2% (–2.3% to –0.1%)
Percentage change in $\text{FEV}_{1,}$ adults (6)		–1.0% (not available)

^a For $\text{PM}_{2.1}$ rather than $\text{PM}_{2.5}$.

EPA IRIS vermeldt fijn stof niet specifiek, wel uitlaatgassen van dieselmotoren, maar ook hier zijn volgens (Epa and Risk Information System Division, 2003) de data te onzeker om een eenheidsrisico af te leiden. OEHHA¹⁶ vermeldt stofdeeltjes afkomstig van verbranding van dieselmotoren en een eenheidsrisico van $3,04 \cdot 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ hiervoor, fijn stof wordt niet specifiek vermeld.

ATSDR, Anses en Health Canada vermelden geen blootstelling-effectrelaties voor fijn stof. Er werden in de wetenschappelijke literatuur geen meta-analyses gevonden waarin voor fijn stof (noch voor PM_{10} , noch voor $\text{PM}_{2.5}$) blootstellings-effectrelaties als eenheidsrisico's besproken werden.

In Tabel 6 wordt een overzicht gegeven van de classificatie van carcinogeniteit voor PM_{10} volgens IARC, US EPA, EU-GHS en NTP.

Tabel 6: Classificatie van carcinogeniteit voor PM_{10} volgens IARC, US EPA, EU-GHS en NTP

Agentschap	Datum	Classificatie	Bron/hyperlink
IARC	2016	“fijn stof in luchtvervuiling” is kankerverwekkend (IARC klasse 1 (carcinogeen voor de mens))	http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol109/mono109.pdf http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/latest_classif.php
US EPA	2019	PM_{10} wordt niet specifiek vermeld.	http://www.epa.gov/iris/search_keyword.htm
EU-GHS	2019	PM_{10} komt niet als dusdanig voor in de ECHA database	http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/cl-inventory-database

¹⁶ <https://www.arb.ca.gov/toxics/healthval/contable.pdf>
<https://oehha.ca.gov/chemicals/diesel-exhaust-particulate>

NTP	14 th RoC (2016)	PM ₁₀ wordt specifiek vermeld.	niet	https://ntp.niehs.nih.gov/pubhealth/roc/index-1.html#toc1
------------	--------------------------------	--	------	---

Binnen de IARC-evaluatie wordt geen kwantitatieve analyse gedaan voor het bepalen van het risico op longkanker door blootstelling aan fijn stof (PM₁₀ of PM_{2,5}).

Een meta-analyse van (Hamra et al., 2014) onderzocht het verband tussen blootstelling aan PM_{2,5} en PM₁₀ en de incidentie van en mortaliteit door longkanker. Op basis van 18 studies (uit Noord-Amerika, Europa, China, Japan en Nieuw-Zeeland) werden relatieve risico's afgeleid.

Voor blootstelling aan PM₁₀ geeft de gepoolde analyse een relatief risico van 1,08 [95% BI: 1,00;1,17 per 10 µg/m³]. Voor de deelanalyse van Europese studies is er geen significante associatie met een relatief risico van 1,27 [95% BI: 0,96;1,68 per 10 µg/m³].

Voor blootstelling aan PM_{2,5} geeft de gepoolde analyse een relatief risico van 1,09 [95% BI: 1,04;1,14 per 10 µg/m³]. Voor de deelanalyse van Europese studies is er geen significante associatie met een relatief risico van 1,03 [95% BI: 0,89;1,2 per 10 µg/m³].

(Huang et al., 2017) voerde een meta-analyse uit van studies (waaronder de meta-analyse van (Hamra et al., 2014)) om het verband tussen blootstelling aan PM_{2,5} en longkanker incidentie en mortaliteit te bestuderen. Ze leiden een risico af voor alle studies samen alsook voor elk continent. Uit de globale analyse volgt een RR van 1,08 [95% BI: 1,03; 1,12 per 10 µg/m³]. Voor de deelanalyse van de Europese studies volgt een statistisch niet-significant verband van 1,03 [95% BI: 0,61; 1,75 per 10 µg/m³].

Tabel 7 geeft een overzicht van de hierboven afgeleide dosis-effectrelaties voor morbiditeitseffecten door langdurige blootstelling aan PM₁₀ en PM_{2,5}.

Metriek	Gezondheidseffect	Populatie	Puntschatting dosis respons	95% Ondergrens	95% Bovengrens	Dosis PM ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Type risicofunctie	Incidentie/prevalentie	Basis vaststelling	Referentie	Weerhouden
PM _{2,5}	Lage luchtweginfecties	Kinderen 0-2 jaar	1,12	1,03	1,3	10	RR	Incidentie	Hospitalisatie ICD-10: J09-J22, doktersdiagnose	Mehta13	Ja, primair
PM _{2,5}	Astma	Kinderen 0-18 jaar	1,05	1,02	1,08	2	OR	Incidentie	vragenlijsten (doktersdiagnose, zelfdiagnose, medicatiegebruik, symptomen)	Khreis17	Ja, primair
PM ₁₀	Astma	Kinderen 0-18 jaar	1,03	1,01	1,05	1		Incidentie		Khreis17	Neen ¹⁷
BC	Astma	Kinderen 0-18 jaar	1,08	1,03	1,14	$0,5 \cdot 10^{-5}$ /m lichtabsorptie PM _{2,5}		Incidentie		Khreis17	Neen ¹⁷
PM _{2,5}	Astma	Volwassenen	1,16	0,98	1,37	10		Incidentie		Anderson13	Neen ¹⁸
PM ₁₀	Bronchitis	Kinderen 6-12/18 jaar	1,08	0,98	1,19	10	RR	Prevalentie	vragenlijsten (doktersdiagnose, zelfdiagnose, medicatiegebruik, symptomen)	HRAPIE (World Health Organization, 2013)	Ja, secundair ¹⁹
PM ₁₀	Chronische bronchitis	Volwassenen (> 18 jaar)	1,117	1,04	1,189	10	RR	Incidentie	vragenlijsten (doktersdiagnose, zelfdiagnose, medicatiegebruik, symptomen)	HRAPIE (World Health Organization, 2013)	Ja, secundair ¹⁹
PM ₁₀	Pneumonie	Kinderen 0-3 jaar	1,76	1	3,09	10	OR	Incidentie	vragenlijsten (doktersdiagnose, zelfdiagnose)	Macintyre14	Ja, secundair ²⁰
PM _{2,5}	Beroerte	Volwassenen	1,064	1,021	1,109	5		Incidentie		Scheers15	Neen ²¹
PM ₁₀	Beroerte	Volwassenen	1,057	0,973	1,148	10		Incidentie		Scheers15	Neen ²²
PM _{2,5}	Beroerte	Volwassenen	1,07	1,05	1,10	5	HR	Incidentie	hospitalisatie ICD-10: I60-I63	Yuan19	Ja, primair
PM _{2,5}	Myocardinfarct	Volwassenen	1,06	1,01	1,11	5	RR	Incidentie	hospitalisatie ICD-10: I21-I22	Buekers14	Ja, primair
EC	Myocardinfarct	Volwassenen	1,038			1		Incidentie		Gan11	Neen ²³
PM _{2,5}	Acute coronaire aandoeningen	Volwassenen	1,13	0,98	1,30	5		Incidentie		Cesaroni14	Neen ²⁴

¹⁷ Astma en PM₁₀ en BC (Khreis et al., 2017): voor dit gezondheidseindpunt worden resultaten gerapporteerd voor blootstelling aan PM_{2,5}, PM₁₀ en EC. We geven de voorkeur aan de studies die het effect linken aan PM_{2,5}, aangezien hiervoor de beste onderbouwing bestaat.

¹⁸ Astma en PM_{2,5} (Anderson et al., 2013): niet weerhouden wegens grote onzekerheid op resultaten en andere studies.

¹⁹ Bronchitis en chronische bronchitis (HRAPIE, 2013): door HRAPIE gerekend tot groep B (grotere onzekerheid over data) en voor de prevalentie van bronchitis bij kinderen geeft de 95% ondergrens een relatief risico van kleiner dan 1.

²⁰ Pneumonie (MacIntyre EA et al., 2014): meta-analyse van 10 geboorte-cohorten waarbij de vragenlijsten door de ouders werden ingevuld (niet door artsen).

²¹ Beroerte en PM_{2,5} (Scheers et al., 2015): een recentere studie (Yuan et al., 2019) krijgt voorrang.

²² Beroerte en PM₁₀ (Scheers et al., 2015): voor dit gezondheidseindpunt worden resultaten gerapporteerd voor blootstelling aan PM_{2,5} en PM₁₀. We geven de voorkeur aan de studies die het effect linken aan PM_{2,5}, aangezien hiervoor de beste onderbouwing bestaat.

²³ Myocardinfarct en EC (Gan et al., 2011): voor dit gezondheidseindpunt worden resultaten gerapporteerd voor blootstelling aan PM_{2,5} en EC. We geven de voorkeur aan de studies die het effect linken aan PM_{2,5}, aangezien hiervoor de beste onderbouwing bestaat.

²⁴ Acute coronaire aandoeningen en PM_{2,5} (Cesaroni et al., 2014): de 95% ondergrens geeft een relatief risico van kleiner dan 1 en bovendien wordt myocardinfarct (is een acute coronaire aandoening) door blootstelling aan PM_{2,5} weerhouden (Buekers et al., 2014).

PM ₁₀	Acute coronaire aandoeningen	Volwassenen	1,12	1,01	1,25	10		Incidentie		Cesaroni14	Neen ²⁵
PM ₁₀	Hypertensie	Volwassenen	1,054	1,036	1,072	10	OR	prevalentie	Meting bloeddruk	Cai16	Ja, primair
PM ₁₀	Hartfalen	Volwassenen	1,06	1,01	1,11	3		Incidentie		Atkinson13	Neen ²⁶
PM _{2,5}	Laag geboortegewicht terme geboorten	Borelingen	1,18	1,06	1,33	5	OR	Incidentie	geboortegewicht < 2500 g bij zwangerschapsduur >= 37 weken	Pedersen13	Ja, primair
PM _{2,5}	Vroeggeboorte	Borelingen	1,15	1,14	1,16	10		Incidentie		Sapkota12	Neen ²⁷
PM _{2,5}	Vroeggeboorte	Borelingen	1,14	1,06	1,22	10	OR	Incidentie	Geboorte na zwangerschapsduur >=20 weken en <37 weken	Lamichhane15	Ja, primair
PM ₁₀	Vroeggeboorte	Borelingen	1,12	1,04	1,41	10		Incidentie		Lamichhane15	Neen ²⁸
PM ₁₀	SGA terme geboorten	Borelingen	1,09	1,06	1,12	10		Incidentie		Winckelmans15	Neen ²⁹
PM ₁₀	SGA preterme geboorten	Borelingen	1,19	1,07	1,32	10		Incidentie		Winckelmans15	Neen ²⁹
PM ₁₀	Laag geboortegewicht terme geboorten	Borelingen	1,16	1,00	1,35	10		Incidentie		Pedersen13	Neen ³⁰
PM _{2,5}	Diabetes mellitus type 2	Volwassenen	1,10	1,02	1,18	10	Risk ratio	Incidentie		Eze15	Ja, primair
PM _{2,5}	Longkanker	Volwassenen	1,08	1,03	1,12	10	RR	Incidentie		Huang17	Ja, primair
PM ₁₀	Longkanker	Volwassenen	1,08	1,04	1,14	10		Incidentie		Hamra14	Neen ³¹

Tabel 7: Overzicht van dosis-effectrelaties voor morbiditeitseffecten door langetermijnblootstelling aan PM_{2,5}, PM₁₀ en roet .

²⁵ Acute coronaire aandoeningen en PM₁₀ (Cesaroni et al., 2014): myocardinfarct (is een acute coronaire aandoening) door blootstelling aan PM_{2,5} wordt weerhouden (Buekers et al., 2014); voor dit gezondheidseindpunt worden resultaten gerapporteerd voor blootstelling aan PM_{2,5} en PM₁₀. We geven de voorkeur aan de studies die het effect linken aan PM_{2,5}, aangezien hiervoor de beste onderbouwing bestaat.

²⁶ Hartfalen en PM₁₀ (Atkinson et al., 2013): dit is een Engels studie en geen meta-analyse.

²⁷ Vroeggeboorte en PM_{2,5} (Sapkota et al., 2012): een recentere studie (Lamichhane et al., 2015) krijgt voorrang.

²⁸ Vroeggeboorte en PM₁₀ (Lamichhane et al., 2015): voor dit gezondheidseindpunt worden resultaten gerapporteerd voor blootstelling aan PM_{2,5} en PM₁₀. We geven de voorkeur aan de studies die het effect linken aan PM_{2,5}, aangezien hiervoor de beste onderbouwing bestaat.

²⁹ SGA terme geboorten/ preterme geboorten en PM₁₀ (Winckelmans et al., 2015): de voorkeur wordt gegeven aan het eindpunt laag geboortegewicht omdat voor SGA geen prevalentiecijfers te vinden zijn waardoor doorvertaling naar risico en monetaire doorvertaling niet mogelijk zijn.

³⁰ Laag geboortegewicht terme geboorten en PM₁₀ (Pedersen et al., 2013): voor dit gezondheidseindpunt worden resultaten gerapporteerd voor blootstelling aan PM_{2,5} en PM₁₀. We geven de voorkeur aan de studies die het effect linken aan PM_{2,5}, aangezien hiervoor de beste onderbouwing bestaat.

³¹ Longkanker en PM₁₀ (Hamra et al., 2014): voor dit gezondheidseindpunt worden resultaten gerapporteerd voor blootstelling aan PM_{2,5} en PM₁₀. We geven de voorkeur aan de studies die het effect linken aan PM_{2,5}, aangezien hiervoor de beste onderbouwing bestaat.

2.4.4. GEZONDHEIDSEFFECTEN DOOR BLOOTSTELLING AAN FIJN STOF: BUURLANDEN

Nederland:

Het achtergronddocument van ‘Gezondheidseffecten luchtverontreiniging’ van de Nederlandse Gezondheidsraad en de informatie op de website <https://www.volksgezondheidenzorg.info> is grotendeels gebaseerd op het WHO HRAPIE rapport en het RIVM-rapport ‘Luchtkwaliteit en gezondheidswinst’ (Maas et al., 2015). De volgende morbiditeitseffecten door langetermijnblootstelling aan fijn stof zijn opgenomen:

- Bronchitisklachten onder kinderen met luchtwegaandoeningen (volgens (WHO Regional Office for Europe, 2013));
- Incidentie chronische bronchitis bij volwassenen (volgens (WHO Regional Office for Europe, 2013));
- Laag geboortegewicht (volgens (Pedersen et al., 2013));
- sterfte longkanker.

Duitsland:

Voor fijn stof werd in het verleden vooral de invloed op mortaliteit bekeken door gebrek aan Duitse morbiditeitsdata (Kallweit and Wintermeyer, 2013). Er is momenteel een project lopende om DALY berekeningen uit te voeren voor korte- en langetermijnblootstelling aan PM_{2,5}, zowel voor effecten op mortaliteit als morbiditeit (private communicatie Myriam Tobollik).

Recent werd er een positiepaper in opdracht van Deutsche Gesellschaft für Pneumologie und Beatmungsmedizin opgesteld (Schulz et al., 2019). Hierin wordt een review gemaakt van recente studies die de link tussen morbiditeit en blootstelling aan PM_{2,5} bestuderen.

2.5. MORBIDITEIT GERELATEERD AAN BLOOTSTELLING AAN ROET

Roet kan een belangrijke aanvullende indicator zijn om de invloed van blootstelling aan verbrandingsbronnen zoals bv. gemotoriseerd verkeer, op de gezondheid te beoordelen. Fijn stof is immers een verzamelnaam voor kleine deeltjes waarbij geen rekening wordt gehouden met de samenstelling van de deeltjes. Roet draagt maar in beperkte mate bij aan de massa van fijn stof, maar heeft een hoge toxiciteit per massa-eenheid.

Meestal wordt de hoeveelheid roet gemeten als zwarte koolstof (black carbon of BC) of als elementair koolstof (EC).

Het gehalte aan zwarte koolstof wordt gemeten via een lichtabsorptiemeting, en wordt uitgedrukt in de eenheid m⁻¹. De conversie naar de eenheid µg/m³ gebeurt door vermenigvuldiging met een constante die afhankelijk is van het type meettoestel en eventueel filter waarmee gemeten werd, alsook van de gebruikte golflengte. Er is dus geen éénduidige manier om deze conversie uit te voeren.

Het gehalte aan elementair koolstof wordt gemeten via pyrolyse, en wordt uitgedrukt in de eenheid µg/m³.

Als verhouding tussen beide polluenten wordt vaak gesteld dat BC-concentraties 1,5 maal hoger zijn dan EC-concentraties indien de BC- en EC-concentraties in µg/m³ zijn uitgedrukt (Vranckx et al., 2019).

2.5.1. US EPA

Tot op heden is er geen Integrated Science Assessment uitgevoerd door US EPA.

2.5.2. WHO – HEALTH EFFECTS OF BLACK CARBON

Het WHO rapport “Health effects of black carbon” uit 2012 (Janssen and Weltgesundheitsorganisation. Regional Office for Europe, 2012) beschrijft de te verwachten gezondheidseffecten door blootstelling aan black carbon op korte en lange termijn.

Cohortestudies duiden er op dat langetermijnblootstelling aan black carbon leidt tot cardiopulmonaire en algemene mortaliteit. Er wordt evenwel geen meta-analyse gemaakt voor het afleiden van een risico.

2.5.3. META-ANALYSES UIT PEER-REVIEWED LITERATUUR

→ Cardiovasculair systeem – coronaire hartziekte

In een studie uitgevoerd door VITO, UHasselt en KULeuven in 2014 (Buekers et al., 2014), werd een maatschappelijke kostenanalyse uitgevoerd voor myocardinfarct dat veroorzaakt wordt door verkeer in Vlaanderen. De blootstelling aan verkeer werd beschreven met vijf variabelen: concentratie $PM_{2,5}$, concentratie elementair koolstof, afstand tot snelwegen, aantal voertuigkilometers in de nabijheid van de woning en verkeersgeluid. De studie bracht zowel lange- als kortetermijnblootstelling in rekening.

Om de dosis-effectrelatie van langetermijnblootstelling aan roet (black carbon) en myocardinfarct te bepalen, werd door UHasselt de studie van (Gan et al., 2011) gebruikt. In deze langetermijnstudie werden 452735 individuen (45-85 jaar) voor een periode van 5 jaar gevolgd en hospitalisatie voor cardiovasculaire hartziekte (CHD *coronary heart disease*) bestudeerd. CHD hospitalisatie werd gedefinieerd als ICD10 codes I20-I25. Voor CHD vinden Gan et al. (2011) een RR van 1,03 (hospitalisatie) per $0.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ EC of per $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ BC). Dit bedraagt per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ EC dan 1,038.

→ Ademhalingssysteem – astma kinderen

Zoals vermeld in sectie 2.3.4 is er onduidelijkheid over de rol van luchtpollutie in de ontwikkeling van astma.

De meta-analyse door (Khreis et al., 2017) (beschreven in sectie 2.3.4) toont een positieve en statistisch significante associatie tussen astma ontwikkeling (tussen geboorte en leeftijd van 18 jaar) en blootstelling aan black carbon. Er werd weinig heterogeniteit tussen de opgenomen studies gevonden.

Voor black carbon werd een dosis-effect relatie voor de ontwikkeling van astma gevonden van HR 1,08 [95% BI: 1,03;1,14 per $0,5 \cdot 10^{-5}$ /m lichtabsorptie $PM_{2,5}$].

→ Carcinogeniteit

Volgens (IARC, 2010) is er onvoldoende bewijs voor carcinogeniteit bij mensen en voldoende bewijs voor carcinogeniteit bij dieren, black carbon wordt na een evaluatie door IARC als mogelijk carcinogeen voor de mens beschouwd (groep 2B). Epidemiologische bewijs voor carcinogeniteit bij mensen was volgens IARC inconsistent, in twee van drie onderzochte studies bij werknemers werd een verhoogd risico op longkanker waargenomen, andere studies leverden gemengd bewijs voor een verhoogd risico op andere kankers. De weinige studies die een blootstellings-respons relatie voor longkanker onderzochten leverden een zwak of niet eenduidig bewijs van dosis-respons. Drie studies op vrouwelijke ratten die BC inhaleerden en drie bijkomende studies waarin vrouwelijke ratten

intracheaal werden blootgesteld toonden een significante toename in de incidentie van kwaadaardige longtumoren. Volgens IARC hebben talrijke epidemiologische studies onvoldoende aangetoond dat er een verhoogd risico op longkanker is bij beroepsmatige blootstelling aan BC. US EPA IRIS heeft BC niet geëvalueerd. Er is geen geharmoniseerde classificatie volgens de CLP regulatie (EU-GHS), wel is er een *notified* classificatie waarin BC meerdere malen als 'Carc.2' (verdacht van het veroorzaken van kanker – al dan niet verder gespecificeerd naar inhalatie) beschouwd wordt.

Tabel 8: Classificatie van carcinogeniteit voor black carbon volgens IARC, US EPA, EU-GHS en NTP

Agentschap	Datum	Classificatie	Bron/hyperlink
IARC	2019	Mogelijk carcinogeen voor de mens (Groep 2B)	http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/latest_classif.php https://monographs.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/06/mono93.pdf
US EPA	2019	Niet geëvalueerd door US EPA IRIS	http://www.epa.gov/iris/search_keyword.htm
EU-GHS	2019	Geen geharmoniseerde classificatie volgens de CLP Regulatorie (No 1271/2008) – wel aanduiding van als 'Carc.2' (verdacht van het veroorzaken van kanker – al dan niet verder gespecificeerd naar inhalatie) in notified classification	http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/cl-inventory-database
NTP	14 th RoC (2014)	Black carbon komt niet voor op de lijst van 14e RoC	http://ntp.niehs.nih.gov/pubhealth/roc/index.html

Eenheidsrisico's voor black carbon worden niet vermeld door (Janssen and Weltgesundheitsorganisation. Regional Office for Europe, 2012) (*WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*, 2006), (World Health Organization, 2000), US-EPA IRIS, ATSDR (MRL) en Anses
OEHHA (Oehha, 2003) beschouwt BC als carcinogeen (baserend op IARC) maar vermeldt geen REL (Chronic Reference Exposure Level) of eenheidsrisico.

Er werden geen meta-analyses in de literatuur gevonden die eenheidsrisico's beschrijven voor black carbon.

Tabel 9 geeft een overzicht van de hierboven afgeleide dosis-effectrelaties voor morbiditeitseffecten door langetermijnblootstelling aan roet (BC of EC).

Tabel 9: Overzicht van de dosis-effectrelaties voor morbiditeitseffecten door langetermijnblootstelling aan roet (BC of EC).

Metriek	Gezondheidseffect	Populatie	Puntschatting dosis respons	95% Ondergrens	95% Bovengrens	Dosis	Incidentie/ prevalentie	Databron
BC	Astma	Kinderen 0- 18 jaar	1,08	1,03	1,14	$0,5 \cdot 10^{-5}$ /m lichtabsorptie PM _{2,5}	Incidentie	Khreis17
EC	Myocardinfarct	Volwassenen	1,038			1	Incidentie	Gan11

2.6. MORBIDITEIT GERELATEERD AAN BLOOTSTELLING AAN VERKEERSGERELATEERDE POLLUENTEN

2.6.1. HEALTH EFFECTS INSTITUTE

Het rapport (Health Effects Institute, 2010) focust op blootstelling aan verkeersgerelateerde pollutanten zoals NO₂ en PM_{2,5}. Hieronder geven we een overzicht van de bewijskracht van het oorzakelijk verband tussen deze verkeersgerelateerde blootstelling (gedefinieerd als mengsel van NO₂ en PM_{2,5}) en verschillende gezondheidseindpunten. De betekenis van de gebruikte categorieën is vermeld in sectie 2.2.1.

- Cardiovasculaire morbiditeit: categorie B (suggestief, maar niet voldoende om een oorzakelijk verband af te leiden);
- Astma en luchtwegsymptomen:
 - o Astma incidentie en prevalentie bij kinderen: tussen categorie A (Voldoende evidentie om een oorzakelijk verband af te leiden) en B
 - o Exacerbatie van luchtwegsymptomen: categorie A voor kinderen met astma, categorie C (Ontoereikend en onvoldoende evidentie om een oorzakelijk verband af te leiden) voor kinderen zonder astma
 - o Astma ontwikkeling bij volwassenen: categorie C
- Longfunctie in kinderen en volwassenen: categorie B
- COPD: categorie C
- Allergie: categorie C
- Geboorte effecten: categorie C
- Kanker: categorie C

In het rapport worden geen dosis-effectrelaties afgeleid.

2.6.2. WHO - HRAPIE

(WHO, 2013b) vermeldt bij de bespreking van de dosis-effectrelatie voor vervroegde mortaliteit door langetermijnblootstelling aan NO₂ dat sommige langetermijneffecten van NO₂ mogelijk overlappen met effecten door langetermijnblootstelling aan PM_{2,5}. Deze overlap wordt geschat op 33%.

2.7. MORBIDITEIT GERELATEERD AAN BLOOTSTELLING AAN OZON O₃

Om de langetermijneffecten van ozon in te schatten wordt naast de jaargemiddelde concentratie ook de indicator SOMO35 gebruikt. SOMO35 staat voor *Sum Of Means Over 35 ppb*: voor elke dag van het jaar wordt de hoogste 8-uursgemiddelde ozonconcentratie berekend en indien de waarde groter is dan 35 ppb wordt deze meerwaarde gesommeerd (= SOMO35). Deze jaarlijkse som wordt dan nog gedeeld door 365 (366) om een waarde te bekomen voor de gemiddelde dagelijkse overschrijding van 35 ppb. Het SOMO35 concept wordt gebruikt door UNECE om de impact van ozon in te schatten op de volksgezondheid (UNECE/WHO, 2004).

2.7.1. US EPA

De US EPA publiceerde in 2013 de laatste update van het “Integrated Science Assessment for ozone and related photochemical oxidants” (US EPA National Center for Environmental Assessment, n.d.). Tabel 10 werd overgenomen uit het rapport en toont de verschillende gezondheidscategorieën waarvoor het verband met korte- en langetermijnblootstelling aan O₃ werd onderzocht. De US EPA besluit dat enkel voor respiratoire effecten epidemiologische en experimentele studies bewijs leveren dat er waarschijnlijk een causaal verband bestaat met O₃-blootstelling op lange termijn. Deze conclusie is gebaseerd op het bewijs voor de ontwikkeling van astma.

De US EPA maakt geen kwantitatieve meta-analyse van de opgenomen studies, onder de vermelde studies is geen enkele meta-analyse.

Table 1-1 Summary of O₃ causal determinations by exposure duration and health outcome.

Health Outcome ^a	Conclusions from 2006 O ₃ AQCD	Conclusions from this ISA
Short-term Exposure to O₃		
Respiratory effects	The overall evidence supports a causal relationship between acute ambient O ₃ exposures and increased respiratory morbidity outcomes.	Causal Relationship
Cardiovascular effects	The limited evidence is highly suggestive that O ₃ directly and/or indirectly contributes to cardiovascular-related morbidity, but much remains to be done to more fully substantiate the association.	Likely to be a Causal Relationship
Central nervous system effects	Toxicological studies report that acute exposures to O ₃ are associated with alterations in neurotransmitters, motor activity, short and long term memory, sleep patterns, and histological signs of neurodegeneration.	Suggestive of a Causal Relationship
Total Mortality	The evidence is highly suggestive that O ₃ directly or indirectly contributes to non-accidental and cardiopulmonary-related mortality.	Likely to be a Causal Relationship
Long-term Exposure to O₃		
Respiratory effects	The current evidence is suggestive but inconclusive for respiratory health effects from long-term O ₃ exposure.	Likely to be a Causal Relationship
Cardiovascular effects	No conclusions in the 2006 O ₃ AQCD.	Suggestive of a Causal Relationship
Reproductive and developmental effects	Limited evidence for a relationship between air pollution and birth-related health outcomes, including mortality, premature births, low birth weights, and birth defects, with little evidence being found for O ₃ effects.	Suggestive of a Causal Relationship
Central nervous system effects	Evidence regarding chronic exposure and neurobehavioral effects was not available.	Suggestive of a Causal Relationship
Cancer	Little evidence for a relationship between chronic O ₃ exposure and increased risk of lung cancer.	Inadequate to Infer a Causal Relationship
Total Mortality	There is little evidence to suggest a causal relationship between chronic O ₃ exposure and increased risk for mortality in humans.	Suggestive of a Causal Relationship

^aHealth effects (e.g., respiratory effects, cardiovascular effects) include a spectrum of outcomes, from measureable subclinical effects (e.g., blood pressure), to more obvious effects (e.g., medication use, hospital admissions), and cause-specific mortality. Total mortality includes all-cause (non-accidental) mortality, as well as cause-specific mortality (e.g., deaths due to heart attacks).

Tabel 10: Overzicht van de oorzakelijke verbanden tussen korte- en langetermijnblootstelling aan O₃ en verschillende gezondheidseffecten. Tabel overgenomen uit (*US EPA National Center for Environmental Assessment and Brown, n.d.*).

De US-EPA stelt dat er reeds lang bewezen bewijs geleverd is voor kortetermijneffecten voor ozon, vooral op ademhalings- en cardiovasculaire systemen. Voor langetermijnblootstelling is er vermoedelijk een oorzakelijk verband.

2.7.2. WHO – HRAPIE

Voor langetermijnblootstelling aan ozon wordt in het HRAPIE rapport enkel mortaliteit weerhouden. Een dosis-effectrelatie werd afgeleid voor de blootstellingsindicator SOMO35 voor de zomermaanden (april – september).

Morbiditeitseffecten worden enkel gelinkt aan kortetermijnblootstelling. De hoogste 8-uursgemiddelde concentratie groter dan 35 ppb wordt statistisch significant geassocieerd met:

- ziekenhuisopname voor hart- en vaatziekten (behalve hartaanval), 65+
- ziekenhuisopname voor luchtwegaandoeningen, 65+

2.7.3. META-ANALYSES UIT PEER-REVIEWED LITERATUUR

→ Langetermijneffecten algemeen

(Nuvolone et al., 2018) schreven een review over korte- en langetermijn gezondheidseffecten door blootstelling aan ozon. Ze besluiten dat er bewijs is voor kortetermijneffecten, vooral op ademhalings- en cardiovasculaire gezondheidseindpunten. Er zijn minder studies beschikbaar die de langetermijneffecten van blootstelling aan ozon bestuderen en het bewijs ervan is minder overtuigend.

→ Ademhalingssysteem – astma

(Cai et al., 2016) stelt in zijn review dat er voldoende bewijs is voor het verband tussen kortdurende blootstelling aan ozonconcentraties in de omgeving en astma-ernst, zie ook review door (Goodman et al., 2018). Daarentegen is de potentiële impact van langetermijn ozonblootstelling op de ontwikkeling van astma volgens (Zu et al., 2018) onduidelijk. Ze voeren een kritische beoordeling uit van studies opgenomen in het US EPA Integrated Science Assessment alsook meer recent gepubliceerde studies die de associatie tussen ozonblootstelling op de lange termijn en incidentastma hebben geëvalueerd.

Voor de ontwikkeling van astma bij kinderen delen (Zu et al., 2018) studies in categorieën volgens de tijdsvensters waarin de blootstelling werd bepaald: tijdens zwangerschap, tijdens het eerste levensjaar en tijdens de eerste levensjaren. Over het algemeen is er veel heterogeniteit tussen studies over de richting van waargenomen associaties (positief of negatief) tussen lange termijn ozonblootstelling en astma-ontwikkeling bij kinderen. In enkele studies werd zowel blootstelling aan ozon als aan verkeersgerelateerde pollutanten geëvalueerd. Het feit dat deze omgekeerd gecorreleerd zijn, kan op zijn minst gedeeltelijk bijdragen aan de waargenomen omgekeerde associatie tussen ozonblootstelling en astma bij kinderen.

Ontwikkeling van astma bij volwassenen werd bij één populatie bestudeerd, dit is moeilijk te veralgemenen tot de algemene bevolking.

(Zu et al., 2018) stellen dat hoewel het biologisch gezien aannemelijk is dat blootstelling aan ozon op lange termijn kan bijdragen aan de ontwikkeling van astma, werd dit niet vastgesteld in de huidige review.

De meta-analyse van (Khreis et al., 2017) focust op blootstelling aan verkeersgerelateerde pollutanten, bijgevolg werd er geen meta-analyse uitgevoerd voor de pollutant ozon.

(Jacquemin et al., 2012) onderzochten astmacontrole bij astmatische volwassenen in de Franse EGEA2 (Epidemiological study on the Genetics and Environment of Asthma) cohortstudie, in relatie tot luchtverontreiniging. Astmacontrole werd bepaald aan de hand van bevraging van astmatische

symptomen, exacerbatie en longfunctie. Er werd een verband met blootstelling aan O₃ en PM₁₀ vastgesteld. Voor ozon werd hiervoor de gemiddelde ozonconcentratie van de maanden april-september gebruikt, met een OR van 1,69 (1,22-2,34) per interkwartielbereik.

Vermits dit resultaat afkomstig is van een enkele studie, wordt het niet opgenomen in de analyse.

In de eerder vermelde meta-analyse van (Anderson et al., 2013) was het **niet mogelijk** om voor langetermijnblootstelling aan ozon een risico-analyse te doen door gebrek aan studies.

→ Cardiovasculair systeem - hypertensie

In een meta-analyse (Cai et al., 2016) werd de link tussen blootstelling aan verschillende luchtpolluenten en prevalentie van hypertensie onderzocht. In de meta-analyse waren studies uit Europa, Noord-Amerika en Azië opgenomen. Er werden deelanalyses gedaan voor korte- en langetermijnblootstelling. Kortetermijnblootstelling aan O₃ vertoonde een positief verband met prevalentie van hypertensie, maar niet statistisch significant. Voor langetermijnblootstelling aan ozon werd **geen verband** gevonden.

→ Mentale gezondheidseffecten

In een recente review bestudeerden (Zhao et al., 2018) 31 studies rond blootstelling aan ozon en mentale gezondheidseffecten. Er was niet-conclusieve evidentie voor link met autisme, cognitieve achteruitgang, depressie en zelfmoord.

→ Carcinogeniteit

Ozon wordt niet als carcinogeen beschouwd door IARC, US EPA, EU-GHS en NTP, zie ook Tabel 11.

Tabel 11: Classificatie van carcinogeniteit voor ozon volgens IARC, US EPA, EU-GHS en NTP

Agentschap	Datum	Classificatie	Bron/hyperlink
IARC	2019	Komt niet voor in de IARC lijst	http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/latest_classif.php
US EPA	2019	Niet geëvalueerd door US EPA IRIS	http://www.epa.gov/iris/search_keyword.htm
EU-GHS	2019	Geen geharmoniseerde classificatie volgens de CLP Regulatie (No 1271/2008)	http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/cl-inventory-database
NTP	14 th RoC (2014)	O ₃ komt niet voor op de lijst van 14e RoC	http://ntp.niehs.nih.gov/pubhealth/roc/index.html

2.7.4. GEZONDHEIDSEFFECTEN DOOR BLOOTSTELLING AAN OZON: BUURLANDEN

Nederland:

Het achtergronddocument van “Gezondheidseffecten luchtverontreiniging” van de Nederlandse Gezondheidsraad is voor het bepalen van gezondheidseffecten door blootstelling aan O₃ volledig gebaseerd op het WHO HRAPIE rapport. Voor langetermijneffecten wordt een dosis-effectrelatie

voor sterfte aan luchtwegaandoeningen bij volwassenen ouder dan 30 jaar, vermeld. Er worden geen andere morbiditeitseffecten gekwantificeerd.

Duitsland:

De Universiteit München (groep Nadine Steckling-Muschack) voert momenteel in opdracht van UBA een meta-analyse uit om dosis-effectrelaties op te stellen voor korte- en langetermijngesondheidseffecten van ozon. Ze bekijken eveneens welke metriek best gebruikt kan worden om effecten op lange termijn te kwantificeren, vermoedelijk zal dit SOMO35 worden. Resultaten worden begin 2020 gepubliceerd (private communicatie Nadine Steckling-Muschack).

2.8. MORBIDITEIT GERELATEERD AAN BLOOTSTELLING AAN OMGEVINGSGELUID

Blootstelling aan geluid kan twee soorten belangrijke effecten veroorzaken. Enerzijds kan het gehoorzintuig beschadigd raken, dit kan leiden tot bv. gehoorverlies. Anderzijds prikkelt geluid het autonoom zenuwstelsel, hetgeen een invloed heeft op allerlei intermediaire risicofactoren voor gezondheidseffecten.

Om de gezondheidseffecten van omgevingslawaai te kwantificeren wordt in de wetgeving vaak gebruik gemaakt van geluidsindicatoren. Hieronder definiëren we de meest gebruikte geluidsindicatoren.

De indicator **L_{den}** (**L_{day-evening-night}**) wordt gebruikt om geluidshinder gedurende een volledige dag te bepalen, hierbij worden de geluidsniveaus tijdens de avond en de nacht verhoogd omdat geluidsoverlast 's avonds en 's nachts als hinderlijker wordt ervaren. De **L_{den}**-waarde is het gewogen gemiddelde van de A-gewogen geluidsniveaus gedurende de dag (7-19 uur), avond (19-23 uur, verhoogd met 5 dB(A)) en de nacht (23-7 uur, verhoogd met 10 dB(A)).

De indicator **L_{night}** wordt gebruikt om geluidshinder gedurende de nacht te bepalen. De **L_{night}**-waarde is het A-gewogen geluidsniveau, gemiddeld over een 8h-tijdperiode tijdens de nacht, meestal tussen 23-7 uur.

De A-weging geeft een **A-gewogen geluidsniveau** uitgedrukt in de eenheid dB(A). Het A-gewogen geluidsniveau vertrekt van het geluidsniveau (in dB) en voert een frequentie-afhankelijke correctie in die overeenkomt met de gevoeligheid van het menselijk oor voor geluid. Zo krijgt vb. de toon van 100 Hz een lager geluidsniveau in dB(A) dan de toon van 1000 Hz. Het A-gewogen geluidsniveau wordt toegepast voor evaluatie van gehoorschade op lange termijn.

2.8.1. WHO

Eind 2018 publiceerde de Wereldgezondheidsorganisatie WGO een update van de gezondheidkundige richtlijnen voor omgevingsgeluid (WHO European Centre for Environment and Health, 2018). Deze richtlijnen zijn gebaseerd op acht systematische reviews die de relatie tussen omgevingslawaai en volgende gezondheidseffecten beoordeelden: cardiovasculaire en metabole effecten (van Kempen et al., 2018), (ernstige) hinder (Guski et al., 2017), effecten op slaap (Basner and McGuire, 2018), cognitieve ontwikkeling (Clark and Paunovic, 2018a), gehoorverlies en tinnitus (Śliwińska-Kowalska and Zaborowski, 2017), schadelijke effecten bij de geboorte (Nieuwenhuijsen et al., 2017), levenskwaliteit en geestelijke gezondheid (Clark and Paunovic, 2018b). Eveneens werd een afzonderlijke systematische review uitgevoerd om de effectiviteit van maatregelen te onderzoeken (Brown and van Kamp, 2017).

De volgende geluidsbronnen werden in de meta-analyses onderzocht: wegverkeer, spoorverkeer, luchtverkeer, windturbines en recreatiegeluid. Voor elke geluidsbron werden de effecten op

verschillende gezondheidseindpunten onderzocht d.m.v. een meta-analyse van epidemiologische studies. Er werd voor elke associatie geluidsbron – gezondheidseffect een score gegeven die de mate van de bewijskracht (hoog, matig, laag, erg laag) van de meta-analyse weergeeft.

We bespreken hieronder de morbiditeitseffecten t.g.v. geluidsblootstelling van wegverkeer waarvoor de bewijskracht van het verband als hoog of matig werd bestempeld. Deze 3 dosis-effectrelaties voor potentiële ernstige hinder, potentiële ernstige slaapverstoring en IHD zijn tevens opgenomen in de recente Europese richtlijn 2020-367³² van 4 maart 2020 tot wijziging van bijlage III bij Richtlijn 2002/49/EG wat betreft de vaststelling van bepalingsmethoden voor de schadelijke effecten van omgevingslawaai. In deze richtlijn wordt de volgende terminologie gebruikt:

- “Voor de bepaling van schadelijke effecten worden het volgende in aanmerking genomen:
- ischemische hartziekten vallend onder codes BA40 tot en met BA6Z van de internationale classificatie ICD-11 van de Wereldgezondheidsorganisatie (IHD);
 - hoge mate van hinder (HA);
 - hoge mate van slaapverstoring (HSD).”

→ Cardiovasculair systeem – ischemisch hartziekten

(van Kempen et al., 2018) voerden in opdracht van de WGO een systematische analyse uit om de effecten van blootstelling aan omgevingsgeluid op cardiometabole gezondheidseffecten te onderzoeken en, indien mogelijk, dosis-effectrelaties op te stellen. Er was onvoldoende evidentie voor de link tussen verkeersgeluid en het voorkomen van hypertensie, beroerte, diabetes en obesitas. Geluid afkomstig van wegverkeer werd positief geassocieerd aan de prevalentie en de incidentie van ischemische hartziekten. De bewijskracht voor de associatie tussen geluid van wegverkeer en de incidentie van ischemische hartziekten werd bestempeld als hoog. Een relatief risico werd afgeleid van 1,08 (95% BI: 1,01;1,15) per 10 dB(A) L_{den} , voor L_{den} -waarden tussen 40-80 dB(A). Er is sprake van een laagste geluidsniveau van 53 dB(A) gemeten in de studies. We hanteren een drempelwaarde van 55 dB(A) bij het toepassen van het relatief risico. In de Europese richtlijn 2020-367 wordt deze formule als volgt opgenomen:

Voor de berekening van het RR, wat het schadelijke effect IHD betreft en met betrekking tot de incidentie (i), wordt de volgende dosis/effectrelatie gebruikt:

$$RR_{IHD,i,road} = \begin{cases} e^{[(\ln(1.08)/10) \cdot (L_{den} - 53)]} & \text{voor } L_{den} > 53 \text{ dB} \\ 1 & \text{voor } L_{den} \leq 53 \text{ dB} \end{cases} \quad (\text{Formule 3})$$

voor wegverkeerslawaai.

De hier gebruikte ondergrens verschilt dus lichtjes van deze uit de Europese richtlijn, maar gezien de onzekerheid op de geluidskaarten lijkt dit geen significante wijzigingen in te houden.

³² <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/NL/TXT/PDF/?uri=CELEX:32020L0367&from=NL>

→ **Ernstige slaapverstoring**

(Basner and McGuire, 2018) voerden in opdracht van de WGO een systematische analyse uit om de effecten van blootstelling aan omgevingsgeluid op ernstige slaapverstoring te onderzoeken en, indien mogelijk, dosis-effectrelaties op te stellen.

Het percentage ernstig slaapverstoorden (%HSD) voor geluidsblootstelling aan wegverkeer kon bepaald worden uit de regressielijn afgeleid van het systematische review:

$$\%HSD = 19.4312 - 0.9336.L_{night} + 0.0126.L_{night}^2$$

We passen de impactfunctie toe vanaf een L_{night} niveau van 50 dB(A).

Een belangrijke opmerking behandelt de onzekerheid van het de inschatting van het aantal gehinderden. Volgens de WHO aanbevelingen van 2018 is het verband tussen wegverkeerslawaaï en ernstige hinder van 'matige' kwaliteit is. Deze kwalitatieve stelling wordt verder gekwantificeerd in het WHO-document door verwachte onzekerheidsmarges per toename van 10 dB aan te geven. Deze onzekerheden worden weergegeven in Tabel 12:. Bemerkt dat in de range van 50 dB tot 65 dB de puntschatting uit deze tabel overeenkomt met de bovenstaande formule voor %HSD. Voor grotere belasting zijn echter geen gegevens bekend, en in de range van 40 dB tot 50 dB is er een verschil door een afwijkende drempelwaarde.

L_{night} (dB)	%HSD	95% CI
40	2.0	0.9–3.15
45	2.9	1.40–4.44
50	4.2	2.14–6.27
55	6.0	3.19–8.84
60	8.5	4.64–12.43
65	12.0	6.59–17.36

Tabel 12: Onzekerheden per 10 dB voor het aantal personen met een grote slaapverstoring als gevolg van blootstelling aan nachtlawaai.

Op basis van de gegevens uit de tabel werd een onzekerheidsberekening uitgevoerd om een boven- en ondergrens in te schatten. We hebben hierbij geopteerd om een berekening op de Vlaamse totalen uit te voeren, aangezien een onzekerheidsberekening op niveau van statistische sector buiten het bestek van deze studie valt, en vermoedelijk een grotere onzekerheid (op de onzekerheid) met zich meebrengt. We maken daarom gebruik van de volgende methodologie om het onbetrouwbaarheidsinterval in te schatten:

- Enkel locaties waar de blootstelling hoger dan 50 dB is meegenomen. We negeren dus alle locaties in de range tussen 40 en 50 dB, ondanks dat daarvoor een onzekerheid wordt ingegeven in Tabel 12:
- Vervolgens zijn alle punten ingedeeld volgens de 5dB categorieën waarvoor in de tabel een betrouwbaarheidsinterval beschikbaar is. Aangezien de tabel stopt bij 65 dB, zijn alle hogere concentraties gelijkgesteld aan 65 dB.
- Op basis hiervan is het totaal aantal personen in Vlaanderen met slaapverstoring berekend, en het bijhorende betrouwbaarheidsinterval.

Bemerk dat op deze manier de berekening niet helemaal met die in de tool te vergelijken is. Daar wordt enerzijds immers per statistische sector gewerkt, en anderzijds gebruik gemaakt van de kwadratische functie voor slaapverstoring (binnen de rang 50 – 65 dB matcht deze wel, maar voor grotere geluidsniveaus is er een afwijking).

De resultaten van de berekening duiden op een betrouwbaarheidsinterval dat gegeven wordt door $[0.52 \cdot \text{puntschatting}, 1.48 \cdot \text{puntschatting}]$. Voor praktische doeleinden passen we dit interval een beetje aan naar $[0.50 \cdot \text{puntschatting}, 1.5 \cdot \text{puntschatting}]$. Anders verwoord, ruwweg geeft het betrouwbaarheidsinterval een afwijking van 50% weer (ondergrens = 50% puntschatting, bovengrens = 150% puntschatting). We gebruiken deze inschatting ook als het betrouwbaarheidsinterval voor elke statistische sector.

Bemerk dat dit geen exact resultaat is voor elke statistische sector, maar anderzijds vinden we wel dezelfde relatieve foutenmarge voor alle bins (dus zowel bij hoge als lage blootstelling), wat een verdere aanduiding is dat deze onzekerheidsinschatting wel bruikbaar is voor alle statistische sectoren.

→ Ernstige hinder

(Guski et al., 2017) voerden in opdracht van de WGO een systematische analyse uit om de effecten van blootstelling aan omgevingsgeluid op ernstige hinder te onderzoeken en, indien mogelijk, dosis-effectrelaties op te stellen.

Het percentage ernstig gehinderden (%HA) voor geluidsblootstelling aan wegverkeer kon bepaald worden uit de regressielijn afgeleid van het systematische review:

$$\%HA = 78.9270 - 3.1162 \cdot L_{den} + 0.0342 \cdot L_{den}^2$$

We passen de impactfunctie toe vanaf een L_{den} niveau van 55 dB(A).

Een belangrijke opmerking behandelt de onzekerheid van het de inschatting van het aantal gehinderden. Volgens de WHO-aanbevelingen van 2018 is het verband tussen wegverkeerslawaaï en ernstige hinder van ‘matige’ kwaliteit is. Er is echter geen verdere kwantificering van deze stelling. Daarom wordt in dit project aangenomen dat de onzekerheid in de grootteorde ligt van deze voor ernstige slaaphinder, aangezien beide als kwalitatief als ‘matige relaties’ worden omschreven. We nemen dus aan dat het betrouwbaarheidsinterval op het aantal personen met ernstige hinder ten gevolge van blootstelling aan wegverkeerslawaaï gegeven wordt door het interval $[50\% \cdot \text{waarde}, 150\% \cdot \text{waarde}]$, en dit voor alle statistische sectoren. We dienen hierbij wel te benadrukken dat dit slechts een ruwe inschatting van de onzekerheid is.

→ Overzicht

Tabel 13 geeft een overzicht van de hierboven afgeleide dosis-effectrelaties voor morbiditeitseffecten door langetermijnblootstelling aan geluid afkomstig van wegverkeer. We dienen hierbij nog een extra bemerking te plaatsen rond het gebruik van de drempelwaarde in dit project. De drempelwaardes worden immers per statistische sector toegepast, en niet per adreslocatie. Dit brengt op zich een extra onzekerheid met zich mee, die in meer detail bediscussieerd wordt in paragraaf 4.2.

Tabel 13: Overzicht van dosis-effectrelaties voor morbiditeitseffecten door langetermijnblootstelling aan geluid afkomstig van wegverkeer.

Metrie k	Gezondheidseff ect	Populatie	Puntschatting dosis respons	95% Onder- grens	95% Boven- grens	Dosis	Incidenti e/ prevale ntie	Drempel waarde	Databron	Weerhoud en
L _{den}	Ischemisch hartfalen	Volwassen en	1,08	1,01	1,15	10 dB(A)	Incidenti e	55 dB(A)	vanKemp en18	Ja, primair
L _{den}	Sterke hinder	volwassen en	%HA= 78,9270 - 3,1162*Lden+0,034 2*Lden^2	50% * %HA	150% * %HA	Impactfunctie		55 dB(A)	Guski17	Ja, primair
L _{night}	Sterke slaapverstoring	Volwassen en	%HSD=19,4312 - 0,9336*Lnight+0,0126 *Lnight^2	50% * %HSD	150% * %HSD	Impactfunctie		50 dB(A)	Basner18	Ja, primair

2.9. SELECTIE VAN GEZONDHEIDSEINDPUNTEN EN DOSIS-EFFECTRELATIES VOOR MORBIDITEIT

Bij de selectie van de gezondheidseindpunten/dosis-effect-relaties voor opname in de tool hebben we in de stuurgroep de pollutent-gezondheidsparen in 3 categorieën ingedeeld:

- Primair
- Secundair
- Niet weerhouden

Deze categorie is weergegeven in de laatste kolom van Tabel 3, Tabel 4 en Tabel 13.

De stuurgroep heeft zich voor het bepalen van deze indeling laten leiden door de volgende criteria:

- Recentere studies krijgen voorrang voor gedateerde(re) studies;
- Studies met duidelijke beschrijving van methodologie krijgen voorrang voor studies waar sommige punten onduidelijk zijn (bv. werden incidentie- of prevalentiecijfers gebruikt? waar komen de pollutentconcentraties vandaan?);
- Studies met een 95% ondergrens van kleiner dan 1 worden als statistisch weinig significant beschouwd en bij voorkeur niet opgenomen in de tool; Deze keuze kan een bias veroorzaken in de richting van meer effect op de gezondheid. Dit komt bovenop de vermoedelijk al aanwezige publicatiebias in dezelfde richting: studies die geen statistisch significante relaties aantonen, hebben minder kans om gepubliceerd te geraken.
- Studies voor gezondheidseffecten die hoogstwaarschijnlijk door een andere pollutent veroorzaakt worden (bv. longkanker bij NO₂ i.p.v. PM_{2,5}) worden secundair beschouwd voor de minst waarschijnlijke pollutent;
- Als er dezelfde gezondheidseindpunten gerapporteerd worden voor blootstelling aan PM_{2,5}, PM₁₀ en EC geven we de voorkeur aan de studies die het effect linken aan PM_{2,5}, aangezien hiervoor meestal de beste onderbouwing bestaat en voor EC (of BC) vaak niet gekend is hoe de concentraties ervan bepaald werden;
- Als er goede Vlaamse studies beschikbaar zijn geven we hieraan de voorkeur. Als er Europese en niet-Europese studies beschikbaar zijn geven we de voorkeur aan de Europese studies.

2.10. MORTALITEIT GERELATEERD AAN BLOOTSTELLING AAN LUCHTVERONTREINIGENDE POLLUENTEN

2.10.1. DOSIS-RESPONS RELATIES

De vroegtijdige mortaliteit gerelateerd aan de langdurige blootstelling aan luchtverontreinigende stoffen wordt door verschillende nationale/regionale (IRCEL, VMM) en internationale instanties (EEA, WHO) reeds bepaald op basis van internationaal aanvaarde gezondheidsimpactstudies, en we kunnen ons dus baseren op reeds bestaande methodologieën. In deze sectie geven we daarom enkel een kort overzicht van de gebruikte relaties, en verwijzen verder door naar de onderliggende rapporten.

In deze studie maken we hoofdzakelijk gebruik van de dosis-responsrelaties welke door de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) gebruikt worden en afkomstig zijn uit het HRAPIE project (WHO, 2013a; WHO Regional Office for Europe, 2013). In deze relaties wordt gebruik gemaakt van een drempelwaarde voor NO₂. In het verleden een drempelwaarde van 20 µg/m³ gebruikt, maar recent wijzen steeds meer studies op het voorkomen van gezondheidseffecten bij lagere

concentraties. Als alternatief wordt door de WHO momenteel een drempelwaarde van $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gesuggereerd (Héroux et al., 2015). In deze studie wordt enkel de aangepaste drempelwaarde ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) opgenomen. Voor beide polluenten (NO_2 en PM) worden enkel sterfgevallen in de bevolking ouder dan 30 jaar meegenomen voor de basisincidentie. Voor NO_2 , maken we naast de dosis-responsrelaties opgesteld door WHO, ook gebruik van de dosis-responsrelatie uit het COMEAP project, welke gebruik maakt van een drempelwaarde van $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Harrison and Kelly, 2018). Deze relatie is gebaseerd op een recentere literatuurstudie, en is daarom beter geschikt om ook de effecten van langdurige blootstelling aan lage concentraties in rekening te brengen.

Voor beide rekenmethodes worden de resultaten voor NO_2 gecorrigeerd om de overlap tussen overlijdens gerelateerd aan fijn stof en NO_2 in rekening te brengen. WHO schat dat er een overlap is van 33 %, terwijl COMEAP een overlap 20 % hanteert, deze getallen worden respectievelijk voor HRAPIE en COMEAP gebruikt. We merken hier wel bij op dat de onzekerheid op deze correcties zeer groot is. De overlapfactoren geven dus eerder een aanduiding van de grootteorde van de overlap, dan een exacte inschatting van deze overlap.

Tenslotte wordt in de berekeningen ook gekeken naar de blootstelling aan O_3 , zoals gemeten door de SOMO35 indicator. Deze indicator sommeert de overschrijding van de dagelijkse maximale 8h concentratie boven 35 ppb, en meet dus eigenlijk een piekblootstelling aan de hand van een jaar-indicator. Aangezien deze indicator moeilijker te interpreteren is, en eigenlijk de korte termijn blootstelling wordt gemodelleerd, werd geopteerd om de resultaten voor deze indicator niet te visualiseren in de Tableau visualisatie. De berekeningen worden echter wel uitgevoerd door het rekenhart. De dosis-responsrelatie voor de SOMO35 indicator is gebaseerd op de WHO HRAPIE studie (WHO, 2013a; WHO Regional Office for Europe, 2013). Er wordt aangenomen dat de hele bevolking het risico loopt op een vroegtijdig overlijden.

Tabel 14 geeft voor alle gebruikte dosis-responsrelaties de bron, de relatieve risico's (puntschatting en grenzen van het 95% betrouwbaarheidsinterval), de blootgestelde bevolking en de drempelwaarde weer. Deze gezondheidsimpactrelaties worden ook gebruikt door IRCEL en MIRA in hun jaarlijkse analyse van de vroegtijdige sterfte. Wel duiken er kleine verschillen op tussen de resultaten berekend door IRCEL / MIRA en de E-HIS resultaten, maar deze zijn gerelateerd aan kleine afwijkingen in de gebruikte invoer datasets (o.a. luchtkwaliteitskaarten). Voor meer details over deze verschillen, verwijzen we naar het rapport van de studie die hierrond werd uitgevoerd (Hooyberghs, 2020).

Bron	Polluent	Punt-schatting per $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Betrouwbaarheids-interval (per $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Bloot-gestelde bevolking	Drempel-waarde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Zichtbaar in visualisatie?
HRAPIE	NO_2	1.055	[1.031 – 1.080]	30+	10	Ja
COMEAP	NO_2	1.023	[1.008 – 1.037]	30+	5	Ja
HRAPIE	$\text{PM}_{2.5}$	1.062	[1.040 - 1.083]	30+	0	Ja
HRAPIE	O_3 (SOMO35)	1.003	[1.001 – 1.004]	Alle Leeftijden	0	Nee

Tabel 14: Overzicht van de gebruikte dosis-responsrelaties.

Tenslotte merken we nog op dat deze relaties geen rekening houden met verhoogde sterfte bij pasgeborenen als gevolg van blootstelling aan luchtvervuiling. In de WHO HRAPIE studie (WHO, 2013b) werd hierin ook aandacht besteed. Er werd een blootstelling-effectrelatie afgeleid voor blootstelling aan PM₁₀ en post-neonatale sterfte. Post-neonatale sterfte is sterfte tussen de leeftijd van 1 maand en 1 jaar. Het relatief risico per 10 µg/m³ bedraagt 1,04 (1,02 - 1,07) met 95% BI. De relatie hoort tot de groep B* in het rapport, wat neerkomt op een uitgebreide set van effecten. Voor Vlaanderen zijn de meest recente cijfers³³ over post-neonatale sterfte beschikbaar voor het jaar 2016 en bedraagt deze 0,09%. Aangezien dit om een zeer kleine bijdrage gaat, welke verder ook nog eens gebruik maakt van blootstelling aan een andere component van fijn stof, wordt deze mortaliteit bij pasgeborenen momenteel niet opgenomen in de tool.

2.10.2. VERLOREN LEVENSIJAREN

Op basis van de dosis-responsrelaties uit sectie 2.10.1 kan het totaal aantal vroegtijdige overlijdens gerelateerd aan blootstelling aan luchtvervuiling berekend worden. Naast deze totale vervroegde mortaliteit, wordt in de Vlaamse MIRA berekeningen en in internationale projecten ook aandacht besteed aan het aantal verloren levensjaren ("Years of Life Lost", YLL). Deze parameter combineert het aantal overlijdens met de verwachte (resterende) levensverwachting van de sterfgevallen. De verloren levensjaren worden vaak gebruikt om een vergelijking te maken tussen verschillende doodsoorzaken, voornamelijk in de studies waarbij één van de oorzaken ook de jonge leeftijden sterk treft (b.v. verkeersslachtoffers en zelfmoord). Daarnaast wordt de economische inschatting van de vervroegde mortaliteit gebaseerd op een vermenigvuldiging van de economische waarde van een levensjaar ("Value of Life Year", VOLY) met het aantal verloren levensjaren. Ook in de E-HIS tool worden de kosten voor mortaliteit op deze manier ingeschat, zoals verder besproken in sectie 3.6.

Om de verloren levensjaren te berekenen, wordt in eerste instantie de voortijdige mortaliteit per leeftijdsgroep van 5 jaar bepaald. Deze indeling in groepen van vijf jaar wordt gebruikt omdat de bevolkingsdata per statistische sector beschikbaar zijn in categorieën van vijf jaar (en deze bevolkingsdata gebruikt wordt om de Vlaamse totale basismortaliteit te spreiden over de sectoren). We nemen verder aan dat de dosis-responsrelaties uit sectie 2.10.1 geldig zijn voor alle leeftijden. Deze aanname wordt ook gebruikt bij de berekeningen door EEA, WHO en IRCEL, en wordt voornamelijk gemaakt omdat informatie over dosis-responsrelaties per leeftijdscategorie (vanaf 30 jaar) ontbreekt. De vroegtijdige mortaliteit wordt vervolgens gecombineerd met de verwachte levensverwachting voor de desbetreffende leeftijdsgroep, om zo het aantal verloren levensjaren voor deze leeftijdsgroep te bepalen. Finaal wordt er gesommeerd over alle leeftijdscategorieën om het totaal aantal verloren levensjaren te bepalen.

Voor een beschrijving van de invoerdata, verwijzen we hierbij nog verder naar secties 5.6 en 5.7, waarin respectievelijk de basismortaliteit en de levensverwachting per leeftijdscategorie besproken worden.

³³https://www.zorg-en-gezondheid.be/sites/default/files/atoms/files/EMBARGO_SPE_Perinatale%20activiteiten%20in%20Vlaanderen%202018.pdf

HOOFDSTUK 3. BEPALING MONETAIRE GEGEVENS

Dit hoofdstuk geeft een overzicht van de literatuurstudie rond de bepaling van de monetaire impact.

3.1. INLEIDING

Een belangrijk aspect van deze studie vormt het inschatten van de economische impact ten gevolge van morbiditeit en mortaliteit gerelateerd aan blootstelling aan luchtkwaliteit en geluid. Vandaar dat een aparte literatuurstudie focust op het bepalen van de economische (monetaire) kosten voor de ziektebeelden geïdentificeerd in het vorige hoofdstuk.

Dit hoofdstuk bespreekt in detail de resultaten van de literatuurstudie naar de economische impact van de ziektebeelden en vroegtijdige mortaliteit. We dienen hier van in het begin een onderscheid te maken tussen de kosten van voortijdige mortaliteit en deze van morbiditeit. Voor het inschatten van de kosten gerelateerd aan voortijdige mortaliteit zijn immers standaardmethodes beschikbaar, daar waar dit veel minder het geval is voor bepaling van de inschatting van de kosten van morbiditeit. In de volgende secties focussen we in eerste instantie op de kostenbepaling voor morbiditeit, en pas op het einde van dit hoofdstuk komen we terug op de mortaliteit.

In een volgende sectie geven we eerst een overzicht van een aantal generieke aspecten van de bepaling van de kosten gerelateerd aan mortaliteit. We bespreken onder meer het tijdsaspect van de kosten (jaarlijks versus totale kosten voor het ziektebeeld), de onzekerheidsinschatting en de vertaling van buitenlandse en oude kostinschattingen naar de huidige, Vlaamse context. Ook de verschillende onderliggende kostentypes (ziektekosten, absenteïsme en lijden) worden verder toegelicht. Sectie 3.3 geeft een overzichtstabel van de belangrijkste resultaten van deze studie. De onderliggende literatuur en aannames worden verder toegelicht per ziektebeeld in Sectie 3.4. We eindigen de secties rond morbiditeit ten slotte met enkele bedenkingen rond deze literatuurstudie en de beschikbare bronnen. Tenslotte bekijkt sectie 3.6 de inschatting voor de kost van een verloren levensjaar.

3.2. ALGEMENE ASPECTEN VAN DE METHODOLOGIE VOOR DE ECONOMISCHE IMPACT VOOR MORBIDITEIT

In deze sectie bespreken we een aantal algemene aspecten van de methodologie.

3.2.1. INLEIDING

Om de totale economische kost van een ziekte te bepalen, dient men verschillende onderliggende kosten te beschouwen. Een ziekte zal immers niet enkel leiden tot directe ziektekosten (dokter, medicijnen, ziekenhuis...), maar ook zorgen voor economisch verlies door absenteïsme. Deze absenteïsmekost is zowel veroorzaakt door zieken die zelf niet kunnen gaan werken, als door ouders die dienen thuis te blijven wegen de ziekte van een kind. Daarnaast vormt ook het lijden een belangrijk aspect van de economische kost van een ziekte. We gaan verder in op deze verschillende types van kosten in Sectie 3.2.3. Bemerk verder dat deze indeling geen zin heeft voor de

economische impact van sterke hinder en slaapverstoring, aangezien er geen duidelijk ziektebeeld gedefinieerd is. We gebruiken daarom een afwijkende methodologie voor deze eindpunten, welke ook geduid wordt in Sectie 3.2.3.

Voor enkele ziektebeelden is er een grote kans op overlijden (bv. longkanker en myocardinfarct). Voor deze ziektebeelden is een significant deel van de kost voor lijden gerelateerd aan het vroegtijdig overlijden. Er werd beslist om bij deze ziektebeelden ook deze impact mee op te nemen in de morbiditeitskosten. Deze ziektebeelden kunnen immers niet los gezien worden van de overlijdens, en ook in de literatuur worden deze kosten meestal mee gerapporteerd.

3.2.2. JAARLIJKE EN TOTALE KOSTEN

In dit project proberen we zoveel mogelijk jaarlijkse én totale kosten te rapporteren. Aangezien de gebruikte literatuur vaak enkel jaarlijkse kosten, of enkel kosten voor een ziektegeval (over alle jaren heen) geeft, is er dus nood aan een inschatting van de duur van een ziekte. Voor een aantal ziektebeelden van korte duur (korter dan één jaar) is er natuurlijk geen verschil tussen de jaarlijkse en de totale kosten (bv. voor een longontsteking middenoorontsteking). Voor langdurige ziektebeelden (bv. astma en diabetes) worden de totale kosten gegeven door de jaarlijkse kosten te vermenigvuldigen met de duur van de ziekte. We nemen hierbij dus impliciet aan dat de kosten gerelateerd aan het ziektebeeld elk jaar ongeveer even groot zijn³⁴.

De duurtijd van de verschillende aandoeningen werd bepaald uit de literatuur. Bij chronische aandoeningen die levenslang duren, werd de duurtijd gelijk gesteld aan de levensverwachting rekening houdend met de incidentie en samenstelling van de bevolking van de verschillende leeftijdsgroepen. We gaan er hierbij van uit dat er geen vroegtijdige sterfte is door het gezondheidseffect. Deze aanname is simpel en vermoedelijk niet correct, maar door gebrek aan gegevens is dit de enig mogelijke aanname. Voor het bepalen van de levensverwachting van een aandoening binnen een bepaalde leeftijdscategorie werd volgende formule toegepast.:

$$D_i = \sum_j \frac{N_j}{N} \cdot I_{i,j} \cdot L_j$$

Waarbij:

- D_i is de leeftijdsgewogen duurtijd van een aandoening i binnen een bepaalde leeftijdscategorie;
- N_j is de bevolking van leeftijdsgroep j in Vlaanderen;
- N is de totale bevolking van Vlaanderen voor de bepaalde leeftijdscategorie;
- $I_{i,j}$ is de incidentie van aandoening i in leeftijdsgroep j ;
- L_j is de gemiddelde levensverwachting van leeftijdsgroep j .

Voor enkele ziektebeelden met een grote kans op overlijden (bv. longkanker, myocardinfarct) is deze methode echter niet bruikbaar. Voor deze ziektebeelden is de grootste kost gerelateerd aan het voortijdige overlijden, en deze kost doet zich volledig voor in het laatste jaar van de ziekte. Het uniform spreiden van deze totale kost over de verschillende jaren is dus geen goed idee. Anderzijds willen we wel vasthouden aan een vaste structuur om de kosteninschatting te bepalen, met een

³⁴ Ook effecten ten gevolge van de inflatie worden niet meegenomen: de totale kosten zijn deze volgens de huidige monetaire waardes.

jaarlijkse kost en een totale kost welke gegeven is door de jaarlijkse kost te vermenigvuldigen met de duurtijd. Op deze manier kan immers vlotter een rekenhart opgesteld worden dat alle ziektebeelden op gelijkaardige manier behandelt. We hebben daarom geopteerd om voor de ziektebeelden met grote kans op overlijden de totale kosten toe te wijzen aan één bepaald jaar, en te werken met een duurtijd van één jaar.

Een overzicht van de aangenomen duur van de ziektebeelden is gegeven in de overzichtstabel in Sectie 3.3, terwijl een gedetailleerde bespreking per ziektebeeld in Sectie 3.4 deze aannames onderbouwt.

3.2.3. ONDERDELEN VAN DE ECONOMISCHE BEREKENING

De algemene methodiek (WHO, OESO) voor analyse van economische impacts van ziekte en sterfte onderscheidt 3 types met eigen definities, kostendragers en databronnen. Daarnaast nemen we voor de drie types ook een aantal generieke aannames aan, welke voor elk ziektebeeld gebruikt worden.

1. **Ziektekosten:** Dit omvat de kosten voor medische verzorging (ziekenhuisopnames, medicatie, hulpmiddelen). Dit wordt ook vaak als Cost of illness of directe gezondheidskosten omschreven.

Bronnen: Deze kosten worden geraamd op basis van informatie uit de gezondheidssector, en omvatten kosten voor hospitalisatie, verzorgingsinstellingen, medicatie voor patiënten.

Als de data beschikbaar zijn worden zij ingeschat op basis van Vlaamse statistiek (bijv. op basis kosten van ziekenhuisopnames, RIZIV). Zoniet baseren we ons op statistiek uit omringende landen (vnl. voor Nederland is systematische statistiek voor ziektekosten beschikbaar per ziekte, CBS op basis RIVM) of data uit éénmalige studies (typisch Europese studies). Indien beschikbaar is een onderscheid gemaakt tussen kosten in functie van leeftijd, maar vooral voor kinderen zijn weinig data of specifieke studies beschikbaar (Hunt, 2016).

Kostendragers: deze kosten worden gedragen door de overheid (gezondheidszorg), ziekteverzekeringen en patiënten. Kosten voor patiënten en mantelzorgers zijn minder goed gekend.

2. **Productiviteitsverlies (absenteïsme):** Dit omvat kosten van productiviteitsverliezen voor werkgevers en werknemers omwille van afwezigheid op werk (bij ziekte), lagere werkzaamheidsgraad (bij chronische ziektes vervroegd overlijden), presenteïsme (verlaagde productiviteit op het werk), verlies huishoudelijke arbeid of absenteïsme van mantelzorgers.

Bronnen en methodes: Er zijn geen systematische databanken met data over productiviteitsverlies per ziekte. Dit vergt specifieke studies (vaak enquêtes) om de omvang in te schatten (aantal dagen/jaar of verlaagde werkgelegenheidsgraad), en gewaardeerd aan de hand van gemiddelde gegevens over productiviteit, op basis bruto uurloonkost voor België. Voor de meeste data zijn de bronnen Europese studies. Indien beschikbaar, maken studies onderscheid naar leeftijdscategorie, en voor ziektes die meer ouderen treffen zijn de kosten lager. Voor kinderen omvat deze kostencategorie productiviteitsverlies door ouders.

Kostendragers: Kosten van productiviteitsverlies worden ten dele gedragen door patiënten (verlies van inkomen), werkgevers (verlies productie of extra kost) en overheid (minder

inkomsten uit belastingen en bijdragen en hogere uitkeringen vervangingsinkomens).

Generieke aspecten voor de berekening van de ziektekosten: Op basis van de literatuur wordt per ziekte het aantal verloren arbeidsdagen per patiënt ingeschat. De kosten schatten we in op basis van de gemiddelde bruto loonkost per arbeidsdag, op basis van de meest recent beschikbare data voor België (2017) (OESO, 2019). Als de gegevens niet beschikbaar zijn in termen van verloren arbeidsdagen hanteren we de data uit de bronnen vermeld in de Sectie 3.4, en actualiseren deze naar 2019.

3. **Lijden:** Dit omvat Welvaartsverlies voor patiënt en omgeving omwille van verlies van levenskwaliteit (door pijn en lijden) en/of verloren levensjaren.

Bronnen: Voor deze kosten zijn geen marktprijzen of data beschikbaar, en ze kunnen enkel worden ingeschat op basis van specifieke waarderingstudies waarbij men via een bevraging peilt naar de bereidheid tot betalen (Willingness to pay) van mensen om het risico op ziekteverschijnselen (en de daarbij horende pijn en lijden) of het risico op vervroegde sterfte te verkleinen.

Er zijn data voor Vlaanderen of België voorhanden. Er zijn wel data uit Europese studies die zijn uitgevoerd tussen 1995 en 2005 in het kader van onderzoek naar externe kosten van luchtkwaliteit in Europa. Indien beschikbaar hanteren we deze data. Als alternatief hanteren we de weging van de ziektes in DALYs, en kengetallen (gemiddelde uit literatuur) voor monetaire waardering van DALYs.

Kostendragers: patiënten en hun directe omgeving (familie,...).

Generieke aspecten voor de berekening van de ziektekosten: Voor morbiditeit en mortaliteit hanteren we de kengetallen per dag uit de studies naar externe kosten van luchtverontreiniging en op basis van enquêtes uit verschillende Europese landen (Hunt, 2010; Hunt et al., 2016; Ready et al., 2004). Deze cijfers worden ook gehanteerd in het kader van de impact assessment voor het Europese luchtkwaliteitsbeleid. Daarnaast kijken we ook naar de waardering op basis van de gewichten per DALY voor de ziekte, en kengetallen uit literatuur voor de monetaire waardering van DALYs. Op basis van de meta-analyse van Ryen (Ryen and Svensson, 2015), hanteren we hiervoor een apart cijfer voor DALY morbiditeit (36 keuro/DALY) en DALY mortaliteit (111 keuro/DALY).

4. Geluidshinder:

Voor de economische impact van de sterke hinder en slaapverstoring door blootstelling aan geluid wordt een andere methodologie gebruikt. We hebben hier immers geen duidelijk ziektebeeld, en kunnen dus ook niet spreken over ziektekosten en kosten door absentisme. De methode is dus volledig gebaseerd op een waarderingsinschatting op basis van welvaartseffecten via woningprijzen.

Bron: De waardering is gebaseerd op statistische analyse van het effect van hoogte omgevingsgeluid op vastgoedprijzen (hedonische studies). Dit is gebaseerd op een studie voor Vlaanderen, en het effect is ingeschat op basis van gemiddelde vastgoedwaarde in Vlaanderen.

Kostendragers: alle inwoners, ongeacht hun locatie. Inwoners op locaties met geluidsoverlast dragen hiervan de lasten, maar betalen in verhouding iets minder woonkosten (huur of aankoop). Ook inwoners op stille locaties dragen in de kosten van geluidsoverlast, met name de meerkost om op een stille locatie te wonen.

3.2.4. ONZEKERHEIDSINSCHATTING

Het inschatten van de onzekerheid op de economische impact van de gezondheidseffecten is een moeilijke opdracht. Toch willen we deze moeilijke discussie niet volledig uit de weg gaan.

In het algemeen is de onzekerheid vrij groot, zoals ook zal blijken uit de bespreking van de verschillende eindpunten in Sectie 3.4. Het is echter moeilijk om de term 'vrij groot' verder te kwantificeren. Voor sommige van de gegeven resultaten is er een fouteninschatting beschikbaar in de literatuur, maar dit is zeker niet voor alle eindpunten het geval. Daarnaast kunnen we voor andere ziektebeelden een inschatting maken van de onzekerheid door een aantal gelijkende studies betreffende hetzelfde eindpunt met elkaar te vergelijken. Voor nog andere getallen is het onmogelijk om de onzekerheid te bepalen, omdat er simpelweg maar één (recente, betrouwbare) waarde gekend is in de literatuur.

Aangezien het dus heel moeilijk wordt om al deze onzekerheden op een gelijkaardige manier te kwantificeren, en het bijgevolg onmogelijk zou worden om de onzekerheden tussen de verschillende eindpunten met elkaar te vergelijken, hebben we geopteerd voor een alternatief systeem. Hierbij wordt de onzekerheid op een bevattelijke manier voorgesteld door te werken met vijf onzekerheidsklassen, genummerd van 1 tot en met 5. De eerste klasse staat hierbij voor een geringere foutenmarge, en de laatste voor een relatief zeer grote foutenmarge. Deze inschatting dient vooral om de onzekerheid van de verschillende economische inschattingen met elkaar te vergelijken, eerder dan een absoluut oordeel over de onzekerheid te geven. Het is dus niet correct om te concluderen dat de onzekerheid op een getal met een onzekerheidsinschatting van '1' klein is. Wel is het correct om te besluiten dat de onzekerheid op dit getal kleiner is dan de onzekerheid op een getal met onzekerheidsklasse '3' of '5'.

Een overzicht van de onzekerheidsklasse per eindpunt wordt voorgesteld in de overzichtstabel in Sectie 3.3.

3.2.5. OPMERKING OVER DE ACTUALISERING VAN KOSTENGEGEVENS VOOR INFLATIE EN ECONOMISCHE GROEI.

Vooraleer we de literatuurstudie in details bespreken, dienen we nog een opmerking te plaatsen bij de gebruikte cijfers en hun tijds- en internationale context. We hanteren immers kostengegevens uit bronnen voor verschillende jaren en gebruiken vaak resultaten uit oudere studies, en/of uit landen met andere munten. Om deze gegevens om te zetten naar kosten in euro en prijspeil 2019 voor Vlaanderen maken we volgende stappen:

- Gegevens in anderen munten rekenen we eerst om naar euro op basis van de wisselkoers van het jaar van de studie, of van 2002 voor vroegere studies. Data rond de wisselkoersen is afkomstig van Eurostat.
- We corrigeren voor inflatie aan de hand van de index voor consumentenprijzen België.
- Voor gegevens op basis van gemiddelde Europese cijfers schatten we de prijs voor België in rekening houdend met het hogere prijsniveau in België (+7%), wat afgeleid is op basis van de cijfers van Eurostat voor PPP (Purchasing Power Parity)³⁵.
- Voor studies rond welvaartsverlies, die vaak oud zijn (15 tot 25 jaar oud), nemen we in navolging van de Europese studies (Holland, 2014; NEEDS, 2007) aan dat de waardering de groei van het BNP/capita volgt, en we corrigeren hiervoor op basis van cijfers voor Vlaanderen van Informatie Vlaanderen. Voor ziektekosten doen we dat niet omdat we aannemen dat economische groei ook kan impliceren dat kosten dalen.

³⁵ <https://ec.europa.eu/eurostat/web/purchasing-power-parities>

- Kosten voor absentisme waarden we maximaal op basis van de verloren werkdagen en productiviteit per dag voor 2019, België (gegevens OESO). Zoniet corrigeren we voor inflatie en economische groei.

We merken in het algemeen op dat studies vaak ouder zijn, en dat deze actualisatie een belangrijke impact heeft op de totale kost. Hierdoor verschillen cijfers ook van de literatuur, ook al is deze literatuur op basis van dezelfde bronnen. Dit voegt een grote onzekerheid toe aan de kostencijfers.

3.3. OVERZICHT VAN GESELECTEERDE KERNGETALLEN PER GEZONDHEIDSEFFECT (MORBIDITEIT)

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de kerngetallen. Per ziektebeeld worden de jaarlijkse kosten, het aandeel van de drie componenten, de onderliggende bronnen, de onzekerheid, de duurtijd van de ziekte en of vroegtijdige sterkte werd meegenomen opgelijst. We geven hier zeker geen gedetailleerde beschrijving van de bronnen (eerder een korte aanduiding van de bron). Open vakjes duiden erop dat er meerdere bronnen gebruikt zijn om de desbetreffende kost in te schatten. We verwijzen de lezer in deze gevallen naar de volgende sectie, waarin alle elementen van de tabel in detail besproken worden. Bemerk dat voor de sterke hinder en slaapverstoring door blootstelling aan geluid een andere methodologie gebruikt wordt, en we dus enkel een totale kosteninschatting hebben.

Tabel 15: Overzicht van kerngetallen gebruikt in de inschatting van de economische impact voor morbiditeitseffecten door langetermijnblootstelling aan geluid en luchtvervuiling.

	Gezondheidseffect	Doelgroep	Euro/jaar*	Aandeel component			Bronnen voor de schatting economische impact			Onzekerheid	Duur-tijd (jaar)	Inclusief voortijdige sterfte?
				Medische kost	Absenteïsme	Lijden	Medische kost	Absenteïsme	Lijden			
Ademhalings-systeem	Astma	Volwassenen 30 - 75 jaar	5,149	12%	48%	41%	Nederl., 2012	Nederl., 2012	Chanel, 2015	2	32	Nee
	Astma	Kinderen 0-18 jaar	2,768	16%	9%	76%	Nederl., 2012		Chanel, 2015	2	75.4	Nee
	Longontsteking	Kinderen 0-3 jaar	6,719	69%	17%	15%	Nederl., 2017		Ready, 2004	2	1	Nee
	Middenoorontsteking	Kinderen 0-3 jaar	1,086	16%	31%	53%	Studie NL	Studie NL	EC-ExternE, 2005	1	1	Nee
	COPD	Volwassenen	10,199	64%	24%	12%	België 2017		Ready, 2004	1	10	Nee
	Lage luchtweginfecties	Kinderen 0-2 jaar	4,116	68%	8%	24%	België 2017	EC-CAFÉ + ass	Ready, 2004	2	1	Nee
	Bronchitis	Kinderen 6-12/18 jaar	1,058	33%	33%	33%	EC-CAFÉ + ass	EC-CAFÉ + ass	Ready, 2005	2	1	Nee
	Chronische bronchitis	Volwassenen (> 18 jaar)	30,972	8%	0%	92%	OECD, 2010		WTP EU	5	2	Nee
Cardiovasculair systeem	Hypertensie	Volwassenen ≥ 30jaar	7,185	43%	41%	16%	Nederl., 2017	Goetze, 2002	Bickel, 2003	4	23.4	Nee
	Ischemische hartziekte	Volwassenen	291,926	3%	10%	86%	Buekers, 2014	Buekers, 2014	Buekers, 2014	4	1	Ja
	Hartfalen	Volwassenen 40-89 jaar	4,843	41%	7%	51%	België 2017	Łyszczarz, 2018	EC-CAFE	4	12	Ja
	Beroerte	Volwassenen 40-89 jaar	46,495	22%	29%	49%	De wilde, 2018	Kosteva, 2019	EU+ CAFÉ	1	1	Ja
	Myocardinfarct	Volwassenen	291,926	3%	10%	86%	Buekers, 2014	Buekers, 2014	Buekers, 2014	4	1	Ja
Geboorte en ontwikkeling	Parkinson	Volwassenen	20,431	20%	8%	72%	EU studie		Via DALY	3	15.5	Nee
	Laag geboortegewicht	Pasgeborenen	30,380	92%	8%	0%	België 2017	Italië		3	1	Nee
	Vroeggeboorte	Borelingen	38,144	94%	6%	0%	UK, Canada	Italië		5	1	Nee
Kanker	Longkanker	Volwassenen	829,778	5%	7%	88%	België 2017	Studie Vlaand	EC-CAFÉ + ass	4	1	Ja
Diabetes	Diabetes mellitus type 2	Volwassenen	20,327	29%	27%	44%	Studie VL 2018	Studie VL 2019	Rye, RIVM	3	27.6	Nee
Geluid	Sterke slaapverstoring	Volwassenen	258	Niet van toepassing			Studie Vlaanderen 2019			2	1	Nee
	Sterke hinder	Volwassenen	439							2	1	Nee

3.4. METHODES EN BRONNEN PER GEZONDHEIDSEFFECT (MORBIDITEIT)

In deze sectie worden alle gezondheidseindpunten overlopen. Per eindpunt wordt beschreven hoe de ziektekosten, kosten van absenteïsme en kosten door lijden bepaald werden.

3.4.1. ASTMA BIJ VOLWASSENEN EN KINDEREN

A. Ziektekosten

Ziektekosten voor astma omvatten uiteenlopende kosten voor de ziekteverzekering en patiënten, die een specifieke studie vereisen om al die uiteenlopende gegevens samen te brengen. Hierbij dienen zowel kosten als aantal patiënten nauwkeurig en consistent in kaart te worden gebracht. Bij afwezigheid van statistieken of studies voor deze kosten voor Vlaanderen³⁶, hanteren we kostengegevens uit een Nederlandse studie (RIVM, 2012) die voor het jaar 2007 die verschillende zorgkosten inventariseert en die naast totale kosten ook gemiddelde kosten geeft per patiënt voor verschillende leeftijdscategorieën. Medicijnen vormen de grootste groep van ziektekosten (70%).

Deze studie schat de gemiddelde ziektekost in aan omgerekend **436 euro₂₀₁₉** per patiënt.jaar voor kinderen. Voor volwassenen stijgen de kosten met de leeftijd. We schatten de gemiddelde kosten voor volwassenen (30 tot 70 jaar) in op omgerekend **593 euro₂₀₁₉** per patiënt.jaar, op basis van Nederlandse cijfers per patiënt en leeftijdsgroep, en op basis van informatie over het relatieve aandeel van verschillende leeftijdscategorieën in prevalentie voor Vlaanderen (op basis info over medicijngebruik voor Vlaanderen (Vanoverloop and Ontwikkeling, 2014). We beperken ons tot de leeftijdsgroep tot 70 jaar.

Voor een deel van de kosten (medicijnen, 70 % totale kost) kunnen we de grootteorde van de kosten voor Nederland toetsen aan gegevens voor Vlaanderen. Deze geven aan dat de kosten voor medicijnen per inwoner van eenzelfde grootteorde zijn. Voor Nederland gaat het om 200 miljoen euro per jaar of 12 euro per inwoner. Voor Vlaanderen hebben we hiertoe een schatting gemaakt op basis van info over de meerkosten voor medicijnen voor mensen die astma-gerelateerde medicijnen nemen, en een opschaling op basis van info voor leden van één ziekenfonds. Dit komt ruwweg neer op 14 euro/inwoner voor Vlaanderen.

B. Kosten van absenteïsme:

Dezelfde studie (RIVM, 2012) schat ook de kosten in voor ziekteverzuim en arbeidsongeschiktheid. Voor beide componenten wordt een bandbreedte gegeven omdat ze sterk afhangen van aannames m.b.t. data (voor verzuim) of berekeningsmethode (voor arbeidsongeschiktheid). We hanteren de gemiddelde kosten.

Voor **volwassenen** zijn de totale kosten voor absenteïsme zijn ingeschat op **2459 euro₂₀₁₉**/volwassen patiënt (+/- 50%). Deze schatting correspondeert met gemiddeld 12 dagen extra ziekte per jaar.

³⁶ Noteer dat de studie uit het Aphekom project (Chanel et al., 2016) ogenschijnlijk wel specifieke cijfers geeft voor België, maar deze zijn in feite opgeschaalde gemiddelde (Europese) kengetallen vermenigvuldigd met indicatoren of lengte van ziekenhuisopnames in België.

Voor **kinderen** zijn er geen cijfers m.b.t. absentisme beschikbaar in de studie voor Nederland. We schatten dit bijkomend in op basis van literatuurgegevens. In navolging van het Europese Aphekom hanteren we de schatting uit (Ungar and Coyte, 2001), met name dat 25% van de ouders gemiddeld 4,8 dagen bijkomend afwezig is omwille van astma gerelateerde ziekte van hun kinderen. Rekening houdend met de gemiddelde kost per dag absentisme voor Vlaanderen (zie hierboven) komt dit neer op jaarlijks **235 euro₂₀₁₉/kind.patiënt**.

C. Welvaartsverlies door lijden

De schatting is gebaseerd op de literatuurreview uit het Aphekom-project (Chanel et al., 2016) en we hanteren dezelfde kosten voor volwassenen als voor kinderen. Deze review geeft op basis van 10 studies een gemiddelde waarde voor de jaarlijkse welvaartskost van **2097 euro₂₀₁₉** per geval.jaar, met een 95% bandbreedte van 1200 tot 2700 euro₂₀₁₉.

We kunnen deze schatting ten eerste toetsen aan deze uit het Europese Needs project waarin voor astma een kost per dag gegeven werd van 8 euro₁₀₁₉ (2 – 16 euro). As we aannemen dat de gemiddelde patiënt 180 dagen per jaar last heeft van zijn aandoening, dan zou dit neerkomen op 1440 euro/jaar, zonder rekening te houden met de welvaartskosten van zwaardere episodes van astma. Beide informatiebronnen bevestigen dus de orde van grootte.

Ten tweede toetsen we dit aan de schatting op basis van weging en waardering van een DALY. De WHO geeft een weging van 0.06 voor astma (met behandeling). Bij de waardering van een DALY voor morbiditeit aan 36 keuro₂₀₁₉ (Ryen and Svensson, 2015) komt dit neer op jaarlijks 2,1 keuro/geval. Dit bevestigt dus de bovenstaande schattingen.

Er is in het algemeen veel minder info over welvaartseffecten bij kinderen, op basis van de bereidheid tot betalen van ouders om astmasymptomen bij hun kinderen te vermijden. De bovenvermelde studie uit het Aphekom-project vond 2 waarderingsstudies specifiek voor kinderen, met een iets lagere gemiddelde waardering (1630 euro/kind) dan voor volwassenen. Omdat deze info beperkt is, hanteren we hetzelfde kengetal voor kinderen als voor volwassenen.

D. Opmerkingen

Deze kengetallen voor volwassenen beperken zich tot het gemiddelde voor de leeftijdsgroep van 30 tot 70 jaar, in lijn met de afbakening van de effecten van luchtverontreiniging.

De som van ziektekosten en absentisme bedragen 5149 euro per jaar voor volwassenen, wat vergelijkbaar is met de gemiddelde voor de totale kosten uit 27 studies uit de literatuur review uit Aphekom-project (5500 euro₂₀₁₉/geval (Chanel et al., 2016), maar met een grote bandbreedte, vooral voor indirecte kosten en welvaartsverliezen.

E. Duurtijd

De cijfers uit de vorige paragrafen geven een inschatting van de jaarlijkse kost gerelateerd aan astma. Om de totale kost van het ziektebeeld in te schatten, dienen deze kosten vermenigvuldigd te worden met de duurtijd van de ziekte. Voor volwassenen schatten we dit op 32 jaar, voor kinderen wordt 75.4 jaar aangenomen. Deze inschatting gaat ervan uit dat het ziektebeeld zich gedurende het volledige leven blijft voordoen en dat het geen invloed heeft op de levensverwachting. De gemiddelde leeftijd van incidentie werd bepaald

o.b.v. de Intego-databank. Voor deze leeftijd werd de gemiddelde levensverwachting genomen als duurtijd van de aandoening.

3.4.2. LONGONTSTEKING BIJ KINDEREN (0-4 JAAR)

A. Ziektekosten:

De ziektekosten zijn ingeschat op basis van kostengegevens en prevalentiegegevens voor kinderen van 0 tot 5 jaar voor Nederland. De totale zorgkosten voor longontsteking voor kinderen van 0 tot 5 jaar bedragen 173 miljoen euro (CBS, Kosten van ziekten, 2017, op basis RIVM³⁷) waarvan 90% voor kinderen tot 1 jaar. Delen we deze kosten door het aantal gevallen, op basis van de prevalentiedata voor Nederland (37.414 gevallen bij 0-5 jaar (data Nivel en CBS, bevolkingsaantallen), dan geeft dit een gemiddelde ziektekost van **4608 euro₂₀₁₉** /geval per jaar. Dit cijfer is van eenzelfde orde van grootte als een studie voor Duitsland (2404 €/geval; Lloyd, 2008).

B. Kosten van absenteïsme:

Er is nauwelijks informatie over indirecte kosten van longontsteking bij kinderen voor Europese landen (Sirisuksan, V; Trung, Q.V.; Riewpaiboon, 2017). Ook de European Respiratory Society (ESR) beaamt dit. We schatten deze kosten op basis van kengetallen voor absenteïsme uit literatuur en kosten per verloren arbeidsdag voor Vlaanderen.

De studie van (Ceyhan et al., 2018) schat voor Turkije het aantal verloren arbeidsdagen per geval in op 5,7. Dit komt overeen met de range (5-7 dagen) uit de studie van Reading, 2001, naar bereidheid tot betalen voor vermijden van longontsteking. Verder komt dit neer op minder dan een halve dag per week (0.37 dag) gedurende de ziekte-episode van 16 weken. Op basis van een aanname van 6 dagen en het kengetal voor kosten per verloren arbeidsdag voor Vlaanderen, geeft dit een kost van **1118 euro/geval**.

C. Welvaartsverlies door lijden:

We schatten dit in op basis van waarderingstudies uit de literatuur, met name de bereidheid tot betalen voor het vermijden van symptomen voor grote gezondheidsschade met ziekenhuisbezoek, bijv. voor longontsteking, en met een duur van 8 dagen (Ready, 2004). Deze omschrijving slaat niet specifiek op kinderen. Het kengetal is gebaseerd op het gemiddelde voor bevraging van burgers in 5 Europese landen, omgerekend naar pond/geval. De basisdata tonen grote verschillen tussen de waarde in verschillende landen (een factor 2). Dit resulteert in een schatting van **993 euro₂₀₁₉** per geval. Dit is eerder een ondergrens omdat de referentieperiode uit de bevraging (8 dagen) korter is dan voor de omschrijving (16 weken).

Een alternatieve benadering is het aantal dagen met aandoening (128 dagen) en kostenindicatoren voor milde en strengere gezondheidseffecten (8 tot 16 euro), wat een vork van 921 tot 1380 euro/episode geeft. Dit bevestigt de orde van grootte van de eerste benadering, die we hanteren als centrale schatting.

³⁷ CBS: Centraal Bureau voor de Statistiek, Nederland, 2017, <https://opendata.cbs.nl/#/CBS/nl/>

3.4.3. MIDDENOORONTSTEKING BIJ KINDEREN (0-3 JAAR)

A. Ziektekosten

De kosten zijn ingeschat op basis van het gemiddelde voor Europa uit een internetbevraging bij ouders in verschillende Europese landen naar ziektekosten en indirecte kosten (Wolleswinkel-van den Bosch et al., 2010). Ziektekosten zijn één derde van de totale kost, en bedragen **174 euro₂₀₁₉** per patiënt en voor een episode van 7 dagen. Er zijn ons geen andere bronnen bekend

B. Kosten van absenteïsme

Op basis van dezelfde studie zijn de indirecte kosten geschat op **337 euro₂₀₁₉** per patiënt per episode van 7 dagen. Dit komt ongeveer overeen met anderhalve dag werkverlet per episode.

C. Welvaartsverlies door lijden

Dit effect waarderen we op basis van het kengetal voor waardering van een “symptom day” uit de EC-Externe-CAFE studies (CAFE, 2005) (82 euro₂₀₁₉/dag) of **576 euro₂₀₁₉** per patiënt en episode van 7 dagen. Aangezien deze aandoening de helft korter is dan longontsteking, is deze benadering consistent met de schatting voor longontsteking (1000 euro).

3.4.4. COPD (VOLWASSENEN)

A. Ziektekosten:

De ziektekosten zijn gebaseerd op de gemiddelde kosten per opname voor ziekenhuisopnames voor COPD in België, 2017³⁸. Dit komt neer op **6540 euro₂₀₁₉/opname**.

Deze kosten zijn van eenzelfde orde van grootte als de gemiddelde kosten uit de literatuurstudies (Foster et al., 2006; Toy et al., 2010), al geven deze reviews aan dat de bandbreedte op kostenschatting heel groot is. Deze kosten per geval zijn hoger dan de gemiddelde kost ingeschat voor de UK (Britton, 2003) en voor Nederland (RIVM, 2012), maar dat is waarschijnlijk te verklaren door een groot aantal patiënten in de studies voor UK en Nederland met relatief lage kosten. De totale kosten voor COPD, uitgedrukt in kost per inwoner, zijn bijvoorbeeld erg gelijklopend voor Nederland en Vlaanderen.

B. Kosten van absenteïsme:

De schatting is gebaseerd op de gedetailleerde studie voor Nederland naar kosten voor COPD en astma (RIVM, 2012) . Dit komt neer op **2417 euro₂₀₁₉/per patient.jaar**. Deze bron is dus dezelfde als deze gehanteerd voor astma.

Dit cijfer komt overeen met een gemiddeld verlies van 12 werkdagen per jaar. De gemiddelde verblijfstijd in het ziekenhuis voor België en COPD is, op basis van de data gebruikt voor de ziektekosten, is 10 dagen/opname. Dit is dus van eenzelfde orde van grootte.

³⁸ RIZIV, Nationale databank medische diagnose, zorg en kost: <https://tct.fgov.be/webetct/etct-web/>

C. Welvaartsverlies door lijden

We schatten dit in op basis van waarderingsstudies uit de literatuur, met name de bereidheid tot betalen voor vermijden van symptomen voor grote gezondheidsimpact met ziekenhuisbezoek.

We passen hiertoe de kengetallen toe uit de studie voor Europese landen van (Ready et al., 2004) (in lijn met bv. het kengetal voor longontsteking). Deze studie schat het welvaartsverlies voor COPD in op 993 euro/jaar, voor een gezondheidsevent met een duur van 8 dagen waarvan 3 in het ziekenhuis (Ready et al., 2004). Om consistent te zijn met de informatie voor Vlaanderen m.b.t. gezondheidsduur (10 dagen voor COPD, zie ziektekosten), passen we de kostenschatting uit (Ready et al., 2004) aan op basis van een gemiddelde kost per dag. Dit verhoogt de kostenschatting met 25% tot **1241 euro₂₀₁₉**/jaar.

Deze schatting is ook consistent met de schatting op basis van het aantal dagen werkverlet (12 dagen). De kosten zijn van eenzelfde orde van grootte als deze geraamd op basis van de welvaartskosten van een symptoomdag uit de EC-ExternE-CAFE evaluaties (dit leidt tot een schatting van 1014 euro₂₀₁₉ euro = 12 x 82 euro₂₀₁₉/dag (op basis van (Bickel and Friedrich, n.d.)).

D. Duurtijd

De cijfers uit de vorige paragrafen geven een inschatting van de jaarlijkse kost gerelateerd aan astma. Om de totale kost van het ziektebeeld in te schatten, dienen deze kosten vermenigvuldigd te worden met de duurtijd van de ziekte. We schatten deze in op 10 jaar op basis van studies van (Tachkov et al., 2017) en (Maleki-Yazdi et al., n.d.).

3.4.5. LAGE LUCHTWEGINFECTIES (KINDEREN 0-2)

A. Ziektekosten:

De ziektekosten zijn gebaseerd op RIZIV-cijfers over de gemiddelde kosten per opname voor ziekenhuisopnames voor lage luchtweginfecties in België, 2017. De gemiddelde leeftijd van de patiënten is 2 jaar, wat goed overeenkomt met de doelgroep voor dit eindpunt. Deze ziektekost is **2786 euro₂₀₁₉/opname**³⁹. De duur van de opname is gemiddeld 3.8 dagen. Dit cijfer is van eenzelfde orde van grootte als het kengetal voor respiratory hospital opnames uit de literatuur, gebruikt voor de EC-CAFE-evaluatie.

B. Absenteïsme

We hebben geen informatie over absenteïsme. We volgen de redenering en kengetallen gehanteerd voor middenoorontsteking. Op basis van de omschrijving in (Ready et al., 2004), en de data m.b.t. ziektekosten mogen we aannemen de ziekteduur van eenzelfde orde van grootte is. We hanteren dus hetzelfde cijfer van **337 euro₂₀₁₉** per patiënt en per geval (of ongeveer anderhalve dag absenteïsme voor ouders of zorgverleners per opname).

³⁹ RIZIV, Nationale databank medische diagnose, zorg en kost: <https://tct.fgov.be/webetct/etct-web/>

C. Welvaartsverlies door lijden

We hanteren de welvaartskosten voor hospitaalbezoek voor luchtwegen (3 dagen ziekenhuis + 5 dagen ziekte) uit de waarderingstudie in 5 Europese landen (Ready, 2004), die ook gehanteerd wordt voor evaluatie luchtkwaliteitsdoelstellingen in EC-CAFE en OECD (Hunt, 2010). Omgerekend is dit **993 euro₂₀₁₉ per opname**.

3.4.6. BRONCHITIS (6-18 J)

In het kader van de literatuurstudie voor EC-CAFE is een kengetal van omgerekend 1058 euro/geval weerhouden voor bronchitis bij kinderen. Bij gebrek aan informatie over de kostencomponenten, nemen we aan dat we deze gelijk kunnen spreiden over de drie componenten.

Dit cijfer is in lijn met het literatuuroverzicht van (Hunt, 2010; Hunt et al., 2016). Als we aannemen dat deze aandoening 2 tot 8 weken duurt, komt dit neer op 19 tot 76 euro per dag, wat in lijn ligt met literatuurstudies naar kosten per dag (Amann et al., 2017; Hunt et al., 2016).

A. Ziektekosten:

Eén derde van de totale kosten, of **353 euro₂₀₁₉** per geval.

B. Kosten van absentieïsme:

Eén derde van de totale kosten, of **353 euro₂₀₁₉** per geval. Dit komt overeen met ongeveer anderhalve dag absentieïsme voor ouders of andere zorggevers per geval.

C. Welvaartsverlies door lijden:

Eén derde van de totale kosten, of **353 euro₂₀₁₉** per geval.

3.4.7. CHRONISCHE BRONCHITIS (VOLWASSENEN)

A. Ziektekosten:

We hanteren het cijfer uit de literatuurreview voor de OECD van (Hunt et al., 2016) voor deze component. De beste schatting gaat terug naar het literatuuroverzicht van (Wouters, 2003), met een centrale schatting van omgerekend 4,8 keuro₂₀₁₉ per geval (+/- 60%). Omdat we uitgaan van een tijdsduur van 2 jaar (zie punt C, welvaartsverlies) komt dit neer op een jaarlijkse kost van **2.407 keuro₂₀₁₉** per patiënt.

B. Kosten van absentieïsme:

De literatuurreview voor de OECD van (Hunt et al., 2016) vond geen informatie voor deze component. De schatting voor welvaartsverlies hieronder omvat wel een deel van deze kost, met name voor een inschatting van mensen voor hun persoonlijk verlies van inkomsten omwille van het verlies.

C. Welvaartsverlies door lijden:

We hanteren het cijfer uit de literatuurreview voor de OECD van (Hunt et al., 2016). De beste schatting is gebaseerd op de bevraging van burgers in 6 Europese landen naar hun bereidheid tot betalen om chronische bronchitis te vermijden, omschreven als ‘chronische hoest en slijm ophoesten gedurende minstens 3 maanden, en minstens 2 jaar lang’ (EU Heimsta-project (Maca, 2011)). Dit welvaartsverlies komt omgerekend neer op 57 keuro₂₀₁₉ per geval (+/- 50%). Gespreid over twee jaar komt dit neer op een jaarlijkse kost van **28.565 euro**₂₀₁₉ per patiënt. We noteren dat deze beste schatting veel lager is dan eerdere schattingen op basis van voornamelijk Amerikaanse studies, vandaar dat we de totale onzekerheid op deze kosten als zeer hoog catalogeren.

Een grote vorm van onzekerheid is in welke mate dit cijfer een goede proxy is voor chronische bronchitis die veel langer duurt (10 jaar). Gegeven deze onzekerheden rekenen we voor de inschatting van de totale kosten over de gehele duur, met een periode van 2 jaar, en een totale kost van 62 keuro per patiënt.

D. Duurtijd

Een grote vorm van onzekerheid is in welke mate dit cijfer een goede proxy is voor chronische bronchitis die veel langer duurt (10 jaar). Gegeven deze onzekerheden rekenen we voor de inschatting van de totale kosten over de gehele duur van de ziekte op een totale kost van ca. 62 keuro per patiënt. Deze kosten worden in de tool gespreid over twee jaar, conform de aannames in (Maca, 2011), wat neerkomt op een jaarlijkse kost van ca. 31 keuro.

3.4.8. HYPERTENSIE (HOGE BLOEDDRUK, VOLWASSENEN, +30J)**A. Ziektekosten:**

We hanteren cijfers voor Nederland, omdat deze een volledig overzicht van alle kosten geven, en zij aangeven dat de voornaamste kosten voor geneesmiddelen en hulpmiddelen zijn (50%), met op de tweede plaats de ziekenhuiskosten (23%). Voor België zijn de ziektekosten voor ziekenhuisopnames voor hypertensie goed gedocumenteerd (wat neerkomt op 91 miljoen euro per jaar of 8 euro per inwoner). Deze kost per inwoner is vergelijkbaar met het cijfer voor Nederland (8,9 euro per inwoner).

We schatten de totale kosten voor hypertensie op basis van Nederlandse cijfers voor de ziektekosten van hypertensie⁴⁰ en een schatting van het aandeel patiënten in de totale bevolking (31,4 % voor 30-70 jaar; CBS, op basis studie voor 2009). Dit geeft een totale kost van **193 euro per patiënt en per jaar**. Dit is van eenzelfde orde van grootte als de schatting voor Finland voor 1998 (omgerekend 240 euro₂₀₁₉ , opgenomen in review van (Ball et al., 2016); maar lager dan schattingen voor Italië uit dezelfde studie).

B. Kosten van absentieïsme:

Het literatuuroverzicht van (Ball et al., 2016) vermeldt één Amerikaanse studie (Goetze, 2002), die kosten voor werknemers geeft, zowel voor absentieïsme (omgerekend 103

⁴⁰ CBS: Centraal Bureau voor de Statistiek, Nederland, 2017, <https://opendata.cbs.nl/#/CBS/nl/>

euro₂₀₁₉ per jaar) als voor productiviteitsverlies tijdens het werk (presenteïsme, omgerekend 503 euro₂₀₁₉ per jaar). Als we aannemen dat mensen met hypertensie dezelfde werkzaamheidsgraad hebben dan het gemiddelde van de bevolking, dan kunnen we op basis van (Nederlandse) prevalentiecijfers per leeftijdscategorie en Vlaamse cijfers over werkzaamheid per leeftijdscategorie inschatten dat bijna de helft (47%) van de patiënten werkzaam is.

Op deze wijze kunnen we de kosten voor een gemiddelde patiënt (werkend en niet werkend) voor absentieïsme schatten op 48 euro₂₀₁₉ per jaar (exclusief presenteïsme) en op 301 euro₂₀₁₉ per jaar voor alle kosten, inclusief presenteïsme.

Rekening houdend met deze info kunnen we inschatten dat het aantal jaren op het werk met hypertensie neerkomt op 11,5 jaren. Dat geeft voor de totale schatting over de hele periode een kost van 497 tot **3088** euro₂₀₁₉ per geval.

C. Welvaartsverlies door lijden:

We hanteren hiervoor het kengetal uit de literatuurstudies in het kader van externe kosten van transport (Bickel et al., 2003)(Torfs, 2003), wat neerkomt op omgerekend **1562 euro** per geval per jaar. Dit gaat terug op de waardering van een ziekte event van 5 dagen hospitalisatie gevolgd door 12 dagen ziekte thuis.

Een andere benadering is weging op basis van het relatieve gewicht van hypertensie in de berekening van DALY's (0,2 DALY) en de economische waardering van DALY's (36 keuro₂₀₁₉ per DALY, actualisatie van (Ryen and Svensson, 2015)). Dit geeft een totale waarde van 5.000 euro per geval, wat het belang van dit effect bevestigt. Het is echter niet duidelijk in welke mate we deze weging mogen toepassen voor het gemiddelde geval.

D. Duurtijd

De cijfers uit de vorige paragrafen geven een inschatting van de jaarlijkse kost gerelateerd aan hypertensie. Om de totale kost van het ziektebeeld in te schatten, dienen deze kosten vermenigvuldigd te worden met de duurtijd van de ziekte. We schatten deze in op 23.4 jaar. Deze inschatting gaat ervan uit dat de ziektebeelden zich gedurende het volledige leven blijven voordoen en dat het ziektebeeld geen invloed heeft op de levensverwachting. De gemiddelde leeftijd van incidentie werd bepaald o.b.v. de Intego-databank. Voor deze leeftijd werd de gemiddelde levensverwachting genomen als duurtijd van de aandoening.

3.4.9. ISCHEMISCHE HARTZIEKTE EN MYOCARDINFARCT (VOLWASSENEN)

Deze ziektes zijn onderscheiden voor de berekening van de effecten, maar we waarderen ze op dezelfde wijze. Voor alle 3 de componenten zijn de cijfers overgenomen uit de gedetailleerde analyse van kosten voor Vlaanderen in de studie naar externe kosten van verkeer (Buekers et al., 2014) en geactualiseerd naar 2019. Voor deze gezondheidseindpunten worden ook de kosten voor vroegtijdige sterfte mee opgenomen, aangezien de kans op vroegtijdige sterfte groot is.

A. Ziektekosten:

De gemiddelde kost (gewogen gemiddelde van de kosten voor vrouwen en mannen) is (na actualisatie) **10.168 euro**₂₀₁₉ per geval.

B. Kosten van absenteïsme:

De kosten van absenteïsme omvatten productiviteitsverlies gedurende en na hospitalisatie en vervroegde pensionering. Na actualisatie komt dit neer op **29.281 euro₂₀₁₉** per geval.

C. Welvaartsverlies door lijden:

De welvaartskosten voor lijden omvatten de kosten door vervroegde sterfte, tot 1 jaar na hospitalisatie. Vervroegde sterfte wordt in bovenvermelde studie conservatief gewaardeerd aan 40.000 euro₂₀₀₅ (=72.000 keuro₂₀₁₉) per verloren levensjaar (in lijn met de lage schatting in de studies voor de economische evaluatie van EC CAFE beleid). Rekening houdend met de gedetailleerde inschatting van het aantal verloren levensjaren voor mannen en vrouwen komt dit na actualisatie op een totaal welvaartsverlies van **252.477 euro₂₀₁₉** per geval. Deze cijfers zijn in lijn met schattingen in de literatuur m.b.t. het verlies van het aantal DALY's voor een Myocardinfarct (4 tot 10 DALY's per geval (Hoeymans, 2007)(Müller-Wenk, 2002).

D. Duurtijd

Bemerk dat we deze kosten niet langer kunnen uitsplitsen over verschillende jaren. De hoogste kost is immers gerelateerd aan de vervroegde sterfte, en deze kost doet zich in één enkel jaar voor. Daarom rapporteren we voor dit ziektebeeld de totale ziektekost in één enkel jaar.

3.4.10. HARTFALEN (VOLWASSENEN, 40 +)**A. Ziektekosten:**

De inschatting van de ziektekosten per patiënt zijn gebaseerd op de data voor Nederland, 2018, voor enerzijds ziektekosten voor hartfalen (RIVM, 2019) en prevalentiecijfers voor Nederland. De gemiddelde kost per patiënt bedraagt **3.431 euro₂₀₁₉** per jaar per patiënt, (817 miljoen euro voor 242.300 gevallen); waarvan een kleine helft (43%) ziekenhuiskosten en een ander groot deel zorgkosten in de ouderenzorg. Deze ziekte komt de facto voor bij 40-plussers. Dit cijfer is lager dan deze uit de literatuur (bv. 16.000 euro bij (Brandt et al., 2013)) maar waarschijnlijk hebben de hogere cijfers vooral betrekking op ziekenhuisopnames.

B. Kosten van absenteïsme:

Op basis van literatuur, met name een gedetailleerde studie naar kosten van absenteïsme en presenteïsme voor hartfalen in Polen (Łyszcza, 2018) schatten we dit in op **614 euro/patiënt**.

C. Welvaartsverlies door lijden:

Aangezien de kans op vroegtijdige sterfte groot is, onderscheiden we een component m.b.t. lijden door ziekte (verloren kwaliteit van levensjaren) en door verhoogde kans op vroegtijdig overlijden (verloren levensjaren). We hanteren de data voor ziektelasten (DALY's) voor Nederland, met onderscheid naar DALY's voor ziekte en verloren levensjaren. Deze waarden we op basis van de kengetallen uit de literatuur (zie hierboven). Dit komt neer op jaarlijks 3 keuro/patiënt voor ziekte en 15 keuro voor verloren levensjaren.

In het eerste jaar domineert het welvaartsverlies door overlijden. Over de hele duur van de ziekte is kost van ziekte belangrijker. Daarom delen we de kost van het overlijden door de verwachte duur van de ziekte (12 jaar). De totale welvaartskost is dan **4.261 euro₂₀₁₉** per jaar per patiënt.

D. Duurtijd

De cijfers uit de vorige paragrafen geven een inschatting van de jaarlijkse kost gerelateerd aan hartfalen. Om de totale kost van het ziektebeeld in te schatten, dienen deze kosten vermenigvuldigd te worden met de duurtijd van de ziekte. We schatten deze in op 12 jaar. Deze inschatting gaat ervan uit dat de ziektebeelden zich gedurende het volledige leven blijven voordoen en dat het ziektebeeld geen invloed heeft op de levensverwachting. De gemiddelde leeftijd van incidentie werd bepaald o.b.v. de Intego-databank. Voor deze leeftijd werd de gemiddelde levensverwachting genomen als duurtijd van de aandoening.

3.4.11. BEROERTE (VOLWASSENEN, 40+)

A. Ziektekosten:

De ziektekosten zijn gebaseerd op een economische studie voor België en data 2008-2011 (Dewilde et al., 2018) die een gemiddelde kost geeft van gemiddeld **10.273 euro₂₀₁₉** per patiënt (geval). Dit cijfer zit in het midden van de range uit de literatuur (7 tot 16 keuro per geval) (Dewilde et al., 2018).

B. Kosten van absenteïsme:

De kosten van absenteïsme zijn ingeschat op basis van een Europese studie naar dagen werkverlet voor patiënten (56 dagen) en zorgverleners (12 dagen) (Kotseva et al., 2019). Omgerekend met de kost van een dag werkverlet voor België geeft dit een totale kost van **13.333 euro** per patiënt.

C. Welvaartsverlies door lijden:

Aangezien de kans op vroegtijdige sterfte groot is, onderscheiden we een component m.b.t. lijden door ziekte (verloren kwaliteit van levensjaren) en door verhoogde kans op vroegtijdig overlijden (verloren levensjaren).

Op basis van de DALY-berekeningen voor Nederland is ziektelast voor morbiditeit het belangrijkste (62 %). Omgerekend komt dit neer op 10,3 keuro/patiënt en per jaar. Ter vergelijking kunnen we ook kijken naar het aantal verloren arbeidsdagen voor de patiënt (56) en een waardering voor symptoomdagen op basis van (Ready et al., 2004) (82 euro₂₀₁₉/dag). Dit geeft een totale jaarlijkse kost van 4,6 keuro/ patiënt. Dit zou dan neerkomen op de helft van de totale kosten via de DALY benadering. Ten tweede waarderen we het effect van vroegtijdig overlijden, op basis DALY data voor overlijden voor Nederland. Op basis van deze cijfers sterft 1,8% van de patiënten vroegtijdig, met een gemiddeld verlies van 9,4 DALY. Dit komt neer op een kost van 12,5 keuro per patiënt.

De totale welvaartskost is dan **22.899 euro₂₀₁₉** per patiënt per jaar.

D. Duurtijd

Bemerkt dat we deze kosten niet langer kunnen uitsplitsen over verschillende jaren. De hoogste kost is immers gerelateerd aan de vervroegde sterfte, en deze kost doet zich in één enkel jaar voor. Daarom rapporteren we voor dit ziektebeeld de totale ziektekost in één enkel jaar.

3.4.12. PARKINSON (VOLWASSENEN)**A. Ziektekosten:**

De ziektekosten zijn gebaseerd op totale ziektekosten en prevalenties voor Nederland, 2017⁴¹. Dit komt neer op **4.052 euro₂₀₁₉** per patiënt en per jaar, waarvan ongeveer de helft in de ouderenzorg.

De Europese studie naar de kosten van mentale ziektes in Europa schat de medische kosten voor Parkinson per patiënt in op (omgerekend) 6.725 euro₂₀₁₉ (Gustavsson et al., 2011). Dit bevestigt de orde van grootte van de cijfers voor Nederland.

B. Kosten van absentie:

We schatten deze kosten op basis van de bovenvermelde Europese studie naar kosten van mentale aandoeningen in Europa die gebaseerd is op een inventarisatie van verschillende informatiebronnen en extrapolatie naar alle landen. Het gemiddelde cijfer voor Europa is (omgerekend) **1.629 euro₂₀₁₉** per patiënt. Voor dit detailniveau worden geen schattingen per land gegeven. De totale kosten voor ziekte van Parkinson voor België (13.3 keuro/patiënt) komen heel goed overeen met het gemiddelde voor Europa.

C. Welvaartsverlies door lijden:

We schatten dit in aan de hand van de weging van Parkinson in DALY's en monetaire waardering van verlies van één DALY. In een recente gedetailleerde studie die onderscheid maakt naar de ernst van de ziekte en met inbegrip van vervroegde sterfte wordt voor België, 2016, de weging ingeschat op 0,59 DALY's per geval (Ray Dorsey et al., 2018). Het aandeel van mortaliteit in deze weging schatten we op minder dan 10%. Deze nieuwe schatting is bijna 2 keer zo hoog dan de wegingscoëfficiënt voor de ernst uit een WHO-rapport uit 2003 (0,32 voor Parkinson met behandeling (Fewtrell et al., 2003)).

Op basis van de recente weging en de waardering van één DALY aan 25.000 euro/DALY, is de totale welvaartskost dan **14.750 euro₂₀₁₉**/ geval.

D. Opmerkingen

De totale kost (20 keuro/patiënt) is van eenzelfde orde van grootte als de schatting voor België van de totale kosten per patiënt in de Europese studie naar de kosten van mentale ziektes in Europa (14 keuro per patiënt (Gustavsson et al., 2011)). Deze schatting omvat zowel ziektekosten als andere, niet medische kosten en indirecte kosten.

⁴¹ RIVM 2017, <https://www.volksgezondheidenzorg.info/onderwerp/ziekte-van-parkinson/>

E. Duurtijd

De cijfers uit de vorige paragrafen geven een inschatting van de jaarlijkse kost gerelateerd aan Parkinson. Om de totale kost van het ziektebeeld in te schatten, dienen deze kosten vermenigvuldigd te worden met de duurtijd van de ziekte. We schatten deze in op 15,5 jaar. Deze inschatting gaat ervan uit dat de ziektebeelden zich gedurende het volledige leven blijven voordoen en dat het ziektebeeld geen invloed heeft op de levensverwachting. De gemiddelde leeftijd van incidentie werd bepaald o.b.v. de Intego-databank. Voor deze leeftijd werd de gemiddelde levensverwachting genomen als duurtijd van de aandoening.

3.4.13. LAAG GEBOORTEGEWICHT (< 2500 GRAM)

Laag geboortegewicht en vroeggeboorte zijn twee indicatoren die de literatuur m.b.t. impact op kosten door elkaar worden gebruikt. Alle studies geven aan dat de kosten sterk stijgen naarmate het geboortegewicht lager is en de zwangerschap korter is. Voor ziektekosten hanteren we twee kengetallen, die aansluiten bij de definitie van de indicator, geboortegewicht lager dan 2500 gram en zwangerschapsduur korter dan 37 weken. Voor ziektekosten zijn beide indicatoren van eenzelfde orde van grootte, maar omdat verschillende bronnen worden gehanteerd zijn ze niet goed vergelijkbaar. Ziektekosten slaan hierbij op de periode tot 18 of 24 maanden na geboorte, en zij worden gedomineerd door hospitalisatiekosten bij geboorte. Indien beschikbaar hanteren we kostenschattingen voor effecten op langere termijn (tot 18 jaar).

Voor productiviteitsverlies hanteren we één schatting, op basis van de meer algemene indicatoren voor 'vroeggeboorte'.

A. Ziektekosten

De hospitalisatiekosten voor België zijn beschikbaar op basis van indicatoren voor geboortegewicht in subklassen, al dan niet met co-morbiditeit⁴². Voor de kostenschatting houden we enkel rekening met het gewicht (<2500 gram), omdat we op basis van de literatuur niet kunnen identificeren welke subklassen wel of niet moeten meegenomen worden. We berekenen gemiddelde meerkosten t.o.v. borelingen met een normaal geboortegewicht en zonder specifieke ziektes. Gemiddeld zijn de kosten voor ziekenhuisopname bij geboortes met laag geboortegewicht 27,7 keuro₂₀₁₉ per geboorte, en deze kosten stijgen sterk voor kinderen met heel laag geboortegewicht en/of complicaties. De meerkost in vergelijking met normaal geboortegewicht (en zonder andere complicaties) (2,3 keuro) is 25.431 euro₂₀₁₉ per geval.

Dit cijfer is van eenzelfde orde van grootte als de schatting voor Italië van (Cavallo et al., 2015). Deze studie schat de meerkost voor hospitalisatie voor vroeggeboorte in op 20,5 keuro/geval. De definitie van vroeggeboorte is in de Italiaanse studie niet perfect vergelijkbaar, ten eerste gebruikt het zowel indicatoren m.b.t. gewicht, gestalte en lengte van de zwangerschap, en anderzijds is het beperkt tot gezonde vroeggeboortes (zonder meerkosten van co-morbiditeit).

We hebben geen data voor de meerkosten na ontslag uit het ziekenhuis. Bovenvermelde studie voor Italië schat de medische meerkosten na ontslag en tot maand 18 in op 1,8

⁴² RIZIV (2019), *Financiële feedback per pathologie*, <https://tct.fgov.be/webetct/>

keuro/geval (Cavallo et al., 2015). De hospitalisatiekosten zijn dan goed voor 91 % van de totale medische kosten. Dit cijfer is in lijn met de literatuurstudie van (Zainal et al., 2019) die samenvattend stelt dat de initiële hospitalisatiekosten 92 % van de totale medische kosten in de twee eerste levensjaren dekt (Zainal et al., 2019). Een studie voor Finland geeft aan dat dit aandeel lager is (66%) voor kinderen met zeer laag geboortegewicht (< 1000 g) (66%) (Tommiska et al., 2003).

We hanteren een opslag van 10 % voor de meerkosten na hospitalisatie. Dit geeft een totale kost van **27.974** euro₂₀₁₉ per geval.

B. Kosten van absenteïsme

Bovenvermelde studie voor Italië schat de meerkost van productiviteitsverliezen voor ouders (minder snel aan de slag na geboorte, verhoogde kans op ontslag) in op **2.406** euro₂₀₁₉, voor de periode tot 18 maanden na de geboorte.

We kunnen dit vergelijken met bovenvermelde studie voor Finland, die deze kost tot 2 jaar na de geboorte en voor ouders van vroeggeboren kinderen (<1000 g) inschat op 25,7 keuro/geval, en hij is het grootst in het tweede jaar (66 %). Om dit verder te vergelijken nemen we aan dat voor laag geboortegewicht (1000-2500 gr) 40 % bedragen van deze van <1000 gr (dezelfde verhouding als voor ziekenhuiskosten). Bij deze aanname zijn de kosten per vroeggeboorte ongeveer 1,8 keuro₂₀₁₉ per geval. Dit bevestigt de orde van grootte van de Italiaanse studie.

C. Welvaartsverlies door lijden

We onderscheiden twee effecten. De eerste omvat het welvaartsverlies voor kinderen zelf. Op basis van de studies die hiervoor DALY's hanteren wordt deze impact gedomineerd door de impact van vroeggeboorte op de neonatale en kindersterfte. Dit geeft vrij grote impacts, die we niet verder onderzoeken. Ten tweede is er een welvaartseffect voor de ouders. De literatuurstudie van (Hodek et al., 2011) geeft aan dat vroeggeboorte een grote impact heeft op de leefkwaliteit van ouders en kans op postnatale depressie, en citeert studies die dit verder uitdrukken in QALY's. De studie zelf geeft geen samenvattende cijfers hiervoor of andere indicatoren die we kunnen monetariseren. Er worden daarom geen kosten voor lijden opgenomen, wat reflecteert in de grotere onzekerheidsklasse.

3.4.14. VROEGGEBORTE (ZWANGERSCHAPDUUR < 37 WEKEN)

A. Ziektekosten

We hanteren het gemiddelde uit twee studies. De eerste studie door (Johnston et al., 2014), schat voor Canada de totale kosten van vroeggeboorte (zwangerschap < 37 weken) in op (omgerekend) 32.571 euro₂₀₁₉ per geval. Dit cijfer omvat alle kosten tot de leeftijd van 10 jaar, waarvan 86 % voor de eerste twee jaar (inclusief neonatale hospitalisatie). De tweede studie door (Mangham et al., 2009) schat voor de UK, de kosten voor vroeggeboorte (< 37 weken) en tot 2 jaar na de geboorte in op (omgerekend) 38.904 euro per geval. De orde van grootte in beide studies is vergelijkbaar, en het gemiddelde, **35.738** euro₂₀₁₉ per geval, is onze beste schatting. Beide cijfers bevestigen de grootteorde voor kosten voor "vroeggeboorte" op basis indicatoren m.b.t. lager geboortegewicht, maar zijn verder niet direct vergelijkbaar.

B. Kosten van absenteïsme

Idem als voor laag geboortegewicht.

C. Welvaartsverlies door lijden

Idem als voor laag geboortegewicht.

3.4.15. LONGKANKER

A. Ziektekosten

De ziektekosten zijn overgenomen uit de gedetailleerde studie voor de Vlaamse Liga tegen kanker (Pacolet et al., 2011) op basis van o.a. RIZIV-data, enquêtes bij patiënten... De totale ziektekost is omgerekend geschat op **40.314** euro per patiënt. Het omvat de totale kosten per patiënt over de verschillende fases van de ziekte voor het RIZIV (90%) en de eigen bijdrage van de patiënten (10%). Dit cijfer komt goed overeen met de totale zorgkosten voor Nederland (35 keuro/nieuwe patiënt)⁴³.

B. Kosten van absenteïsme

De kosten voor productieverlies zijn ingeschat op basis van het gemiddeld verlies van verloren arbeidsjaren voor Vlaanderen, en de algemene methode voor waardering van verloren arbeidsdagen (loonkost, OESO, 2018). Dit is gebaseerd op het aantal verloren jaren door longkanker per leeftijdscategorie en geslacht⁴⁴. We hanteren de gemiddelde werkzaamheidsgraad per leeftijdscategorie en geslacht voor Vlaanderen (Statistiek Vlaanderen, 2019). Omdat longkanker voornamelijk voorkomt op oudere leeftijd is het aantal verloren arbeidsjaren per patiënt relatief laag (1,2 verloren arbeidsjaren/geval). We waarderen dit op basis van de loonkost per jaar. Dit resulteert in een kost van **55.914** euro/geval.

C. Welvaartsverlies door lijden

De welvaartskosten omvatten de verloren kwaliteit tijdens ziekte voor alle patiënten en de verloren levensjaren voor diegenen die overlijden. Deze worden voor 97 % bepaald door de verloren levensjaren⁴⁵. Op basis van de verloren levensjaren voor longkanker voor Vlaanderen (10,2) en het kengetal voor een verloren levensjaar (72 keuro/jaar) is dit ingeschat op 73,4 keuro per geval. Het aantal DALY voor morbiditeit schatten we, op basis van de cijfers voor Nederland (0,45 DALY per geval) en waarderen we op basis van het kengetal voor morbiditeit (36 keuro/DALY) (Ryen and Svensson, 2015). Dit komt neer op 16 keuro per geval. In de literatuur varieert de inschatting van welvaartsverlies voor morbiditeit door kanker van 7 keuro/geval (Arca et al., 2006) tot 500 keuro/geval (ExternE, 2005)(Hunt, 2015).

De totale welvaartskost schatten we op **733.549** euro₂₀₁₉ per geval.

⁴³ RIVM, 2019, <https://www.volksgezondheidenzorg.info/onderwerp/longkanker>

⁴⁴ Belgian Cancer Registry, 2017, Cancer Fact Sheet, Lung cancer, Flemish region 2015

⁴⁵ RIVM, 2019, Ziektelast in Daly's, achtergrond bij de berekeningen, <https://www.volksgezondheidenzorg.info/onderwerp/kanker/cijfers-context/ziektelast>

D. Duurtijd

Bemerk dat we deze kosten niet langer kunnen uitsplitsen over verschillende jaren. De hoogste kost is immers gerelateerd aan de vervroegde sterfte, en deze kost doet zich in één enkel jaar voor. Daarom rapporteren we voor dit ziektebeeld de totale ziektekost in één enkel jaar.

3.4.16. DIABETES**A. Ziektekosten:**

De ziektekosten zijn overgenomen uit de gedetailleerde studies voor België (Desmet, 2017, op basis van Odnoletkova, 2016) en zij omvatten alle kosten, inclusief medicatie, hospitalisatie en kosten van co-morbiditeit. Deze komen neer op omgerekend **5.973** euro₂₀₁₉ per patiënt en per jaar.

B. Kosten van absenteïsme:

De kosten voor productieverlies zijn ingeschat op basis van een enquête bij patiënten en kengetallen voor kosten absenteïsme en vervroegde pensionering (Desmet, 2017). Ze omvatten ook maatschappelijke kosten van uitkeringen, maar niet kosten voor mantelzorg, presenteïsme en productiviteitsverliezen vervroegd overlijden. De kost voor absenteïsme bedraagt **5483** euro₂₀₁₉ per patiënt en per jaar.

C. Welvaartsverlies door lijden:

De welvaartskosten omvatten de verloren kwaliteit tijdens ziekte voor alle patiënten en de verloren levensjaren voor diegenen die overlijden. Op basis van de berekening van ziektelasten in DALY's voor Nederland worden voor 85 % bepaald door de ziektelasten voor morbiditeit⁴⁶. Het totaal aantal DALY's is voor Nederland ingeschat op 0,19 Daly per patiënt. Dit is gedeeltelijk gewaardeerd aan het kengetal voor morbiditeit (85 % aan 36 keuro/DALY) en ten dele voor mortaliteit (15 % aan 110 keuro/DALY). De kost voor welvaartsverlies door lijden bedraagt **8.871** euro₂₀₁₉ per patiënt en per jaar.

D. Duurtijd

De cijfers uit de vorige paragrafen geven een inschatting van de jaarlijkse kost gerelateerd aan diabetes. Om de totale kost van het ziektebeeld in te schatten, dienen deze kosten vermenigvuldigd te worden met de duurtijd van de ziekte. We schatten deze in op 27,6 jaar. Deze inschatting gaat ervan uit dat de ziektebeelden zich gedurende het volledige leven blijven voordoen en dat het ziektebeeld geen invloed heeft op de levensverwachting. De gemiddelde leeftijd van incidentie werd bepaald o.b.v. de Intego-databank. Voor deze leeftijd werd de gemiddelde levensverwachting genomen als duurtijd van de aandoening.

⁴⁶RIVM 2019: <https://www.volksgezondheidenzorg.info/onderwerp/diabetes-mellitus>

3.4.17. STERKE HINDER EN STERKE SLAAPVERSTORING

Voor de economische impact van de sterke hinder en slaapverstoring door blootstelling aan geluid wordt een andere methodologie gebruikt. We hebben hier immers geen duidelijk ziektebeeld, en kunnen dus ook niet spreken over ziektekosten en kosten door absenteïsme. De methode is dus volledig gebaseerd op een waarderingsinschatting op basis van welvaartseffecten via woningprijzen. We brengen ook geen duurtijd in rekening, en geven enkel jaarlijkse kosten.

A. Sterke hinder

Om geluidshinder te waarderen, bouwen we voort op studies met de hedonische prijzenmethode. Deze studies tonen aan dat de waarde van huizen afneemt als de geluidshinder toeneemt, zie voor meer details (Hendrix, Rik; Liekens, Inge; De Nocker, L; Vranckx, S; Janssen, S; Lauwaet, D; Brabers, L; Broekx, 2018) en referenties daarin. De omvang van dit effect is ingeschat op basis van hedonische studies die afleiden hoeveel eenzelfde woning (omvang, leeftijd, comfort, met of zonder tuin, ...) procentueel minder waard wordt naarmate ze in een omgeving ligt met meer geluidshinder, uitgedrukt per dB. Deze studies geven aan dat dit geen lineair verband is, en dat de effecten van sterke hinder groter zijn (uitgedrukt per dB). We merken op dat de hogere waardering van stillere omgeving door burgers niet enkel om gezondheidsredenen is (bv. slaapverstoring) maar ook comfort (bv. gebruik tuin en terras). Mogelijk zijn er ook nog andere verstoringen van nabijheid van verkeer, zoals perceptie van verkeersveiligheid.

We passen dit toe op eenzelfde wijze als voor de natuurwaardeverkenner ((Hendrix, Rik; Liekens, Inge; De Nocker, L; Vranckx, S; Janssen, S; Lauwaet, D; Brabers, L; Broekx, 2018). We hanteren één cijfer voor gans Vlaanderen, op basis van de gemiddelde woningprijs in Vlaanderen. De minwaarde per huis cijfer rekenen we om naar een jaarlijks effect, waarvoor we uitgaan van een discontovoet van 4 % en een tijdshorizon van 50 jaar. Dit rekenen we verder om naar een waarde per inwoner, op basis van de gemiddelde gezinsgrootte voor Vlaanderen. De bandbreedte in de cijfers in onderstaande tabel is beperkt tot het interval uit de hedonische analyse, en omvat niet de bijkomende onzekerheden m.b.t. omrekenen naar effecten per inwoner per jaar.

Concreet gebruiken we in de huidige studie de gemiddelde inschatting. We combineren deze met de totale Vlaamse blootstelling welke berekend wordt op de gangbare methodes omschreven in HOOFDSTUK 4. Hierbij bepalen we per interval van 5 dB hoeveel personen er blootgesteld worden aan het interval. Door dit aantal blootgestelden per interval te combineren met de inschatting van het welvaartsverlies per interval (op basis van de gemiddelde waarde per interval volgens vorige tabel), komen we tot een inschatting van een gemiddelde jaarlijkse kost van **439 euro** per jaar.

1. % effect per db op waarde woningen, Vlaanderen				
	geluidsniveau	gemiddeld	laag	hoog
	55-70	0,7%	0,5%	0,9%
	70	1,7%	1,5%	1,9%
2. Effect (schade, welvaartsverlies) : euro per jaar per inwoner per db extra				
	geluidsniveau	gemiddeld	laag	hoog
	55-70	36	26	47
	70	88	78	99

Tabel 16: Overzicht van kerngetallen gebruikt in de inschatting van de economische impact voor sterke hinder gerelateerd aan blootstelling aan geluid.

B. Sterke slaapverstoring

De kosten voor slaapverstoring zijn afgeleid uit de studie van (Defra, 2014; Máca et al., 2008). Deze laatste studie heeft op basis van een literatuuroverzicht van Europese studies productiviteitsverlies door slaapverstoring ingeschat, in verloren dagen voor verschillende geluidsniveaus en in % van het BNP/inwoner. We hebben deze % toegepast op BNP/inwoner voor België, en via eenvoudige extrapolatie kosten per geluidsniveau berekend. Deze kosten per geluidsniveau zijn nadien gecombineerd met de blootstelling in Vlaanderen, analoog aan de methode gebruikt voor de sterke hinder. We komen finaal tot een inschatting van **258 euro** per jaar.

Tabel 17: Overzicht van kerngetallen gebruikt in de inschatting van de economische impact voor sterke slaapverstoring gerelateerd aan blootstelling aan geluid.

Slaapverstoring	Per persoon per jaar (euro)		
Geluidsniveau	centraal	laag	hoog
50-55	122.74	90.55	189.11
55-60	257.99	192.11	395.22
60-65	483.78	361.21	745.42
65-70	732.07	547.30	1133.61
70-75	953.33	714.37	1483.75
75-80	1202.10	903.44	1877.89
80	1332.10	1007.4	2088.89

3.5. CONCLUSIES ROND ECONOMISCHE INSCHATTING VAN MORBIDITEIT

Bovenstaande analyse geeft enerzijds aan dat er voldoende data en studies zijn om voor alle ziektes vermeden ziektekosten en productiviteitsverliezen te berekenen. Anderzijds zijn deze maar ten dele gebaseerd op Belgische statistieken, wat maakt dat de onzekerheden groot zijn. Er ontbreekt voor Vlaanderen een consistente jaarlijkse inschatting per ziekte van de totale ziektekosten, vergelijkbaar met data ziektekosten voor Nederland⁴⁷. Er is in verhouding minder systematische info over de kosten van absentieïsme, en de inschatting is gebaseerd op literatuur en éénmalige studies.

De informatie van kosten laten toe om de orde van grootte van de vermeden ziektekosten en productiviteitsverliezen in kaart te brengen. Omdat maar een beperkt aantal kengetallen gebaseerd zijn op statistiek is het niet mogelijk om de evolutie van deze kosten op te volgen in de tijd. Deze kosten kunnen niet verder gedetailleerd worden naar regio.

Er zijn nauwelijks recente studies naar de monetaire waardering van lijden door ziekte (Hunt et al., 2016). Het is mogelijk om een inschatting te maken voor alle ziektes (behalve lager geboortegewicht), maar deze zijn meer onzeker dan de andere kostencategorie.

Voor geluidshinder is het mogelijk om het welvaartsverlies in te schatten, maar deze kunnen niet ingedeeld worden naar kostencategorie.

3.6. INSCHATTING VAN DE KOST VAN EEN VERLOREN LEVENSJAAR (VALUE OF LIFE YEAR – VOLY)

De standaardmethode om de economische kost ten gevolge van vroegtijdige overlijdens in te schatten, maakt gebruik van het aantal verloren levensjaren en de kost van een verloren levensjaar (“Value of a Statistical Life Year”, VOLY). Door het aantal verloren levensjaren te vermenigvuldigen met de VOLY-waarde, bekom je de kost geassocieerd aan het vroegtijdig overlijden.

In deze studie gebruiken we de VOLY-waarde van 126.000 EUR₂₀₁₃ uit (Rable and Joseph, 2016). Deze kost werd verder geactualiseerd naar EUR₂₀₁₉ door het toepassen van de Harmonised Index of Consumer Prices (HICP) van Eurostat. Dit geeft finaal een inschatting voor de monetaire waarde van een verloren levensjaar van 137.193 EUR₂₀₁₉.

⁴⁷ <https://www.volksgezondheidenzorg.info/onderwerp/kosten-van-ziekten/infographic>

HOOFDSTUK 4. METHODOLOGIE BEREKENINGEN

Dit hoofdstuk geeft een overzicht van de methodologie die in de tool gebruikt wordt. We geven hierbij enkel de wetenschappelijke beschrijving van de methode, een beknopte en uitgebreide technische beschrijving is te vinden in de appendices.

4.1. OVERZICHT

De berekening van de verwachte attributieve aantallen in de incidentie of prevalentie en de hieraan verbonden economische kost voor een ziektebeeld gerelateerd aan de blootstelling aan een pollutant gebeurt in drie stappen:

- In de eerste stap wordt de gemiddelde blootstelling berekend op basis van populatie- en adresgegevens en luchtkwaliteits- en geluidskaarten.
- In een tweede stap wordt op basis van morbiditeitsgegevens en dosis-responsrelaties beschreven in HOOFDSTUK 2 het attributief aantal gevallen in de incidentie/prevalentie en de vroegtijdige mortaliteit (inclusief het aantal verloren levensjaren) bepaald.
- De laatste stap bestaat uit de koppeling van het aantal gevallen per ziektebeeld met de economische kost per ziektebeeld, om zo de kosten ten gevolge van morbiditeit door blootstelling aan luchtkwaliteit/geluid te berekenen.

De doelstelling van dit project was verder om de ruimtelijke spreiding in de morbiditeit en mortaliteit in beeld te brengen. Er werd daarom geopteerd om op een zo hoog mogelijke resolutie te werken. De keuze viel daarbij op het niveau van de statistische sector, welke de kleinste administratieve eenheid in Vlaanderen beschrijft. De berekeningen zullen dus gebeuren op dit niveau, en we berekenen dus blootstelling, attributieve aantallen (voor incidentie of prevalentie) en economische kosten per statistische sector.

Dit project verlegt de grenzen van eerdere wetenschappelijke studies naar de morbiditeit en mortaliteit ten gevolge van blootstelling aan luchtpollutie en geluidsoverlast. De onzekerheden die met de methodologie gepaard gaan zijn dan ook vrij groot, zowel voor de totale attributieve aantallen/kosten als voor het ruimtelijke patroon. Bij het overlopen van de methodologie zullen we steeds aangeven waar er aannames gemaakt zijn. Om deze onzekerheden ten gevolge van deze aannames te kaderen, werden een aantal gevoeligheidsstudies uitgevoerd. De resultaten hiervan worden in detail beschreven in HOOFDSTUK 6, en geven een inschatting van de grootteorde van de totale onzekerheid, als ook een vergelijking van de onzekerheden ten gevolge van de verschillende stappen in de methodologie (blootstellingsberekening, berekening attributieve aantallen, ...).

In de volgende paragrafen bekijken we de verschillende stappen in de berekening in detail. Er volgt steeds een basisbeschrijving van de gebruikte methodologie en aannames. We vermelden telkens de conclusies van de gevoeligheidsstudies om bepaalde aannames te kaderen. Voor meer details hierrond verwijzen we de lezer naar HOOFDSTUK 6.

4.2. BEREKENING VAN BLOOTSTELLING

In een eerste stap wordt de blootstelling per statistische sector berekend, door de luchtkwaliteitskaarten te combineren met de bevolkingsdata. Hoewel deze stap vrij triviaal kan lijken, komen er toch een aantal moeilijkheden bij kijken.

Het volstaat ten eerste niet om te kijken naar de gemiddelde concentratie per statistische sector op basis van het gemiddelde van alle gridcellen van de luchtkwaliteitskaart in de statistische sector, omdat er dan afwijkingen kunnen ontstaan in sectoren waar de concentratie sterk varieert binnen de statistische sector. Dit doet zich bijvoorbeeld voor in statistische sectoren in de nabijheid van snelwegen. Indien in een dergelijke sector de meeste inwoners vlakbij de snelweg wonen, zal een (ruimtelijk uniform) gemiddelde concentratie de bevolkingsgewogen blootstelling onderschatten, terwijl het omgekeerde natuurlijk waar is als de huizen zich niet in de nabijheid van de snelweg bevinden. Om dit probleem te omzeilen wordt er typisch gewerkt met de bevolkingsgewogen blootstelling. Hierbij wordt in eerste instantie voor elk adrespunt een concentratie bepaald, waarna het gemiddelde van al deze waardes berekend wordt, rekening houdende met het aantal inwoners in alle adrespunten. De blootstelling wordt dus berekend op basis van volgende formule:

$$B = \frac{1}{N} \sum_i N_i C_i,$$

waarbij B de bevolkingsgewogen blootstelling aanduidt en N de totale bevolking in de sector. De som loopt over alle adrespunten in de sector, en N_i en C_i zijn respectievelijk het aantal inwoners en de concentratie op een adrespunt.

Het aantal inwoners per adrespunt bevat echter privacy-gevoelige data en kon daarom niet gebruikt worden in dit project. Als tijdelijke oplossing werd daarom het totaal aantal inwoners van de statistische sector uniform gespreid over alle adrespunten in de sector. Bemerkt dat deze methodologie impliciet aanneemt dat alle adreslocaties in een statistische sector evenveel inwoners hebben. Dit is natuurlijk niet het geval, maar we verwachten dat de aanname enkel grote afwijkingen met zich meebrengt in een aantal specifieke gevallen. Grote afwijkingen zijn bijvoorbeeld te verwachten in sectoren met een groot aantal bedrijven (welke een adres hebben maar geen inwoners), of in sectoren met adressen met een groot inwonersaantal (gevangenissen, opvangtehuizen, rust- en verzorgingstehuizen). Deze afwijkingen zullen echter enkel een afwijking op het finale resultaat met zich meebrengen als deze locaties zich voordoen in sectoren met een sterke variatie in concentraties over de sector (anders maakt de ruimtelijke spreiding van de bevolkingsgegevens niet uit) én een groot inwonersaantal (anders is het attributief aantal gevallen en economische kost sowieso beperkt).

Om de onzekerheid van deze aanname te analyseren, werd in de gevoeligheidstesten het verschil tussen de bevolkingsgewogen concentratie en de ruimtelijk gemiddelde concentratie in de statistische sectoren bestudeerd. Op Vlaamse schaal is er weinig verschil tussen beide methodes, enkel voor gezondheidspunten gelinkt aan NO₂ is er een (zeer) beperkt effect. Voor de meeste statistische sectoren is het effect ten gevolge van de exacte woonlocaties ook vrij beperkt, maar er zijn hier een aantal uitzonderingen, voornamelijk in de omgeving van de snelwegen. Toch wordt de onzekerheid ten gevolge van de woonlocaties sterk gedomineerd door onzekerheden op de dosis-responsrelaties, en we zijn dus van mening dat deze onzekerheden niet doorwegen op de finale resultaten.

Een tweede discussiepunt betreft de gebruikte luchtkwaliteitskaarten. De bovenstaande methodologie vertrekt immers van een concentratie per adreslocatie, maar er bestaan verschillende evenwaardige opties om deze te bepalen. Er bestaan immers verschillende versies van de luchtkwaliteitskaarten: voor alle polluenten bestaat er een luchtkwaliteitskaart met en een kaart zonder street canyons. Street canyons zijn nauwe straten met gebouwen aan beide zijdes, waarin vervuilde lucht blijft hangen. Beide kaarten (met en zonder street canyons) hebben een resolutie van 10m, maar in de kaart zonder street canyons valt het effect van de recirculatie van de vervuilde lucht in de canyon weg, waardoor de concentraties lager zijn op locaties waar er gebouwen aan beide zijden van de weg staan. Het is daarom ook onmogelijk om de kaarten inclusief street canyons met de 10m resolutie mee te nemen in de huidige studies. De hoge concentraties in de street canyons doen zich immers enkel voor aan de voordeur/ramen aan de voorkant van de gebouwen en niet aan de ramen aan de achterkant. Hierdoor is het onduidelijk welke concentratie juist gebruikt moet worden voor deze locaties. Daarnaast is het moeilijk om de adreslocaties rechtstreeks te koppelen aan de originele kaarten, aangezien de kaarten worden aangeleverd op een 10m resolutie en een adrespunt dus net binnen of buiten een street canyon kan liggen, gewoon op basis van de ligging van het punt ten opzichte van de gridcellen. We dienen dus ofwel gebruik te maken van kaarten zonder street canyons (daar stelt het probleem zich niet, maar dit betekent ook dat de piekconcentraties genegeerd worden), of de kaarten uit te middelen over een bepaalde resolutie, waarbij er verschillende opties voor de uitmiddeling mogelijk zijn. Bemerk dat in het ideale geval de eigenschappen van de luchtkwaliteitsmodellering overeenkomen met de eigenschappen van de luchtkwaliteitsmodellering die gebruikt werden om de dosis-responsrelaties af te leiden. Er worden in deze dosis-responsstudies echter een grote variatie aan modellen gebruikt (met of zonder street canyons, verschillende resoluties...), dus het is niet mogelijk om dezelfde luchtkwaliteitskaarten voor alle ziektebeelden te gebruiken. Daarnaast is uit de betreffende dosis-respons studies niet steeds duidelijk welke luchtkwaliteitskaarten gebruikt werden, en vaak werden in de meta-studies resultaten op basis van verschillende onderliggende methodes om de luchtkwaliteit te bepalen gecombineerd. Het is dus onmogelijk om op basis hiervan een keuze te maken, en we vallen dus terug op onze eigen expert opinion.

Aangezien deze uitmiddeling en het al dan niet meenemen van street canyons een bepalende aanname is in de huidige methodologie, zijn er grondige gevoeligheidstesten uitgevoerd om in te schatten hoe groot de onzekerheid is ten gevolge van deze keuze (zie HOOFDSTUK 6). Deze studies tonen aan dat voor alle gezondheidseindpunten, polluenten en statistische sectoren de onzekerheid ten gevolge van de meegenomen luchtkwaliteitskaarten sterk gedomineerd wordt door de onzekerheid op de dosis-responsrelaties. Daaruit besluiten we dat de onzekerheden in de eindresultaten voornamelijk gelinkt zijn aan de dosis-responsrelaties, en veel minder aan de keuzes die we hier maken, en we hier dus een bepaalde keuze kunnen opleggen. Op basis van expertise besluiten we om in deze studie gebruik te maken van luchtkwaliteitskaarten met street canyons, welke vervolgens uitgemiddeld worden over een resolutie van 100m. Deze uitmiddeling vindt plaats vooraleer de concentratie voor elk adrespunt bepaald wordt.

Een extra kanttekening dient hier geplaatst te worden bij de ernstige hinder en slaapverstoring als gevolg van blootstelling aan (weg)geluid. Deze twee eindpunten maken immers gebruik van functies met een cut-off, zoals beschreven in paragraaf 2.8. Aangezien in de huidige methodologie in eerste instantie een gemiddelde blootstelling berekend wordt per statistische sector, op basis waarvan nadien de incidentie berekend wordt, worden voor bepaalde sectoren nul gehinderden gerapporteerd, ondanks dat bepaalde adrespunten blootgesteld zijn aan een geluidsniveau boven de drempelwaarde voor hinder. Dit doet zich bijvoorbeeld voor in sectoren waar de helft van de adrespunten (niet) blootgesteld zijn aan concentraties net boven de drempelwaarde, terwijl de andere locaties blootgesteld zijn aan concentraties ver onder de drempelwaarde. Ook het omgekeerde effect kan voorkomen. Ondanks deze effecten, besluiten we toch om voor geluid ook

in eerste instantie de gemiddelde blootstelling per statistische sector te berekenen, en hier geen aparte correctie te maken voor het al dan niet overschrijden van de drempelwaarde in bepaalde huizen, maar niet in de gehele sector. Er zijn verschillende redenen om hiervoor te kiezen. Enerzijds brengt een berekening per adres een extra onzekerheid met zich mee als er geen inwoneraantallen per huis bekend zijn, en anderzijds opteren we voor een gelijke behandeling van blootstelling aan geluid en luchtkwaliteit in een tool te maken die kan rekenen met een beperkte rekenkracht. We noteren echter dat dit een mogelijk verbeterpunt is, wat wel enkel uitgevoerd kan worden indien het correcte inwonertal per huis gebruikt wordt⁴⁸.

4.3. BEREKENING VAN DE ATTRIBUTIEVE AANTALLEN

In een tweede stap wordt het attributief aantal gevallen voor de incidentie/prevalentie van de verschillende gezondheidseindpunten en de vroegtijdige mortaliteit per statistische sector berekend op basis van de blootstelling per statistische sector, de dosis-respons relaties en de basis incidentie/prevalentie/mortaliteit per statistische sector.

De berekening maakt gebruik van de formules uit Figuur 3, maar we nemen daarbij aan dat de blootstelling dezelfde is voor de hele statistische sector. De belangrijkste reden hiervoor is dat de statistische sector al een vrij kleine eenheid is, en dat dat de variatie van de blootstelling in de sector niet heel groot gaat zijn. Daarnaast wordt de berekening anders computationeel zeer zwaar. Deze keuze is gerechtvaardigd aangezien de onzekerheid die hierdoor geïntroduceerd wordt toch in lijn ligt met de fout ten gevolge van het aanpassen van de luchtkwaliteitskaarten, en we reeds gezien hebben dat deze onzekerheid gedomineerd wordt door onzekerheden in de dosis-respons relaties. Op deze manier wordt de attributieve aantal gevallen voor de incidentie (AI) en mortaliteit (AM) per statistische sector als volgt berekend:

$$AI = I \left(1 - \frac{1}{(RR_0)^B} \right) \text{ en } AM = M \left(1 - \frac{1}{(RR_0)^B} \right)$$

waarbij RR_0 het relatief risico per eenheid blootstelling weergeeft, B de bevolkingsgewogen blootstelling in de statistische sector, RR het relatief risico bij de blootstelling, I en M de basisincidentie en -mortaliteit respectievelijk, en AI en AM de attributieve incidentie en vroegtijdige mortaliteit, respectievelijk. De berekening wordt uitgevoerd voor de puntschatting van het relatieve risico, als ook voor de onder- en bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval voor het relatieve risico. Op deze manier kan niet enkel het 'puntschatting-resultaat' voor het attributieve aantal gevallen, maar ook een boven- en ondergrens op een 95% betrouwbaarheidsinterval op het attributieve aantal gevallen gerapporteerd worden.

Deze berekening maakt verder gebruik van de basisincidentie of -mortaliteit per statistische sector. Aangezien deze onbekend is, spreiden we de Vlaamse totale incidentie of mortaliteit over de statistische sectoren op basis van de populatie van de relevante leeftijdscategorie (zie paragraaf 5.8.2 voor details). Hiernaast wordt ook gekeken naar het relatief risico per eenheid blootstelling.

⁴⁸ Bemerk dat zelfs met de huidige methodologie deze cut-off aspecten wel kunnen opgenomen worden. Men kan bijvoorbeeld voor geluid de blootstelling per statistische sector enkel berekenen op basis van de inwoners die wonen op locaties boven de drempelwaarde, en ook enkel rekening houden met deze inwoners bij de berekening van de attributieve aantallen. Dit brengt echter wel een onzekerheid met zich mee omdat de bevolking per adres momenteel gewoon ingeschat wordt als het aantal inwoners in de statistische sector gedeeld door het aantal adrespunten in de sector.

Wegens computationele redenen berekenen we daarom voor alle ziektebeelden eerst het relatief risico voor een concentratieverandering van $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Voor de vroegtijdige mortaliteit gerelateerd aan de blootstelling aan luchtvervuiling, bepalen we in deze rekenstap ook het aantal verloren levensjaren. Om deze indicator te berekenen, wordt in eerste instantie de voortijdige mortaliteit per leeftijdsgroep van 5 jaar bepaald (zoals beargumenteerd in sectie 0). De vroegtijdige mortaliteit wordt vervolgens gecombineerd met de verwachte levensverwachting voor de desbetreffende leeftijdsgroep, om zo het aantal verloren levensjaren voor deze leeftijdsgroep te bepalen. Finaal wordt er gesommeerd over alle leeftijdscategorieën om het totaal aantal verloren levensjaren te bepalen.

De berekening voor de hinder ten gevolge van dag- en nachtlawaai maakt gebruik van een afwijkende methode op basis van volgende hinderfuncties:

$$\begin{aligned}\%HA &= 78.9270 - 3.1162 * L_{den} + 0.0342 * (L_{den})^2 \\ \%HSD &= 19.4312 - 0.9336 * L_{night} + 0.0126 * (L_{night})^2\end{aligned}$$

welke respectievelijk het aantal personen met sterke hinder (%HA) en sterke slaapverstoring (%HSD) berekenen als functie van de gewogen geluidsniveaus (L_{den}) en nachtelijke geluidsniveaus (L_{night}). Deze functies linken de geluidsniveaus direct aan het percentage aan personen die hinder ondervinden. Deze resultaten worden vervolgens gecombineerd met de totale volwassen bevolking per statistische sector om het aantal getroffen personen te bepalen. Vooraleer de functies worden toegepast, wordt er eerst een ondergrens toegepast waaronder geen hinder plaatsvindt. Deze ondergrens bedraagt 55 dB(A) voor slaapverstoring en 50 dB(A) voor hinder ten gevolge van gewogen geluidspollutie.

4.4. BEREKENING VAN DE ECONOMISCHE KOSTEN

In de laatste stap wordt het attributief aantal gevallen per statistische sector gecombineerd met de economische kost per ziektegeval om de finale kost ten gevolge van morbiditeit als gevolg van blootstelling aan luchtvervuiling of geluidsoverlast te berekenen. Deze stap is rekentechnisch veruit de eenvoudigste, aangezien het aantal gevallen simpelweg vermenigvuldigd wordt met de kost per geval. Op gelijkaardige wijze wordt de kost gerelateerd aan de vroegtijdige mortaliteit berekend door het aantal verloren levensjaren te combineren met de kost van een levensjaar.

HOOFDSTUK 5. INVENTARISATIE GEBRUIKTE DATASETS

Dit hoofdstuk geeft een overzicht van de gebruikte datasets en de initiële verwerking van deze datasets. De relatieve risico's en inschatting van monetaire gegevens wordt hier niet meer bekeken, aangezien deze al beschreven zijn in HOOFDSTUK 2 respectievelijk HOOFDSTUK 3.

5.1. OVERZICHT

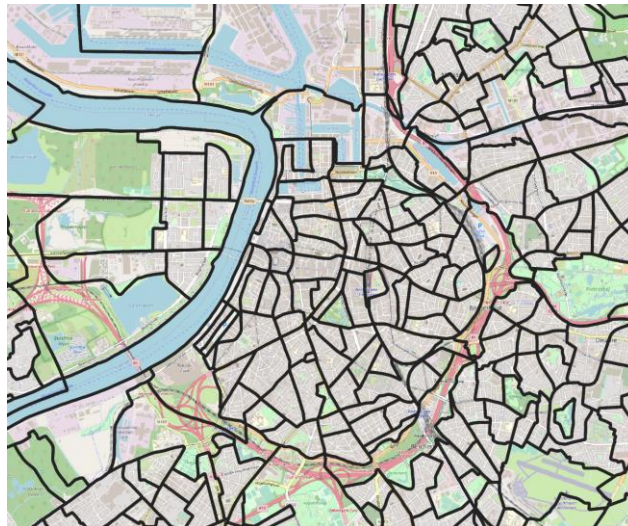
Zoals beschreven in HOOFDSTUK 3, gebeurt de berekening van de attributieve aantallen en economische kost ten gevolge van een ziektebeeld veroorzaakt door blootstelling aan een pollutant in drie stappen. Elk van deze stappen vragen aparte invoerdata met een andere ruimtelijke resolutie.

Voor het berekenen van de blootstelling per statistische sector zijn naast informatie over de luchtkwaliteit/geluidsbelasting, ook bevolkingsgegevens op een zo hoog mogelijke resolutie nodig. In het ideale geval vertrekken we dus van een aantal inwoners per adres. Aangezien deze dataset echter privacy-gevoelige informatie bevat, werd een alternatief gezocht in het uniform spreiden van de bevolkingsgetallen per statistische sector over alle adrespunten in de statistische sector. Voor het bepalen van de attributieve aantallen voor elk van de eindpunten zijn naast de eerder berekende blootstelling per statistische sector ook morbiditeitsgegevens nodig. Aangezien deze gegevens echter niet beschikbaar zijn op dit niveau, spreiden we de Vlaamse cijfers over alle sectoren op basis van populatiedata. Om de economische kosten te bepalen, zijn gegevens over de kost per ziektegeval nodig. Tenslotte worden in de Tableau-visualisatie nog datasets gebruikt die de socio-economische status en de typologie van een sector aanduiden. Deze datasets worden echter niet gebruikt in het rekenhart van de tool.

In de volgende secties geven we een overzicht van de gebruikte invoergegevens per thema. We focussen in dit hoofdstuk enkel op een beschrijving van de gebruikte data en de herkomst van de data. De technische specificaties rond de gebruikte formaten en links naar de datasets worden beschreven in Appendix B. Hiernaast werd voor elk eindpunt ook een kort overzicht voorzien om de gebruikte invoergegevens voor dat specifieke eindpunt samen te vatten. Deze fiches zijn te vinden in Appendix A.

5.2. GEOGRAFISCHE INFORMATIE

In dit project worden resultaten per statistische sector berekend. De statistische sector is de kleinste officiële administratieve eenheid in Vlaanderen. In totaal zijn er ongeveer 9000 sectoren in Vlaanderen. De indeling werd in 1971 ingevoerd op basis van de toenmalige morfologische en sociale samenhang. Op deze manier werd bijvoorbeeld voor dorpen onderscheid gemaakt tussen de dorpskern en de (omliggende) verspreide bebouwing, en werd in steden een onderscheid gemaakt tussen industriële locaties, woongebieden, parken en weginfrastructuur. De indeling is echter niet meer gewijzigd sinds 1971, en dus is de morfologische en sociale samenhang binnen een sector niet langer gegarandeerd. Tevens varieert de oppervlakte, het aantal inwoners en de inwonersdichtheid sterk van sector tot sector. Onderstaande figuur toont als voorbeeld de statistische sectoren in Antwerpen.



Figuur 6: Ligging van de statistische sectoren in Antwerpen.

5.3. LUCHTKWALITEITSKAARTEN

Voor de huidige situatie zijn de luchtkwaliteitskaarten gebaseerd op de ATMO-Street kaarten aangemaakt door IRCEL en VMM (<https://www.vmm.be/data/stikstofdioxiide-no2-jaargemiddelde>). De laatste nieuwe beschikbare kaarten zijn voor 2018, in deze studie maken we gebruik van de kaarten voor stikstofdioxide (NO₂) en fijn stof (PM_{2.5} en PM₁₀). Voor de toekomstscenario's voor 2030 wordt gebruik gemaakt van de kaarten die VITO in opdracht van Departement OMG heeft opgemaakt. Er worden twee scenario's aangeleverd: BAU (business as usual) en BEL (beleidsscenario). Het eerste scenario geeft weer hoe de luchtkwaliteit zou verbeteren indien enkel de reeds ingevoerde maatregelen worden uitgevoerd (o.a. vergroening wagenpark), het tweede scenario koppelt hier een beleid om luchtvervuiling terug te dringen aan vast. In deze studie maken we gebruik van de kaarten voor stikstofdioxide (NO₂) en fijn stof (PM_{2.5} en PM₁₀). Voor meer details over deze kaarten verwijzen we naar Departement Omgeving.

In deze studie maken we gebruik van de kaarten met street canyons, welke vervolgens uitgemiddeld worden over een resolutie van 100m (zie paragraaf 4.2 voor een beschrijving van de achterliggende reden). Deze uitmiddeling vindt plaats vooraleer de concentratie voor elk adrespunt bepaald wordt, welke wordt opgenomen in de invoerdatabase zoals beschreven in **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden..**

5.4. GELUIDSKAARTEN

Kaarten met de geluidshinder ten gevolge van wegverkeer⁴⁹ werden opgesteld in het kader van het MIRA-rapport. De kaarten zijn beschikbaar in GeoTIFF-formaat met een resolutie van 20m. De

⁴⁹ Er werd in overleg met de opdrachtgever beslist om geluidsoverlast ten gevolge van spoorwegen en luchtvaart niet op te nemen.

gebruikte kaarten zijn deze voor 2015⁵⁰. Voor alle adreslocaties wordt het bijhorende geluidsniveau in de invoerdatabase opgenomen.

5.5. BEVOLKINGSGEGEVENS

Bevolkingsgegevens worden in dit project op twee locaties gebruikt. Enerzijds dienen ze om de blootstelling aan luchtkwaliteit/geluidsbelasting te berekenen, anderzijds worden ze gebruikt om de Vlaamse morbiditeitsgegevens te spreiden over de statistische sectoren. In beide gevallen is er een andere datavraag, en we beschrijven beide gebruiken dus apart.

Bevolkingsgegevens voor blootstellingsberekening

Voor de blootstellingsberekening zijn bevolkingsgegevens op een zo hoog mogelijke resolutie van belang. De basismethodologie zoals beschreven in 4.2 maakt gebruik van een inwonersaantal per adreslocatie. Aangezien deze dataset echter privacygevoelige informatie bevat, werd een alternatief gezocht in het uniform spreiden van de bevolkingsgetallen per statistische sector over alle adrespunten in de statistische sector. Hiervoor wordt gebruikt gemaakt van twee datasets:

- Locaties van alle adressen in Vlaanderen volgens het CRAB-adresbestand van Informatie Vlaanderen⁵¹
- Totale inwoneraantal per statistische sector. Er zijn echter twee cijfers beschikbaar voor de totale bevolking in de statistische sector: de cijfers volgens de officiële statistiek, en de cijfers gekoppeld aan woonadressen volgens het rijksregister. De verschillen zijn meestal vrij klein, behalve voor sectoren met een sterk verloop in de bevolking. Het cijfer uit de officiële statistiek wordt als correcter beschouwd, maar de cijfers per leeftijdscategorieën (welke benodigd zijn voor de spreiding van de morbiditeit) zijn gebaseerd op de aantallen op basis van het rijksregister. In dit project zullen daarom de cijfers uit het rijksregister gebruikt worden. Deze data wordt onder meer verspreid via de Provincies in Cijfers tool.

Zoals in detail beschreven in sectie 4.2 maakt deze methodologie van een aantal aannames, met bijhorende onzekerheden. Tenslotte is het mogelijk dat het aantal inwoners per adres kleiner dan één wordt door de spreiding. Aangezien deze bevolkingsdata enkel gebruikt wordt om de bevolkingsgewogen concentratie te bepalen, en dus enkel het ruimtelijke patroon in de statistische sector belangrijk is, vormt dit geen probleem voor de berekeningen. In alle gevallen verwachten we dat de onzekerheid door deze aannames kleiner is dan de onzekerheid ten gevolge van het meenemen van een gemiddelde concentratie voor elke sector. Het effect van deze laatste optie wordt bekeken in gevoeligheidsstudies in HOOFDSTUK 6.

Bevolkingsgegevens voor spreiding van de morbiditeit

Om de Vlaamse morbiditeits- en mortaliteitsgegevens te spreiden over de statistische sectoren (zie volgende paragraaf) maken we gebruik van bevolkingsdata per leeftijdscategorie per statistische sector. Deze data is gebaseerd op de bevolking volgens het rijksregister en is beschikbaar via de Provincies in Cijfers tool.

⁵⁰ Inmiddels zijn in het kader van MIRA-T 2018 ([Actualisatie van geluidshinderindicatoren 2018](#)) ook recentere kaarten beschikbaar met als referentiejaar 2018 (beschikbaar op Mercatornet). Deze kaarten werden pas beschikbaar na het voltooien van de berekeningen in dit project, en werden dus niet opgenomen.

⁵¹ <https://overheid.vlaanderen.be/informatie-vlaanderen/producten-diensten/centraal-referentieadressenbestand-crab>

Bij het verwerken van de bevolkingsgegevens worden een aantal aannames gemaakt. De basisindeling van de cijfers maakt gebruik van leeftijdscategorieën van vijf jaar, terwijl de categorieën die voorkomen in de dosis-respons relaties vaak afwijkend zijn. Er werd daarom gekozen om beide indelingen aan elkaar te koppelen door voor elke categorie uit de dosis-responsrelaties de best overeenkomende categorie uit de vijf jaar classificatie te kiezen (zie het overzicht in Tabel 18). Voor de leeftijdscategorie van 0-2-jarigen is er wel een aparte dataset beschikbaar bij het rijksregister. Het aantal borelingen is ook gebaseerd op dit aantal 0-2-jarigen uit het rijksregister⁵². Tenslotte zijn (wegens privacy-gevoeligheid) gegevens verborgen indien er minder dan 5 inwoners van een categorie in een sector zijn. In dit geval nemen we aan dat er dan steeds 3 inwoners van deze categorie zijn. De onzekerheid ten gevolge van al deze aannames is beperkt, aangezien enkel het ruimtelijk patroon van de cijfers belangrijk is (en niet de absolute aantallen).

Voor het spreiden van de morbiditeitsgegevens, wordt enkel gebruik gemaakt van de meest recente bevolkingsdata (op dit moment 2020). De tool maakt immers enkel gebruik van morbiditeitsdata voor één enkel jaar (het meest recente), en het heeft dus ook geen nut om hier bevolkingsdata voor meerdere jaren te gebruiken. Voor het spreiden van de basismortaliteit wordt wel gebruik gemaakt van de bevolkingsdata voor de specifieke jaren, dit omdat ook de basismortaliteit beschikbaar is voor alle recente jaren. Concreet maken we gebruik van de bevolkingsdata voor 2010 tot 2020.

Tabel 18: Koppeling van leeftijdscategorieën uit de dosis-responsrelaties met categorieën uit de populatiedata.

Categorieën volgens de dosis-respons relaties	Categorieën uit de populatie dataset
Kinderen 0-2 jaar	0-2
Kinderen 0-3 jaar	0-4
Kinderen 0-18 jaar	0-19
Kinderen 6-12/18 jaar	5-14
Volwassenen 30-75 jaar	30-74
Volwassenen	20-...
Volwassenen 40-89 jaar	40-90
Volwassenen ≥ 30jaar	30-...
Pasgeborenen	Borelingen

5.6. BASISMORTALITEIT

Deze sectie beschrijft de gebruikte basis mortaliteitsgegevens (of te natuurlijke mortaliteit) per statistische sector welke gebruikt worden om de vroegtijdige mortaliteit te berekenen. Aangezien deze gegevens echter niet pasklaar beschikbaar zijn op dit niveau, vertrekken we van Vlaamse totalen die gespreid worden over de statistische sectoren aan de hand van de bevolkingsdata voor de statistische sectoren.

⁵² Dit aantal komt niet exact overeen met het aantal borelingen, maar uiteindelijk is in dit project enkel het ruimtelijk patroon over de verschillende statistische sectoren belangrijk. Aangezien het aantal geboortes enkel per gemeente beschikbaar is, wordt hier dit cijfer gebruikt. VITO heeft verder gecontroleerd dat het ruimtelijk patroon (op gemeenteniveau) niet sterk verschilt tussen beide datasets, en dat het gebruiken van het aantal 0-2-jarigen dus geoorloofd is.

De Vlaamse totale basismortaliteit is gebaseerd op de data van het rijksregister, welke beschikbaar worden gesteld door StatBel⁵³. In de E-HIS berekening wordt gebruik gemaakt van de sterfte per leeftijd (“verstreken jaren”), welke wordt omgezet naar een mortaliteitscijfer per 5 jaar in de tool. We nemen hiervoor alle categorieën van 0-4 jaar tem. 90-94 jaar mee⁵⁴. Bijkomend wordt de categorie met sterfgevallen bij 95+ beschouwd.

Om een correcte inschatting te maken van de vervroegde mortaliteit voor alle recente jaren (tijdsreeks 2015 – heden), wordt het sterftecijfer voor het betreffende jaar gebruikt. In de invoerdatabase worden daarom alle sterftecijfers van 2010 tot het meest recente jaar (2020) opgeladen. Voor toekomstscenario’s wordt er gebruik gemaakt van de mortaliteit van het meest recente jaar.

De Vlaamse totale mortaliteit wordt gespreid over de statistische sectoren op basis van de populatiedata. Hierbij wordt rekening gehouden met de bevolking van de vijf jaar leeftijdscategorieën voor elk van de betrokken jaren. Een klein rekenvoorbeeld maakt dit verder duidelijk. De basismortaliteit voor 30 – 34 jarigen in 2016 in een bepaalde statistische sector wordt bekomen door het Vlaamse sterftecijfer voor 30 - 34 jarigen in 2016 te vermenigvuldigen met het aantal 30 – 34 jarigen in de bewuste statistische sector in 2016. Opnieuw maken we voor toekomstjaren gebruik van de meest recente data.

5.7. LEVENSV ERWACHTING

Deze sectie beschrijft de gebruikte levensverwachting per leeftijdscategorie, welke gebruikt wordt als input voor de berekening van het aantal verloren levensjaren (zie sectie 0). Deze gegevens zijn enkel per gewest beschikbaar, en we behandelen alle statistische sectoren dus op dezelfde voet.

De levensverwachting is gebaseerd op de levensverwachting die gebruikt wordt in de Global Burden of Disease (GBD) studie⁵⁵ van het Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME)⁵⁶. We gebruiken dus een artificiële “reference life table” gebaseerd op de hoogste geobserveerde levensverwachting over alle landen heen (het is dus mogelijk dat de levensverwachting voor 0-1 komt uit Japan, en die voor 1-5 uit Zuid-Korea, etc.)⁵⁷.

In de E-HIS berekening wordt de ruwe levensverwachting omgezet naar een levensverwachting voor de 5 jaar categorieën die gebruikt worden in de tool, door een gemiddelde te nemen over alle relevante leeftijden.

⁵³ De gewestelijke sterftetafels zijn beschikbaar via volgende link:

https://statbel.fgov.be/sites/default/files/files/documents/bevolking/5.4%20Sterfte%2C%20levensverwachting%20en%20doodsoorzaken/5.4.3%20Sterftetafels%20en%20levensverwachting/BE_TM_Reg_NL.xls

⁵⁴ Bij de categorie van 0-4 jarigen worden sterfgevallen van 0-jarigen (baby’s jonger dan 1 maand) weggelaten. Dit heeft echter geen invloed op de berekeningen voor mortaliteit, aangezien enkel de mortaliteit bij 30+-ers bekeken wordt.

⁵⁵ <http://www.healthdata.org/gbd/2019>

⁵⁶ Ruwe data beschikbaar via <http://ghdx.healthdata.org/record/ihme-data/global-burden-disease-study-2019-gbd-2019-reference-life-table>.

⁵⁷ Bemerk dat er nog andere opties bestaan om de theoretische levensverwachting te bepalen (zoals onder andere de data gebruikt door WHO in de global health estimates. We kiezen hier echter voor de data uit de GBD studie, aangezien deze veel vaker gebruikt wordt in de internationale literatuur.

5.8. MORBIDITEITSGEGEVENS

Deze sectie beschrijft de gebruikte basis morbiditeitsgegevens per statistische sector welke gebruikt worden om de attributieve aantallen voor de incidentie/prevalentie van een bepaald gezondheidseindpunt in te schatten. Aangezien deze gegevens echter niet pasklaar beschikbaar zijn op dit niveau, vertrekken we van Vlaamse totalen die gespreid worden over de statistische sectoren. De eerste paragraaf geeft een overzicht van de brongegevens voor de Vlaamse totalen, in de tweede paragraaf beschrijven we de spreiding van de gegevens.

5.8.1. BRONGEGEVENS VOOR VLAAMSE TOTALEN

Het attributief aantal gevallen van een bepaalde aandoening door blootstelling aan een milieustressor, wordt meestal uitgedrukt voor de jaarlijkse incidentie of prevalentie.

Voor de geselecteerde (primaire en secundaire) dosis-effectrelaties staat Tabel 4 en Tabel 13 het type risicofactor dat in de meta-analyse werd afgeleid. In de meeste gevallen is dit een relatief risico (RR) voor de incidentie van het gezondheidseffect. Echter bv. voor hypertensie is de kans bij verhoogde blootstelling aan luchtpollutie afgeleid op basis van cross-sectionele studies. Deze geven aan wat de odds zijn op hypertensie bij het voorkomen van bepaalde luchtconcentraties. Bij een concentratie van $x \mu\text{g}/\text{m}^3$ in de lucht voor component X is de odds namelijk zoveel maal groter op het voorkomen van bepaalde gezondheidseffecten dan bij een concentratie van $y \mu\text{g}/\text{m}^3$. Deze odds ratios (OR) worden (als benadering voor het relatief risico, RR) toegepast op de achtergrondincidentiecijfers voor hypertensie en diabetes mellitus type 2. Zo wordt een beeld verkregen van het aantal nieuwe gevallen dat mogelijk te wijten is aan een verhoogde blootstelling van luchtpollutie en kan een jaarlijkse kost of ziektelast berekend worden. Gelijkaardige berekeningen voor bv. hypertensie worden toegepast om de jaarlijkse kost te berekenen voor de blootstelling aan per- en polygefluoreerde alkylverbindingen (PFAS) in de EU (Goldenman et al., 2019).

De incidentie- en prevalentiecijfers nodig voor de berekeningen worden zodanig gekozen dat de methode die in de publicatie gebruikt werd voor het bepalen van het gezondheidseffect, zo nauwkeurig mogelijk wordt benaderd. De methode gehanteerd in de publicatie is weergegeven in Tabel 4 en Tabel 13. Op basis hiervan werd, in overleg met opdrachtgever AZG en de stuurgroep van het project, beslist om (voor de meeste gezondheidseindpunten) hetzij gegevens van huisartsenbezoeken, hetzij van ziekenhuisopnames, te gebruiken.

→ Gezondheidseindpunten op basis van doktersdiagnose, zelfdiagnose

Voor de gezondheidseffecten waarvoor het risico op incidentie of prevalentie werd bepaald door doktersdiagnose, zelfdiagnose, ... worden incidentie- of prevalentiecijfers bepaald o.b.v. de Intego databank (www.intego.be). De Intego databank bevat de registratie van huisartsenbezoeken voor een patiëntenpopulatie van 1,91 % van de Vlaamse bevolking, en is bijgevolg representatief voor de Vlaamse bevolking op leeftijd, geslacht en gemiddeld inkomen. Incidentie- en/of -prevalentie cijfers voor aandoeningen (gecodeerd volgens de International Classification of Primary Care – 2nd edition of ICPC-2) werden bepaald t.o.v. de totale praktijkpopulatie. De databank bevat momenteel gegevens tot en met 2015, de cijfers voor 2016 en 2017 zijn nog onvolledig en bijgevolg niet opgenomen in de databank. Er werd een gemiddelde genomen voor de jaren 2013-2014-2015. Monte-Carlo-simulaties werden uitgevoerd op de gegevens om de onder- en bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval te bepalen voor de incidentiecijfers, deze staan eveneens vermeld in Tabel 19.

Voor de meeste gezondheidseindpunten was de selectie van de relevante ICPC-2 code(s) voor de hand liggend. Enkel voor chronische bronchitis bij volwassenen, werd de voorkeur gegeven voor ICPC-2 code R95 (COPD) i.p.v. ICPC-2 code R79 (chronische bronchitis), wegens het feit dat in de gebruikte studie de diagnose voor chronische bronchitis gesteld werd door volgende vraag: “having had symptoms of cough and/or sputum production on all or most days, for at least three months per year for at least two years”. Het gezondheidseindpunt “bronchitisymptomen bij astmatische kinderen 5-14 jaar” werd uiteindelijk niet weergehouden wegens gebrek aan betrouwbare incidentiecijfers.

De Intego-tool geeft het incidentie-aantal per 1000 patiënten van de praktijkpopulatie, per leeftijdsgroep van vijf jaar. Om de leeftijdsgewogen incidentie van een aandoening i te bekomen voor een bepaalde leeftijdscategorie (bv. > 29 jaar of 0-19 jaar), moet rekening gehouden worden met de samenstelling van de bevolking binnen deze leeftijdscategorie. Hiervoor werd de volgende formule toegepast:

$$I_i = \sum_j \frac{N_j}{N} \cdot I_{i,j}$$

Waarbij:

- I_i is de leeftijdsgewogen incidentie van een aandoening i binnen een bepaalde leeftijdscategorie;
- N_j is de bevolking van leeftijdsgroep j in Vlaanderen;
- N is de totale bevolking van Vlaanderen voor de bepaalde leeftijdscategorie;
- $I_{i,j}$ is de incidentie van aandoening i in leeftijdsgroep j .

→ Gezondheidseindpunten met ziekenhuisopname

Voor de gezondheidseffecten waarvoor het risico op incidentie of prevalentie werd bepaald door ziekenhuisopname, worden gegevens van de databank Minimale Ziekenhuis Gegevens (<https://www.health.belgium.be/nl/gezondheid/organisatie-van-de-gezondheidszorg/ziekenhuizen/registratiesystemen/mzg>) gebruikt. Data van Vlaamse ziekenhuizen werden geselecteerd voor het jaar 2016, voor dit jaar werd de aandoening gecodeerd volgens de International Classification of Disease – 10th edition of ICD-10. We merken hierbij op dat deze data het aantal ziekenhuisopnames bevatten en dus geen incidentiecijfers zijn. Voor elke ICD-code wordt het aantal ziekenhuisopnames weergegeven met deze ICD-code als hoofddiagnose of als nevendiagnose. We selecteerden enkel de aantallen als hoofddiagnose om dubbeltellingen te vermijden.

→ Andere gezondheidseindpunten

Perinatale gegevens werden bekomen via Agentschap Zorg en Gezondheid, voor het jaar 2016.

De incidentie van longkanker werd afgeleid uit data van Stichting Kankerregister⁵⁸, data voor het jaar 2016 werden genomen.

Tabel 19 geeft een overzicht van de gebruikte morbiditeitsgegevens. We merken op dat voor het gezondheidseindpunt “beroerte” de berekeningen gebeuren voor de bevolkingsgroep 20-89 jaar. Dit is de leeftijdscategorie zoals gebruikt in de meta-analyse door (Yuan et al., 2019) voor blootstelling

⁵⁸ <https://kankerregister.org/>

aan $PM_{2,5}$. Voor blootstelling aan NO_2 is de dosis-effectrelatie afgeleid door (Schneider et al., 2018) geldig vanaf 40 jaar. Omdat het hetzelfde gezondheidseindpunt betreft verkiezen we om het toepassen op één leeftijdscategorie en nemen we 20-89 jaar omdat de associatie met blootstelling aan $PM_{2,5}$ als primair werd beschouwd (en de associatie met blootstelling aan NO_2 als secundair).

Gezondheidseindpunt	Blootstelling	RR (puntschatting, 95% BI)	RR, Referentie	Populatie	Codering (ICPC-2 of ICD-10)	Puntschatting (%), 95% BI bij incidentie	Databron	Primair of secundair
Astma volwassenen	NO ₂	1,255 (1,001 – 1,573) per 10	(Schneider et al., 2018)	30-74 jaar	ICPC-2: R96	Incidentie: 0,58 (0,55 – 0,61)	Intego	Primair
Astma kinderen	NO ₂	1,05 (1,02 – 1,07) per 4	(Khreis et al., 2017)	0-19 jaar	ICPC-2: R96	Incidentie: 0,73 (0,68 – 0,79)	Intego	Primair
	PM _{2,5}	1,03 (1,01 – 1,05) per 1	(Khreis et al., 2017)	0-19 jaar	ICPC-2: R96	Incidentie: 0,73 (0,68 – 0,79)	Intego	primair
Longontsteking	NO ₂	1,3 (1,02 – 1,65) per 10	(Elaina A. MacIntyre et al., 2014)	0-4 jaar	ICPC2: R81	Incidentie: 1,94 (1,78 – 2,11)	Intego	Secundair
	PM ₁₀	1,76 (1 – 3,09) per 10	(Elaina A. MacIntyre et al., 2014)	0-4 jaar	ICPC2: R81	Incidentie: 1,94 (1,78 – 2,11)	Intego	secundair
Middenoorontsteking	NO ₂	1,09 (1,02 – 1,16) per 10	(Elaina A. MacIntyre et al., 2014)	0-4 jaar	ICPC2: H71, H72, H74	Incidentie: 17,68 (17,24 – 18,12)	Intego	secundair
COPD	NO ₂	1,016 (1,004 – 1,028) per 10	(Zhang et al., 2018)	> 19 jaar	ICD-10: J44	prevalentie: 0,31	MZG	primair
Lage luchtweginfecties	PM _{2,5}	1,12 (1,03 – 1,3) per 10	(Mehta et al., 2013)	0-4 jaar	ICD-10: J09-J22	prevalentie: 4,36	MZG	primair
Bronchitis	PM ₁₀	1,08 (0,98 – 1,19) per 10	(WHO Regional Office for Europe, 2013)	5-14 jaar	ICPC-2: R78	Incidentie: 2,30 (2,18 – 2,44)	Intego	secundair
Chronische bronchitis	PM ₁₀	1,117 (1,04 – 1,189) per 10	(WHO Regional Office for Europe, 2013)	>19 jaar	ICPC-2: R79 en R95	Incidentie: 0,25 (0,19 - 0,31)	Intego	secundair
Hypertensie	NO ₂	1,049 (0,892 – 1,234) per 10	(Schneider et al., 2018)	>29 jaar	ICPC-2: K86 en K87	Incidentie: 1,11 (1,07 – 1,15)	Intego	Secundair
	PM ₁₀	1,054 (1,036 – 1,072) per 10	(Cai et al., 2016)	>29 jaar	ICPC-2: K86, K87	Incidentie: 1,11 (1,07 – 1,15)	Intego	primair
Hartfalen (decompensatio cordis)	NO ₂	1,081 (1,003 – 1,166) per 10	(Schneider et al., 2018)	40-80 jaar	ICPC-2: K77	Incidentie: 0,21 (0,19 – 0,23)	Intego	Primair
CVA (cerebrovasculair accident)	NO ₂	1,003 (0,964 – 1,043) per 10	(Schneider et al., 2018)	>19 jaar	ICD-10: I60-I63	Prevalentie: 0,25	MZG	secundair
	PM _{2,5}	1,07 (1,05 – 1,10) per 5	(Yuan et al., 2019)	>19 jaar	ICD-10: I60-I63	Prevalentie: 0,25	MZG	Primair
Myocardinfarct	PM _{2,5}	1,06 (1,01 – 1,11) per 5	(Buekers et al., 2014)	>19 jaar	ICD-10: I21, I22	Prevalentie: 0,20	MZG	Primair
Ischemische hartziekte	Geluid	1,08 (1,01 – 1,15) per 10 dB	Van Kempen	>19 jaar	ICD-10: I20-I25	Prevalentie: 0,93	MZG	primair
Diabetes mellitus type 2	NO ₂	1,148 (1,024 – 1,288) per 10	(Schneider et al., 2018)	>29 jaar	ICPC-2: T90	Incidentie: 1,03 (0,99 – 1,07)	Intego	Primair
	PM _{2,5}	1,10 (1,02 – 1,18) per 10	(Eze et al., 2015)	>19 jaar	ICPC-2: T90	Incidentie: 1,03 (0,99 – 1,07)	Intego	Primair
Parkinson	NO ₂	1,01 (1,00 – 1,03) per 2	(Hu et al., 2019)	>29 jaar	ICPC-2: N87	Incidentie: 0,08 (0,06 – 0,09)	Intego	Secundair
Laag geboortegewicht (bij zwangerschapsduur >= 37 weken)	NO ₂	1,09 (1,00 – 1,10) per 10	(Pedersen et al., 2013)	Terme borelingen		Incidentie: 1,78	AZG	Primair

	PM _{2,5}	1,18 (1,06 – 1,33) per 5	(Pedersen et al., 2013)	Terme borelingen		Incidentie: 1,78	AZG	Primair
Vroeggeboorte (zwangerschapsduur < 37 weken)	PM _{2,5}	1,14 (1,06 – 1,22) per 10	(Lamichhane et al., 2015)	borelingen		Incidentie: 6,45	AZG	Primair
Longkanker	NO ₂	1,04 (1,01 – 1,08) per 10	(Hamra et al., 2015)	>29 jaar		Incidentie: 0,11	Kankerregister.org	secundair
	PM _{2,5}	1,08 (1,03 – 1,12) per 10	(Huang et al., 2017)	>19 jaar		Incidentie: 0,11	Kankerregister.org	primair

Tabel 19: Vlaamse cijfers voor de incidentie van de beschouwde gezondheidseindpunten.

5.8.2. VERWERKING

De Vlaamse totale prevalentie- en incidentiecijfers worden gespreid over de statistische sectoren op basis van de meest recente populatiedata. Hierbij wordt rekening gehouden met de relevante bevolkingsgroep, zoals omschreven in paragraaf 0. De spreiding neemt simpelweg het totaal aantal gevallen in Vlaanderen (bijvoorbeeld van astma bij 0 – 19 jarigen) en spreidt dit over de sectoren door te kijken welk percentage van de relevante bevolkingsgroep in de sector woont (in dit geval dus het percentage van de Vlaamse 0 – 19 jarigen die in de sector woont). Het is hierbij wel degelijk belangrijk om de juiste bevolkingsgroep in rekening te brengen, aangezien er sterke verschillen zijn tussen de statistische sectoren. Zo zullen sectoren met grote rust- en verzorgingstehuizen typisch relatief meer oudere inwoners hebben dan andere nabije sectoren.

5.9. ONDERSTEUNENDE INFORMATIE

In deze sectie beschrijven we de herkomst van de ondersteunende invoerdata. Deze datasets worden niet gebruikt in het rekenhart en zijn dus niet belangrijk voor de berekening van de attributieve aantallen of de economische kosten. Ze worden wel gebruikt voor de visualisatie in Tableau.

5.9.1. GEBIEDSINDELINGEN

De visualisatie in Tableau voorziet een optie om resultaten ruimtelijk te aggregeren op basis van karakteristieken voor de statistische sectoren. We bekijken hierbij volgende ruimtelijke resoluties: wijkniveau, gemeenteniveau, vervoerregio's, eerstelijnszones, Belfius indeling voor gemeentes, luchtkwaliteitszones. In de volgende paragrafen beschrijven we kort deze datasets.

Wijken

Het wijkniveau verzorgt een indeling die tussen het niveau van de statistische sector en de gemeente in ligt. Deze indeling wordt in een aantal gemeentes gebruikt om beleid te voeren. In totaal zijn er ongeveer 2900 wijken in Vlaanderen. Voor de indeling van de statistische sectoren in wijken wordt gebruikt gemaakt van de data uit de Provincies in Cijfers tool (provincies.incijfers.be).

Gemeentes

Het gemeenteniveau is het meest lokale bestuurlijke niveau in België. De data is gebaseerd op de informatie van StatBel uit 2019. Voor de gemeentenamen wordt dus gebruik gemaakt van de naamgeving na de fusies uit 2019.

Vervoerregio's

Vlaanderen is sinds 2019 ingedeeld in 15 vervoerregio's om mobiliteit beter af te stemmen op een regionaal niveau. De indeling in vervoerregio's is afkomstig van Informatie Vlaanderen. Meer informatie is beschikbaar via <https://www.vlaanderen.be/basisbereikbaarheid/vervoerregios>.

Belfius indeling

Op basis van een sociaal-economische studie uitgevoerd door Belfius werden de Vlaamse gemeentes in 2018 ingedeeld in 6 types (woongemeentes, landelijk, economische activiteit, verstedelijkt, centrumsteden en kustgemeentes) en 16 clustergroepen (waarbij de types verder worden ingedeeld op basis van socio-economische factoren). Meer informatie over de indeling is beschikbaar via <https://research.belfius.be/nl/typologie-gemeenten/>. Er is momenteel geen indeling beschikbaar voor

de fusiegemeenten welke in 2019 ontstaan zijn (Aalter, Lievegem, Kruisem, Pelt, Oudsbergen, Puurs-Sint-Amands, Deinze). Deze gemeentes worden daarom samengevoegd onder de groep 'Geen Indeling'.

Eerstelijnszones

Vlaanderen is ingedeeld in 60 eerstelijnszones, welke opgericht zijn om het werk van lokale overheden, zorg- en hulpverleners beter op elkaar af te stemmen. Meer informatie over de indeling is te vinden via <https://www.eerstelijnszone.be/home>. De indeling van de Eerstelijnszones in Antwerpen is gebaseerd op postcodes. Om de indeling te koppelen aan de correcte statistische sector, werd daarom ook gebruik gemaakt van een postcodekaart op basis van de postcode gegevens beschikbaar op OpenStreetMaps (www.openstreetmaps.org). Aangezien de grenzen van de statistische sectoren snijden met de grenzen van de postcodes, wordt elke statistische sector daarom toegewezen aan de postcode (en eerstelijnszone) waar hij het meeste overlap mee heeft. Deze benadering heeft echter enkel invloed op een beperkt aantal sectoren in Antwerpen, aangezien op andere plaatsen in Vlaanderen de indeling gebaseerd is op gemeentegrenzen.

Luchtkwaliteitszones

De Europese wetgeving betreffende de rapportage rond luchtkwaliteit ('Ambient Air Quality Directives' 2008/50/EC and 2004/107/EC) verplicht elk land om luchtkwaliteitsgegevens per (representatieve) luchtkwaliteitszone te rapporteren. We houden hier enkel rekening met de zones gedefinieerd voor de rapportage rond stikstofdioxide en fijn stof, en negeren dus de zones welke enkel betrekking hebben tot zware metalen en andere verontreinigende stoffen. Er blijven dan 6 zones over in Vlaanderen: Antwerpen agglomeratie, Gent agglomeratie, Antwerpen haven, Gent haven, steden met meer dan 50.000 inwoners behalve Gent en Antwerpen, en de rest van Vlaanderen. Informatie over de luchtkwaliteitszones is beschikbaar via de Europese Commissie (<https://ec.europa.eu/environment/air/quality/zones.htm>) of InformatieVlaanderen (<http://www.geopunt.be/catalogus/datasetfolder/e84d07a8-04b9-4cd1-967e-630e79379766>).

Verstedelijkingsgraad

Alle Vlaamse statistische sectoren zijn ingedeeld in een verstedelijkings-classificatie. Daarbij wordt een onderscheid gemaakt tussen drie typologieën: verstedelijkt, randstedelijk en landelijk. De indeling is aangemaakt door VITO in opdracht van het Departement Omgeving. Details zijn beschikbaar via GeoPunt (<http://www.geopunt.be/catalogus/datasetfolder/c71bee5c-b270-4f38-96a3-dfc97ef83765>).

5.9.2. SOCIO-ECONOMISCHE STATUS

De visualisatie in Tableau voorziet een optie om enkel resultaten te tonen voor locaties met een kwetsbare sociaaleconomische status. Er is een selectie mogelijk op basis van werkzoekenden, alleenwonenden en alleenwonende ouderen, verhoogde tegemoetkoming (VT) en inkomen. In de volgende paragrafen beschrijven we kort deze datasets.

Werkzoekenden

Gegevens rond werkzoekenden zijn gebaseerd op het aantal 'niet-werkende werkzoekenden'. Deze data is afkomstig van de Vlaamse Dienst voor Arbeidsbemiddeling en Beroepsopleiding (VDAB), en is publiek beschikbaar per statistische sector via de Provincies in Cijfers tool (<https://provincies.incijfers.be/databank>). In de visualisatie wordt gebruikt gemaakt van data voor 2018.

Alleenwonenden en alleenwonende ouderen

Gegevens rond alleenwonenden zijn gebaseerd op cijfers van het Rijksregister. Deze data is publiek beschikbaar per statistische sector via de Provincies in Cijfers tool (<https://provincies.incijfers.be/databank>). Om het aantal alleenwonende ouderen te bepalen, wordt gekeken naar de bevolking ouder dan 75 jaar. In de visualisatie wordt gebruikt gemaakt van data voor 2018.

Verhoogde tegemoetkoming

Personen met het recht op een verhoogde tegemoetkoming (RVT) hebben recht op een hogere terugbetaling van geneeskundige zorgen. Aangezien het RVT gebaseerd is op het inkomen en andere aspecten die kwetsbaarheid in beeld brengen (gepensioneerden, éénooudergezinnen, gehandicapten, ...), is het een samenvattende parameter betreffende sociale kwetsbaarheid. Het aantal rechthebbenden op verhoogde tegemoetkoming wordt verzameld door het InterMutualistische Agentschap (IMA), en is publiek beschikbaar per statistische sector via de IMA-atlas (<https://ima.incijfers.be/databanken/>). In de visualisatie wordt gebruikt gemaakt van data voor 2017.

Inkomen

Statistieken van de fiscale inkomsten worden jaarlijks verspreid door StatBel. Deze gegevens zijn gebaseerd op het belastbare inkomen volgens de belastingaangiftes. Meer informatie over de meegenomen gegevens is te vinden op <https://statbel.fgov.be/nl/themas/huishoudens/fiscale-inkomens>. We maken hier gebruik van de afwijking van het mediaan inkomen volgens de aangiftes in een statistische sector ten opzichte van het mediane Vlaamse inkomen volgens alle aangiftes.

HOOFDSTUK 6. GEVOELIGHEIDSTESTEN

Dit hoofdstuk geeft de resultaten van de gevoeligheidstesten welke werden uitgevoerd om de onzekerheden ten gevolge van de verschillende aannames in de methodologie te kaderen.

6.1. INLEIDING

Dit project verlegt de grenzen van eerdere wetenschappelijke studies naar de effecten van morbiditeit gerelateerd aan de blootstelling aan luchtpollutie en geluidsoverlast. De onzekerheden die met de methodologie gepaard gaan zijn dan ook vrij groot, zowel voor de totale attributieve aantallen als voor het ruimtelijke patroon. Om de onzekerheden ten gevolge van de gebruikte aannames te kaderen en te kwantificeren, werden een aantal gevoeligheidsstudies uitgevoerd. In dit hoofdstuk beschrijven we de voornaamste resultaten van deze studies. We focussen hier enkel op attributieve aantallen, aangezien de onzekerheid op de economische kosten op een kwalitatieve manier werd meegenomen⁵⁹ (zie HOOFDSTUK 3).

Het doel van de gevoeligheidsstudies is een vergelijking van de onzekerheden ten gevolge van de verschillende stappen in de methodologie (blootstellingsberekening, berekening attributieve aantallen, ...). We geven hierbij geen oordeel over juistheid, aangezien een 'ground truthing' van deze resultaten buiten het kader van dit project valt en grotendeels nog onmogelijk is door het ontbreken van gedetailleerde data rond morbiditeit. We bepalen wel welke onderliggende aannames en invoerdata de grootste invloed hebben op de spreiding in het finale resultaat. Op basis hiervan kan geoordeeld worden welke datasets in de toekomst het beste verbeterd worden om een nauwkeuriger eindresultaat te bekomen.

We focussen op vijf onderliggende aannames. Drie van deze aannames zijn gelinkt aan de blootstellingsberekening, de andere twee aan de berekening van het attributief aantal gevallen. In de eerste categorie vallen de gebruikte luchtkwaliteitskaarten (het al dan niet meenemen van street canyons), de gebruikte uitmiddellingsresolutie bij het bepalen van de blootstelling per adrespunt en het al dan niet meenemen van de exacte adreslocaties bij het bepalen van de blootstelling per statistische sector. In de tweede categorie plaatsen we de onzekerheid op de basisincidentie- en prevalentiecijfers en de onzekerheid op de relatieve risico's. In de volgende secties bespreken we eerst in detail de tornadoplots (paragraaf 6.2), welke als tool gebruikt wordt om de onzekerheden te visualiseren. In de daaropvolgende sectie gaan we in op enkele concrete resultaten voor deze gevoeligheidsstudie (paragraaf 6.3).

Bijkomend werd ook een tweede (beperkte) gevoeligheidsstudie uitgevoerd met betrekking tot de gebruikte luchtkwaliteitskaart. Deze studie dient voornamelijk om de gevoeligheid aan de gebruikte modelkaart te kaderen voor stuurgroepen die dagelijks met deze kaarten bezig zijn. We vergelijken er zowel de kaarten bekomen op basis van verschillende modellen (RIO, RIO-IFDM, RIO-IFDM-OPSM) en de verschillen tussen de kaart van 2017 en deze van 2018. De resultaten van deze tweede gevoeligheidsstudie worden besproken in paragraaf 6.4.

⁵⁹ Het is heel moeilijk om de onzekerheid op de economische resultaten te combineren met de onzekerheid op de incidenties, aangezien beide onzekerheden een totaal verschillende oorsprong hebben en dus niet met elkaar te combineren zijn.

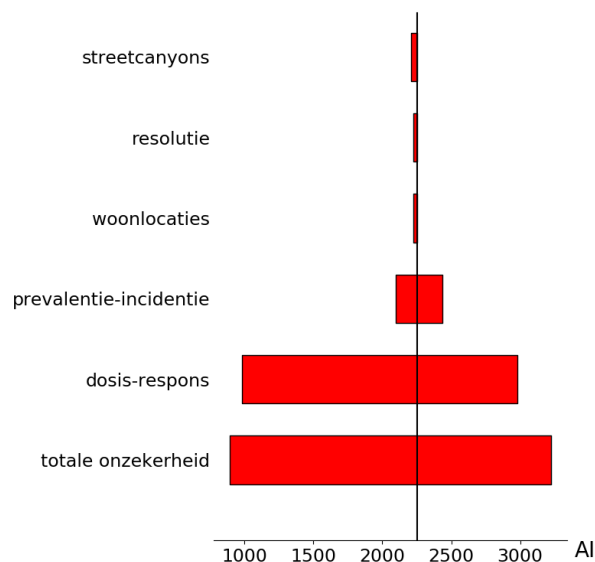
6.2. GEBRUIKTE TOOL: DE TORNADO PLOT

6.2.1. ALGEMENE BESCHRIJVING

De tornado plot toont voor verschillende aannames hoe groot de resulterende spreiding op de finale resultaten is als gevolg van deze aanname, en is daarom de ideale tool om te bepalen welke aannames de grootste bijdrage leveren aan de totale onzekerheid. In onderstaande figuur wordt een voorbeeld gegeven van de tornado plots die gebruikt worden in deze gevoeligheidsstudie. De verticale zwarte lijn geeft het basisresultaat (puntschatting) voor de attributieve aantallen, zoals berekend volgens de aannames die gemaakt worden in HOOFDSTUK 3. De bovenste vijf horizontale balken geven de spreiding die veroorzaakt wordt door één van de onderliggende aannames aan te passen, en de andere aannames onveranderd te houden. Om de verschillende horizontale balken te bekomen, worden de aannames als volgt aangepast:

- **Streetcanyons:** in het standaardresultaat worden streetcanyons mee opgenomen. De eerste balk geeft de spreiding mee die bekomen wordt indien de streetcanyons toch worden weggelaten uit de berekening. Aangezien dit de concentraties en dus ook de attributieve aantallen zal verlagen, ligt de balk volledig links van het basisresultaat.
- **Resolutie:** in het standaardresultaat wordt de concentratiekaart over 100m uitgemiddeld. Om het effect van deze resolutie te testen, wordt ook een uitmiddeling over 250m, 500m en 1km getest. De tweede balk geeft de spreiding weer van de resultaten ten gevolge van deze aanpassingen.
- **Woonlocaties:** in het standaardresultaat wordt de bevolkingsgewogen-concentratie bepaald door de adresbestanden uit CRAB mee te nemen. Als alternatief is het echter ook mogelijk om de gemiddelde concentratie per statistische sector te nemen op basis van alle gridcellen van de luchtkwaliteitskaart die in de statistische sector liggen. De spreiding die veroorzaakt wordt door deze keuze te nemen, wordt aangegeven door de derde balk.
- **Prevalentie-incidentie:** Aangezien de prevalentie / incidentiegegevens bepaald worden door een subset van de bevolking, kan men hier ook een 95% betrouwbaarheidsinterval bepalen op het basiscijfer. De resulterende spreiding in attributieve aantallen ten gevolge van het gebruiken van de onder- en bovengrens van het betrouwbaarheidsinterval wordt getoond door de vierde balk.
- **Dosis-respons:** in het standaardresultaat wordt gebruik gemaakt van de puntschatting voor het relatieve risico. De vijfde balk geeft de spreiding op de attributie incidentie ten gevolge van het gebruiken van de boven- en ondergrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval voor het relatieve risico.

De onderste horizontale balk geeft uiteindelijk de totale spreiding weer. Deze wordt bepaald door alle aannames met elkaar te combineren en de balk geeft de spreiding weer tussen de minimale en de maximale attributieve getallen.



Figuur 7: Voorbeeld van een tornadoplots. Meer details: zie tekst.

6.2.2. SELECTIE VAN SPECIFIEKE STATISTISCHE SECTOREN

We bekijken deze tornadoplots zowel voor de Vlaamse totalen als voor een aantal interessante statistische sectoren waar we verwachten dat de onzekerheid ten gevolge van minstens één van de onderliggende factoren wel eens belangrijker kan zijn dan voor het Vlaamse totaal. Deze test is van groot belang voor het huidige project, omdat we niet enkel kijken naar totale Vlaamse resultaten, maar ook resultaten rapporteren voor individuele statistische sectoren. In detail kijken we naar volgende vier types statistische sectoren:

- Een locatie met een hoog attributief aantal gevallen. Dit zijn de locaties waar de grootste morbiditeit ten gevolge van blootstelling aan luchtkwaliteit wordt gevonden. Aangezien dit de sectoren zijn met de meeste relevantie binnen dit project, is het belangrijk om te bepalen welke onzekerheden juist belangrijk zijn voor deze sectoren.
- Een locatie met een grote bijdrage van de streetcanyons, liefst gelegen in een omgeving met een lage achtergrondconcentraties. Hierbij willen we voornamelijk kijken naar het belang van het meenemen van streetcanyons én het effect van het uitmiddelen over andere resoluties (vandaar het belang van een lage achtergrondconcentratie).
- Een locatie in de omgeving van de snelweg. Hierbij willen we het effect van de spatiale variatie binnen de statistische sector bekijken, en daardoor nagaan wat het belang is van het meenemen van de exacte woonlocaties.
- Een landelijke dorpskern. Hier is het verwacht attributief aantal gevallen laag, en het is interessant om te kijken of dan andere onzekerheden belangrijk worden.

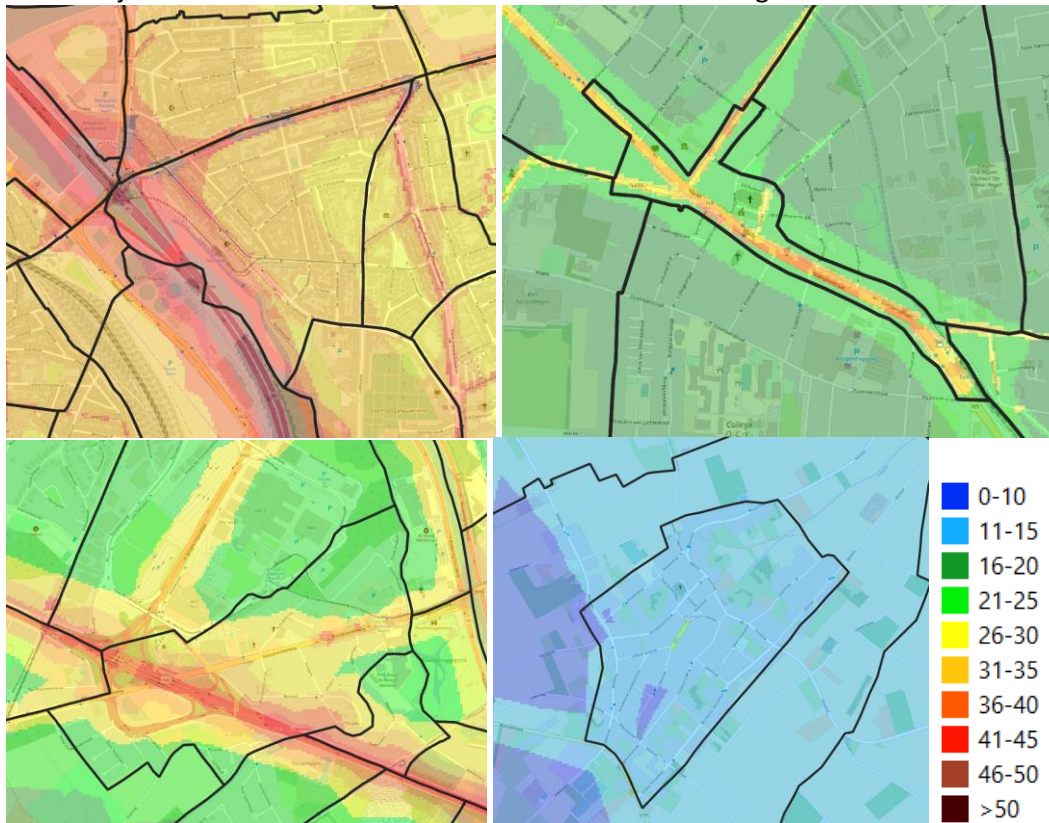
Voor elk van deze types is er één specifieke Vlaamse sector gekozen om de resultaten te rapporteren. In een grondige analyse is echter nagegaan dat de resultaten gelijkaardig zijn voor statistische sectoren die voldoen aan dezelfde eigenschappen, en dat deze vier sectoren dus als voorbeeld kunnen dienen voor alle sectoren met dezelfde typologie. Volgende sectoren werden hierbij gekozen:

- Hoog attributief aantal gevallen: Ten Eekhave (Antwerpen). Deze sector ligt vlakbij de Ring (in de omgeving van het Sportpaleis) en heeft naast een hoge blootstelling ook een grote populatie, waardoor het attributief aantal gevallen er hoog is.
- Streetcanyon bijdrage: Eeklo-Centrum. Deze sector bestaat uit de aaneenschakeling van een

aantal streetcanyons. Doordat de sector in het centrum van een landelijke gemeente ligt, is het belang van de streetcanyon bijdrage er ook zeer groot, want de achtergrondconcentratie is eerder laag.

- Omgeving snelweg: Maalte (Gent). Deze sector ligt vlakbij de kruising van de E40 en de B402 in de omgeving van de Gentse expo, en heeft een duidelijk verschil tussen zijn gemiddelde concentratie en de populatiegewogen blootstelling.
- Landelijke dorpskern: Vlijtingen Kern (Riemst). Deze sector omvat de kernbewoning van het landelijke Vlijtingen in Riemst. De achtergrondconcentraties op deze plaats zijn ook zeer laag.

Een kaartje van de vier sectoren is te vinden in onderstaande figuur.



Figuur 8: Voorstelling van de vier geselecteerde sectoren op kaart. Van links naar rechts: Ten Eekhove en Eeklo-Centrum (bovenste rij) en Maalte en Vlijtingen Kern (onderste rij). De zwarte lijnen tonen de grenzen van de statistische sectoren. De achtergrondkaart geeft de NO₂-concentratie (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) in de zone aan, volgens de ATMO-Street 2018 kaart. De legende is dezelfde voor alle vier de zones, en volgt de officiële kleurenschaal van VMM / IRCELINE.

Aangezien het absoluut attributief aantal gevallen sterk verschilt tussen deze sectoren, werden voor visuele aspecten de tornadoplots voor de vier sectoren genormaliseerd. Hierbij worden de partiële onzekerheden van de onderliggende datasets uitgedrukt als een relatieve afwijking ten opzichte van de totale onzekerheid, welke op zijn beurt herschaald wordt zodat de minimale of maximale totale afwijking gelijk is aan min of plus één. Het is op deze plots dus niet mogelijk om de absolute waarden in de verschillende sectoren te vergelijken, maar wel om de bijdrages van de verschillende onzekerheden aan de totale onzekerheid vlot te kunnen vergelijken tussen de sectoren. Op deze

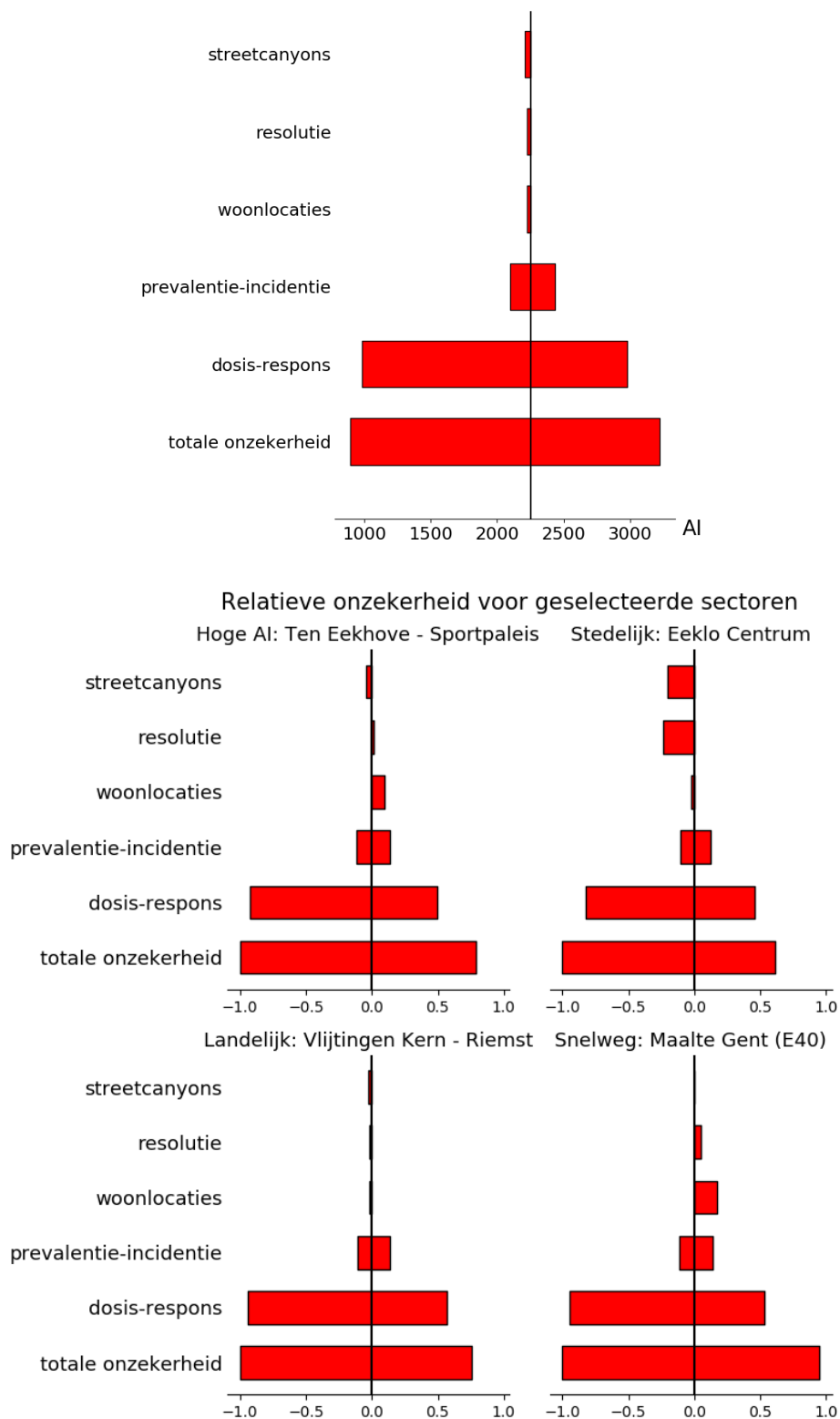
manier kan vlot nagegaan worden of één van de onderliggende onzekerheden veel belangrijker wordt in bepaalde types sectoren.

6.3. RESULTATEN

De resultaten en afgeleide conclusies verschillen sterk tussen fijn stof ($PM_{2.5}$ en PM_{10}) en stikstofdioxide (NO_2). Voor elke pollutant bekijken we als typevoorbeeld één geselecteerd ziektebeeld. De resultaten voor andere ziektebeelden zullen andere waardes hebben, maar de algemene conclusies zijn wel overdraagbaar tussen de ziektebeelden. De volledige resultaten worden ook opgenomen in de finale tool.

6.3.1. MORBIDITEIT TEN GEVOLGE VAN BLOOTSTELLING AAN NO_2

We gebruiken hieronder het voorbeeld van verwachte attributieve aantallen aan astma bij jongeren door blootstelling aan stikstofdioxide. Volgende figuren tonen de tornadoplots voor de Vlaamse totalen en de tornadoplots voor de vier geselecteerde statistische sectoren.



Figuur 9: Tornadoplots voor de totale Vlaamse attributieve aantallen (bovenste figuur) en de vier geselecteerde sectoren (onderste figuren). We focussen op astma bij jongeren gerelateerd aan blootstelling aan NO₂.

Bij de Vlaamse totalen valt het meteen op dat de onzekerheid ten gevolge van de aannames bij de blootstellingsberekening (bovenste 3 parameters) gedomineerd wordt door de onzekerheid op de andere input bij de berekening van de attributieve aantallen (onderste 2 parameters). Het gebruiken van een andere luchtkwaliteitskaart (streetcanyons, resolutie) of een andere verwerking ervan (woonlocaties) veroorzaakt een spreiding die maar een fractie is van de spreiding ten gevolge van de inschatting van de basisprevalentie. Deze wordt op haar beurt gedomineerd door de spreiding ten gevolge van de dosis-responsrelaties, die verantwoordelijk is voor meer dan 90% van de totale spreiding.

Wanneer we focussen op een aantal specifieke statistische sectoren, observeren we wel afwijkende resultaten in een aantal specifieke types aan sectoren. In de landelijke omgeving en in de sector met een hoog attributief aantal voor astma bij jongeren, vinden we wel gelijkaardige resultaten als voor het Vlaamse totaal, maar in sectoren waar de spatiale variatie in de luchtkwaliteitskaarten zeer groot is, wordt de spreiding in de blootstellingsberekening wel relatief belangrijker. In de stedelijke omgeving in Eeklo wordt de spreiding ten gevolge van de streetcanyons en van de uitmiddeling ongeveer even belangrijk als de spreiding ten gevolge van de incidentie. De oorzaak is het sterke belang van de streetcanyon concentraties in deze sector, welke sterk afsteken ten opzichte van de lagere achtergrondconcentraties. Deze situatie doet zich voor in een tiental sectoren (wat een kleine minderheid is op 9000 sectoren). Anderzijds is in de sector Maalte nabij de snelweg de spreiding ten gevolge van het wel of niet meenemen van exacte woonlocaties van de grootteorde van de spreiding ten gevolge van de incidentie. Deze situatie doet zich in een honderdtal sectoren voor⁶⁰. In beide gevallen wordt de spreiding ten gevolge van de luchtkwaliteitskaarten dus belangrijker, al wordt ze nog steeds gedomineerd door de spreiding op de relatieve risico's.

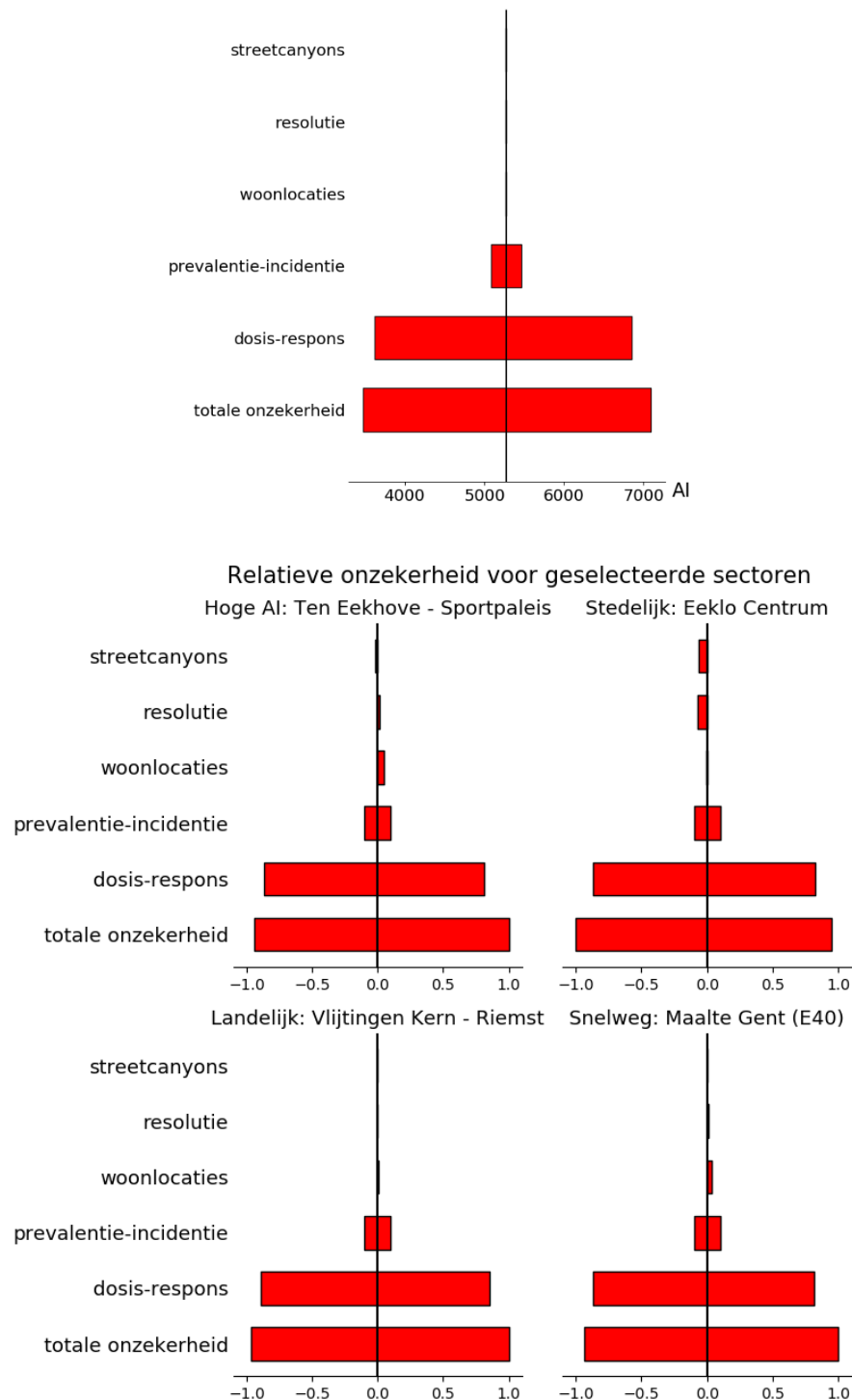
Samengevat besluiten we dat voor alle statistische sectoren de spreiding ten gevolge van de onzekerheid op de relatieve risico's de andere spreidingen domineert. Studies om de inschatting van de attributieve aantallen te verbeteren, dienen dus eerder te focussen op een verbetering van de dosis-responsrelaties. Verbeteringen die focussen op de berekening van de blootstelling zijn slechts van ondergeschikt belang, aangezien ze de totale onzekerheid op de resultaten slechts met een relatief kleine stap kunnen verbeteren⁶¹. Enkel in statistische sectoren met een sterke spatiale variatie in de luchtkwaliteit zijn de aannames bij het berekenen van de blootstelling enigszins relevant.

6.3.2. MORBIDITEIT TEN GEVOLGE VAN BLOOTSTELLING AAN FIJN STOF

Voor fijn stof bekijken we het verwacht attributief aantal aan hypertensie bij 30+-ers. Volgende figuren tonen de tornadoplots voor de Vlaamse totalen en de tornadoplots voor de vier geselecteerde statistische sectoren.

⁶⁰ Hierbij bedoelen we statistische sectoren in de omgeving van een snelweg met een significant aantal inwoners, zodat er ook een significant attributief aantal is.

⁶¹ Bemerk dat deze opsplitsing tussen berekening van blootstelling en bepaling van relatieve risico's in de praktijk niet helemaal mogelijk is. Een deel van de onzekerheid op de relatieve risico's (bepaald op basis van metastudies) zal immers gerelateerd zijn aan het meenemen van andere onderliggende luchtkwaliteitsdata.



Figuur 10: Tornadoplots voor de totale Vlaamse attributieve aantallen (bovenste figuur) en de vier geselecteerde sectoren (onderste figuren). We focussen op hypertensie bij 30+ gerelateerd aan blootstelling aan PM₁₀.

Daar waar de stikstofdioxide concentraties sterk variëren op korte afstand, ligt fijnstofvervuiling eerder als een homogeen deken over het land uitgespreid. Daarnaast is fijn stof minder afkomstig van verkeersemissies, en is dus ook de streetcanyon bijdrage relatief veel kleiner dan bij

stikstofdioxide. Omdat de spatiale variatie in fijn stof gelimiteerd is, is de spreiding ten gevolge van de aannames bij de blootstellingsberekening zeer klein, zowel voor het Vlaamse totaal als voor de resultaten in de specifieke statistische sectoren. We kunnen dan ook concluderen dat de aannames gemaakt bij de berekening van de blootstelling voor een veel kleinere spreiding zorgen als de aannames gebruikt bij de andere invoerdata. Binnen deze laatste categorie domineert de spreiding ten gevolge van de onzekerheid op het relatieve risico de onzekerheid ten gevolge van de inschatting van de basisprevalentie.

6.4. GEVOELIGHEID TEN AANZIEN VAN DE GEBRUIKTE LUCHTKWALITEITSKAART

6.4.1. DOEL

Bijkomend aan de hierboven beschreven sensitiviteitsstudie, werd er een analyse uitgevoerd om de onzekerheid ten gevolge van de gebruikte modelkaarten te vergelijken. We vergelijken hierbij zowel de kaarten bekomen op basis van verschillende modellen (RIO, RIO-IFDM, RIO-IFDM-OSPM) als de verschillen tussen de kaart van 2017 en deze van 2018.

In detail werden volgende zes luchtkwaliteitskaarten doorerekend in de tool:

- ATMO-Street kaart voor 2018: de officiële luchtkwaliteitskaart voor 2018. Deze kaart wordt ook als basiskaart gebruikt in de huidige rekentool.
- RIO-IFDM 2018: de officiële luchtkwaliteitskaart voor 2018, maar dan zonder de streetcanyon bijdrage⁶².
- RIO-kaart voor 2018: achtergrondkaart op 4km resolutie welke gebruikt wordt om de regionale achtergrondconcentratie te modelleren in de ATMO-Street kaart voor 2018. In deze kaarten wordt de vervuiling van wegverkeer, scheepvaart en industrie niet expliciet gemodelleerd, en dus liggen de concentraties op de meeste vervuilde locaties lager.
- ATMO-Street kaart voor 2017: de officiële luchtkwaliteitskaart voor 2017. De modelversie voor de 2017 en 2018 kaart verschilt doordat er verscheidene aanpassingen zijn gedaan na een modeloptimalisatie aan de hand van de CurieuzeNeuzen meetresultaten.
- RIO-IFDM 2017: de officiële luchtkwaliteitskaart voor 2018, maar dan zonder de streetcanyon bijdrage
- RIO-kaart voor 2017: achtergrondkaart op 4km resolutie welke gebruikt wordt om de regionale achtergrondconcentratie te modelleren in de ATMO-Street kaart voor 2017. In deze kaarten wordt de vervuiling van wegverkeer, scheepvaart en industrie niet expliciet gemodelleerd, en dus liggen de concentraties op de meeste vervuilde locaties lager.

6.4.2. RESULTATEN

Vergelijking van de attributieve incidentie

We bekijken hieronder de resultaten voor ziektebeelden gerelateerd aan NO₂, aangezien de verschillen voor ziektebeelden gerelateerd aan fijn stof zeer klein zijn. Als voorbeeld bekijken we het voorkomen van astma bij jongeren. De andere ziektebeelden volgen immers hetzelfde patroon. We

⁶² Bemerk dat het effect van het weglaten van de streetcanyons reeds in de vorige sensitiviteitsstudie aan bod kwam. Het verschil tussen de 2018 ATMO-Street kaart en de 2018 RIO-IFDM kaart zoals het in deze paragraaf wordt gemodelleerd, komt dus overeen met de onzekerheid ten gevolge van street canyons uit de vorige paragrafen.

bekijken zowel eerst de onderlinge verschillen tussen de modelversies, en nemen daarna de andere onzekerheden (relatieve risico's, basisincidentie) erbij via de tornadoplots.

Fout! Verwijzingsbron niet gevonden. Figuur 11 vergelijkt de attributieve aantallen voor de verschillende scenario's, zowel voor gans Vlaanderen als voor de vier geselecteerde sectoren (zie paragraaf 6.2.2). Doordat de waardes relatief ten opzichte van de basiskaart (ATMO-Street 2018) worden weergegeven, is het eenvoudig om de resultaten tussen de verschillende modelkaarten te vergelijken. Het is meteen duidelijk dat de verschillen tussen de modelkaarten op Vlaamse schaal beperkt zijn.

De grootste verschillen worden waargenomen door het vervangen van de ATMO-Street (RIO-IFDM-OSPM) kaart door de RIO-kaart. Aangezien in deze kaarten de vervuiling van wegverkeer, scheepvaart en industrie niet expliciet wordt gemodelleerd, liggen de concentraties op de meeste vervuilde locaties lager, en zijn bijgevolg ook de blootstelling en de attributieve incidentie lager. Daarnaast is er een duidelijk verschil tussen de attributieve incidentie op basis van de RIO-kaart voor 2017 en deze voor 2018. Door een aantal aanpassingen aan de algoritmes in RIO (op basis van de CurieuzeNeuzen metingen), zijn de concentraties in (een aantal gridcellen van) de stedelijke omgevingen van Gent en Antwerpen gedaald en in (de meeste van de) landelijke omgevingen gestegen. Aangezien er meer Vlamingen wonen op locaties met toenames in de concentraties in vergelijking met de locaties met dalingen in de concentraties, stijgt ook de totale attributieve incidentie door de overgang van RIO 2017 naar RIO 2018. Dit effect verdwijnt echter bijna volledig als er gekeken wordt naar een vergelijking tussen de ATMO-Street kaart van 2018 en deze van 2017, welke ongeveer dezelfde attributieve incidentie modelleren. De oorzaak hiervan is een aanpassing in de code van de streetcanyon modellering (OSPM), waardoor de concentraties in de streetcanyons gedaald zijn in de 2018 versie van de kaart ten opzichte van de 2017 versie. Bij het overgaan van ATMO-Street 2017 naar ATMO-Street 2018 krijgen we dus twee effecten die elkaar ongeveer opheffen: enerzijds een toename van de achtergrondconcentraties op de meeste locaties, en anderzijds een daling in de streetcanyon incrementen. Als gevolg is de attributieve incidentie ongeveer even groot voor beide versie van de kaart.

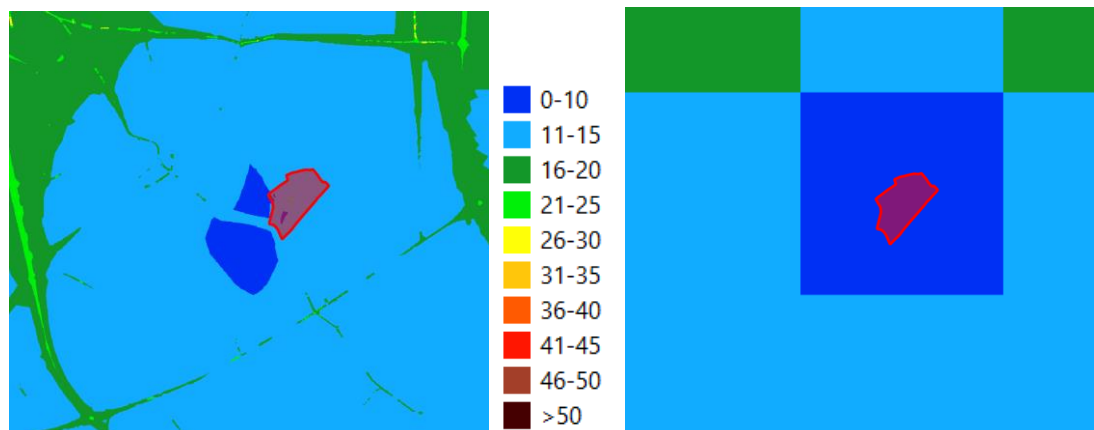
Voor de individuele sectoren zijn er wel duidelijke verschillen. Voor de locatie nabij de snelweg (Maalte, in de omgeving van de expo van Gent) is er een duidelijk verschil tussen RIO en RIO-IFDM. Ondanks dat deze locatie een snelweg omvat, is het verschil tussen beide modellen niet gigantisch, en dit komt omdat de statistische sector zowel (bewoonde) locaties dichtbij als wat verder weg van de snelweg bevat. Op de eerste locatie is RIO-IFDM duidelijk hoger dan de achtergrondwaarde, maar iets verder weg van de snelweg is de achtergrondconcentratie hoger dan het RIO-IFDM resultaat, en dit wegens een interne dubbeltelcorrectie in het ATMO-Street model. De streetcanyon bijdrage is verder beperkt, en dus is het verschil tussen RIO-IFDM en ATMO-Street eerder beperkt. Ook het verschil tussen de twee jaren is niet zeer groot, en er is een kleine daling tussen 2017 en 2018, welke volledig gerelateerd is aan een kleine daling in de achtergrondconcentraties.

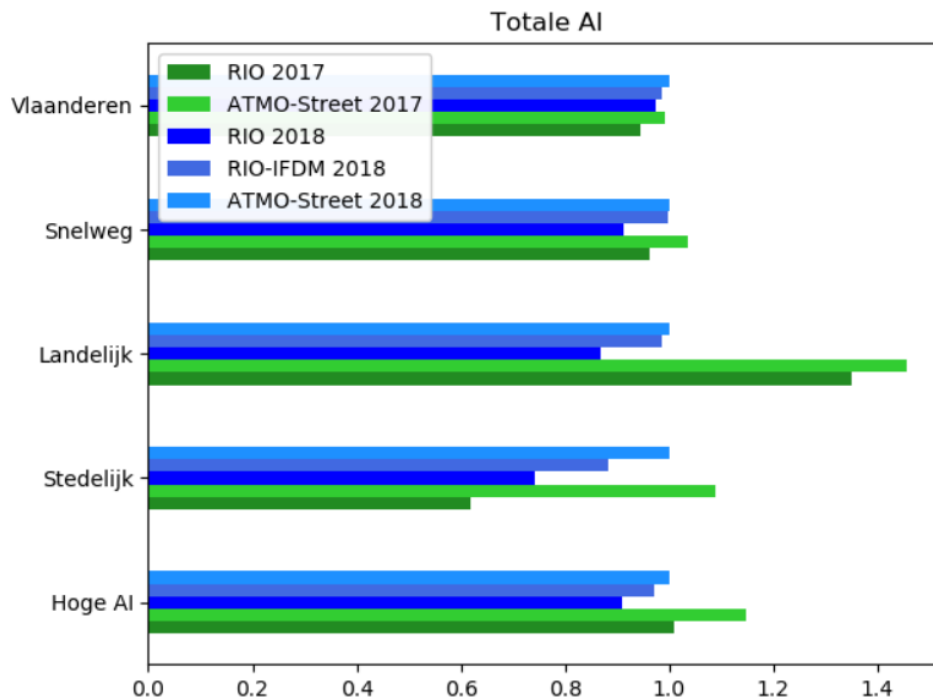
Gelijkaardige resultaten vinden we voor de landelijke locatie: RIO-IFDM geeft hogere concentraties dan RIO⁶³, en de streetcanyon bijdrage is beperkt. Verder vinden we wel een sterke daling in concentraties tussen RIO 2017 en RIO 2018. Bemerk echter dat dit een zeer atypische locatie is, aangezien er niet veel locaties zijn waar er een dergelijke sterke daling in achtergrondconcentraties voorkomt op landelijke locaties. Op de meeste rurale locaties zal de achtergrondconcentratie immers toenemen, maar dit is niet het geval voor het zuidoosten van Limburg.

In de stedelijke locatie in Eeklo is het verschil tussen de modellen zoals verwacht veel groter. De attributieve incidentie op basis van ATMO-Street is veel groter dan deze op basis van RIO-IFDM, welke op zijn beurt veel groter is dan de RIO-resultaten. Zowel de Gaussische dispersie als de street canyon modellering zijn hier dus van belang. Een vergelijking van de resultaten van 2017 en 2018 toont duidelijk de twee effecten die hierbij spelen: enerzijds de toename in de achtergrondconcentratie, en anderzijds een daling van het streetcanyon increment. Hierdoor is het finale verschil tussen beide ATMO-Streetmodelkaarten niet zo groot, ondanks het grote verschil tussen beide RIO-kaarten. Bemerk ook dat de streetcanyon verschillen in deze sector zeer sterk worden uitvergroot, aangezien de sector eigenlijk bestaat uit één lange streetcanyon.

In de locatie met de hoge attributieve incidentie (Ten Eekhave aan Sportpaleis) zien we opnieuw een groot verschil tussen de verschillende modellen. Dit hoeft niet te verbazen: in deze stedelijke omgeving met verschillende belangrijke hoofdassen nemen de concentraties zowat overal toe indien RIO-IFDM wordt gebruikt in plaats van RIO, met als gevolg dat ook de attributieve incidentie toeneemt. Het toevoegen van het street canyonincrement levert verder ook nog een kleine extra bijdrage aan de attributieve incidentie. Daarnaast zien we een daling van de concentraties als ATMO-Street 2018 vergeleken wordt met ATMO-Street 2017. De onderliggende oorzaak is de daling van de achtergrondconcentraties als gevolg van aanpassingen in RIO. Door deze daling in de achtergrondconcentraties (en het geringe effect van streetcanyons op deze locatie), daalt ook de ATMO-Street concentratie en dus de attributieve incidentie significant.

⁶³ Het verschil tussen RIO en RIO-IFDM is een combinatie van twee factoren. Enerzijds is er natuurlijk een bijdrage door het lokale verkeer, anderzijds gebeurt in de koppeling tussen RIO en IFDM een uitvlakking van de gradiënten. Op de meeste locaties in Vlaanderen is dit effect onbelangrijk, maar op deze specifieke locatie (zeer landelijke locatie en sterke gradiënten in RIO) is er wel een effect merkbaar. Hieronder tonen we de ATMO-Street en RIO concentratie in de sector Vlijtingen Kern ter informatie.



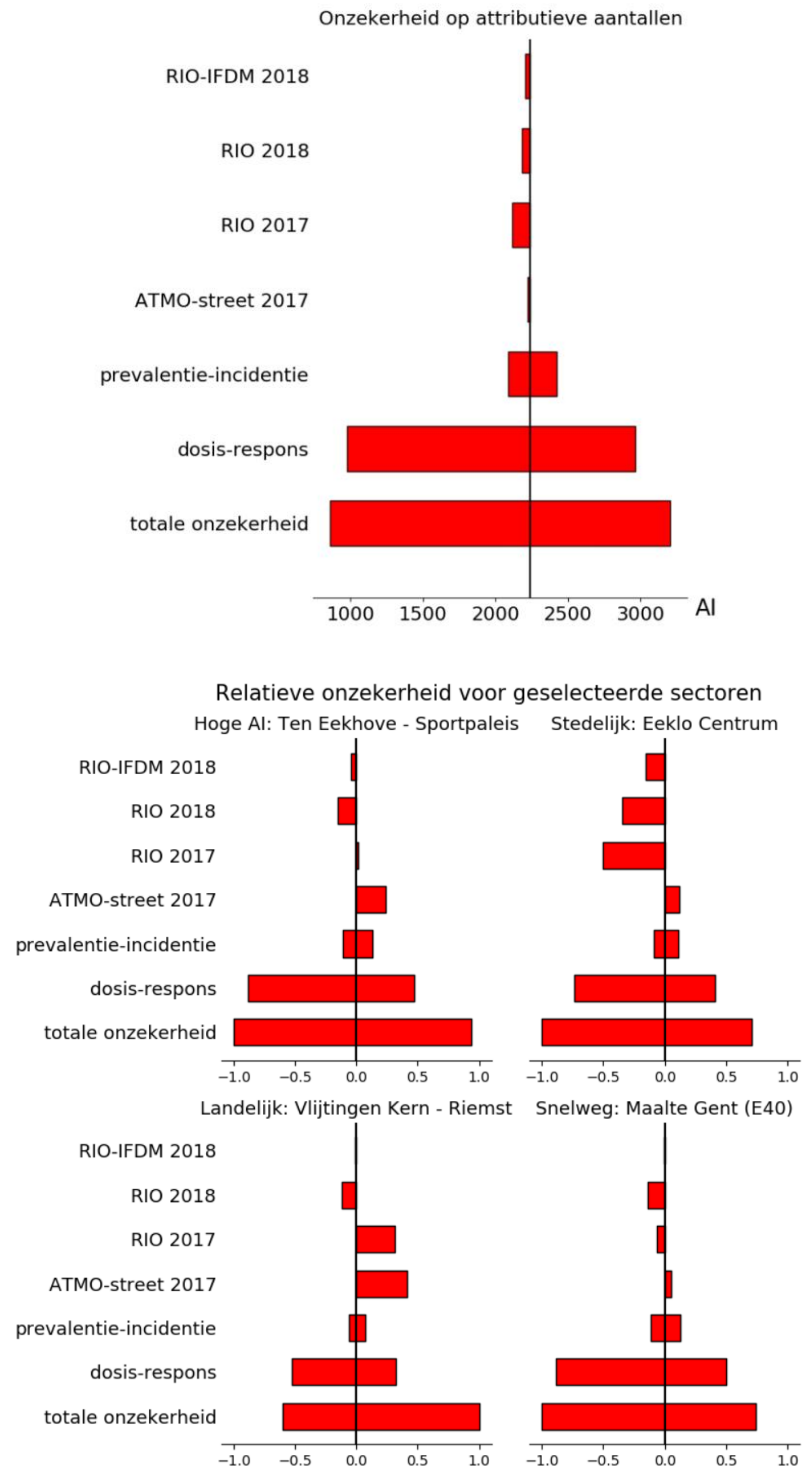


Figuur 11: Invloed van de gebruikte luchtkwaliteitskaart op de attributieve aantallen voor astma bij jongeren gerelateerd aan blootstelling aan NO₂. Balken met groentinten zijn gerelateerd aan resultaten voor 2017, blauwe tinten duiden op 2018. De totale attributieve incidentie wordt steeds relatief ten opzichte van de incidentie op basis van de 2018 ATMO-Street kaart aangegeven. Waarde 1.2 voor een bepaald model duidt dus bijvoorbeeld aan dat de waarde voor die kaart 1.2x groter is dan de waarde bekomen op basis van de 2018 ATMO-Street kaart voor dezelfde sector.

Significantie van de verschillen

Om te bekijken of de verschillen tussen de modelkaarten ook belangrijk zijn in het kader van de totale onzekerheid op de attributieve incidenties, worden in Figuur 12 de tornadoplots voor Vlaanderen en de vier gekozen sectoren weergegeven. We leren hieruit dat op Vlaamse schaal de verschillen tussen de gebruikte modellen en jaargangen ondergeschikt zijn aan de onzekerheid op de relatieve risico's en de basisincidentie. Deze conclusie is echter niet meer correct indien we inzoomen op de individuele statistische sectoren waarbij er grote verschillen tussen de modellen en jaartallen worden geobserveerd. De verschillen tussen RIO-IFDM en ATMO-Street en het verschil tussen ATMO-Street 2018 en 2017 zijn wel steeds kleiner dan de onzekerheid op de dosis-respons relaties. Deze stelling blijft ook overeind als er gekeken wordt naar de andere ziektebeelden, aangezien daarvoor de onzekerheid op de relatieve risico's vaak nog groter is. Het verschil tussen RIO en ATMO-Street is ook steeds kleiner dan de onzekerheid op de dosis-responsrelaties, maar hier is het verschil tussen beide onzekerheden toch al kleiner voor een aantal sectoren.

Kortom, op Vlaamse schaal is het verschil tussen de kaarten niet bepalend, maar lokaal kan dit verschil toch belangrijk zijn.



Figuur 12: Tornadoplots voor de totale Vlaamse attributieve aantallen (bovenste figuur) en de vier geselecteerde sectoren (onderste figuren). We focussen op astma bij jongeren gerelateerd aan blootstelling aan NO₂, en bekijken de invloed van de gebruikte luchtkwaliteitskaart.

HOOFDSTUK 7. CONCLUSIES

In opdracht van het Vlaamse Agentschap voor Zorg en Gezondheid (AZG) brengt VITO de morbiditeit en mortaliteit en daaraan gerelateerde economische kosten ten gevolge van langetermijnblootstelling aan lucht- en geluidspollutie op hoge ruimtelijke resolutie in kaart.

Om dit doel te bereiken, werden eerst twee literatuurstudies uitgevoerd. Vooreerst werden de gezondheidseindpunten bepaald waarvoor er een duidelijke link bestaat tussen langetermijnblootstelling aan bv. fijn stof, stikstofdioxide en het voorkomen van het gezondheidseindpunt. Het resultaat van dit deel van het project is een lijst van ziektebeelden met de bijhorende dosis-responsrelaties, inclusief een inschatting van een 95% betrouwbaarheidsinterval. Een tweede literatuurstudie focust op de economische impact van de ziektebeelden. Voor alle ziektebeelden wordt een inschatting van de monetaire kost bepaald door de directe ziektekosten, de kost ten gevolge van absenteïsme en de kost ten gevolge van lijden te bepalen. Voor de vroegtijdige mortaliteit wordt de economische kost bepaald door het aantal verloren levensjaren te combineren met de monetaire waarde van een verloren levensjaar. Beide literatuurstudies geven enerzijds aan dat er voldoende data en studies zijn om relatieve risico's en economische impact te bepalen. Anderzijds is de gevonden onzekerheid vaak vrij groot, zowel met betrekking tot de resultaten rond het bepalen van de gezondheidsimpact, als rond het bepalen van de bijhorende economische impact. Bovendien zijn de meeste studies wel uitgevoerd in een internationale context, wat vooral voor het bepalen van de economische impact voor extra onzekerheid leidt. Hierbij ligt de focus dan ook eerder op een correcte inschatting van de grootteordes, en niet op een exacte bepaling van de resulterende monetaire kosten.

Op basis van de resultaten van de literatuurstudies, wordt voor elke statistische sector (de kleinste administratieve eenheid) in Vlaanderen het attributief aantal gevallen en de vroegtijdige mortaliteit gerelateerd aan de pollutie en de bijhorende economische impact berekend. Door AZG werd vervolgens, in samenspraak met VITO en andere belanghebbenden, een online Tableau dashboard uitgewerkt om de resultaten op bevattelijke wijze te visualiseren, zowel voor expertgebruikers als voor de relevante stakeholders. In de tool kan men op het niveau van de statistische sector voor de gezondheidseindpunten een inschatting vinden van het aantal gevallen gelinkt aan pollutie en de gerelateerde kost ervan.

Aangezien de studie de grenzen van de wetenschappelijke kennis tracht te verleggen, dienen er ook enkele aannames gemaakt te worden betreffende de gebruikte invoerdata en rekenmethodes. Om de onzekerheid ten gevolge van deze aannames in kaart te brengen, werd een uitgebreide gevoeligheidsstudie ondernomen, welke niet enkel de algemene onzekerheid kwantificeert, maar ook visualiseert welke aannames de grootste onzekerheid met zich meebrengen. Deze studie toont aan dat voor alle statistische sectoren de spreiding ten gevolge van de onzekerheid op de relatieve risico's de andere spreidingen domineert. Studies om de inschatting van de attributieve aantallen te verbeteren, dienen dus eerder te focussen op een verbetering van de dosis-responsrelaties. Verbeteringen die focussen op de berekening van de blootstelling zijn slechts van ondergeschikt belang, aangezien ze de totale onzekerheid op de resultaten slechts met een relatief kleine stap kunnen verbeteren. Enkel in statistische sectoren met een sterke spatiale variatie in de luchtkwaliteit zijn de aannames bij het berekenen van de blootstelling enigszins relevant. Bemerk wel dat deze opsplitsing tussen berekening van blootstelling en bepaling van relatieve risico's in de praktijk niet helemaal mogelijk is. Een deel van de onzekerheid op de relatieve risico's (bepaald op basis van

metastudies) zal immers gerelateerd zijn aan het meenemen van andere onderliggende luchtkwaliteitsdata.

LITERATUURLIJST

- Abbey, D.E., Hwang, B.L., Burchette, R.J., Vancuren, T., Mills, P.K., 1995. Estimated Long-Term Ambient Concentrations of PM₁₀ and Development of Respiratory Symptoms in a Nonsmoking Population. *Arch. Environ. Heal. An Int. J.* 50, 139–152. <https://doi.org/10.1080/00039896.1995.9940891>
- Abbey, D.E., Ostro, B.E., Petersen, F., Burchette, R.J., n.d. Chronic respiratory symptoms associated with estimated long-term ambient concentrations of fine particulates less than 2.5 microns in aerodynamic diameter (PM_{2.5}) and other air pollutants. *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.* 5, 137–59.
- Ackermann-Lieblich, U., Leuenberger, P., Schwartz, J., Schindler, C., Monn, C., Bolognini, G., Bongard, J.P., Brändli, O., Domenighetti, G., Elsasser, S., Grize, L., Karrer, W., Keller, R., Keller-Wossidlo, H., Künzli, N., Martin, B.W., Medici, T.C., Perruchoud, A.P., Schöni, M.H., Tschopp, J.M., Villiger, B., Wüthrich, B., Zellweger, J.P., Zemp, E., 1997. Lung function and long term exposure to air pollutants in Switzerland. Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults (SAPALDIA) Team. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 155, 122–129. <https://doi.org/10.1164/ajrccm.155.1.9001300>
- Amann, M., Holland, M., Maas, R., Vandyck, T., Saveyn, B., 2017. Costs, benefits and economic impacts of the EU Clean Air strategy and their implications on innovation and competitiveness.
- Andersen, Z.J., Kristiansen, L.C., Andersen, K.K., Olsen, T.S., Hvidberg, M., Jensen, S.S., Ketzel, M., Loft, S., Sørensen, M., Tjønneland, A., Overvad, K., Raaschou-Nielsen, O., 2012. Stroke and Long-Term Exposure to Outdoor Air Pollution From Nitrogen Dioxide. *Stroke* 43, 320–325. <https://doi.org/10.1161/STROKEAHA.111.629246>
- Anderson, H.R., Favarato, G., Atkinson, R.W., 2013. Long-term exposure to air pollution and the incidence of asthma: meta-analysis of cohort studies. *Air Qual. Atmos. Heal.* 6, 47–56. <https://doi.org/10.1007/s11869-011-0144-5>
- Arca, J.A., Blanco Ramos, M.Á., de la Infanta, R.G., López, C.P., Pérez, L.G., López, J.L., 2006. Lung Cancer Diagnosis: Hospitalization Costs. *Arch. Bronconeumol.* ((English Ed. 42, 569–574. [https://doi.org/10.1016/s1579-2129\(06\)60589-2](https://doi.org/10.1016/s1579-2129(06)60589-2)
- Atkinson, R.W., Carey, I.M., Kent, A.J., van Staa, T.P., Anderson, H.R., Cook, D.G., 2013. Long-Term Exposure to Outdoor Air Pollution and Incidence of Cardiovascular Diseases. *Epidemiology* 24, 44–53. <https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e318276ccb8>
- Ball, G., Campbell, K., Burke, N., Pericleous, L., Tarride, J., 2016. Indirect Costs Associated with Cardiovascular Disease in Canada: A Literature Review. *Value Heal.* 19, A49. <https://doi.org/10.1016/j.jval.2016.03.122>

- Basner, M., McGuire, S., 2018. WHO environmental noise guidelines for the european region: A systematic review on environmental noise and effects on sleep. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15. <https://doi.org/10.3390/ijerph15030519>
- Beelen, R., Hoek, G., Vienneau, D., Eeftens, M., Dimakopoulou, K., Pedeli, X., Tsai, M.Y., Künzli, N., Schikowski, T., Marcon, A., Eriksen, K.T., Raaschou-Nielsen, O., Stephanou, E., Patelarou, E., Lanki, T., Yli-Tuomi, T., Declercq, C., Falq, G., Stempfelet, M., Birk, M., Cyrus, J., von Klot, S., Nádor, G., Varró, M.J., Dedele, A., Gražulevičienė, R., Mölter, A., Lindley, S., Madsen, C., Cesaroni, G., Ranzi, A., Badaloni, C., Hoffmann, B., Nonnemacher, M., Krämer, U., Kuhlbusch, T., Cirach, M., de Nazelle, A., Nieuwenhuijsen, M., Bellander, T., Korek, M., Olsson, D., Strömgren, M., Dons, E., Jerrett, M., Fischer, P., Wang, M., Brunekreef, B., de Hoogh, K., 2013. Development of NO₂ and NO_x land use regression models for estimating air pollution exposure in 36 study areas in Europe - The ESCAPE project. *Atmos. Environ.* 72, 10–23. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.02.037>
- Berend, N., 2016. Contribution of air pollution to COPD and small airway dysfunction. *Respirology* 21, 237–244. <https://doi.org/10.1111/resp.12644>
- Bickel, P., Friedrich, R., n.d. Externe Externalities of Energy Methodology 2005 Update.
- Bickel, P., Schmid, S., Tervonen, J., Hämeikoski, K., 2003. COMPETITIVE AND SUSTAINABLE GROWTH (GROWTH) PROGRAMME UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency UNITE Deliverable 11 Environmental Marginal Cost Case Studies.
- Brandt, J., Silver, J.D., Christensen, J.H., Andersen, M.S., Bønløkke, J.H., Sigsgaard, T., Geels, C., Gross, A., Hansen, A.B., Hansen, K.M., Hedegaard, G.B., Kaas, E., Frohn, L.M., 2013. Contribution from the ten major emission sectors in Europe and Denmark to the health-cost externalities of air pollution using the EVA model system – an integrated modelling approach. *Atmos. Chem. Phys.* 13, 7725–7746. <https://doi.org/10.5194/acp-13-7725-2013>
- Britton, M., 2003. The burden of COPD in the U.K.: Results from the Confronting COPD survey. *Respir. Med.* 97. [https://doi.org/10.1016/S0954-6111\(03\)80027-6](https://doi.org/10.1016/S0954-6111(03)80027-6)
- Brook, R.D., Jerrett, M., Brook, J.R., Bard, R.L., Finkelstein, M.M., 2008. The Relationship Between Diabetes Mellitus and Traffic-Related Air Pollution. *J. Occup. Environ. Med.* 50, 32–38. <https://doi.org/10.1097/JOM.0b013e31815dba70>
- Brook, R.D., Rajagopalan, S., Pope, C.A., Brook, J.R., Bhatnagar, A., Diez-Roux, A. V., Holguin, F., Hong, Y., Luepker, R. V., Mittleman, M.A., Peters, A., Siscovick, D., Smith, S.C., Whitsel, L., Kaufman, J.D., 2010. Particulate Matter Air Pollution and Cardiovascular Disease. *Circulation* 121, 2331–2378. <https://doi.org/10.1161/CIR.0b013e3181d8bece1>
- Brown, A.L., van Kamp, I., 2017. WHO environmental noise guidelines for the European region: A

- systematic review of transport noise interventions and their impacts on health. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 14, 1–44. <https://doi.org/10.3390/ijerph14080873>
- Buekers, J., Int Panis, L., Nawrot, T., Pieters, N., Legiest, B., 2014. De maatschappelijke kostenanalyse van de meest relevante gezondheidseffecten die in verband staan met verkeersgerelateerde luchtvervuiling als onderbouwing voor milieu- en gezondheidsbeleidsacties.
- Burnett, R.T., Shin, H.H., Diver, W.R., Ezzati, M., Olives, C., Lim, S.S., Mehta, S., Singh, G., Hubbell, B., Brauer, M., Smith, K.R., Balmes, J.R., Bruce, N.G., Kan, H., Laden, F., Prüss-Ustün, A., Turner, M.C., Gapstur, S.M., Cohen, A., 2014. An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure. *Environ. Health Perspect.* 122, 397–403. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307049>
- CAFE, 2005. Methodology for the Cost-Benefit Analysis for CAFE: Volume 2: Health Impact Assessment.
- Cai, Y., Zhang, B., Ke, W., Feng, B., Lin, H., Xiao, J., Zeng, W., Li, X., Tao, J., Yang, Z., Ma, W., Liu, T., 2016. Associations of Short-Term and Long-Term Exposure to Ambient Air Pollutants With Hypertension: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Hypertens. (Dallas, Tex. 1979)* 68, 62–70. <https://doi.org/10.1161/HYPERTENSIONAHA.116.07218>
- Carey, I.M., Anderson, H.R., Atkinson, R.W., Beevers, S., Cook, D.G., Dajnak, D., Gulliver, J., Kelly, F.J., 2016. Traffic pollution and the incidence of cardiorespiratory outcomes in an adult cohort in London. *Occup. Environ. Med.* 73, oemed-2015-103531. <https://doi.org/10.1136/oemed-2015-103531>
- Cavallo, M.C., Gugiatti, A., Fattore, G., Gerzeli, S., Barbieri, D., Zanini, R., 2015. Cost of care and social consequences of very low birth weight infants without premature- related morbidities in Italy. *Ital. J. Pediatr.* 41, 59. <https://doi.org/10.1186/s13052-015-0165-z>
- Cesaroni, G., Forastiere, F., Stafoggia, M., Andersen, Z.J., Badaloni, C., Beelen, R., Caracciolo, B., De Faire, U., Erbel, R., Eriksen, K.T., Fratiglioni, L., Galassi, C., Hampel, R., Heier, M., Hennig, F., Hilding, A., Hoffmann, B., Houthuijs, D., Jöckel, K.H., Korek, M., Lanki, T., Leander, K., Magnusson, P.K.E., Migliore, E., Ostenson, C.G., Overvad, K., Pedersen, N.L., Pekkanen, J.J., Penell, J., Pershagen, G., Pyko, A., Raaschou-Nielsen, O., Ranzi, A., Ricceri, F., Sacerdote, C., Salomaa, V., Swart, W., Turunen, A.W., Vineis, P., Weinmayr, G., Wolf, K., De Hoogh, K., Hoek, G., Brunekreef, B., Peters, A., 2014. Long term exposure to ambient air pollution and incidence of acute coronary events: Prospective cohort study and meta-analysis in 11 european cohorts from the escape project. *BMJ* 348. <https://doi.org/10.1136/bmj.f7412>
- Ceyhan, M., Ozsurekci, Y., Aykac, K., Hacibedel, B., Ozbilgili, E., 2018. Economic burden of pneumococcal infections in children under 5 years of age. *Hum. Vaccin. Immunother.* 14, 106–110. <https://doi.org/10.1080/21645515.2017.1371378>

- Chanel, O., Perez, L., Künzli, N., Medina, S., Aphekom group, 2016. The hidden economic burden of air pollution-related morbidity: evidence from the Aphekom project. *Eur. J. Heal. Econ.* 17, 1101–1115. <https://doi.org/10.1007/s10198-015-0748-z>
- Clark, C., Paunovic, K., 2018a. Who environmental noise guidelines for the European region: A systematic review on environmental noise and quality of life, wellbeing and mental health. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15. <https://doi.org/10.3390/ijerph15112400>
- Clark, C., Paunovic, K., 2018b. WHO environmental noise guidelines for the european region: A systematic review on environmental noise and cognition. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15. <https://doi.org/10.3390/ijerph15020285>
- Crichton, S., Barratt, B., Spiridou, A., Hoang, U., Liang, S.F., Kovalchuk, Y., Beevers, S.D., Kelly, F.J., Delaney, B., Wolfe, C. DA, 2016. Associations between exhaust and non-exhaust particulate matter and stroke incidence by stroke subtype in South London. *Sci. Total Environ.* 568, 278–284. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.009>
- Davies, H.T.O., Crombie, I.K., Tavakoli, M., 1998. When can odds ratios mislead? *BMJ* 316, 989–991. <https://doi.org/10.1136/bmj.316.7136.989>
- De Backer, J., Bautmans, B., 2015. CARCINOGENE RISICO'S IN VOLKSGEZONDHEIDSKUNDIGE RISICO-INSCHATTINGEN.
- De Brouwere, K., Cornelis, C., 2016. Protocol for the selection of health-based reference values (RV).
- Defra, 2014. Environmental Noise: Valuing impacts on: sleep disturbance, annoyance, hypertension, productivity and quiet, A report informed by: the Interdepartmental Group on Costs and Benefits Noise Subject Group.
- Dewilde, S., Annemans, L., Pincé, H., Thijs, V., 2018. Hospital financing of ischaemic stroke: Determinants of funding and usefulness of DRG subcategories based on severity of illness. *BMC Health Serv. Res.* 18. <https://doi.org/10.1186/s12913-018-3134-6>
- Dockery, D.W., Cunningham, J., Damokosh, A.I., Neas, L.M., Spengler, J.D., Koutrakis, P., Ware, J.H., Raizenne, M., Speizer, F.E., 1996. Health effects of acid aerosols on North American children: respiratory symptoms. *Environ. Health Perspect.* 104, 500–5. <https://doi.org/10.1289/ehp.96104500>
- Dockery, D.W., Pope, C.A., Xu, X., Spengler, J.D., Ware, J.H., Fay, M.E., Ferris, B.G., Speizer, F.E., 1993. An Association between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities. *N. Engl. J. Med.* 329, 1753–1759. <https://doi.org/10.1056/NEJM199312093292401>

- Elaina A. MacIntyre, Ulrike Gehring, Anna Mölter, Elaine Fuertes, Claudia Klümper, Ursula Krämer, Ulrich Quass, Barbara Hoffmann, Mireia Gascon, Bert Brunekreef, Gerard H. Koppelman, Rob Beelen, Gerard Hoek, Matthias Birk, Johan C. de Jongste, H.A. Smit, Josef Cyrus, Olena Gruzieva, Michal Korek, Anna Bergström, Raymond M. Agius, Frank de Vocht, Angela Simpson, Daniela Porta, Francesco Forastiere, Chiara Badaloni, Giulia Cesaroni, Ana Esplugues, Ana Fernández-Somoano, Aitana Lerxundi, Jordi Sunyer, Marta Cirach, Mark J. Nieuwenhuijsen, Göran Pershagen, Joachim Heinrich, 2014. Air pollution and respiratory infections during early childhood: An analysis of 10 European Birth Cohorts within the ESCAPE Project. *Environ. Health Perspect.* 122, 107–113.
- Epa, U., Risk Information System Division, I., 2003. Diesel engine exhaust (CASRN N.A.) | IRIS | US EPA.
- Eze, I.C., Hemkens, L.G., Bucher, H.C., Hoffmann, B., Schindler, C., Künzli, N., Schikowski, T., Probst-Hensch, N.M., 2015. Association between Ambient Air Pollution and Diabetes Mellitus in Europe and North America: Systematic Review and Meta-Analysis. *Environ. Health Perspect.* 123, 381–389. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307823>
- Eze, I.C., Schaffner, E., Fischer, E., Schikowski, T., Adam, M., Imboden, M., Tsai, M., Carballo, D., von Eckardstein, A., Künzli, N., Schindler, C., Probst-Hensch, N., 2014. Long-term air pollution exposure and diabetes in a population-based Swiss cohort. *Environ. Int.* 70, 95–105. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.05.014>
- Fewtrell, L., Kaufmann, R., Series, A.P.-Ü., Prüss-Üstün, A., Campbell-Lendrum, D., Corvalán, C., Woodward, A., 2003. Lead Assessing the environmental burden of disease at national and local levels World Health Organization Protection of the Human Environment Geneva 2003.
- Foraster, M., Künzli, N., Aguilera, I., Rivera, M., Agis, D., Vila, J., Bouso, L., Deltell, A., Marrugat, J., Ramos, R., Sunyer, J., Elosua, R., Basagaña, X., 2014. High Blood Pressure and Long-Term Exposure to Indoor Noise and Air Pollution from Road Traffic. *Environ. Health Perspect.* 122, 1193–1200. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307156>
- Foster, T.S., Miller, J.D., Marton, J.P., Caloyeras, J.P., Russell, M.W., Menzin, J., 2006. Assessment of the economic burden of COPD in the U.S.: A review and synthesis of the literature. *COPD J. Chronic Obstr. Pulm. Dis.* 3, 211–218. <https://doi.org/10.1080/15412550601009396>
- Fuks, K.B., Weinmayr, G., Foraster, M., Dratva, J., Hampel, R., Houthuijs, D., Oftedal, B., Oudin, A., Panasevich, S., Penell, J., Sommar, J.N., Sørensen, M., Tiittanen, P., Wolf, K., Xun, W.W., Aguilera, I., Basagaña, X., Beelen, R., Bots, M.L., Brunekreef, B., Bueno-de-Mesquita, H.B., Caracciolo, B., Cirach, M., de Faire, U., de Nazelle, A., Eeftens, M., Elosua, R., Erbel, R., Forsberg, B., Fratiglioni, L., Gaspoz, J.-M., Hilding, A., Jula, A., Korek, M., Krämer, U., Künzli, N., Lanki, T., Leander, K., Magnusson, P.K.E., Marrugat, J., Nieuwenhuijsen, M.J., Östenson, C.-G., Pedersen, N.L., Pershagen, G., Phuleria, H.C., Probst-Hensch, N.M., Raaschou-Nielsen, O., Schaffner, E., Schikowski, T., Schindler, C., Schwarze, P.E., Sogaard, A.J., Sugiri, D., Swart, W.J.R., Tsai, M.-Y., Turunen, A.W., Vineis, P., Peters, A., Hoffmann, B., 2014. Arterial Blood Pressure and Long-Term

- Exposure to Traffic-Related Air Pollution: An Analysis in the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *Environ. Health Perspect.* 122, 896–905. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307725>
- Gan, W.Q., Koehoorn, M., Davies, H.W., Demers, P.A., Tamburic, L., Brauer, M., 2011. Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution and the Risk of Coronary Heart Disease Hospitalization and Mortality. *Environ. Health Perspect.* 119, 501–507. <https://doi.org/10.1289/ehp.1002511>
- Gauderman, J.W., McConnell, R., Gilliland, F., London, S., Thomas, D., Avol, E., Vora, H., Berhane, K., Rappaport, E.B., Lurmann, F., Margolis, H.G., Peters, J., 2000. Association between Air Pollution and Lung Function Growth in Southern California Children. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 162, 1383–1390. <https://doi.org/10.1164/rccm.2111021>
- Gauderman, W.J., Urman, R., Avol, E., Berhane, K., McConnell, R., Rappaport, E., Chang, R., Lurmann, F., Gilliland, F., 2015. Association of Improved Air Quality with Lung Development in Children. *N. Engl. J. Med.* 372, 905–913. <https://doi.org/10.1056/NEJMoa1414123>
- Gauderman, W.J., Vora, H., McConnell, R., Berhane, K., Gilliland, F., Thomas, D., Lurmann, F., Avol, E., Kunzli, N., Jerrett, M., Peters, J., 2007. Effect of exposure to traffic on lung development from 10 to 18 years of age: a cohort study. *Lancet (London, England)* 369, 571–7. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(07\)60037-3](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(07)60037-3)
- Gehring, U., 2013. Air Pollution Exposure and Lung Function in Children: The ESCAPE Project. *Environ. Health Perspect.* 121, 1357–1364. <https://doi.org/10.1289/ehp.1306770>
- Goldenman, G., Fernandes, M., Holland, M., Tugran, T., Nordin, A., Schoumacher, C., McNeill, A., 2019. The cost of inaction, TemaNord. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. <https://doi.org/10.6027/TN2019-516>
- Goodman, J.E., Zu, K., Loftus, C.T., Lynch, H.N., Prueitt, R.L., Mohar, I., Shubin, S.P., Sax, S.N., 2018. Short-term ozone exposure and asthma severity: Weight-of-evidence analysis. *Environ. Res.* 160, 391–397. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.10.018>
- Götschi, T., Heinrich, J., Sunyer, J., Künzli, N., 2008. Long-term effects of ambient air pollution on lung function: A review. *Epidemiology*. <https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e318181650f>
- Guarnieri, M., Balmes, J.R., 2014. Outdoor air pollution and asthma. *Lancet (London, England)* 383, 1581–92. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(14\)60617-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(14)60617-6)
- Guski, R., Schreckenberger, D., Schuemer, R., 2017. WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region : A Systematic Review on Environmental Noise and Annoyance 1–39. <https://doi.org/10.3390/ijerph14121539>

- Gustavsson, A., Svensson, M., Jacobi, F., Allgulander, C., Alonso, J., Beghi, E., Dodel, R., Ekman, M., Faravelli, C., Fratiglioni, L., Gannon, B., Jones, D.H., Jennum, P., Jordanova, A., Jönsson, L., Karampampa, K., Knapp, M., Kobelt, G., Kurth, T., Lieb, R., Linde, M., Ljungcrantz, C., Maercker, A., Melin, B., Moscarelli, M., Musayev, A., Norwood, F., Preisig, M., Pugliatti, M., Rehm, J., Salvador-Carulla, L., Schlehofer, B., Simon, R., Steinhausen, H.C., Stovner, L.J., Vallat, J.M., den Bergh, P. Van, van Os, J., Vos, P., Xu, W., Wittchen, H.U., Jönsson, B., Olesen, J., 2011. Cost of disorders of the brain in Europe 2010. *Eur. Neuropsychopharmacol.* 21, 718–779. <https://doi.org/10.1016/j.euroneuro.2011.08.008>
- Hamra, G.B., Guha, N., Cohen, A., Laden, F., Raaschou-Nielsen, O., Samet, J.M., Vineis, P., Forastiere, F., Saldiva, P., Yorifuji, T., Loomis, D., 2014. Outdoor Particulate Matter Exposure and Lung Cancer: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Environ. Health Perspect.* 122, 906–911. <https://doi.org/10.1289/ehp/1408092>
- Hamra, G B, Hamra, Ghassan B, Laden, F., Cohen, A.J., Raaschou-Nielsen, O., Brauer, M., Loomis, D., 2015. Lung Cancer and Exposure to Nitrogen Dioxide and Traffic: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Environ. Heal. Perspect.* • 123. <https://doi.org/10.1289/ehp.1408882>
- Hänninen, O., Knol, A.B., Jantunen, M., Lim, T., Conrad, A., Rappolder, M., Carrer, P., Fanetti, A.-C., Kim, R., Buekers, J., Torfs, R., Iavarone, I., Classen, T., Hornberg, C., Mekel, O.C.L., 2014. Environmental Burden of Disease in Europe: Assessing Nine Risk Factors in Six Countries. *Environ. Health Perspect.* 122, 439–446. <https://doi.org/10.1289/ehp.1206154>
- Harrison, R., Kelly, F., 2018. Associations of long-term average concentrations of nitrogen dioxide with mortality.
- Health Canada, 2016. Human Health Risk Assessment for Sulphur Dioxide.
- Health Effects Institute, 2010. A Critical Review of the Literature on Emissions, Exposure, and Health Effects Traffic-Related Air Pollution Special Report 17 Health Effects Institute HEI Panel on the Health Effects of Traffic-Related Air Pollution.
- Heinrich, J., 2019. Air pollutants and primary allergy prevention. *Allergo J. Int.* <https://doi.org/10.1007/s40629-018-0078-7>
- Hendrix, Rik; Liekens, Inge; De Nocker, L; Vranckx, S; Janssen, S; Lauwaet, D; Brabers, L; Broekx, S., 2018. Waardering van ecosysteemdiensten in een stedelijke omgeving: een handleiding.
- Héroux, M.E., Ross, H., Richard, A., Brunekreef, B., Cohen, A., Forastiere, F., Hurley, F., Katsouyanni, K., Krewski, D., Krzyzanowski, M., Xavier, M., Bart, Q., Walton, H., 2015. Quantifying the health impacts of ambient air pollutants : recommendations of a WHO / Europe project. *Int. J. Public Health* 60, 619–627. <https://doi.org/10.1007/s00038-015-0690-y>

- Hodek, J.M., von der Schulenburg, J.M., Mittendorf, T., 2011. Measuring economic consequences of preterm birth - methodological recommendations for the evaluation of personal burden on children and their caregivers. *Health Econ. Rev.* <https://doi.org/10.1186/2191-1991-1-6>
- Hoek, G., Pattenden, S., Willers, S., Antova, T., Fabianova, E., Braun-Fahrlander, C., Forastiere, F., Gehring, U., Luttmann-Gibson, H., Grize, L., Heinrich, J., Houthuijs, D., Janssen, N., Katsnelson, B., Kosheleva, A., Moshhammer, H., Neuberger, M., Privalova, L., Rudnai, P., Speizer, F., Slachetova, H., Tomaskova, H., Zlotkowska, R., Fletcher, T., 2012. PM₁₀ and children's respiratory symptoms and lung function in the PATY study. *Eur. Respir. J.* 40, 538–547. <https://doi.org/10.1183/09031936.00002611>
- Holland, M., 2014. Implementation of the HRAPIE Recommendations for European Air Pollution CBA work.
- Hooyberghs, H., 2020. Gevoeligheidsstudies luchtkwaliteitgerelateerde mortaliteit in Vlaanderen.
- Hu, C.Y., Fang, Y., Li, F.L., Dong, B., Hua, X.G., Jiang, W., Zhang, H., Lyu, Y., Zhang, X.J., 2019. Association between ambient air pollution and Parkinson's disease: Systematic review and meta-analysis. *Environ. Res.* <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.10.008>
- Huang, F., Pan, B., Wu, J., Chen, E., Chen, L., 2017. Relationship between exposure to PM_{2.5} and lung cancer incidence and mortality: A meta-analysis. *Oncotarget* 8, 43322–43331. <https://doi.org/10.18632/oncotarget.17313>
- Hunt, A., 2010. Working Party on National Environmental Policies A REVIEW OF RECENT POLICY-RELEVANT FINDINGS FROM THE ENVIRONMENTAL HEALTH LITERATURE.
- Hunt, A., Ferguson, J., Hurley, F., Searl, A., 2016. Social Costs of Morbidity Impacts of Air Pollution. <https://doi.org/10.1787/5jm55j7cq0lv-en>
- IARC, 2010. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans VOLUME 93 Carbon Black, Titanium Dioxide, and Talc.
- IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, International Agency for Research on Cancer, 2016. Outdoor air pollution.
- Jacquemin, B., Kauffmann, F., Pin, I., Le Moual, N., Bousquet, J., Gormand, F., Just, J., Nadif, R., Pison, C., Vervloet, D., Künzli, N., Siroux, V., Demenais, F., Korobaef, M., Neukirch, F., Annesi-Maesano, I., Oryszczyn, M.P., Feingold, J., Bouzigon, E., Dizier, M.H., Gut, I., Lathrop, M., Ecochard, D., Pacheco, Y., Charpin, D., Lockhart, A., Matran, R., Paty, E., Scheinmann, P., Grimfeld, A., Hochez, J., Ravault, C., Chateigner, N., Ferran, J., 2012. Air pollution and asthma control in the Epidemiological study on the Genetics and Environment of Asthma. *J. Epidemiol. Community Health.* <https://doi.org/10.1136/jech.2010.130229>

- Jacquemin, B., Siroux, V., Sanchez, M., Carsin, A.-E., Schikowski, T., Adam, M., Bellisario, V., Buschka, A., Bono, R., Brunekreef, B., Cai, Y., Cirach, M., Clavel-Chapelon, F., Declercq, C., de Marco, R., de Nazelle, A., Ducret-Stich, R.E., Ferretti, V.V., Gerbase, M.W., Hardy, R., Heinrich, J., Janson, C., Jarvis, D., Al Kanaani, Z., Keidel, D., Kuh, D., Le Moual, N., Nieuwenhuijsen, M.J., Marcon, A., Modig, L., Pin, I., Rochat, T., Schindler, C., Sugiri, D., Stempfelet, M., Temam, S., Tsai, M.-Y., Varraso, R., Vienneau, D., Vierkötter, A., Hansell, A.L., Krämer, U., Probst-Hensch, N.M., Sunyer, J., Künzli, N., Kauffmann, F., 2015. Ambient air pollution and adult asthma incidence in six European cohorts (ESCAPE). *Environ. Health Perspect.* 123, 613–21. <https://doi.org/10.1289/ehp.1408206>
- Jacquemin, B., Sunyer, J., Forsberg, B., Aguilera, I., Briggs, D., García-Esteban, R., Götschi, T., Heinrich, J., Järnholm, B., Jarvis, D., Vienneau, D., Künzli, N., 2009. Home Outdoor NO₂ and New Onset of Self-Reported Asthma in Adults. *Epidemiology* 20, 119–126. <https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e3181886e76>
- James Gauderman, W., Frank Gilliland, G., Vora, H., Avol, E., Stram, D., McConnell, R., Thomas, D., Lurmann, F., Margolis, H.G., Rappaport, E.B., Berhane, K., Peters, J.M., 2002. Association between air pollution and lung function growth in Southern California children: Results from a second cohort. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 166, 76–84. <https://doi.org/10.1164/rccm.2111021>
- Janssen, N., Weltgesundheitsorganisation. Regional Office for Europe, 2012. Health effects of black carbon. World Health Organization, Regional Office for Europe.
- Johnston, K.M., Gooch, K., Korol, E., Vo, P., Eyawo, O., Bradt, P., Levy, A., 2014. The economic burden of prematurity in Canada. *BMC Pediatr.* 14, 93. <https://doi.org/10.1186/1471-2431-14-93>
- Kallweit, D., Wintermeyer, D., 2013. Berechnung der gesundheitlichen Belastung der Bevölkerung in Deutschland durch Feinstaub (PM 10).
- Kelly, F., 2018. The Effects of Long-Term Exposure to Ambient Air Pollution on Cardiovascular Morbidity: Mechanistic Evidence A report by the Committee on the Medical Effects of Air Pollutants.
- Khreis, H., Kelly, C., Tate, J., Parslow, R., Lucas, K., Nieuwenhuijsen, M., 2017. Exposure to traffic-related air pollution and risk of development of childhood asthma: A systematic review and meta-analysis. *Environ. Int.* 100, 1–31. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.11.012>
- Kotseva, K., Gerlier, L., Sidelnikov, E., Kutikova, L., Lamotte, M., Amarenco, P., Annemans, L., 2019. Patient and caregiver productivity loss and indirect costs associated with cardiovascular events in Europe. *Eur. J. Prev. Cardiol.* 26, 1150–1157. <https://doi.org/10.1177/2047487319834770>
- Kurt, O.K., Zhang, J., Pinkerton, K.E., 2016. Pulmonary health effects of air pollution. *Curr. Opin. Pulm.*

Med. 22, 138–43. <https://doi.org/10.1097/MCP.0000000000000248>

Kutlar Joss, M., Dyntar, D., Rapp, R., 2015. Gesundheitliche Wirkungen der NO₂-Belastung auf den Menschen : Synthese der neueren Literatur auf Grundlage des WHO-REVIHAAP Berichts.

Lai, C.K.W., Beasley, R., Crane, J., Foliaki, S., Shah, J., Weiland, S., 2009. Global variation in the prevalence and severity of asthma symptoms: Phase Three of the International Study of Asthma and Allergies in Childhood (ISAAC). *Thorax* 64, 476–483. <https://doi.org/10.1136/thx.2008.106609>

Lamichhane, D.K., Leem, J.-H., Lee, J.-Y., Kim, H.-C., 2015. A meta-analysis of exposure to particulate matter and adverse birth outcomes. *Environ. Health Toxicol.* 30, e2015011. <https://doi.org/10.5620/eh.t.e2015011>

Li, X., Huang, S., Jiao, A., Yang, X., Yun, J., Wang, Y., Xue, X., Chu, Y., Liu, F., Liu, Y., Ren, M., Chen, X., Li, N., Lu, Y., Mao, Z., Tian, L., Xiang, H., 2017. Association between ambient fine particulate matter and preterm birth or term low birth weight: An updated systematic review and meta-analysis. *Environ. Pollut.* 227, 596–605. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.055>

Łyszczarz, B., 2018. Indirect costs and public finance consequences of heart failure in Poland, 2012–2015. *Economics 1402 Applied Economics. BMC Public Health* 18, 1130. <https://doi.org/10.1186/s12889-018-6034-0>

Maas, R., Fischer, P., Wesseling, J., Houthuijs, D., Cassee, F., 2015. Luchtkwaliteit en gezondheidswinst 26.

Maca, V., 2011. Presentation of unit values for health end-points: country-specific and pooled.

Máca, V., Melichar, J., Ščasný, M., 2008. Literature review of theoretical issues and empirical estimation of health end-point unit values: noise case study. HEMTSA Project deliverable D4.1.1.

Maleki-Yazdi, R., Fccp, F., Kelly, S.M., Lam, S.S., Marin, M., Barbeau Msc, M., Walker Msc, V., n.d. The burden of illness in patients with moderate to severe chronic obstructive pulmonary disease in Canada, *Can Respir J*.

Mangham, L.J., Petrou, S., Doyle, L.W., Draper, E.S., Marlow, N., 2009. The cost of preterm birth throughout childhood in England and Wales. *Pediatrics* 123, e312–e327. <https://doi.org/10.1542/peds.2008-1827>

McConnell, R., Berhane, K., Gilliland, F., Molitor, J., Thomas, D., Lurmann, F., Avol, E., Gauderman, W.J., Peters, J.M., 2003. Prospective Study of Air Pollution and Bronchitic Symptoms in Children

- p>with Asthma. Am. J. Respir. Crit. Care Med. 168, 790–797.
-
- <https://doi.org/10.1164/rccm.200304-466OC>
- Mehta, S., Shin, H., Burnett, R., North, T., Cohen, A.J., 2013. Ambient particulate air pollution and acute lower respiratory infections: A systematic review and implications for estimating the global burden of disease. *Air Qual. Atmos. Heal.* 6, 69–83. <https://doi.org/10.1007/s11869-011-0146-3>
- Migliore, E., Berti, G., Galassi, C., Pearce, N., Forastiere, F., Calabrese, R., Armenio, L., Biggeri, A., Bisanti, L., Bugiani, M., Cadum, E., Chellini, E., Dell’Orco, V., Giannella, G., Sestini, P., Corbo, G., Pistelli, R., Viegi, G., Ciccone, G., SIDRIA-2 Collaborative Group, 2009. Respiratory symptoms in children living near busy roads and their relationship to vehicular traffic: results of an Italian multicenter study (SIDRIA 2). *Environ. Heal.* 8, 27. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-8-27>
- Modig, L., Toren, K., Janson, C., Jarvholm, B., Forsberg, B., 2009. Vehicle exhaust outside the home and onset of asthma among adults. *Eur. Respir. J.* 33, 1261–1267. <https://doi.org/10.1183/09031936.00101108>
- Müller-Wenk, R., 2002. Attribution to road traffic of the impact of noise on health environmental series No. 339: Noise. *Int. J. Life Cycle Assess.* 2002 76 7, 376–376. <https://doi.org/10.1007/BF02978688>
- NEEDS, 2007. New Energy Externalities Developments for Sustainability. A set of concentrationresponse functions for health impact assessment and externalities assessment. Edited by Torfs R., Hurley F., Miller B and Rabl A. <http://www.needs-project.org/docs/results/RS1>.
- Nhung, N.T.T., Amini, H., Schindler, C., Kutlar Joss, M., Dien, T.M., Probst-Hensch, N., Perez, L., Künzli, N., 2017. Short-term association between ambient air pollution and pneumonia in children: A systematic review and meta-analysis of time-series and case-crossover studies. *Environ. Pollut.* 230, 1000–1008. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.063>
- Nieuwenhuijsen, M., Ristovska, G., Dadvand, P., Nieuwenhuijsen, M.J., Ristovska, G., Dadvand, P., 2017. WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Adverse Birth Outcomes. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 14, 1252. <https://doi.org/10.3390/ijerph14101252>
- Nuvolone, D., Petri, D., Voller, F., 2018. The effects of ozone on human health. *Environ. Sci. Pollut. Res.* <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9239-3>
- Oehha, 2003. CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY OFFICE OF ENVIRONMENTAL HEALTH HAZARD ASSESSMENT SAFE DRINKING WATER AND TOXIC ENFORCEMENT ACT OF 1986 (Proposition 65) NOTICE TO INTERESTED PARTIES.

- Pacolet, J., De Coninck, A., Hedeboom, G., Cabus, S., Spruytte, N., 2011. De medische en niet-medische kosten van kankerpatiënten.
- Pedersen, M., Giorgis-Allemand, L., Bernard, C., Aguilera, I., Andersen, A.-M.N., Ballester, F., Beelen, R.M.J., Chatzi, L., Cirach, M., Danileviciute, A., Dedele, A., Eijdsen, M. van, Estarlich, M., Fernández-Somoano, A., Fernández, M.F., Forastiere, F., Gehring, U., Grazuleviciene, R., Gruzieva, O., Heude, B., Hoek, G., Hoogh, K. de, van den Hooven, E.H., Håberg, S.E., Jaddoe, V.W. V., Klümper, C., Korek, M., Krämer, U., Lerchundi, A., Lepeule, J., Nafstad, P., Nystad, W., Patelarou, E., Porta, D., Postma, D., Raaschou-Nielsen, O., Rudnai, P., Sunyer, J., Stephanou, E., Sørensen, M., Thiering, E., Tuffnell, D., Varró, M.J., Vrijkotte, T.G.M., Wijga, A., Wilhelm, M., Wright, J., Nieuwenhuijsen, M.J., Pershagen, G., Brunekreef, B., Kogevinas, M., Slama, R., 2013. Ambient air pollution and low birthweight: a European cohort study (ESCAPE). *Lancet Respir. Med.* 1, 695–704. [https://doi.org/10.1016/S2213-2600\(13\)70192-9](https://doi.org/10.1016/S2213-2600(13)70192-9)
- Pope, C.A., Thun, M.J., Namboodiri, M.M., Dockery, D.W., Evans, J.S., Speizer, F.E., Heath, C.W., 1995. Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of U.S. Adults. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 151, 669–674. https://doi.org/10.1164/ajrccm/151.3_Pt_1.669
- Rable, A., Joseph, S., 2016. Damage costs of air pollution and policy implications.
- Raizenne, M., Neas, L.M., Damokosh, A.I., Dockery, D.W., Spengler, J.D., Koutrakis, P., Ware, J.H., Speizer, F.E., 1996. Health effects of acid aerosols on North American children: pulmonary function. *Environ. Health Perspect.* 104, 506–14. <https://doi.org/10.1289/ehp.96104506>
- Rajagopalan, S., Al-Kindi, S.G., Brook, R.D., 2018. Air Pollution and Cardiovascular Disease: JACC State-of-the-Art Review. *J. Am. Coll. Cardiol.* 72, 2054–2070. <https://doi.org/10.1016/j.jacc.2018.07.099>
- Ray Dorsey, E., Elbaz, A., Nichols, E., Abd-Allah, F., Abdelalim, A., Adsuar, J.C., Ansha, M.G., Brayne, C., Choi, J.Y.J., Collado-Mateo, D., Dahodwala, N., Do, H.P., Edessa, D., Endres, M., Fereshtehnejad, S.M., Foreman, K.J., Gankpe, F.G., Gupta, R., Hankey, G.J., Hay, S.I., Hegazy, M.I., Hibstu, D.T., Kasaeian, A., Khader, Y., Khalil, I., Khang, Y.H., Kim, Y.J., Kokubo, Y., Logroscino, G., Massano, J., Ibrahim, N.M., Mohammed, M.A., Mohammadi, A., Moradi-Lakeh, M., Naghavi, M., Nguyen, B.T., Nirayo, Y.L., Ogbo, F.A., Owolabi, M.O., Pereira, D.M., Postma, M.J., Qorbani, M., Rahman, M.A., Roba, K.T., Safari, H., Safiri, S., Satpathy, M., Sawhney, M., Shafieesabet, A., Shiferaw, M.S., Smith, M., Szeke, C.E.I., Tabarés-Seisdedos, R., Truong, N.T., Ukwaja, K.N., Venketasubramanian, N., Villafaina, S., Weldegewergs, K.G., Westerman, R., Wijeratne, T., Winkler, A.S., Xuan, B.T., Yonemoto, N., Feigin, V.L., Vos, T., Murray, C.J.L., 2018. Global, regional, and national burden of Parkinson's disease, 1990–2016: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2016. *Lancet Neurol.* 17, 939–953. [https://doi.org/10.1016/S1474-4422\(18\)30295-3](https://doi.org/10.1016/S1474-4422(18)30295-3)
- Ready, R., Navrud, S., Day, B., Dubourg, R., Machado, F., Mourato, S., Spanninks, F., Rodriguez, M.X.V., 2004. Benefit transfer in Europe: How reliable are transfers between countries? *Environ. Resour. Econ.* <https://doi.org/10.1023/B:EARE.0000035441.37039.8a>

RIVM, n.d. Maatschappelijke kosten van astma, COPD en respiratoire allergie.

Rojas-Rueda, D., Mueller, N., Khreis, H., Hoogh, K. de, Nieuwenhuijsen, M., 2018. OP IX – 5 Traffic-related air pollution and the local burden of childhood asthma in bradford, uk A18.1-A18. <https://doi.org/10.1136/oemed-2018-iseeabstracts.43>

Ryen, L., Svensson, M., 2015. The willingness to pay for a quality adjusted life year: A review of the empirical literature. *Heal. Econ. (United Kingdom)* 24, 1289–1301. <https://doi.org/10.1002/hec.3085>

Sapkota, A., Chelikowsky, A.P., Nachman, K.E., Cohen, A.J., Ritz, B., 2012. Exposure to particulate matter and adverse birth outcomes: A comprehensive review and meta-analysis. *Air Qual. Atmos. Heal.* <https://doi.org/10.1007/s11869-010-0106-3>

Scheers, H., Jacobs, L., Casas, L., Nemery, B., Nawrot, T.S., 2015. Long-Term Exposure to Particulate Matter Air Pollution Is a Risk Factor for Stroke. *Stroke* 46, 3058–3066. <https://doi.org/10.1161/STROKEAHA.115.009913>

Schindler, C., Keidel, D., Gerbase, M.W., Zemp, E., Bettschart, R., Brändli, O., Brutsche, M.H., Burdet, L., Karrer, W., Knöpfli, B., Pons, M., Rapp, R., Bayer-Oglesby, L., Künzli, N., Schwartz, J., Liu, L.-J.S., Ackermann-Liebrich, U., Rochat, T., Team, the S., 2009. Improvements in PM₁₀ Exposure and Reduced Rates of Respiratory Symptoms in a Cohort of Swiss Adults (SAPALDIA). *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 179, 579–587. <https://doi.org/10.1164/rccm.200803-388OC>

Schneider, A., Cyrus, J., Breitner, S., Kraus, U., Peters, A., Diegmann, V., Neunhäuserer, L., 2018. Quantifizierung von umweltbedingten Krankheitslasten aufgrund der Stickstoffdioxid-Exposition in Deutschland Abschlussbericht, *Umwelt & Gesundheit* 01/2018.

Schulz, H., Karrasch, S., Bölke, G., Cyrus, J., Hornberg, C., Pickford, R., Schneider, A., Witt, C., Hoffmann, B., 2019. Atmen: Luftschadstoffe und Gesundheit – Teil II, *Pneumologie*. <https://doi.org/10.1055/a-0895-6494>

Sirisuksan, V; Trung, Q.V.; Riewpaiboon, A., 2017. Cost of pneumonia in children: A systematic review. *Mahidol Univ. J. Pharm. Sci.* <https://doi.org/10.14456/mujps.2017.4>

Śliwińska-Kowalska, M., Zaborowski, K., 2017. WHO environmental noise guidelines for the European region: A systematic review on environmental noise and permanent hearing loss and tinnitus. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 14. <https://doi.org/10.3390/ijerph14101139>

Song, Q., Christiani, D.C., XiaorongWang, X., Ren, J., 2014. The global contribution of outdoor air pollution to the incidence, prevalence, mortality and hospital admission for chronic obstructive pulmonary disease: a systematic review and meta-analysis. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 11, 11822–32. <https://doi.org/10.3390/ijerph111111822>

- Stafoggia, M., Cesaroni, G., Peters, A., Andersen, Z.J., Badaloni, C., Beelen, R., Caracciolo, B., Cyrus, J., de Faire, U., de Hoogh, K., Eriksen, K.T., Fratiglioni, L., Galassi, C., Gigante, B., Havulinna, A.S., Hennig, F., Hilding, A., Hoek, G., Hoffmann, B., Houthuijs, D., Korek, M., Lanki, T., Leander, K., Magnusson, P.K., Meisinger, C., Migliore, E., Overvad, K., Ostenson, C.-G., Pedersen, N.L., Pekkanen, J., Penell, J., Pershagen, G., Pundt, N., Pyko, A., Raaschou-Nielsen, O., Ranzi, A., Ricceri, F., Sacerdote, C., Swart, W.J.R., Turunen, A.W., Vineis, P., Weimar, C., Weinmayr, G., Wolf, K., Brunekreef, B., Forastiere, F., 2014. Long-term exposure to ambient air pollution and incidence of cerebrovascular events: results from 11 European cohorts within the ESCAPE project. *Environ. Health Perspect.* 122, 919–25. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307301>
- Tachkov, K., Kamusheva, M., Pencheva, V., Mitov, K., 2017. Biotechnology & Biotechnological Equipment Evaluation of the economic and social burden of chronic obstructive pulmonary disease (COPD) Evaluation of the economic and social burden of chronic obstructive pulmonary disease (COPD). <https://doi.org/10.1080/13102818.2017.1335616>
- Thurston, G.D., Kipen, H., Annesi-Maesano, I., Balmes, J., Brook, R.D., Cromar, K., De Matteis, S., Forastiere, F., Forsberg, B., Frampton, M.W., Grigg, J., Heederik, D., Kelly, F.J., Kuenzli, N., Laumbach, R., Peters, A., Rajagopalan, S.T., Rich, D., Ritz, B., Samet, J.M., Sandstrom, T., Sigsgaard, T., Sunyer, J., Brunekreef, B., 2017. A joint ERS/ATS policy statement: what constitutes an adverse health effect of air pollution? An analytical framework. *Eur. Respir. J.* 49. <https://doi.org/10.1183/13993003.00419-2016>
- Tommiska, V., Tuominen, R., Fellman, V., 2003. Economic costs of care in extremely low birthweight infants during the first 2 years of life. *Pediatr. Crit. Care Med.* 4, 157–163. <https://doi.org/10.1097/01.PCC.0000059731.74435.02>
- Torfs, 2003. Kwantificering van gezondheidsrisico's aan de hand van DALY's en externe gezondheidskosten.
- Toy, E.L., Gallagher, K.F., Stanley, E.L., Swensen, A.R., Duh, M.S., 2010. The economic impact of exacerbations of chronic obstructive pulmonary disease and exacerbation definition: A review. *COPD J. Chronic Obstr. Pulm. Dis.* <https://doi.org/10.3109/15412555.2010.481697>
- Trasande, L., Malecha, P., Attina, T.M., 2016. Particulate matter exposure and preterm birth: Estimates of U.S. attributable burden and economic costs. *Environ. Health Perspect.* 124, 1913–1918. <https://doi.org/10.1289/ehp.1510810>
- Ungar, W.J., Coyte, P.C., 2001. Prospective study of the patient-level cost of asthma care in children. *Pediatr. Pulmonol.* 32, 101–108. <https://doi.org/10.1002/ppul.1095>
- US EPA, 2016. Integrated Science Assessment (ISA) for Oxides of Nitrogen - Health Criteria (Final Report), Integrated Science Assessment (ISA) for Oxides of Nitrogen - Health Criteria (Final Report).

- US EPA National Center for Environmental Assessment, R.T.P.N.E.M.A.G., Brown, J., n.d. Integrated Science Assessment (ISA) Of Ozone And Related Photochemical Oxidants (Final Report, Feb 2013).
- US EPA National Center for Environmental Assessment, R.T.P.N.E.M.A.G., Sacks, J., n.d. Integrated Science Assessment (ISA) For Particulate Matter (Final Report, Dec 2009).
- US EPA National Center for Environmental Assessment, R.T.P.N.I.O., n.d. Integrated Science Assessment (ISA) For Oxides Of Nitrogen – Health Criteria (Final Report, 2016).
- van Kempen, E., Casas, M., Pershagen, G., Foraster, M., 2018. WHO environmental noise guidelines for the European region: A systematic review on environmental noise and cardiovascular and metabolic effects: A summary. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15, 1–59. <https://doi.org/10.3390/ijerph15020379>
- Vanoverloop, J., Ontwikkeling, O.&, 2014. Socio-economisch profiel en consumptie van zorg bij leden met aflevering van medicatie tegen COPD en astma.
- Vranckx, S., Viaene, P., Vanhulsel, M., 2019. Actualisatie Luchtkwaliteitskaarten Antwerpen.
- WHO, 2013a. Review of evidence on health aspects of air pollution-REVIHAAP Project Technical Report.
- WHO, 2013b. Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project Recommendations for concentration-response functions for cost benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Copenhagen.
- WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide, 2006.
- WHO European Centre for Environment and Health, 2018. Environmental Noise Guidelines for the European Region, WHO Report.
- WHO Regional Office for Europe, 2013. Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. World Health Organ. 54.
- Winckelmans, E., Cox, B., Martens, E., Fierens, F., Nemery, B., Nawrot, T.S., 2015. Fetal growth and maternal exposure to particulate air pollution -- More marked effects at lower exposure and modification by gestational duration. *Environ. Res.* 140, 611–618. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.05.015>
- Wolleswinkel-van den Bosch, J.H., Stolk, E.A., Francois, M., Gasparini, R., Brosa, M., 2010. The health

care burden and societal impact of acute otitis media in seven European countries: Results of an Internet survey. *Vaccine* 28. <https://doi.org/10.1016/j.vaccine.2010.06.014>

World Health Organization, 2013. Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project.

World Health Organization, 2000. Air quality guidelines for Europe., WHO regional publications. European series. WHO Regional Office for Europe.

Wouters, E.F.M., 2003. Economic analysis of the confronting COPD survey: an overview of results. *Respir. Med.* 97, 53–514.

Yuan, S., Wang, J., Jiang, Q., He, Z., Huang, Y., Li, Z., Cai, L., Cao, S., 2019. Long-term exposure to PM_{2.5} and stroke: A systematic review and meta-analysis of cohort studies. *Environ. Res.* 177, 108587. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108587>

Zainal, H., Dahlui, M., Soelar, S.A., Su, T.T., 2019. Cost of preterm birth during initial hospitalization: A care provider's perspective. *PLoS One* 14, e0211997. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0211997>

Zhang, Z., Wang, J., Lu, W., 2018. Exposure to nitrogen dioxide and chronic obstructive pulmonary disease (COPD) in adults: a systematic review and meta-analysis. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 25, 15133–15145. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1629-7>

Zhao, T., Markevych, I., Romanos, M., Nowak, D., Heinrich, J., 2018. Ambient ozone exposure and mental health: A systematic review of epidemiological studies. *Environ. Res.* <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.04.015>

Zu, K., Shi, L., Prueitt, R.L., Liu, X., Goodman, J.E., 2018. Critical review of long-term ozone exposure and asthma development. *Inhal. Toxicol.* <https://doi.org/10.1080/08958378.2018.1455772>

BIJLAGE A: INFOFICHE PER EINDPUNT

Deze fiches zijn in een apart document opgenomen.

BIJLAGE B: TECHNISCHE BESCHRIJVING INVOER DATASETS

Deze bijlage geeft een overzicht van het verwachte invoerformaat voor alle gebruikte invoerdatasets. Indien de datasets in dit formaat worden aangeleverd, kunnen ze rechtstreeks door de Jupyter Notebook worden ingelezen in de invoerdatabase. De herkomst van de data is beschreven in HOOFDSTUK 3, we geven hier enkel een overzicht van het verwachte formaat, en waar de data in dit formaat gevonden kan worden (indien er een rechtstreekse bron beschikbaar is).

Deze datasets worden nadien in een gestructureerde vorm opgeslagen in de inputdatabase. In principe dient deze stap niet herhaald te worden, tenzij de onderliggende datasets veranderen.

B.1. BESCHRIJVING STATISTISCHE SECTOREN

De georeferentie en de indeling van de statistische sectoren is gebaseerd op volgende invoerbestanden.

Gebruik	Formaat	Gedetailleerde beschrijving
Georeferentie	GeoJSON	Formaat beschikbaar via StatBel: https://statbel.fgov.be/en/open-data/statistical-sectors . We maken gebruik van de versie van de statistische sectoren uit 2020.
Gemeentes	Excelfile	Formaat beschikbaar via StatBel: https://statbel.fgov.be/sites/default/files/Over_Statbel_FR/Statisticaldistricts_from01012019_v10.xlsx
Wijken	Excelfile	Formaat gedownload uit Provincie In Cijfers tool via selectie "Gebiedscode, niveau: wijk (naar statistische sector)" Bevat volgende kolommen: • Naam: van de sector volgens PIC conventie • Naam van het gebied: wijk
Postcodes	Shapefile	Benodigde kolommen: • Geometry: Polygon die locatie postcode geeft • Postal_cod: postcode
Vervoersregio's	Shapefile	Benodigde kolommen: • Geometry: Polygon die locatie vervoerregio geeft • VVRR: naam vervoerregio
Belfius indeling gemeentes	Excelfile	Benodigde kolommen: • Gemeente: gemeentenaam • Benaming: Belfius typologie • Clustergroep 2017: Belfius clustergroep
Eerstelijnszones	Excelfile	Formaat beschikbaar via https://eerstelijnszone.login.kanooh.be/sites/default/files/atoms/files/Eerstelijnszone%20en%20gemeentes.xlsx
Luchtkwaliteitszones	Shapefile	Benodigde kolommen: • Geometry: Polygon met locatie van de zone • Tekst: Naam van de zone

Verstedelijkings- graad	Shapefile	Formaat beschikbaar via http://www.geopunt.be/catalogus/datasetfolder/c71bee5c-b270-4f38-96a3-dfc97ef83765
----------------------------	-----------	--

B.2.ADRESLOCATIES

Gebruik	Formaat	Gedetailleerde beschrijving
Adreslocaties	Shapefile	Formaat downloadbaar via https://overheid.vlaanderen.be/informatie-vlaanderen/producten-diensten/centraal-referentieadressenbestand-crab

B.3.BEVOLKINGSDATA

Gebruik	Formaat	Gedetailleerde beschrijving
Bevolkingsdata	Excelfile	Formaat gedownload uit Provincie In Cijfers tool via selectie "Bevolking: leeftijdsklassen 5 jaar" Bevat volgende kolommen: • Naam: van de sector volgens PIC conventie • Eén kolom per leeftijdscategorie • Kolom met totale bevolking

B.4.GELUID

Gebruik	Formaat	Gedetailleerde beschrijving
Geluidsbelasting	GeoTIFF	GeoTIFF met Belge Lambert 72 coördinatensysteem. Alle waardes kleiner dan nul worden als NaN beschouwd

B.5.LUCHTKWALITEIT

Gebruik	Formaat	Gedetailleerde beschrijving
Luchtkwaliteit, huidige situatie (2018)	GeoTIFF	GeoTIFF per pollutant met Belge Lambert 72 coördinatensysteem. Alle waardes kleiner dan nul worden als NaN beschouwd. Beschikbaar via ftp://ftp.irceline.be/atmostreet/2018/ voor NO2 en PM2.5.
Luchtkwaliteit, BAU scenario (2030)	GeoTIFF	GeoTIFF per pollutant met Belge Lambert 72 coördinatensysteem. Alle waardes kleiner dan nul worden als NaN beschouwd
Luchtkwaliteit, BEL scenario (2030)	GeoTIFF	GeoTIFF per pollutant met Belge Lambert 72 coördinatensysteem. Alle waardes kleiner dan nul worden als NaN beschouwd

B.6. SOCIO-ECONOMISCHE STATUS

Gebruik	Formaat	Gedetailleerde beschrijving
Werkzoekenden	Excellfile	Aangeleverd per statistische sector uit de Provincie in Cijfers tool (https://provincies.incijfers.be/databank). Volgende kolommen worden verwacht: • Naam van de sector (volgens formaat uit PIC) • NWWZ • Alleenwonenden • Alleenwonende ouderen
Alleenwonende ouderen		
Alleenwonenden		
Verhoogde tegemoetkoming (VT)	Excellfile	Aangeleverd in de IMA atlas (https://ima.incijfers.be/databanken/) Volgende kolommen worden verwacht: • Code van de statistische sector • Percentage aan VT in de sector
Inkomen	Excellfile	Fiscale statistiek van de inkomsten per sector aangeleverd door StatBel (https://statbel.fgov.be/nl/open-data/fiscale-statistiek-van-de-inkomsten-sector). Data verder verwerkt door VITO om afwijking ten opzichte van het Vlaamse gemiddelde te bekijken, en om enkel één jaar over te houden.

B.7. LEVENSV ERWACHTING

Gebruik	Formaat	Gedetailleerde beschrijving
Levensverwachting bevolking	Excellfile	Levensverwachting per leeftijd. Bevat volgende kolommen: • Leeftijd: leeftijd • Levensverwachting: levensverwachting op die leeftijd. De huidige versie van de file is afgeleid op basis van data van Statbel ⁶⁴

⁶⁴ Link:

https://statbel.fgov.be/sites/default/files/files/documents/bevolking/5.4%20Sterfte%2C%20levensverwachting%20en%20doodsoorzaken/5.4.3%20Sterftetafels%20en%20levensverwachting/BE_TM_Reg_NL.xls

B.8.BASISMORTALITEIT

Gebruik	Formaat	Gedetailleerde beschrijving
Natuurlijke mortaliteit	Excelfile	Sterftcijfers per gewest voor de periode 2010 - 2020. Formaat gedownload van Statbel⁶⁵. De Notebooks lezen uit de versie van de file zonder aanpassingen. De invoer wordt verwacht in het formaat opgeleverd door StatBel.

⁶⁵ Link:

https://statbel.fgov.be/sites/default/files/files/documents/bevolking/5.4%20Sterfte%2C%20levensverwachting%20en%20doodsoorzaken/5.4.3%20Sterftetafels%20en%20levensverwachting/BE_TM_Reg_NL.xls

BIJLAGE C: TECHNISCHE BESCHRIJVING INVOERDATABASE

Deze bijlage geeft een overzicht van alle tabellen in de inputdatabase. Al deze tabellen maken deel uit van het schema “input”. We geven eerst een overzicht van alle tabellen in de database, en beschrijven nadien de tabellen in detail.

Technisch is de database een PostgreSQL database met PostGIS plug-in om het werken met geografische bestanden mogelijk te maken (see <https://postgis.net/> for information).

C.1. OVERZICHT VAN ALLE TABELLEN

De onderstaande tabel geeft een overzicht van alle tabellen in de inputdatabase, ingedeeld op basis van het niveau waarop ze gebaseerd zijn (statistische sector, adreslocaties, ziektebeelden, luchtkwaliteit).

Resolutie	Data	Naam tabel	Beschrijving
Statistische sectoren	Geometrie	statistischesectoren_geom	Geometrie van de statistische sectoren
	Classificatie	statistischesectoren_beschrijving	Koppeling van de statistische sectoren aan andere geometrieën (gemeentes, Belfius indeling...)
	Bevolking	statistischesectoren_bevolking	Bevolkingsgegevens per statistische sector
	SES	Statistischesectoren_ses	Socio-economische data per statistische sector
	Prevalentie	statistischesectoren_prevalentie	Prevalentie per statistische sector
	Basismortaliteit	Statistischesectoren_basismortaliteit	Basismortaliteit per statistische sector
Adreslocaties	Geometrie	crab_locatie	CRAB-adreslocaties met bijhorende statistische sector
	Bevolking	crab_bevolking	Bevolking per CRAB-adreslocatie
	Luchtkwaliteit en geluid	crab_luchtkwaliteitgeluid	Luchtkwaliteit en geluidsniveaus voor alle adreslocaties
Ziektebeelden	Overzicht	Ziektebeelden_overzicht	Overzicht van de ziektebeelden
	Sterftecijfer	Ziektebeelden_sterftecijfer	Sterftecijfer per leeftijdsgroep van 5 jaar
	Prevalentie morbiditeit	ziektebeelden_prevalentie	Vlaamse cijfers voor prevalentie
	Economische kosten mortaliteit	ziektebeelden_economischekostenmortaliteit	Economische kosten voor mortaliteit

	Economische kosten morbiditeit	ziektebeelden_economischekostenmorbidity	Economische kosten voor morbiditeit
	Dosis-respons mortaliteit	ziektebeelden_dosisresponsmortality	Dosis-respons relaties voor mortaliteit
	Dosis-respons morbiditeit	ziektebeelden_dosisresponsmorbidity	Dosis-respons relaties voor morbiditeit
	Geluidshinder	Ziektebeelden_hindergeluid	Functies om hinder ten gevolge van geluid in beeld te brengen
	Levensverwachting	Ziektebeelden_levensverwachting	Levensverwachting per leeftijd
Luchtkwaliteitgeluid	Scenario's	Luchtkwaliteitgeluid_scenarios	Overzicht van luchtkwaliteit- en geluid scenario's
SES	Beschrijving SES data	Ses_beschrijving	Beschrijving van de SES data

C.2. GEDETAILLEERDE BESCHRIJVING

C.2.1 STATISTISCHE SECTOREN

Deze tabellen geven informatie over de statistische sectoren weer. In elke tabel wordt de key 'cd_sector' gebruikt als label.

→ Statistischesectoren_geom

Deze dataset bevat de sectorcode van de statistische sectoren en de bijhorende geometrie. Volgende kolommen zijn aanwezig:

Naam kolom	Type	Beschrijving
Cd_Sector	String	NIS-code van de statistische sector.
geom	WKT-object	Geometrie (als polygon) van de statistische sector

→ Statistischesectoren_beschrijving

Deze dataset bevat de link tussen de statistische sectoren en de andere geografische indelingen die in het project gebruikt worden.

Naam kolom	Type	Beschrijving
Cd_Sector	string	NIS-code van de statistische sector.
statsect	String	Naam van de statistische sector
Arr	String	Arrondissement waarin de statistische sector gelegen is
Provincie	String	Provincie waarin de statistische sector gelegen is
Gewest	String	Gewest waarin de statistische sector gelegen is
Gemeente	String	Gemeente waarin de statistische sector gelegen is
Postcode	Integer	Postcode
Wijk	String	Wijk waarin de statistische sector gelegen is
vvr	String	Vervoersregio waarin de statistische sector gelegen is
Belfius_benaming	String	Belfius benaming van de gemeente waarin de statistische sector gelegen is
Belfius_clustergroep	String	Belfius clustergroep van de gemeente waarin de statistische sector gelegen is
eerstelijnszone	String	Eerstelijnszone waarin de statistische sector gelegen is
Luchtkwaliteitszone	String	Luchtkwaliteitszone waarin de statistische sector gelegen is
Verstedelijkingsgraad	String	Verstedelijkingsgraad van de statistische sector

Volgende opmerkingen zijn hierbij van toepassing:

- Voor de gemeentenamen wordt gebruik gemaakt van de naamgeving na de fusies uit 2019.
- Bij de Belfius indeling is er geen indeling beschikbaar voor de fusiegemeenten welke in 2019 ontstaan zijn (Aalter, Lievegem, Kruisem, Pelt, Oudsbergen, Puurs-Sint-Amands, Deinze).
- De grenzen van de statistische sectoren komen niet volledig overeen met deze van de eerstelijnszones. Elke sector werd daarom toegewezen naar de zone waar hij het meeste overlap mee heeft.

→ Statistischesectoren_bevolking

Deze dataset bevat verwerkte bevolkingsgegevens per statistische sector. De data is aangemaakt op basis van de gegevens uit Provincie in Cijfers, waarbij de relevante leeftijdscategorieën voor de gezondheidseindpunten voor morbiditeit weerhouden zijn voor het meest recente jaar⁶⁶. Verder zijn voor alle voorgaande jaren de bevolkingsdata per vijf jaar weerhouden.

Data voor berekening attributieve morbiditeit

De tabel bevat volgende kolommen welke gebruikt worden bij de morbiditeitsberekening.

Naam kolom	Type	Beschrijving
Cd_Sector	string	NIS-code van de statistische sector.
Totalebevolking_recentste	Integer	Totale bevolking in de statistische sector volgens de officiële statistiek van het aantal inwoners (*)
Totalebevolking_bis_recentste	Integer	Totale bevolking in de statistische sector volgens het rijksregister (*)
Borelingen_recentste	Integer	Aantal borelingen in de statistische sector (**)
0-2_recentste	Integer	Aantal 0-2 jarigen in de statistische sector
0-4_recentste	Integer	Aantal 0-4 jarigen in de statistische sector
0-19_recentste	Integer	Aantal 0-19 jarigen in de statistische sector
5-14_recentste	Integer	Aantal 5-14 jarigen in de statistische sector
20-..._recentste	Integer	Aantal 20+ jarigen in de statistische sector
30-..._recentste	Integer	Aantal 30+ jarigen in de statistische sector
30-74_recentste	Integer	Aantal 30-74 jarigen in de statistische sector
40-90_recentste	Integer	Aantal 40-90 jarigen in de statistische sector

We plaatsen hier nog volgende opmerkingen bij:

- De tag “_recentste” wijst erop dat deze data gebaseerd zijn op het meest recente jaar dat beschikbaar is in de invoerdata.
- (*) Er zijn twee cijfers beschikbaar voor de totale bevolking in de statistische sector: de cijfers volgens de officiële statistiek, en de cijfers gekoppeld aan woonadressen volgens het rijksregister. De verschillen zijn meestal vrij klein, behalve voor sectoren met een sterk verloop in de bevolking. Het cijfer uit de officiële statistiek wordt als correcter beschouwd, maar de cijfers per leeftijdscategorieën zijn gebaseerd op de aantallen op basis van het rijksregister. In dit project zullen daarom de cijfers uit het rijksregister gebruikt worden.
- (**) Het aantal borelingen is gebaseerd op het aantal 0-2 jarigen uit het rijksregister. Dit aantal komt niet exact overeen met het aantal borelingen, maar uiteindelijk is in dit project enkel het ruimtelijk patroon over de verschillende statistische sectoren belangrijk. Aangezien het aantal geboortes enkel per gemeente beschikbaar is, wordt hier dit cijfer gebruikt. VITO heeft verder gecontroleerd dat het ruimtelijk patroon (op gemeenteniveau) niet sterk verschilt tussen beide datasets, en dat het gebruiken van het aantal 0-4 jarigen dus geoorloofd is.

Data voor berekening attributieve mortaliteit

De tabel bevat verder ook de bevolkingsdata per vijf jaar leeftijdscategorie die gebruikt wordt voor de berekening van de mortaliteit gerelateerd aan luchtkwaliteit. Deze data wordt voor elk jaar van

⁶⁶ Aangezien enkel leeftijdscategorieën per vijf jaar beschikbaar zijn op statistische sector niveau, werden de categorieën bij sommige gezondheidseindpunten aangepast (bijvoorbeeld van 0-18 naar 0-19).

de periode 2001 tot het meest recente jaar opgeslagen. Voor elke entry wordt er een kolom voorzien, zoals weergegeven in de tabel hieronder.

Naam kolom	Type	Beschrijving
Cd_Sector	string	NIS-code van de statistische sector.
<x1>-<x2>_<yyyy>	Integer	Bevolking met leeftijd tussen <x1> en <x2> jaar in het jaar <yyyy> in de statistische sector. Alle intervallen van 0-4 en 90-4 komen voor, net als het leeftijdsinterval 95+ . Alle jaren sinds 2001 komen voor, en er is ook een jaar gelabeld als 'recentste' voor de meest recente data.

→ Statistischesectoren_basismortaliteit

Deze dataset bevat de basismortaliteit per leeftijdscategorie per statistische sector voor de periode van 2001 tot het meest recente jaar. Aangezien deze data niet beschikbaar is per statistische sector, worden de Vlaamse totalen gespreid over alle sectoren volgens de spreiding van de overeenkomende bevolkingsgroep.

Voor elk 5j leeftijdscategorie is er een kolom voorzien met de bijhorende basismortaliteit (in aantal personen):

Naam kolom	Type	Beschrijving
Cd_Sector	string	NIS-code van de statistische sector.
Mortaliteit_<x1>-<x2>_<yyyy>	Integer	Basismortaliteit (in aantal personen) met leeftijd tussen <x1> en <x2> jaar in het jaar <yyyy> in de statistische sector. Alle intervallen van 0-4 en 90-94 komen voor, net als het leeftijdsinterval 95+ . Alle jaren sinds 2001 komen voor, en er is ook een jaar gelabeld als 'recentste' voor de meest recente data.

→ Statistischesectoren_prevalentie

Deze dataset bevat de prevalentie per statistische sector voor alle relevante eindpunten. Aangezien deze data niet beschikbaar is per statistische sector, worden de Vlaamse totalen gespreid over alle sectoren volgens de spreiding van de overeenkomende bevolkingsgroep.

Voor elk eindpunt is er een kolom voorzien met de bijhorende prevalentie (in aantal personen):

Naam kolom	Type	Beschrijving
Cd_Sector	string	NIS-code van de statistische sector.
<eindpunt>	Float	Prevalentie (in aantal personen) voor <eindpunt>

Volgende eindpunten komen voor:

Gezondheidseindpunt
astma_0-19
astma_30-74
beroerte_20-...
beroerte_40-90
bronchitis_5-14
chronische bronchitis_20-...
copd_20-...
diabetes mellitus type 2_20-...
diabetes mellitus type 2_30-...
hartfalen_40-90
hypertensie_30-...
ischemische hartziekten_20-...
laag geboortegewicht terne geboorten_borelingen
lage luchtweginfecties_0-2
longkanker_20-...
longkanker_30-...
longontsteking_0-4
middenoorontsteking_0-4
myocardinfarct_20-...
parkinson_30-...
vroeggeboorte_borelingen

→ Statistischesectoren_ses

Deze dataset bevat socio-economische data per statistische sector. Deze data wordt niet gebruikt in het rekenhart, maar wordt wel gebruikt in de Tableau-visualisatie om een selectie van gevoelige sectoren door te voeren

Naam kolom	Type	Beschrijving
Cd_Sector	string	NIS-code van de statistische sector.
nwwz_2018	Float	Percentage (0 – 100) aan niet-werkende werkzoekende in de statistische sector. Het percentage is uitgedrukt ten opzichte van de werkende bevolking.
75+_alleenwonend_2019	Float	Percentage (0 – 100) aan alleenwonende 75+-jarigen in de statistische sector. Het percentage is uitgedrukt ten opzichte van het totaal aantal 75+-jarigen.
18-64_alleenwonend_2019	Float	Percentage (0 – 100) aan alleenwonende 18-64 jarigen in de statistische sector. Het percentage is uitgedrukt ten opzichte van het totaal aantal 18-64 jarigen.
vt_2017	Float	Percentage (0 – 100) aan personen met een verhoogde tegemoetkoming (VT) in de statistische sector. Het percentage is uitgedrukt ten opzichte van het totaal aantal inwoners in de sector.

Mediaaninkomen_2015	Float	Afwijking van het mediane inkomen in de statistische sector van het mediane inkomen in Vlaanderen. Data voor 2015. Positieve waarden duiden op een lager inkomen in de sector dan de Vlaamse mediaan.
----------------------------	-------	---

C.2.2 ADRESLOCATIES

Deze tabellen geven informatie over de adreslocaties weer. In elke tabel wordt de key 'id' gebruikt als label.

→ **crab_locaties**

Deze dataset bevat de ID van de CRAB-adressen, de coördinaten van de adreslocatie en de bijhorende statistische sector waarin het CRAB-adres gelegen is.

Naam kolom	Type	Beschrijving
Id	String	ID van de adreslocatie
Cd_Sector	string	NIS-code van de statistische sector waarin de adreslocatie gelegen is.
X	Float	x-coördinaat (in Belge Lambert 72 – EPSG:31370) van de adreslocatie
Y	Float	y-coördinaat (in Belge Lambert 72 – EPSG:31370) van de adreslocatie

→ **crab_bevolking**

Deze dataset bevat de ID van de CRAB-adressen en de bevolking per adreslocatie. Aangezien er momenteel geen bevolkingsdata per adres kan gebruikt worden in dit project, is dit aantal berekend door het totaal aantal personen in de statistische sector uniform te spreiden over de adreslocaties.

Naam kolom	Type	Beschrijving
Id	String	ID van de adreslocatie
Bevolking_peradres	Float	Aantal inwoners van de adreslocatie

→ **crab_luchtkwaliteitgeluid**

Deze dataset bevat de ID van de CRAB-adressen en de blootstelling aan luchtkwaliteit en geluid voor deze adressen. De tag in de kolommen linkt aan het overzicht van luchtkwaliteits- en geluidscenario's in de tabel luchtkwaliteitgeluid_scenarios.

Naam kolom	Type	Beschrijving
Id	String	ID van de adreslocatie
<tag>	Float	Concentratie van <tag> op de locatie van het adres. De tags verwijzen naar de tags uit de tabel luchtkwaliteitgeluid_scenarios.

C.2.3 ZIEKTEBEELDEN

Deze tabellen geven de algemene invoer over de ziektebeelden weer. Ze zijn een verwerking van de dosis-respons relaties, prevalenties en economische kosten die VITO verzameld heeft in de literatuurstudie van het project.

→ Ziektebeelden_overzicht

Deze tabel geeft een overzicht van de ziektebeelden.

Naam kolom	Type	Beschrijving
polluent	String	Polluent (NO2, PM10, PM25, Lnight of Lden)
Polluent_naam_tableau	String	Naam van de polluent gebruikt in Tableau
Gezondheidseindpunt	String	Gezondheidseindpunt
Gezondheidseindpunt_naam_tableau	String	Naam van gezondheidseindpunt in Tableau
Populatie_aangepast	String	Populatiegroep zoals gebruikt in de tool
Populatie_naam_tableau	String	Naam van de populatiegroep in Tableau
type	String	Primair of secundair
Kosten_onzekerheid	String	Inschatting van de onzekerheid op de kostinschatting op een schaal van 1 tot 4
Prevalentie_incidentie	String	Bekijken we de prevalentie of incidentie van het eindpunt?

→ Ziektebeelden_dosisresponsmorbiditeit

Deze tabel beschrijft de dosis-respons relaties voor morbiditeit.

Naam kolom	Type	Beschrijving
Polluent	String	Polluent (NO2, PM10, PM25 of Lden)
Gezondheidseindpunt	string	Gezondheidseindpunt
Populatie_basis	String	Originele leeftijdscategorie die bij het eindpunt hoort
Populatie_aangepast	String	Leeftijdscategorie aangepast naar 5 jaar leeftijdscategorieën. Deze populatie zal verder in het rekenhart gebruikt worden
Puntschatting	Float	Puntschatting van de dosis-respons relatie
Ondergrens	Float	Ondergrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval van de dosis-respons relatie
Bovengrens	Float	Bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval van de dosis-respons relatie
Dosis	Float	Eenheidsdosis
Blankedout	Binary	Is het eindpunt een primair (1) of secundair (0) eindpunt?

→ Ziektebeelden_dosisresponsmortaliteit

Deze tabel beschrijft de dosis-respons relaties voor mortaliteit.

Naam kolom	Type	Beschrijving
Polluent	String	Polluent (NO2, PM10, PM25 of Lden)
Gezondheidseindpunt	string	Gezondheidseindpunt
Populatie_basis	String	Originele leeftijdscategorie die bij het eindpunt hoort
Populatie_aangepast	String	Leeftijdscategorie aangepast naar 5 jaar leeftijdscategorieën. Deze populatie zal verder in het rekenhart gebruikt worden
Puntschatting	Float	Puntschatting van de dosis-respons relatie
Ondergrens	Float	Ondergrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval van de dosis-respons relatie
Bovengrens	Float	Bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval van de dosis-respons relatie
Dosis	Float	Eenheidsdosis
curoff	Float	Drempelwaarde gebruikt in de dosis-respons relatie
Correctiefactor	Float	Correctiefactor om te corrigeren voor overlap tussen NO2 en fijn stof

→ Ziektebeelden_hindergeluid

Deze tabel beschrijft de relaties die potentieel ernstige hinder en potentieel ernstige slaapverstoring ten gevolge van geluid modelleren⁶⁷.

Naam kolom	Type	Beschrijving
Polluent	String	Polluent (Lden of Lnight)
Gezondheidseindpunt	string	Gezondheidseindpunt
Populatie_basis	String	Originele leeftijdscategorie die bij het eindpunt hoort
Populatie_aangepast	String	Leeftijdscategorie aangepast naar 5 jaar leeftijdscategorieën. Deze populatie zal verder in het rekenhart gebruikt worden
Functie	String	Dosis-responsrelatie ($\%H = a + b \cdot L + c \cdot L^2$, met %H het percentage ernstig gehinderden of ernstig slaapverstoorden, L het geluidsniveau) als String
constant	Float	Constante term (a) uit de dosis-responsrelatie
lineair	Float	Lineaire term (b) uit de dosis-responsrelatie
kwadratisch	Float	Kwadratische term (c) uit de dosis-responsrelatie
Cut-off	Float	Cut-off

⁶⁷ Bemerk dat de relaties voor ischemische hartziekten gerelateerd aan geluidsblootstelling zijn opgenomen in de tabel rond de dosis-responsrelaties.

→ **Ziektebeelden_economischekostenmorbidity**

Deze tabel beschrijft de economische kosten gerelateerd aan de ziektebeelden.

Naam kolom	Type	Beschrijving
Gezondheidseindpunt	string	Gezondheidseindpunt
Populatie_aangepast	String	Leeftijdscategorie aangepast naar 5 jaar leeftijds-categorieën. Deze populatie zal verder in het rekenhart gebruikt worden
Jaarlijkse_kosten	Float	Inschatting van de jaarlijkse kosten
Duur_case	Float	Duurtijd van een case
Onzekerheidsniveau	Integer	Inschatting van de onzekerheid op een schaal van vrij zeker (1) tot heel onzeker (5)

→ **Ziektebeelden_economischekostenmortality**

Deze tabel beschrijft de economische kosten gerelateerd aan mortaliteit via de VOLY (Value of Life Year).

Naam kolom	Type	Beschrijving
Gezondheidseindpunt	string	Gezondheidseindpunt
Populatie_aangepast	String	Leeftijdscategorie aangepast naar 5 jaar leeftijds-categorieën. Deze populatie zal verder in het rekenhart gebruikt worden
Jaarlijkse_kosten	Float	Inschatting van de jaarlijkse kosten
Duur_case	Float	Duurtijd van een case
Onzekerheidsniveau	Integer	Inschatting van de onzekerheid op een schaal van vrij zeker (1) tot heel onzeker (5)

→ **Ziektebeelden_economischekostenmortality**

Deze tabel beschrijft de Vlaamse prevalentie / incidentie van de ziektebeelden.

Naam kolom	Type	Beschrijving
Gezondheidseindpunt	string	Gezondheidseindpunt (steeds VOLY)
Populatie_aangepast	String	Leeftijdscategorie aangepast naar 5 jaar leeftijds-categorieën. Deze populatie zal verder in het rekenhart gebruikt worden
kostverlorenlevensjaar	Float	Inschatting van de kost van een verloren levensjaar

→ **Ziektebeelden_levensverwachting**

Deze tabel beschrijft de levensverwachting voor de vijf jaar categorieën die gebruikt worden in de mortaliteitsberekening.

Naam kolom	Type	Beschrijving
leeftijd	string	Leeftijdsinterval per 5 jaar (e.g. 0-4)
Levensverwachting	Float	Levensverwachting voor het leeftijdsinterval

C.2.4 LUCHTKWALITEIT EN GELUID

Deze tabellen geven een overzicht van de luchtkwaliteits- en geluidsscenario's.

→ **luchtkwaliteitgeluid_scenarios**

Deze tabel geeft een overzicht van de scenario's die opgenomen zijn, en hoe deze aan elkaar linken.

Naam kolom	Type	Beschrijving
Tag	string	Tag voor de input (combinatie van het scenario en de pollutant)
scenario	string	Scenario. Dit scenario wordt overgenomen in de tabel met de luchtkwaliteit en geluid per CRAB-adres en de resultaatstabel.
polluent	String	Polluent (NO2, PM25, PM10, Lden of Lnight)
type	String	Type (referentie of scenario)
studie	Float	Naam van de studie. Een studie bundelt meerdere scenario's en bestaat steeds uit één referentiekaart per pollutant, mogelijks aangevuld met één of meerdere scenario-runs die vergeleken kunnen worden met het basisscenario. De scenario's kunnen aan elkaar gekoppeld worden.

C.2.5 BESCHRIJVING SES DATA

→ **ses_beschrijving**

Deze tabel geeft een beschrijving van de SES data die voor alle statistische sectoren wordt weergegeven in de tabel statistischesectoren_ses.

Naam kolom	Type	Beschrijving
Korte_naam	string	Naam voor de SES data zoals gebruikt in de tabel statistischesectoren_ses
Volledige_naam	String	Lange naam voor de SES data (met volledige beschrijving van de data)
bron	String	Bron van de SES data
Jaar	Integer	Jaartal voor de SES data

BIJLAGE D: TECHNISCHE BESCHRIJVING UITVOERDATABASE

Deze bijlage geeft een overzicht van de tabellen in de outputdatabase. De tabellen maken deel uit van het schema “output”. Het gaat zowel om een tabel met de resultaten (‘resultaat’) als een tabel met een overzicht van de eindpunten. Beide kunnen aan elkaar gematcht worden door de kolom ‘eindpunt’. Daarnaast zijn een aantal hulptabellen toegevoegd die nuttig zijn voor de finale Tableau visualisatie. Het gaat om de tabel met alle informatie per statistische sector (‘statsect’) en een tabel met de basisprevalentie (‘prevalentie’). Tenslotte zijn ook de resultaten van de gevoeligheidsstudies toegevoegd in een tabel (‘gevoeligheidstesten’).

Technisch is de database een PostgreSQL database met PostGIS plug-in om het werken met geografische bestanden mogelijk te maken (see <https://postgis.net/> for information).

D.1. RESULTAATSDATABASE (‘RESULTAAT’)

Deze tabel geeft de resultaten berekend door het rekenhart weer, en bevat zowel de attributieve aantallen en de economische kost (jaarlijks en totaal) per statistische sector voor alle eindpunten⁶⁸ en scenario’s. Tevens worden zowel de resultaten volgens de boven- en de ondergrens van het 95% betrouwbaarheidspercentiel gegeven.

Naam kolom	Type	Beschrijving
Cd_Sector	string	NIS-code van de statistische sector.
Grootheid	string	Gerapporteerde grootheid: • AI: attributieve aantallen (gerapporteerd in aantallen) • Kost_jaarlijks: jaarlijkse kost (gerapporteerd in EUR) • Kost_totaal: totale kost (gerapporteerd in EUR)
Eindpunt	String	Gezondheidseindpunt. Formaat <polluent>_<gezondheidseffect>_<doelgroep>, e.g. no2_astma_0-19. Deze tag komt overeen met de tag gebruikt in de tabel met het overzicht van de eindpunten.
Scenario	String	Gebruikt scenario. Deze linkt aan de overeenkomstige kolom in de tabel ‘luchtkwaliteitgeluid_scenarios’
Level	String	Welk onzekerheidsniveau is gebruikt? • Puntschatting: puntschatting • Ondergrens: ondergrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval • Bovengrend: bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval
Waarde	Float	Waarde van de grootheid
Unit	String	Eenheid die bij de waarde hoort

⁶⁸ Voor mortaliteit wordt voor de attributieve incidentie niet enkel de mortaliteit (in aantallen), maar ook het aantal verloren levensjaren opgegeven (met de tag ‘yll’, welke verwijst naar years of life lost).

D.2. OVERZICHT EINDPUNTEN ('ZIEKTEBEELDEN')

Deze tabel geeft een overzicht van de ziektebeelden berekend door het rekenhart weer. Tevens worden de namen van de eindpunten zoals ze gebruikt worden in Tableau aangegeven. Mortaliteit wordt niet opgenomen in deze tabel.

Naam kolom	Type	Beschrijving
Eindpunt	String	Gezondheidseindpunt. Formaat <polluent>_<gezondheidseffect>_<doelgroep>, e.g. no2_astma_0-19. Deze tag komt overeen met de tag gebruikt in de tabel met resultaten.
polluent	String	Polluent (NO2, PM10, PM25, Lnight of Lden)
Polluent_naam_tableau	String	Naam van de polluent gebruikt in Tableau
Gezondheidseindpunt	String	Gezondheidseindpunt
Gezondheidseindpunt_naam_tableau	String	Naam van gezondheidseindpunt in Tableau
Populatie_aangepast	String	Populatiegroep
Populatie_naam_tableau	String	Naam van de populatiegroep in Tableau
type	String	Primair of secundair
Kosten_onzekerheid	String	Inschatting van de onzekerheid op de kostinschatting op een schaal van 1 tot 4

D.3. BASISPREVALENTIE ('PREVALENTIE')

Deze tabel bundelt de basisprevalentie per statistische sector. De tabel kan gelinkt worden aan de resultaten per statistische sector op basis van de tag 'cd_sector', en de tags 'ziektebeeld' en 'populatie_aangepast' die het eindpunt beschrijven (volgens de opzet in de tabel 'ziektebeelden'). Mortaliteit wordt niet opgenomen in deze tabel.

Naam kolom	Type	Beschrijving
Cd_Sector	string	NIS-code van de statistische sector.
Gezondheidseindpunt	String	Gezondheidseindpunt
Populatie_aangepast	String	Populatiegroep
Waarde	Float	Waarde van de grootte

D.4. INFORMATIE STATISTISCHE SECTOREN ('STATSECT')

Deze tabel bundelt alle informatie over de statistische sectoren. Het gaat hier zowel over de geometrie, de beschrijving, de inwonersaantallen als de socio-economische informatie. De tabel kan gelinkt worden aan de resultaten per statistische sector op basis van de tag 'cd_sector'.

Naam kolom	Type	Beschrijving
Cd_Sector	string	NIS-code van de statistische sector.
geom	WKT-object	Geometrie (als polygon) van de statistische sector
Totalebevolking	Integer	Totale bevolking in de statistische sector volgens de officiële statistiek van het aantal inwoners (*)

Totalebevolking_rr	Integer	Totale bevolking in de statistische sector volgens het rijksregister (*)
Borelingen	Integer	Aantal borelingen in de statistische sector (**)
0-2	Integer	Aantal 0-2 jarigen in de statistische sector
0-4	Integer	Aantal 0-4 jarigen in de statistische sector
0-19	Integer	Aantal 0-19 jarigen in de statistische sector
5-14	Integer	Aantal 5-14 jarigen in de statistische sector
20-...	Integer	Aantal 20+ jarigen in de statistische sector
30-...	Integer	Aantal 30+ jarigen in de statistische sector
30-74	Integer	Aantal 30-74 jarigen in de statistische sector
40-90	Integer	Aantal 40-90 jarigen in de statistische sector
Naam kolom	Type	Beschrijving
Cd_Sector	string	NIS-code van de statistische sector.
nwwz	Float	Percentage (0 – 100) aan niet-werkende werkzoekende in de statistische sector. Het percentage is uitgedrukt ten opzichte van de werkende bevolking.
75+_alleenwonend	Float	Percentage (0 – 100) aan alleenwonende 75+-jarigen in de statistische sector. Het percentage is uitgedrukt ten opzichte van het totaal aantal 75+-jarigen.
18-64_alleenwonend	Float	Percentage (0 – 100) aan alleenwonende 18-64 jarigen in de statistische sector. Het percentage is uitgedrukt ten opzichte van het totaal aantal 18-64 jarigen.
vt	Float	Percentage (0 – 100) aan personen met een verhoogde tegemoetkoming (VT) in de statistische sector. Het percentage is uitgedrukt ten opzichte van het totaal aantal inwoners in de sector.
Mediaaninkome	Float	Afwijking van het mediane inkomen in de statistische sector van het mediane inkomen in Vlaanderen. Data voor 2015. Positieve waarden duiden op een lager inkomen in de sector dan de Vlaamse mediaan.
Naam kolom	Type	Beschrijving
Cd_Sector	string	NIS-code van de statistische sector.
statsect	String	Naam van de statistische sector
Arr	String	Arrondissement waarin de statistische sector gelegen is
Provincie	String	Provincie waarin de statistische sector gelegen is
Gewest	String	Gewest waarin de statistische sector gelegen is
Gemeente	String	Gemeente waarin de statistische sector gelegen is
Postcode	Integer	Postcode
Wijk	String	Wijk waarin de statistische sector gelegen is
vvr	String	Vervoersregio waarin de statistische sector gelegen is
Belfius_benaming	String	Belfius benaming van de gemeente waarin de statistische sector gelegen is

Belfius_clustergroep	String	Belfius clustergroep van de gemeente waarin de statistische sector gelegen is
eerstelijnszone	String	Eerstelijnszone waarin de statistische sector gelegen is
Luchtkwaliteitszone	String	Luchtkwaliteitszone waarin de statistische sector gelegen is

D.5. LUCHTKWALITEITGELUID_SCENARIOS

Deze tabel geeft een overzicht van de scenario's die opgenomen zijn, en hoe deze aan elkaar linken.

Naam kolom	Type	Beschrijving
Tag	string	Tag voor de input (combinatie van het scenario en de pollutent)
scenario	string	Scenario. Dit scenario wordt overgenomen in de tabel met de luchtkwaliteit en geluid per CRAB-adres en de resultaatstabel.
polluent	String	Polluent (NO2, PM25, PM10, Lden of Lnight)
type	String	Type (referentie of scenario)
studie	String	Naam van de studie. Een studie bundelt meerdere scenario's en bestaat steeds uit één referentiekaart per pollutent, mogelijks aangevuld met één of meerdere scenario-runs die vergeleken kunnen worden met het basisscenario. De scenario's kunnen aan elkaar gekoppeld worden.

D.6. RESULTATEN GEVOELIGHEIDSTESTEN ('GEVOELIGHEIDSTESTEN')

Deze tabel bevat de resultaten van de gevoeligheidstesten en dient om de tornadoplots op te bouwen. Ze is niet het resultaat van het rekenhart, maar bevat de resultaten van een offline studie. De resultaten kunnen gekoppeld worden aan de eindpunten op basis van de kolom eindpunt.

Voor elk eindpunt worden de resultaten van de tornadoplots voor de Vlaamse totalen (met absolute onzekerheden) en voor de vier geselecteerde sectoren (met relatieve onzekerheden) aangeleverd. De data kan op deze manier gebruikt worden om de tornadoplots uit HOOFDSTUK 6 terug aan te maken. Mortaliteit wordt niet opgenomen in deze tabel.

Naam kolom	Type	Beschrijving
Eindpunt	String	Gezondheidseindpunt. Formaat <polluent>_<gezondheidseffect>_<doelgroep>, e.g. no2_astma_0-19. Deze tag komt overeen met de tag gebruikt in de tabel met resultaten.
Type_onzekerheid	String	Welke onzekerheid? Deze tag zorgt voor de verticale indeling op de tornadoplots. Mogelijkheden: • Dosis-respons • Prevalentie-incidentie • Woonlocaties

		• Resolutie • Streetcanyons • Totale onzekerheid
Sector	String	Sector. Opties: • Vlaanderen: Vlaamse totalen • Stedelijk • Landelijk • Snelweg • Hoge AI
Level	String	Is dit de waarde voor de onder- of de bovengrens van de onzekerheid (de range tussen beide geeft dus de breedte van de onzekerheidsbalk) Opties: • Upper • Lower
Value	Float	Waarde