

# UITFASEREN VAN THERMISCHE VOERTUIGEN IN HET BRUSSELS HOOFDSTEDELIJK GEWEST: IMPACT OP DE GEZONDHEID

Karen Van de Vel, Jurgen Buekers

Studie uitgevoerd in opdracht van Leefmilieu Brussel  
2021/HEALTH/R/2237

Februari 2021



## Colofon

### Titel

Uitfaseren van thermische voertuigen in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest: impact op de gezondheid.

Dit rapport is ook beschikbaar via <https://leefmilieu.brussels/>

Dit rapport bevat de mening van de auteurs en niet noodzakelijk die van Brussel Leefmilieu.

Cover foto: © Bénédicte Maindiaux

### Samenstellers

Van de Vel Karen, Buekers Jurgen  
Unit Health, VITO NV

### Wijze van refereren

Van de Vel K., Buekers J. (2021), Uitfaseren van thermische voertuigen in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest: impact op de gezondheid, studie uitgevoerd in opdracht van Leefmilieu Brussel, 2021/HEALTH/R/2237, VITO NV.

### Verantwoordelijke uitgever

VITO NV  
Unit Health  
Van de Vel Karen, Buekers Jurgen  
Boeretang 200  
B-2400 MOL  
Tel. algemeen: 014 33 55 11  
E-mail: [karen.vandevel@vito.be](mailto:karen.vandevel@vito.be)

---

## VERSPREIDINGSLIJST

VITO – Unit Health

Leefmilieu Brussel

## SAMENSTELLING STUURGROEP

Een groep van experts en beleidsmakers uit verschillende disciplines heeft de opdrachtnemers van deze studie geadviseerd bij het uitvoeren van deze studie:

- Louise Duprez, Leefmilieu Brussel;
- Alice Gérard, Leefmilieu Brussel;
- Damien Sury, Leefmilieu Brussel;
- Priscilla Declerck, Leefmilieu Brussel;
- Olivier Dikuta, Leefmilieu Brussel;
- Lucas Demuelenaere, Kabinet van Minister van de Brusselse Hoofdstedelijke Regering, belast met Klimaattransitie, Leefmilieu, Energie en Participatieve Democratie;
- David Hercot, Kabinet van Minister van de Brusselse Hoofdstedelijke Regering, belast met Klimaattransitie, Leefmilieu, Energie en Participatieve Democratie);
- Melissa Vermeulen, Gemeenschappelijke Gemeenschapscommissie van Brussel-Hoofdstad (GGC);
- Frans Fierens, Intergewestelijke Cel voor het Leefmilieu (IRCEL);
- Virginie Hutsemékers, Intergewestelijke Cel voor het Leefmilieu (IRCEL);
- Philippe Maetz, Intergewestelijke Cel voor het Leefmilieu (IRCEL);
- Elke Trimpeneers, Intergewestelijke Cel voor het Leefmilieu (IRCEL);
- Fabrice Thielen, Federale overheidsdienst (FOD) Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu;
- Estelle Vercouter, Federale overheidsdienst (FOD) Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu;
- Lieslotte Wackenier, Departement Omgeving, Vlaamse Overheid;
- Roel Vaneerdeweg, Departement Omgeving, Vlaamse Overheid;
- Brecht Devleesschauwer, Sciensano, UGent;
- Barbara Legiest, Vlaams Agentschap Zorg en Gezondheid;
- Stefan Acke, Vlaams Agentschap Zorg en Gezondheid;
- Mike Holland, Ecometrics Research and Consulting (EMRC);
- Luc Int Panis, VITO.



---

## SAMENVATTING

### Achtergrond

Ondanks aanzienlijke vooruitgang bij het terugdringen van emissies in de afgelopen decennia blijft luchtvervuiling het grootste milieugerelateerde gezondheidsrisico in Europa. Blootstelling aan luchtverontreiniging leidt tot een groot aantal gezondheidseffecten, waaronder vroegtijdige sterfte, beroertes, longkanker en andere ziekten. In 2018 was de luchtvervuiling elk jaar verantwoordelijk voor ongeveer 7.400 vroegtijdige overlijdens door blootstelling aan fijn stof (PM<sub>2,5</sub>), 1.200 vroegtijdige overlijdens door blootstelling aan stikstofdioxide (NO<sub>2</sub>) en 350 vroegtijdige overlijdens door blootstelling aan ozon (O<sub>3</sub>) in België<sup>1</sup>. In het Brussels Hoofdstedelijk Gewest (BHG) heeft de blootstelling aan luchtpolluenten PM<sub>2,5</sub>, NO<sub>2</sub> en O<sub>3</sub> in het jaar 2018 naar schatting respectievelijk 627, 323 en 19 vroegtijdige overlijdens veroorzaakt<sup>2</sup>.

Een groot deel van de luchtverontreinigende emissies is afkomstig van het wegverkeer. In het BHG was het wegverkeer in 2018 verantwoordelijk voor 63% van de uitstoot van stikstofoxiden (NO<sub>x</sub>), 34,5% van de uitstoot van PM<sub>10</sub>, 28,5% van de uitstoot van PM<sub>2,5</sub> en 56% van de uitstoot van zwarte koolstof (black carbon, BC)<sup>3</sup>. Deze emissies zullen in het komende decennium naar verwachting aanzienlijk dalen door vergroening van het wagenpark, maar het wegverkeer zal in 2030 nog steeds verantwoordelijk zijn voor meer dan 30% van de NO<sub>x</sub>-emissies in het BHG<sup>4</sup>. Tenslotte heeft het Internationaal Agentschap voor Kankeronderzoek (IARC) luchtverontreiniging door uitlaatemissies van dieselmotoren geclassificeerd als kankerverwekkend voor de mens<sup>5</sup>.

Daarom neemt de BHG-regering maatregelen om de uitstoot van het verkeer aan te pakken. Sinds 2018 is het BHG een lage-emissiezone (LEZ), waar de sterkst vervuilende voertuigen niet meer mogen rondrijden. Volgens prognoses zullen de huidige LEZ-toegangsbeperkingen de NO<sub>2</sub>-concentratie in het hele BHG-grondgebied tussen 2025 en 2030 tot onder de Europese jaarlijkse limiet van 40 µg/m<sup>3</sup> brengen<sup>6</sup>. Een recente analyse toont aan dat de LEZ al een sterke invloed heeft op de samenstelling van het wagenpark, hetgeen bijdraagt tot de vermindering van de NO<sub>x</sub>- en BC-uitstoot, twee verkeersgerelateerde verontreinigende stoffen<sup>7</sup>.

Echter, verdere acties zijn nog steeds nodig om de gezondheid van de Brusselse burgers beter te beschermen. Wetenschappelijk bewijs toont aan dat ernstige gezondheidseffecten ook optreden onder de wettelijke normen die door de EU worden vooropgesteld. Tegelijkertijd moet de transportsector koolstofvrij worden gemaakt om de klimaatverandering aan te pakken en de verbintenissen van het Akkoord van Parijs van 2015 na te komen. In 2018 werd een vierde van de uitstoot van koolstofdioxide (CO<sub>2</sub>) in het BHG veroorzaakt door het wegverkeer.

---

<sup>1</sup> EEA air quality report 2020 : <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2020-report>

<sup>2</sup> IRCELINE, 2020. Opmerking: De aantallen sterfgevallen als gevolg van PM<sub>2,5</sub> en NO<sub>2</sub> (627; 323) houden verband met langdurige blootstelling in de bevolking ouder dan 30 jaar en zijn gecorrigeerd voor dubbel telling. Daarentegen houdt het aantal sterfgevallen als gevolg van blootstelling aan O<sub>3</sub> voor de algemene bevolking verband met de blootstelling op korte termijn. Het kan dus niet bij de rest worden opgeteld, omdat er dan een risico van dubbel telling zou bestaan.

<sup>3</sup> Jaarlijkse inventarissen van de luchtverontreinigende emissies, Leefmilieu Brussel: <https://leefmilieu.brussels/themas/lucht-klimaat/luchtkwaliteit/de-uitstoot-van-verontreinigende-stoffen-die-de-luchtkwaliteit>

<sup>4</sup> Prognoses in het kader van de richtlijn inzake nationale emissieplafonds

<sup>5</sup> IARC 2012: [https://www.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/07/pr213\\_E.pdf](https://www.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/07/pr213_E.pdf)

<sup>6</sup> Verwachte effecten van de lage-emissiezone op het wagenpark en de luchtkwaliteit in het BHG, 2018. Hier te downloaden: <https://www.lez.brussels/mytax/nl/practical?tab=Impact>

<sup>7</sup> Evaluatie van de lage-emissiezone – verslag 2019. Hier te downloaden: <https://www.lez.brussels/mytax/nl/practical?tab=Impact>

In dit verband heeft de BHG-regering zich ertoe verbonden de overgang naar emissievrij wegverkeer te versnellen, en heeft zij reeds verschillende maatregelen aangekondigd om deze ambitie te verwezenlijken:

- Het gewestelijk mobiliteitsplan "Good Move", dat tot doel heeft het gemotoriseerd vervoer van personen en goederen te verminderen;
- Een geleidelijk verbod op dieselveertuigen tegen uiterlijk 2030;
- Een geleidelijk verbod op benzine- en LPG-voertuigen tegen uiterlijk 2035;
- Een regionale strategische visie voor de inzet van oplaadinfrastructuur voor elektrische voertuigen<sup>8</sup>.

Er zijn verschillende studies uitgevoerd om de impact van de geleidelijke afschaffing van voertuigen met verbrandingsmotoren op een aantal aspecten (sociaaleconomisch, energie, mobiliteit, lucht, klimaat, gezondheid, overheidsvloten) te evalueren en aldus bij te dragen tot de uitvoering van dit beleid.

Het doel van deze studie is de gezondheidsvoordelen van het uitfaseren van voertuigen met verbrandingsmotoren in te schatten voor mensen die in het BHG wonen.

Daartoe worden gezondheidseffecten, zoals aantal vroegtijdige sterfgevallen of aantal zieken, ten gevolge van blootstelling aan luchtverontreiniging, en de kosten die hiermee gepaard gaan, berekend voor een referentiescenario voor 2015 en voor vier scenario's aan de horizon 2030:

- Business as usual (BAU): uitvoering van bestaande maatregelen tot 2030;
- Good Move (GM): vermindering van het gemotoriseerd verkeer als gevolg van de uitvoering van het nieuwe gewestelijke mobiliteitsplan dat in maart 2020 werd goedgekeurd<sup>9</sup>;
- Thermic Ban (TB): vermindering van het gemotoriseerd verkeer (GM-scenario) in combinatie met een volledige stopzetting van het gebruik van dieselveertuigen (met uitzondering van vrachtwagens) en een al ingezette uitfasering van benzine en LPG<sup>10</sup>;
- Thermic Ban plus (TB+): TB-scenario met inbegrip van vrachtwagens.

### Effecten op luchtkwaliteit en blootstelling van de bevolking

De vier scenario's duiden op een verbetering van de luchtkwaliteit in 2030 t.o.v. 2015 (voor alle pollutanten) en een verlaagde blootstelling van de Brusselse bevolking aan deze luchtpolluenten. Dit heeft vooral te maken met de transitie naar een duurzamer energiesysteem.

- In het BAU-scenario ligt voor **PM<sub>2,5</sub>** de jaargemiddelde bevolkingsgewogen blootstelling net boven de gezondheidkundige advieswaarde van 10 µg/m<sup>3</sup>. Voor de overige scenario's daalt de waarde tot ongeveer 9,5 µg/m<sup>3</sup>. Indien we kijken naar de individuele blootstelling van alle inwoners van het BHG, stellen we vast dat beide Thermic Ban-scenario's best scoren, met slechts 3-4% van de inwoners die wordt blootgesteld aan PM<sub>2,5</sub>-concentraties hoger dan 10 µg/m<sup>3</sup>.
- Voor **PM<sub>10</sub>** voldoet de jaargemiddelde bevolkingsgewogen blootstelling voor alle scenario's aan de gezondheidkundige advieswaarde van 20 µg/m<sup>3</sup>. Alleen bij de Thermic Ban-scenario's kan de limiet voor de hele bevolking worden gerespecteerd.

---

<sup>8</sup> [https://leefmilieu.brussels/sites/default/files/user\\_files/note\\_vision\\_regionale\\_bornes\\_nl.pdf](https://leefmilieu.brussels/sites/default/files/user_files/note_vision_regionale_bornes_nl.pdf)

<sup>9</sup> In deze studie vertaalt de impact van GM zich in een vermindering van 24% van het aantal met de auto afgelegde kilometers (t.o.v. 2015).

<sup>10</sup> Geleidelijke vermindering tot een volledig verbod op benzine en LPG in 2035.

- Ook voor **NO<sub>2</sub>** voldoet de jaargemiddelde bevolkingsgewogen blootstelling voor alle scenario's aan de gezondheidskundige advieswaarde van 20 µg/m<sup>3</sup>. In het BAU-scenario bedraagt de waarde nog 18 µg/m<sup>3</sup>, deze daalt tot ongeveer 13 µg/m<sup>3</sup> in de Thermic Ban scenario's. Ook hier is het alleen bij de Thermic Ban scenario's mogelijk de aanbevolen waarde voor alle inwoners van het Gewest te respecteren.
- Voor de pollutant **roet** (gemeten onder de vorm van zwarte koolstof, black carbon – BC) bestaan geen advieswaarden, noch wettelijke normen, hoewel dieselroet als kankerverwekkend voor mensen wordt beschouwd<sup>11</sup>. De gemiddelde blootstelling aan BC in het GM-scenario is 10% lager dan het BAU-scenario, het Thermic Ban scenario geeft daarbovenop een 30% verlaging. Op vlak van individuele blootstelling geven beide Thermic Ban scenario's een maximale blootstelling van 0,12 µg/m<sup>3</sup>. In de BAU- en GM-scenario's blijft respectievelijk 54% en 20% van de bevolking blootgesteld aan waarden boven 0,12 g/m<sup>3</sup>.

De vermindering van de concentraties is groter voor NO<sub>2</sub> en BC dan voor fijn stof (PM). Dit heeft twee oorzaken:

- De bijdrage van verkeersemissies tot de volledige uitstoot is veel groter voor NO<sub>2</sub> en BC dan voor PM. Bijgevolg hebben mobiliteitsmaatregelen een grotere impact op de emissie- en concentratieniveaus van NO<sub>2</sub> en BC, dan op deze van PM;
- De concentratieniveaus van NO<sub>2</sub> en BC worden gedomineerd door plaatselijke emissies, terwijl de concentratieniveaus van PM voor het overgrote deel bepaald worden door verder afgelegen emissiebronnen, buiten het Gewest.

Tenslotte moet worden opgemerkt dat zelfs bij concentraties onder de aanbevolen grenswaarden negatieve gezondheidseffecten worden waargenomen<sup>12</sup>. Daarom is het aanbevolen de algemene blootstelling zo laag mogelijk te houden, zoals het geval is bij de Thermic Ban scenario's.

## Effecten op gezondheid

De mobiliteitsmaatregelen die het BHG plant hebben een positief effect op het aantal vroegtijdige overlijdens en op het aantal mensen die ziek worden als gevolg van blootstelling aan luchtverontreiniging.

Het Good Move-scenario levert de volgende gezondheidswinst op in 2030, in vergelijking met het BAU-scenario:

- Op jaarbasis 76 minder vroegtijdige overlijdens door chronische blootstelling aan PM<sub>2,5</sub> en NO<sub>2</sub>, dit is een afname met 11%;
- Een afname met ongeveer 16% in aantal ziektegevallen door chronische blootstelling aan NO<sub>2</sub> en een afname van ongeveer 7% in aantal ziektegevallen door blootstelling aan fijn stof (PM<sub>2,5</sub> en PM<sub>10</sub>). Het betreft hier zowel de incidentie van bepaalde aandoeningen (zonder ziekenhuisopname) als het aantal ziekenhuisopnames voor andere aandoeningen. Concreet betekent dit bv. op jaarbasis 238 minder nieuwe astmagevallen bij volwassenen door chronische blootstelling aan NO<sub>2</sub> en een daling met 19 ziekenhuisopnames door lage luchtweginfecties bij kinderen tussen 0-4 jaar door chronische blootstelling aan PM<sub>2,5</sub>.

<sup>11</sup> IARC 2012: [https://www.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/07/pr213\\_E.pdf](https://www.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/07/pr213_E.pdf)

<sup>12</sup> Zie de recente resultaten van Europese en Canadese studies:  
<https://www.healtheffects.org/sites/default/files/Hoek-low-levels-elaspe-brussels-2020.pdf>  
[https://www.healtheffects.org/sites/default/files/Brauer-MAPLE-brussels-2020\\_0.pdf](https://www.healtheffects.org/sites/default/files/Brauer-MAPLE-brussels-2020_0.pdf)

- De hieraan verbonden gezondheidswinst bedraagt op jaarbasis tussen de 71 en de 242 miljoen euro. Bij de lage inschatting werd de mediane waarde van de VOLY-benadering (VOLY: Value of Life Year) gebruikt, bij de hoge inschatting werd gewerkt met de VSL-benadering (VSL: Value of Statistical Life)<sup>13</sup>.

In vergelijking met het BAU-scenario leveren de Thermic Ban-scenario's in 2030 nog grotere baten op:

- Op jaarbasis 102-110 minder vroegtijdige overlijdens door chronische blootstelling aan PM<sub>2,5</sub> en NO<sub>2</sub>, dit is een afname met ongeveer 15%;
- Een afname met 25 tot 28% in aantal ziektegevallen door chronische blootstelling aan NO<sub>2</sub> en een afname van ongeveer 7,5% in aantal ziektegevallen door blootstelling aan fijn stof (PM<sub>2,5</sub> en PM<sub>10</sub>). Het betreft hier zowel de incidentie van bepaalde aandoeningen (zonder ziekenhuisopname) als het aantal ziekenhuisopnames voor andere aandoeningen. Concreet betekent dit bv. op jaarbasis 440 minder nieuwe astmagevallen bij volwassenen door chronische blootstelling aan NO<sub>2</sub> en een daling met 21 ziekenhuisopnames door lage luchtweginfecties bij kinderen tussen 0-4 jaar door chronische blootstelling aan PM<sub>2,5</sub>;
- De hieraan verbonden gezondheidswinst bedraagt op jaarbasis tussen 100 en 350 miljoen euro. Bij de lage inschatting wordt de mediane waarde van de VOLY-benadering (VOLY: Value of Life Year) gebruikt, bij de hoge inschatting werd gewerkt met de VSL-benadering (VSL: Value of Statistical Life).

De gezondheidswinst voor PM is kleiner dan deze voor NO<sub>2</sub> omdat, zoals hierboven vermeld, de concentratieniveaus van PM minder beïnvloed worden door maatregelen die genomen worden in verband met wegverkeer.

Tot slot is het belangrijk erop te wijzen dat er naast de in deze studie gepresenteerde voordelen nog andere voordelen zijn:

- In deze studie bepalen we de gezondheidsimpact voor de inwoners van het BHG, maar men kan ook een gezondheidswinst verwachten voor de pendelaars die in Brussel werken en andere bezoekers.
- De uitvoering van het Good Move-plan zal nog extra gezondheidswinst opleveren door minder blootstelling aan verkeersgeluid, verbeterde fitheid van de bevolking door meer fysieke verplaatsing (stappen en/of fietsen).
- Door zijn emissies te verminderen genereert het BHG ook gezondheidsvoordelen buiten zijn grondgebied die evenmin in deze studie werden meegenomen.

## Conclusie en beleidsaanbevelingen

De maatregelen van het Good Move-plan, gecombineerd met een verbod op diesel- en vervolgens benzinevoertuigen in het BHG, zullen de blootstelling van de Brusselse inwoners aan verontreinigende stoffen die door het wegvervoer worden uitgestoten, vooral NO<sub>2</sub> en BC, sterk verminderen.

Het is alleen door deze combinatie van maatregelen dat, in 2030, geen enkele inwoner zal worden blootgesteld aan NO<sub>2</sub>-concentratieniveaus boven de aanbevolen grenswaarde (20 µg/m<sup>3</sup>). Hierdoor zal het aantal voortijdige sterfgevallen dalen met 102 tot 110 gevallen en zal het aantal ziektegevallen ten gevolge van chronische blootstelling aan NO<sub>2</sub> met 25 tot 28% dalen, in 2030, ten opzichte van het BAU-scenario. Dit vertaalt zich in een geschatte besparing van 100 tot 350 miljoen euro per jaar.

---

<sup>13</sup> De VOLY-methode is gebaseerd op de monetarisering van een levensjaar, terwijl de VSL-methode gebaseerd is op de schatting van de waarde van een leven (VSL). Zie hoofdstuk 3.

In deze studie worden de voordelen berekend voor één jaar. In werkelijkheid zijn de jaarlijkse voordelen cumulatief en dus hoger. Hoe sneller deze maatregelen worden uitgevoerd, hoe groter de cumulatieve voordelen zullen zijn.

Bovendien zullen de uitvoering van het Good Move-plan en het verbod op diesel en benzine leiden tot extra gezondheidswinst die in deze studie niet is becijferd: minder blootstelling van pendelaars, minder blootstelling aan verkeerslawaai, meer fysieke activiteit. Indien de ruimte die vrijkomt door de vermindering van het verkeer heringericht wordt als groen-blauwe ruimte, zal dit een gunstig effect hebben op de fysieke en mentale gezondheid van de inwoners.

Voor de verwezenlijking van bovengenoemde voordelen is het van cruciaal belang is dat Brusselaars en pendelaars kiezen voor alternatieve vervoersmiddelen zoals stappen, fietsen en openbaar vervoer. Het succes van actieve vervoerswijzen vereist een goede infrastructuur voor voetgangers en fietsers, zoals beschreven in het Good Move-plan. Evenzo zal de wijze waarop de toekomstige “zero-emissiezone” uitgevoerd en gecontroleerd wordt van grote invloed zijn op de verwezenlijking van de in deze studie genoemde voordelen.

Tot slot worden ook andere beleidsaanbevelingen gedaan die het Gewest kan uitvoeren om de emissies van luchtverontreinigende stoffen beter op te volgen en te verminderen:

- De reële emissies van voertuigen op de weg blijven bestuderen, bijvoorbeeld via tests met teledetectie (“remote sensing”) langsheen wegen, terwijl de “niet-uitlaatemissies” van voertuigen worden bewaakt;
- Zo spoedig mogelijk een controle op fraude met roetfilters in de technische controlecentra instellen;
- Een strategie uitvoeren om het aantal kilometers dat wordt afgelegd door lichte bedrijfsvoertuigen te verminderen, door de uitbouw van waterverkeer en distributiecentra in de rand van Brussel;
- Actie ondernemen inzake andere emissiesectoren dan het wegvervoer, met name de emissiesector van de huishoudens, alsook inzake emissies buiten het BHG (landbouw, enz.) via de deelname van het BHG aan nationale en supranationale besluitvormingsorganen;
- Pleiten voor de invoering van een Europese luchtkwaliteitsnorm voor black carbon. Dit zou het mogelijk maken een gericht beleid te kunnen voeren om deze fractie van PM, die bijzonder schadelijk is voor de gezondheid en waarop het lokale beleid een direct effect heeft, te verminderen;
- Een monitoringssysteem opzetten voor de luchtkwaliteit en de effecten daarvan op de gezondheid van de inwoners van Brussel op lange termijn, op basis van regelmatig bijgewerkte wetenschappelijke gegevens.



## INHOUD

<b>VERSPREIDINGSLIJST</b> .....	<b>III</b>
<b>SAMENSTELLING STUURGROEP</b> .....	<b>IV</b>
<b>SAMENVATTING</b> .....	<b>V</b>
<b>INHOUD</b> .....	<b>X</b>
<b>LIJST VAN TABELLEN</b> .....	<b>XIII</b>
<b>LIJST VAN FIGUREN</b> .....	<b>XVI</b>
<b>LIJST VAN AFKORTINGEN</b> .....	<b>XVII</b>
<b>HOOFDSTUK 1. INLEIDING EN DOELSTELLING</b> .....	<b>1</b>
1.1. ACHTERGROND EN DOELSTELLING OPDRACHT.....	1
1.2. AANPAK EN LEESWIJZER RAPPORT .....	2
1.2.1. <i>Blootstelling van de bevolking van het BHG</i> .....	2
1.2.2. <i>Gezondheidsimpact van de bevolking van het BHG</i> .....	2
<b>HOOFDSTUK 2. SELECTIE GEZONDHEIDSIMPACTFUNCTIES</b> .....	<b>3</b>
2.1. INLEIDING .....	3
2.1.1. <i>Gezondheidsimpactfuncties</i> .....	4
2.2. LITERATUURSTUDIE: BRONNEN.....	6
2.2.1. <i>Wetenschappelijke instanties</i> .....	6
2.2.2. <i>Meta-analyses uit peer-reviewed wetenschappelijke literatuur</i> .....	15
2.3. LITERATUURSTUDIE: RESULTATEN .....	15
2.3.1. <i>Vroegtijdige mortaliteit</i> .....	15
2.3.2. <i>Luchtwegaandoeningen</i> .....	19
2.3.3. <i>Cardiovasculaire aandoeningen</i> .....	26
2.3.4. <i>Effecten tijdens zwangerschap en geboorte</i> .....	32
2.3.5. <i>Neurologische effecten</i> .....	35
2.3.6. <i>Incidentie diabetes mellitus type 2</i> .....	36
2.3.7. <i>Incidentie longkanker</i> .....	36
2.4. WEERHOUDEN BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIES.....	37
<b>HOOFDSTUK 3. BEPALING MONETAIRE GEGEVENS</b> .....	<b>40</b>
3.1. VROEGTIJDIGE STERFTE: METHODE EN DATABRONNEN .....	40
3.2. MORBIDITEIT: METHODE EN DATABRONNEN .....	41
3.2.1. <i>Generieke elementen</i> .....	41
3.3. METHODES EN BRONNEN PER GEZONDHEIDSEFFECT .....	42
3.3.1. <i>Astma bij volwassenen en kinderen</i> .....	43
3.3.2. <i>Dagen met astmasymptomen bij astmatische kinderen</i> .....	44
3.3.3. <i>COPD (volwassenen)</i> .....	45
3.3.4. <i>Lage luchtweginfecties (kinderen 0-2 j)</i> .....	46
3.3.5. <i>Bronchitis (6-18 j)</i> .....	46
3.3.6. <i>Chronische bronchitis (volwassenen)</i> .....	47
3.3.7. <i>Hospitalisatie respiratoire aandoeningen (alle leeftijden)</i> .....	48
3.3.8. <i>Hospitalisatie cardiovasculaire aandoeningen (alle leeftijden)</i> .....	48
3.3.9. <i>Hypertensie (hoge bloeddruk, volwassenen, +30 j)</i> .....	49
3.3.10. <i>Myocardinfarct (volwassenen)</i> .....	50
3.3.11. <i>Hartfalen (volwassenen, + 40 j)</i> .....	50
3.3.12. <i>Beroerte (volwassenen, + 40 j)</i> .....	51
3.3.13. <i>Parkinson (volwassenen)</i> .....	52
3.3.14. <i>Laag geboortegewicht (&lt; 2.500 gram)</i> .....	53
3.3.15. <i>Vroeggeboorte (zwangerschapsduur &lt; 37 weken)</i> .....	54

3.3.16.	<i>Longkanker</i> .....	54
3.3.17.	<i>Diabetes</i> .....	55
3.4.	OVERZICHT VAN GESELECTEERDE KENGETALLEN PER GEZONDHEIDSEFFECT .....	56
<b>HOOFDSTUK 4.    METHODOLOGIE BEREKENINGEN .....</b>		<b>58</b>
4.1.	OVERZICHT .....	58
4.2.	BEREKENING VAN BLOOTSTELLING .....	58
4.3.	BEREKENING VAN DE ATTRIBUTIEVE AANTALLEN .....	59
4.4.	BEREKENING VAN DE ECONOMISCHE KOSTEN .....	59
<b>HOOFDSTUK 5.    INVENTARISATIE GEBRUIKTE DATASETS .....</b>		<b>60</b>
5.1.	OVERZICHT .....	60
5.2.	EMISSIESCENARIO'S .....	60
5.2.1.	<i>Beschrijving emissiescenario's</i> .....	60
5.2.2.	<i>Emissiescenario's: cijfers</i> .....	64
5.2.3.	<i>Gebruik emissies in luchtkwaliteitsmodellering</i> .....	66
5.2.4.	<i>Vergelijking verkeersemissies met andere emissiesectoren in het BHG</i> .....	66
5.3.	CONCENTRATIEKAARTEN .....	67
5.4.	GEOGRAFISCHE INFORMATIE.....	72
5.5.	BEVOLKINGSGEGEVENS.....	72
5.6.	MORTALITEITSGEGEVENS .....	74
5.7.	MORBIDITEITSGEGEVENS .....	74
5.7.1.	<i>Brongegevens voor Brusselse totalen</i> .....	74
5.7.2.	<i>Verwerking</i> .....	79
<b>HOOFDSTUK 6.    RESULTATEN: GEZONDHEIDSIMPACT VAN DE BEVOLKING VAN HET BHG.....</b>		<b>80</b>
6.1.	BLOOTSTELLINGSANALYSE .....	80
6.1.1.	<i>Regelgeving</i> .....	80
6.1.2.	<i>Achtergrondinformatie bij interpretatie</i> .....	81
6.1.3.	<i>Blootstellingsanalyse voor Brussels Hoofdstedelijk Gewest</i> .....	83
6.1.4.	<i>Blootstellingsanalyse op niveau van Brusselse gemeenten</i> .....	88
6.1.5.	<i>Conclusie blootstellingsanalyse</i> .....	88
6.2.	ATTRIBUTIEVE AANTALLEN MORTALITEIT .....	89
6.2.1.	<i>Vergelijking met andere modellering</i> .....	91
6.2.2.	<i>Conclusie attributieve aantallen mortaliteit</i> .....	92
6.3.	ATTRIBUTIEVE AANTALLEN MORBIDITEIT .....	92
6.3.1.	<i>Vergelijking attributieve aantallen van referentiescenario met totaalaantallen</i> .....	94
6.3.2.	<i>Vergelijking met referentiescenario</i> .....	96
6.3.3.	<i>Vergelijking met BAU-sceanario</i> .....	98
6.3.4.	<i>Vergelijking met Good-Move-scenario</i> .....	99
6.3.5.	<i>Conclusie attributieve aantallen morbiditeit</i> .....	100
<b>HOOFDSTUK 7.    RESULTATEN: MONETARISERING VAN DE GEZONDHEIDSIMPACT VAN DE BEVOLKING VAN HET BHG</b>		<b>101</b>
7.1.	RESULTATEN VOLY- EN VSL-BENADERING .....	101
7.2.	KADERING VAN RESULTATEN.....	104
7.3.	CONCLUSIE .....	105
<b>HOOFDSTUK 8.    BELEIDSAANBEVELINGEN .....</b>		<b>106</b>
8.1.	HET BELANG VAN UITFASEREN VAN THERMISCHE VOERTUIGEN EN IMPLEMENTATIE VAN GOOD MOVE.....	106
8.1.1.	<i>Voordelen van uitfaseren van thermische voertuigen en implementatie van Good Move</i> .....	106
8.1.2.	<i>Extra gezondheidswinst</i> .....	107
8.2.	AANDACHTSPUNTEN .....	108
8.2.1.	<i>Werkelijke emissiegegevens wegverkeer</i> .....	108
8.2.2.	<i>Controle van roetfilterfraude</i> .....	108
8.2.3.	<i>Stedelijk goederenvervoer</i> .....	109

8.2.4.	<i>Emissies uit andere sectoren</i> .....	109
8.2.5.	<i>EC/BC norm</i> .....	110
8.2.6.	<i>Methodologische beleidsaanbevelingen</i> .....	110
LITERATUURLIJST .....		111
ANNEX A .....		119
ANNEX B .....		122
ANNEX C .....		123

## LIJST VAN TABELLEN

TABEL 1: OVERZICHT VAN BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIES VOOR GEZONDHEIDSImpACTEN GERELATEERD AAN LANGE- EN KORTETERMIJNBLOOTSTELLING (LT/KT) AAN LUCHTVERONTREINIGENDE STOFFEN, AANBEVOLEN IN HET HRAPIE-RAPPORT (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2013). VOOR HET RELATIEF RISICO ZIJN NAAST DE CENTRALE INSCHATTING OOK DE ONDER- EN BOVENGRENS VAN HET 95% BETROUWBAARHEIDINTERVAL GEGEVEN (95% BI OG EN 95%BI BG, RESPECTIEVELIJK).....	8
TABEL 2 OVERZICHT VAN DE OORZAKELIJKE VERBANDEN TUSSEN KORTETERMIJNBLOOTSTELLING AAN PM <sub>2,5</sub> EN VERSCHILLENDE GEZONDHEIDSEFFECTEN. TABEL OVERGENOMEN UIT (US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL ASSESSMENT AND SACKS, N.D.).	10
TABEL 3 OVERZICHT VAN DE OORZAKELIJKE VERBANDEN TUSSEN LANGETERMIJNBLOOTSTELLING AAN PM <sub>2,5</sub> EN VERSCHILLENDE GEZONDHEIDSEFFECTEN. TABEL OVERGENOMEN UIT (US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL ASSESSMENT AND SACKS, N.D.).	11
TABEL 4 OVERZICHT VAN DE OORZAKELIJKE VERBANDEN TUSSEN KORTETERMIJNBLOOTSTELLING AAN PM <sub>10-2,5</sub> EN VERSCHILLENDE GEZONDHEIDSEFFECTEN. TABEL OVERGENOMEN UIT (US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL ASSESSMENT AND SACKS, N.D.).	11
TABEL 5: OVERZICHT VAN DE OORZAKELIJKE VERBANDEN TUSSEN KORTE EN LANGDURIGE BLOOTSTELLING AAN NO <sub>2</sub> EN VERSCHILLENDE GEZONDHEIDSEFFECTEN. TABEL OVERGENOMEN UIT (US EPA, 2016).	12
TABEL 6 OVERZICHT VAN DE OORZAKELIJKE VERBANDEN TUSSEN KORTE- EN LANGETERMIJNBLOOTSTELLING AAN O <sub>3</sub> EN VERSCHILLENDE GEZONDHEIDSEFFECTEN. TABEL OVERGENOMEN UIT (US EPA NATIONAL CENTER FOR ENVIRONMENTAL ASSESSMENT AND BROWN, N.D.).	14
TABEL 7 OVERZICHT VAN BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIES VOOR VERVOEGDE MORTALITEIT	17
TABEL 8 OVERZICHT VAN DE BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIES VOOR LUCHTWEGAANDOENINGEN DOOR LANGE- EN KORTETERMIJNBLOOTSTELLING AAN LUCHTPOLLUENTEN.	20
TABEL 9 OVERZICHT VAN DE BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIES VOOR HART- EN VAATAANDOENINGEN DOOR LANGE- EN KORTETERMIJNBLOOTSTELLING AAN LUCHTPOLLUENTEN.	27
TABEL 10 OVERZICHT VAN DE BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIES VOOR EFFECTEN TIJDENS ZWANGERSCHAP EN GEBOORTE DOOR LANGE- EN KORTETERMIJNBLOOTSTELLING AAN LUCHTPOLLUENTEN	33
TABEL 11 OVERZICHT VAN KENGETALLEN VOOR DE GESELECTEERDE GEZONDHEIDSEINDPUNTEN	38
TABEL 12 OVERZICHT VAN DE VASTE KOSTPRIJS VOOR DE VERSCHILLENDE BENADERINGEN.....	41
TABEL 13 OVERZICHT VAN COMPONENTEN MORBIDITEITSKOSTEN	41
TABEL 14 OVERZICHT VAN DE TOTALE JAARLIJKSE MORBIDITEITSKOST PER PATIËNT (EN ONDERVERDELING NAAR ZIEKTEKOST, KOST ABSENTEÏSME EN KOST WELVAARTSVERLIES) PER GEZONDHEIDSEINDPUNT, ALSOOK DE CLASSIFICATIE VAN DE ONZEKERHEID OP DE JAARKOST.	57
TABEL 15 OVERZICHT VAN DE SAMENSTELLING VAN HET WAGENPARK EN HET JAARLIJKS AANTAL VOERTUIGKILOMETERS, VOOR DE VERSCHILLENDE SCENARIO'S (DEEL 1).	61
TABEL 16 OVERZICHT VAN DE EMISSIES VAN HET WAGENPARK EN HET JAARLIJKS AANTAL VOERTUIGKILOMETERS, VOOR DE VERSCHILLENDE SCENARIO'S,	65
TABEL 17 OVERZICHT VAN DE WEGVERKEEREMISSIES (IN TON) VOOR DE VERSCHILLENDE SCENARIO'S.....	66
TABEL 18 OVERZICHT VAN JAARLIJKSE PM <sub>2,5</sub> -EMISSIES VOOR HET BRUSSELS HOOFDSTEDELIJK GEWEST: SOM VAN ALLE SECTOREN (TOTAAL), WEGTRANSPORT EN HUISHOUDENS. CIJFERS VOOR REFERENTIESCENARIO 2015, BAU-SCENARIO 2030 EN GOOD MOVE-SCENARIO 2030 ZOALS GERAPPORTEERD AAN NEC.	66
TABEL 19 OVERZICHT VAN JAARLIJKSE NO <sub>x</sub> -EMISSIES VOOR HET BRUSSELS HOOFDSTEDELIJK GEWEST: SOM VAN ALLE SECTOREN (TOTAAL), WEGTRANSPORT EN HUISHOUDENS, CIJFERS VOOR REFERENTIESCENARIO 2015, BAU-SCENARIO 2030 EN GOOD MOVE-SCENARIO 2030 ZOALS GERAPPORTEERD AAN NEC.	67
TABEL 20 KOPPELING VAN DE LEEFTIJDSCATEGORIEËN UIT DE DOSIS-RESPONSRELATIES MET DE CATEGORIEËN UIT DE POPULATIE-DATA.	73
TABEL 21 BEPALING VAN INCIDENTIECIJFERS VOOR BHG VOOR BEPAALDE GEZONDHEIDSEINDPUNTEN.	75
TABEL 22 OVERZICHT VAN GRENS- EN ADVIESWAARDEN VOOR PM <sub>2,5</sub> , O <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub> EN PM <sub>10</sub> .	81
TABEL 23 OVERZICHT VAN DE JAARGEMIDDELDE BEVOLKINGSGEWOGEN BLOOTSTELLING VOOR DE BEVOLKING VAN HET BHG VOOR VERSCHILLENDE POLLUENTEN, VOOR VERSCHILLENDE SCENARIO'S.	83
TABEL 24 VERANDERING (IN %) VAN DE JAARGEMIDDELDE BLOOTSTELLING VAN DE INWONERS VAN HET BHG AAN VERSCHILLENDE POLLUENTEN, RELATIEF T.O.V. BAU-SCENARIO.	84
TABEL 25 AANTAL BLOOTGESTELDEN VOOR NO <sub>2</sub> JAARGEMIDDELDE CONCENTRATIEKLASSEN, VOOR DE VERSCHILLENDE SCENARIO'S.	85
TABEL 26 AANTAL BLOOTGESTELDEN VOOR PM <sub>2,5</sub> JAARGEMIDDELDE CONCENTRATIEKLASSEN, VOOR DE VERSCHILLENDE SCENARIO'S.	85

TABEL 27 AANTAL BLOOTGESTELDEN VOOR PM <sub>10</sub> JAARGEMIDDELTE CONCENTRATIEKLASSEN, VOOR DE VERSCHILLENDE SCENARIO'S.	86
TABEL 28 AANTAL BLOOTGESTELDEN VOOR BC-JAARGEMIDDELTE CONCENTRATIEKLASSEN, VOOR DE VERSCHILLENDE SCENARIO'S. BEMERK DE VERSCHILLENDE SCHAAL GEBRUIKT VOOR HET REFERENTIESCENARIO EN DE OVERIGE SCENARIO'S.	87
TABEL 29 AANTAL BLOOTGESTELDEN VOOR VERSCHILLENDE SOMO35 CONCENTRATIEKLASSEN, VOOR DE VERSCHILLENDE SCENARIO'S.	88
TABEL 30 OVERZICHT VAN BEREKEND AANTAL ATTRIBUTIEVE VROEGTIJDIGE STERFGEVALLEN (BIJ BEVOLKING > 30 JAAR) DOOR LANGETERMIJNBLOOTSTELLING AAN PM <sub>2,5</sub> EN NO <sub>2</sub> , VOOR VERSCHILLENDE SCENARIO'S. NAAST DE CENTRALE INSCHATTING GEVEN WE TUSSEN HAAKJES DE ONZEKERHEID WEER DOOR HET TOEPASSEN VAN DE ONDER- EN BOVENLIMIET VAN HET 95 % BETROUWBAARHEIDSINTERVAL VAN DE GEBRUIKTE BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIE (RELATIEF RISICO RR).	90
TABEL 31 OVERZICHT VAN BEREKEND AANTAL ATTRIBUTIEVE VROEGTIJDIGE STERFGEVALLEN VOOR VERSCHILLENDE SCENARIO'S. NAAST DE CENTRALE INSCHATTING GEVEN WE TUSSEN HAAKJES DE ONZEKERHEID WEER DOOR HET TOEPASSEN VAN DE ONDER- EN BOVENLIMIET VAN HET 95 % BETROUWBAARHEIDSINTERVAL VAN DE GEBRUIKTE BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIE (RELATIEF RISICO RR).	90
TABEL 32 OVERZICHT VAN BEREKEND AANTAL ATTRIBUTIEVE POSTNEONATALE STERFGEVALLEN, VOOR VERSCHILLENDE SCENARIO'S. NAAST DE CENTRALE INSCHATTING GEVEN WE TUSSEN HAAKJES DE ONZEKERHEID WEER DOOR HET TOEPASSEN VAN DE ONDER- EN BOVENLIMIET VAN HET 95 % BETROUWBAARHEIDSINTERVAL VAN DE GEBRUIKTE BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIE (RELATIEF RISICO RR).	91
TABEL 33 VERGELIJKING VAN BEREKENINGEN VROEGTIJDIGE STERFTE DOOR BLOOTSTELLING AAN LUCHTVERONTREINIGING,	91
TABEL 34 RESULTATEN VOOR ATTRIBUTIEF AANTAL GEVALLEN VOOR VERSCHILLENDE MORBIDITEITSEFFECTEN VOOR ALLE SCENARIO'S. NAAST DE CENTRALE INSCHATTING GEVEN WE TUSSEN HAAKJES DE ONZEKERHEID WEER DOOR HET TOEPASSEN VAN DE ONDER- EN BOVENLIMIET VAN HET 95 % BETROUWBAARHEIDSINTERVAL VAN DE GEBRUIKTE BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIE (RELATIEF RISICO RR).	93
TABEL 35 RESULTATEN VOOR MORBIDITEITSEFFECTEN VAN REF-SCENARIO: ATTRIBUTIEF AANTAL GEVALLEN EN VERGELIJKING MET (INGESCHAT) TOTAALAANTAL GEVALLEN. NAAST DE CENTRALE INSCHATTING GEVEN WE TUSSEN HAAKJES DE ONZEKERHEID WEER DOOR HET TOEPASSEN VAN DE ONDER- EN BOVENLIMIET VAN HET 95 % BETROUWBAARHEIDSINTERVAL VAN DE GEBRUIKTE BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIE (RELATIEF RISICO RR).	95
TABEL 36 LABELING VAN POLLUENT-GEZONDHEIDSEINDPUNTEN	96
TABEL 37 OVERZICHT VAN DE VERANDERING (IN %) VAN HET ATTRIBUTIEF AANTAL GEVALLEN PER POLLUENT, GEMIDDELD OVER DE VERSCHILLENDE GEZONDHEIDSEINDPUNTEN. DE VERANDERING WORDT GEGEVEN VOOR 4 SCENARIO'S, RELATIEF TOT HET REFERENTIESCENARIO.	97
TABEL 38 OVERZICHT VAN DE VERANDERING (IN %) VAN HET ATTRIBUTIEF AANTAL GEVALLEN PER POLLUENT, GEMIDDELD OVER DE VERSCHILLENDE GEZONDHEIDSEINDPUNTEN. DE VERANDERING WORDT GEGEVEN VOOR 3 SCENARIO'S, RELATIEF TOT HET BAU-SCENARIO.	98
TABEL 39 OVERZICHT VAN DE VERANDERING (IN %) VAN HET ATTRIBUTIEF AANTAL GEVALLEN PER POLLUENT, GEMIDDELD OVER DE VERSCHILLENDE GEZONDHEIDSEINDPUNTEN. DE VERANDERING WORDT GEGEVEN VOOR 2 SCENARIO'S, RELATIEF TOT HET GOOD MOVE-SCENARIO.	100
TABEL 40. REFERENTIE SCENARIO: KOSTEN IN MILJOEN€/JAAR GERELATEERD AAN LUCHTPOLLUTIE (EURO, 2019)	101
TABEL 41. TOTALE KOSTEN IN MILJOEN €/JAAR LUCHTPOLLUTIE BHG VOOR DE VERSCHILLENDE SCENARIO'S. (EURO, 2019). NAAST DE CENTRALE INSCHATTING GEVEN WE TUSSEN HAAKJES DE ONZEKERHEID WEER DOOR HET TOEPASSEN VAN DE ONDER- EN BOVENLIMIET VAN HET 95 % BETROUWBAARHEIDSINTERVAL VAN DE GEBRUIKTE BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIE (RELATIEF RISICO RR).	103
TABEL 42. WINST IN MILJOEN €/JAAR LUCHTPOLLUTIE BHG T.O.V. REFERENTIESCENARIO. (EURO, 2019). NAAST DE CENTRALE INSCHATTING GEVEN WE TUSSEN HAAKJES DE ONZEKERHEID WEER DOOR HET TOEPASSEN VAN DE ONDER- EN BOVENLIMIET VAN HET 95 % BETROUWBAARHEIDSINTERVAL VAN DE GEBRUIKTE BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIE (RELATIEF RISICO RR).	103
TABEL 43. WINST IN MILJOEN €/JAAR LUCHTPOLLUTIE BHG T.O.V. BAU-SCENARIO. (EURO, 2019). NAAST DE CENTRALE INSCHATTING GEVEN WE TUSSEN HAAKJES DE ONZEKERHEID WEER DOOR HET TOEPASSEN VAN DE ONDER- EN BOVENLIMIET VAN HET 95 % BETROUWBAARHEIDSINTERVAL VAN DE GEBRUIKTE BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIE (RELATIEF RISICO RR))	103
TABEL 44. WINST IN MILJOEN €/JAAR LUCHTPOLLUTIE BHG T.O.V. GM-SCENARIO. (EURO, 2019). NAAST DE CENTRALE INSCHATTING GEVEN WE TUSSEN HAAKJES DE ONZEKERHEID WEER DOOR HET TOEPASSEN VAN DE ONDER- EN BOVENLIMIET VAN HET 95 % BETROUWBAARHEIDSINTERVAL VAN DE GEBRUIKTE BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIE (RELATIEF RISICO RR).	103
TABEL 45. WINST IN MILJOEN €/JAAR LUCHTPOLLUTIE BHG T.O.V. TB-SCENARIO. (EURO, 2019). NAAST DE CENTRALE INSCHATTING GEVEN WE TUSSEN HAAKJES DE ONZEKERHEID WEER DOOR HET TOEPASSEN VAN DE ONDER- EN BOVENLIMIET VAN HET 95 % BETROUWBAARHEIDSINTERVAL VAN DE GEBRUIKTE BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIE (RELATIEF RISICO RR).	103
TABEL 46. GEMIDDELTE WINST (PERCENTAGE) IN DE VERSCHILLENDE SCENARIO'S.	104



---

TABEL 47 BEVOLKINGSAANTAL EN BEVOLKINGSGEWOGEN JAARGEMIDDELDE CONCENTRATIES VOOR VERSCHILLENDE POLLUENTEN, OVERZICHT VAN DE BRUSSELSE GEMEENTEN, REFERENTIESCENARIO.....	119
TABEL 48 BEVOLKINGSAANTAL EN BEVOLKINGSGEWOGEN JAARGEMIDDELDE CONCENTRATIES VOOR VERSCHILLENDE POLLUENTEN, OVERZICHT VAN DE BRUSSELSE GEMEENTEN, BAU-SCENARIO. ....	119
TABEL 49 BEVOLKINGSAANTAL EN BEVOLKINGSGEWOGEN JAARGEMIDDELDE CONCENTRATIES VOOR VERSCHILLENDE POLLUENTEN, OVERZICHT VAN DE BRUSSELSE GEMEENTEN, GOOD MOVE-SCENARIO.....	120
TABEL 50 BEVOLKINGSAANTAL EN BEVOLKINGSGEWOGEN JAARGEMIDDELDE CONCENTRATIES VOOR VERSCHILLENDE POLLUENTEN, OVERZICHT VAN DE BRUSSELSE GEMEENTEN, THERMIC BAN-SCENARIO.....	120
TABEL 51 BEVOLKINGSAANTAL EN BEVOLKINGSGEWOGEN JAARGEMIDDELDE CONCENTRATIES VOOR VERSCHILLENDE POLLUENTEN, OVERZICHT VAN DE BRUSSELSE GEMEENTEN, TB+ SCENARIO. ....	121
TABEL 52 OVERZICHT VAN BEREKEND AANTAL ATTRIBUTIEVE VROEGTIJDIGE STERFGEVALLEN (BIJ BEVOLKING > 30 JAAR) DOOR LANGETERMIJNBLOOTSTELLING AAN ROET (ELEMENTAIR KOOLSTOF) VOOR VERSCHILLENDE SCENARIO'S. ....	122
TABEL 53 OVERZICHT VAN DE TOTALE JAARLIJKSE MORBIDITEITSKOST (EN ONDERVERDELING NAAR ZIEKTEKOST, KOST ABSENTEÏSME EN KOST WELVAARTSVERLIES) PER GEZONDHEIDSEINDPUNT, VOOR DE REFERENTIESITUATIE. ....	123

## LIJST VAN FIGUREN

FIGUUR 1 OVERZICHT VAN ZIEKTEN, GEZONDHEIDSPARAMETERS EN BIOMERKERS DIE BEÏNVLOED WORDEN DOOR LUCHTVERONTREINIGING (THURSTON ET AL., 2017).....	3
FIGUUR 2: VOORSTELLING VAN RR (RELATIEF RISICO) EN UR (EENHEIDSRISICO). HET RR HOUDT REKENING MET DE INCIDENTIE OF PREVALENTIE. ....	4
FIGUUR 3: BEREKENING VAN HET ATTRIBUTIEF AANTAL GEVALLEN OP BASIS VAN HET RELATIEF RISICO (RR), HIERBIJ WORDT GEBRUIK GEMAAKT VAN ACHTERGRONDINCIDENTIE (OF -PREVALENTIE) (HÄNNINEN ET AL., 2014). IN DE STUDIE VAN HÄNNINEN WERD AANGENOMEN DAT DE RELATIE TUSSEN RR EN BLOOTSTELLING LOG-LINEAIR IS. VOOR LUCHTPOLLUTIE ZIJN DE BLOOTSTELLING EFFECT RELATIES LINEAIR. HIERMEE WERD REKENING GEHOUDEN IN DEZE STUDIE. ....	5
FIGUUR 4: BEREKENING VAN HET ATTRIBUTIEF AANTAL GEVALLEN OP BASIS VAN HET EENHEIDSRISICO (UR). ....	5
FIGUUR 5 JAARGEMIDDELDE PM <sub>2,5</sub> -CONCENTRATIES VOOR VERSCHILLENDE SCENARIO'S IN BELAQI-KLEURCODE (BOVEN) EN IN AANGEPASTE KLEURCODE (ONDER). OP DE BOVENSTE LIJN WORDEN VAN LINKS NAAR RECHTS DE RESULTATEN VOOR HET REFERENTIESCENARIO, BAU-SCENARIO EN GOOD MOVE-SCENARIO GETOOND. OP DE ONDERSTE LIJN WORDT LINKS HET THERMIC BAN-SCENARIO EN RECHTS HET THERMIC BAN PLUS-SCENARIO GETOOND. ....	68
FIGUUR 6 JAARGEMIDDELDE NO <sub>2</sub> -CONCENTRATIES VOOR VERSCHILLENDE SCENARIO'S IN BELAQI-KLEURCODE (BOVEN) EN IN AANGEPASTE KLEURCODE (ONDER). OP DE BOVENSTE LIJN WORDEN VAN LINKS NAAR RECHTS DE RESULTATEN VOOR HET REFERENTIESCENARIO, BAU-SCENARIO EN GOOD MOVE-SCENARIO GETOOND. OP DE ONDERSTE LIJN WORDT LINKS HET THERMIC BAN-SCENARIO EN RECHTS HET THERMIC BAN PLUS-SCENARIO GETOOND. ....	69
FIGUUR 7 JAARGEMIDDELDE O <sub>3</sub> -CONCENTRATIES VOOR VERSCHILLENDE SCENARIO'S. OP DE BOVENSTE LIJN WORDEN VAN LINKS NAAR RECHTS DE RESULTATEN VOOR HET REFERENTIESCENARIO, BAU-SCENARIO EN GOOD MOVE-SCENARIO GETOOND. OP DE ONDERSTE LIJN WORDT LINKS HET THERMIC BAN-SCENARIO EN RECHTS HET THERMIC BAN PLUS-SCENARIO GETOOND. ....	70
FIGUUR 8 JAARGEMIDDELDE BC-CONCENTRATIES VOOR VERSCHILLENDE SCENARIO'S. DE LINKERLEGENDE IS GELDIG VOOR HET REFERENTIESCENARIO (FIGUUR LINKSBOVEN), DE RECHTERLEGENDE IS GELDIG VOOR DE OVERIGE SCENARIO'S, IN BELAQI-KLEURCODE (BOVEN) EN IN AANGEPASTE KLEURCODE (ONDER). OP DE BOVENSTE LIJN WORDEN VAN LINKS NAAR RECHTS DE RESULTATEN VOOR HET REFERENTIESCENARIO, BAU-SCENARIO EN GOOD MOVE-SCENARIO GETOOND. OP DE ONDERSTE LIJN WORDT LINKS HET THERMIC BAN-SCENARIO EN RECHTS HET THERMIC BAN PLUS-SCENARIO GETOOND. ....	71
FIGUUR 9: LIGGING VAN DE STATISTISCHE SECTOREN IN BHG, DE KLEURCODE GEEFT DE BEVOLKINGSDICHTHEID WEER. ....	72
FIGUUR 10 SCHEMATISCHE VOORSTELLING VAN O <sub>3</sub> -CHEMIE.....	82
FIGUUR 11 BIJDRAGE (IN %) VAN EMISSIES IN VERSCHILLENDE LANDEN/REGIO'S TOT DE CONCENTRATIES IN BRUSSEL VOOR PM <sub>2,5</sub> (LINKS) EN ELEMENTAIR KOOLSTOF (RECHTS). ....	83
FIGUUR 12 VERANDERING (IN %) VAN DE ATTRIBUTIEVE AANTALLEN VOOR DE VERSCHILLENDE GEZONDHEIDSEFFECTEN T.O.V. HET REFERENTIESCENARIO.....	97
FIGUUR 13 VERANDERING (IN %) VAN DE ATTRIBUTIEVE AANTALLEN VOOR DE VERSCHILLENDE GEZONDHEIDSEFFECTEN T.O.V. HET BAU-SCENARIO. ....	98
FIGUUR 14 VERANDERING (IN %) VAN DE ATTRIBUTIEVE AANTALLEN VOOR DE VERSCHILLENDE GEZONDHEIDSEFFECTEN T.O.V. HET GOOD-MOVE-SCENARIO. ....	99
FIGUUR 15. VERDELING KOSTEN MORTALITEIT VOLGENS DE VERSCHILLENDE POLLUENTEN. ....	102
FIGUUR 16. VERDELING KOSTEN MORTALITEIT EN MORBIDITEIT VOOR VOLY- EN VSL-BENADERING .....	102

---

**LIJST VAN AFKORTINGEN**

BAU	business-as-usual
BC	zwarte koolstof (black carbon)
BHG	Brussels Hoofdstedelijk Gewest
BI	betrouwbaarheidsinterval
95%BI	95% betrouwbaarheidsinterval
95%BI OG	ondergrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval
95%BI BG	bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval
COPD	chronisch obstructieve longziekte (Chronic Obstructive Pulmonary Disease)
GM	Good Move
IQR	interkwartiel afstand (interquartile range)
LEZ	Lage-emissiezone
REF	Referentie
RR	Relatief risico
TB	Thermic Ban



---

## HOOFDSTUK 1. INLEIDING EN DOELSTELLING

---

### 1.1. ACHTERGROND EN DOELSTELLING OPDRACHT

Om de luchtkwaliteit in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest (BHG) te verbeteren en te voldoen aan de klimaatdoelstellingen van het Akkoord van Parijs (2015), heeft de regering van het BHG verschillende mobiliteitsmaatregelen getroffen. Het wegverkeer is immers een belangrijke emissiebron van luchtverontreinigende stoffen en broeikasgassen in het BHG.

In de strijd tegen luchtvervuiling nam de regering van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest een eerste belangrijke stap met de oprichting van een lage emissiezone (LEZ) op 1 januari 2018, hierdoor werden de meest vervuilende voertuigen geweerd uit het BHG-grondgebied.

De regering van het BHG wil daarom verdere stappen nemen om de luchtkwaliteit te verbeteren en de opwarming van de aarde te beperken. Er werden verschillende initiatieven gelanceerd met als uiteindelijk doel “emissievrije” mobiliteit:

- Gewestelijk mobiliteitsplan Good Move<sup>14</sup>: verminderen van verplaatsingen met gemotoriseerd vervoer, zowel voor personen- als voor goederenverkeer;
- Verbod op dieselveertuigen uiterlijk in 2030;
- Verbod op benzinevoertuigen uiterlijk in 2035;
- Transitie naar meer milieuvriendelijke technologieën zoals bv. elektrische voertuigen.

Op deze manier wil men in het BHG de concentraties van luchtverontreinigende stoffen verlagen. Blootstelling aan deze stoffen veroorzaakt immers gezondheidseffecten, welke kosten met zich meebrengen die niet inbegrepen zijn in de milieuvervuilende activiteit zoals o.a. verkeer.

In de voorliggende studie worden de effecten van verschillende mobiliteitsmaatregelen op de gezondheid bepaald alsook wordt een economische kost hieraan verbonden. Hiervoor werden door Leefmilieu Brussel vijf scenario's gedefinieerd:

- Referentiescenario (REF): situatie in 2015
- Business as usual (BAU): implementatie van huidige maatregelen, berekeningen voor jaar 2030
- Mobiliteitsscenario Good Move (GM): afname van gemotoriseerd verkeer als gevolg van de implementatie van het Good Move-mobiliteitsplan aangenomen in maart 2020, berekeningen voor jaar 2030
- Mobiliteitsscenario Thermic Ban (TB): afname van gemotoriseerd verkeer (Good Move scenario) in combinatie met een geleidelijke afname van het aantal diesel-, benzine- en LPG-voertuigen, met uitzondering van zware vrachtwagens, berekeningen voor jaar 2030
- Mobiliteitsscenario Thermic Ban Plus (TB+): Thermic Ban scenario met inbegrip van elektrificatie van zware vrachtwagens, berekeningen voor jaar 2030.

In elk emissiescenario wordt het jaartotaal aan emissies van verkeersgerelateerde pollutanten bepaald.

Voor elk emissiescenario werd de impact op de concentratieniveaus van bv. fijn stof (PM<sub>10</sub> en PM<sub>2,5</sub>), stikstofdioxide (NO<sub>2</sub>), roet (black carbon, BC) en ozon (O<sub>3</sub>) doorgerekend met behulp van een luchtkwaliteitsmodel. IRCELINE gebruikte hiervoor het ATMO-Street luchtkwaliteitsmodel, concentratiekaarten voor diverse luchtpolluenten voor het BHG.

---

<sup>14</sup> <https://goodmove.brussels/nl/>



Het doel van deze studie is om voor de verschillende emissiescenario's, vertrekkend van de concentratieniveaus van verkeersgerelateerde pollutanten, volgende uitkomsten te berekenen:

- Gezondheidsimpact op de bevolking van het BHG die kan toegewezen worden aan blootstelling aan verkeersgerelateerde pollutanten;
- Monetariseren van de gezondheidsimpact op de bevolking van het BHG.

De resultaten kunnen voor de verschillende emissiescenario's onderling vergeleken worden, en kunnen evenzeer vergeleken worden met de referentiesituatie (2015).

### **1.2. AANPAK EN LEESWIJZER RAPPORT**

Hieronder geven we een beknopte beschrijving van de gebruikte methodologie voor het bepalen van de verschillende uitkomsten, alsook waar deze beschreven worden in dit rapport.

Als decimale separator gebruiken we komma, als scheidingstekens voor duizendtallen gebruiken we punt.

#### **1.2.1. BLOOTSTELLING VAN DE BEVOLKING VAN HET BHG**

De beoordeling van de luchtkwaliteit waaraan de bevolking van het BHG is blootgesteld, vereist informatie over luchtkwaliteit en demografische gegevens. De kaarten van de jaargemiddelde concentraties van PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, NO<sub>2</sub>, BC en O<sub>3</sub> worden beschreven in paragraaf 5.2. De demografische gegevens op hoge ruimtelijke resolutie zijn afkomstig van Statbel en worden voorgesteld in paragraaf 5.5.

Paragraaf 4.2 geeft een overzicht van de gebruikte methodologie, de resultaten worden beschreven in paragraaf 6.1.

#### **1.2.2. GEZONDHEIDSImpACT VAN DE BEVOLKING VAN HET BHG**

We bepalen de gezondheidsimpact van verkeersgerelateerde blootstelling aan luchtverontreinigende stoffen via blootstelling-effectrelaties. We brengen de nieuwste wetenschappelijke inzichten i.v.m. de gezondheidsimpact van verkeersgerelateerde blootstelling aan luchtverontreinigende stoffen in kaart door middel van een literatuurstudie. Een overzicht wordt gemaakt van gezondheidseffecten die gerelateerd zijn aan lange- en kortetermijnblootstelling aan diverse pollutanten, met de bijhorende blootstelling-effectrelaties. De gebruikte methodologie en de resultaten van deze literatuurstudie worden beschreven in HOOFDSTUK 2. In samenspraak met de stuurgroep en experts van relevante instanties, werd een selectie gemaakt van de gezondheidseindpunten en blootstelling-effectrelaties.

Voor elk gezondheidseindpunt wordt de gezondheidsimpact die toegewezen kan worden aan blootstelling aan luchtverontreinigende stoffen bepaald, dit noemt men ook het attributief aantal gevallen. De berekening hiervan wordt beschreven in paragraaf 4.3. Naast de hierboven vermelde blootstellingscijfers, blootstelling-effectrelaties, worden ook mortaliteits- en morbiditeitsgegevens gebruikt, deze zijn beschreven in paragrafen 5.6 en 5.7, respectievelijk. De resultaten worden beschreven in sectie 6.2 voor mortaliteit en in sectie 0 voor de verschillende morbiditeitseffecten.

In HOOFDSTUK 3 worden de economische gegevens beschreven die gebruikt worden voor het monetariseren van de gezondheidsimpact. Voor de economische evaluatie van mortaliteit worden verschillende methodes voorgesteld. Voor de economische evaluatie van morbiditeitseffecten worden ziektekosten, absentisme en de kost voor lijden in rekening gebracht.

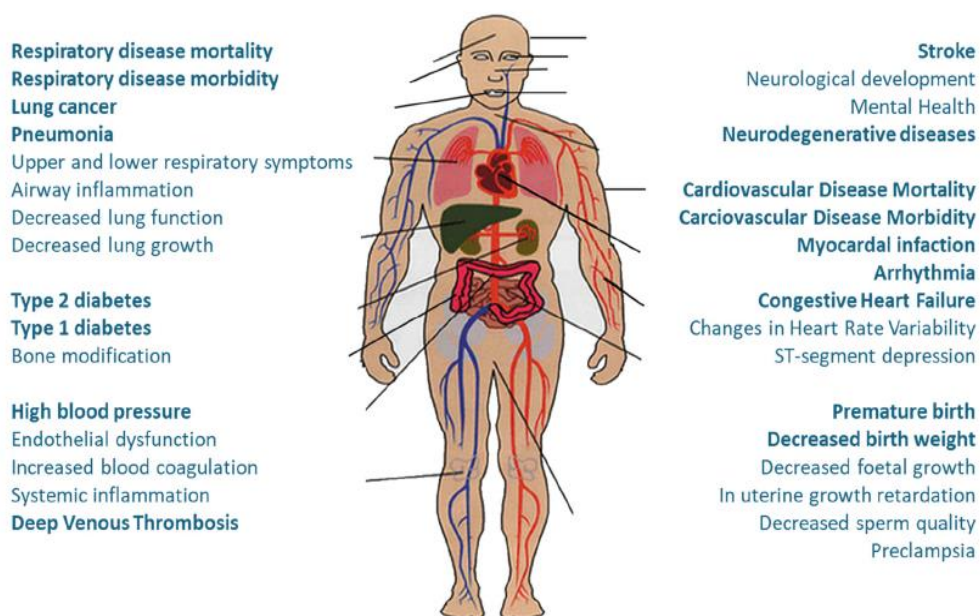
## HOOFDSTUK 2. SELECTIE GEZONDHEIDSIMPACTFUNCTIES

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

### 2.1. INLEIDING

Om de gezondheidsimpact te bepalen voor blootstelling aan luchtverontreinigende stoffen en omgevingsgeluid is het van belang om inzicht te hebben in de te verwachten gezondheidseffecten. We maken hierbij het onderscheid tussen gezondheidseffecten die optreden na langetermijnblootstelling (periode van tussen een jaar en vijf tot tien jaar) en kortetermijnblootstelling (periode die varieert tussen een dag tot een week).

Figuur 1 geeft een overzicht van ziekten (en ook gezondheidsparameters en biomerkers) die beïnvloed worden door blootstelling aan luchtverontreinigende stoffen. In het kader van de huidige studie ligt de focus op gezondheidseffecten door **langetermijnblootstelling**



Figuur 1 Overzicht van ziekten, gezondheidsparameters en biomerkers die beïnvloed worden door luchtverontreiniging (Thurston et al., 2017)

De belangrijkste vereiste voor het berekenen van de gezondheidsimpact is kennis te hebben van de **blootstelling-effectrelatie** van een milieustressor voor een bepaald gezondheidseffect. Een blootstelling-effectrelatie geeft het verband weer tussen de mate van blootstelling aan een bepaalde milieustressor en het risico op het ontwikkelen van een bepaalde aandoening of ziekteverschijnsel door deze blootstelling. Om dit laatste te kwantificeren wordt vaak de incidentie of de prevalentie van de aandoening gebruikt.

De **prevalentie** van een aandoening op een bepaald moment is het aantal mensen met een bepaalde aandoening, gedeeld door het totale aantal mensen in de populatie. Men kan ook de prevalentie voor een bepaalde tijdsperiode bepalen. Bv. de levenslange prevalentie van een aandoening is het aantal mensen die de aandoening op een bepaald moment in hun leven hebben meegemaakt, gedeeld door het totaal. De prevalentie per jaar is het aantal mensen die over een bepaalde 12-maanden periode de aandoening hebben meegemaakt, gedeeld door het totaal.

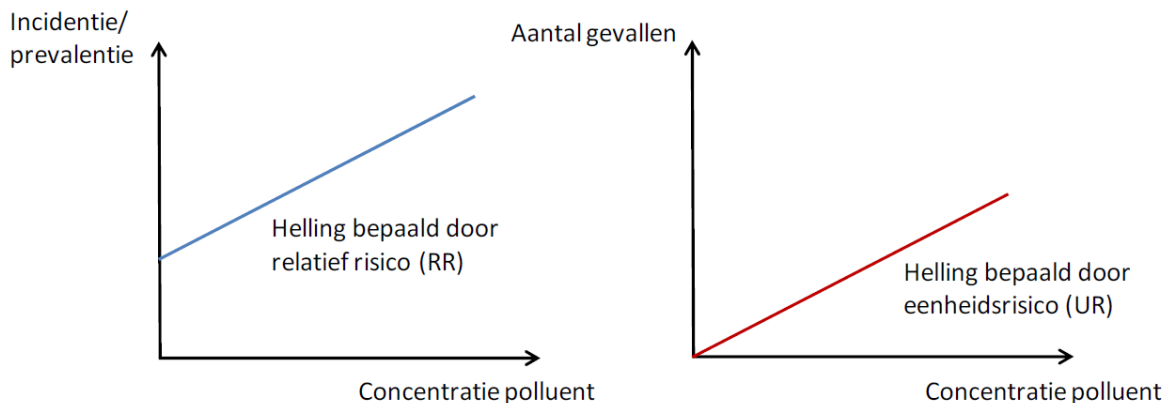
De **incidentie** van een aandoening voor een bepaalde tijdsperiode is het aantal nieuwe gevallen ontwikkeld tijdens deze tijdsperiode, gedeeld door het totale aantal mensen in de populatie.

### 2.1.1. GEZONDHEIDSIMPACTFUNCTIES

Een blootstelling-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 incidentie of prevalentie. Odds ratio's en hazard ratio's benaderen bij lage incidentie/prevalentie goed de relatieve risico's (Zhang and Yu, 1998).
- Het eenheidsrisico geeft het absoluut aantal aandoeningen (gevallen) bij een bepaalde concentratie van een pollutant, en dit onafhankelijk van de incidentie of prevalentie. Eenheidsrisico's worden vaak toegepast bij het berekenen van carcinogene risico's ((Buekers et al., 2012, De Backer and Bautmans, 2015).

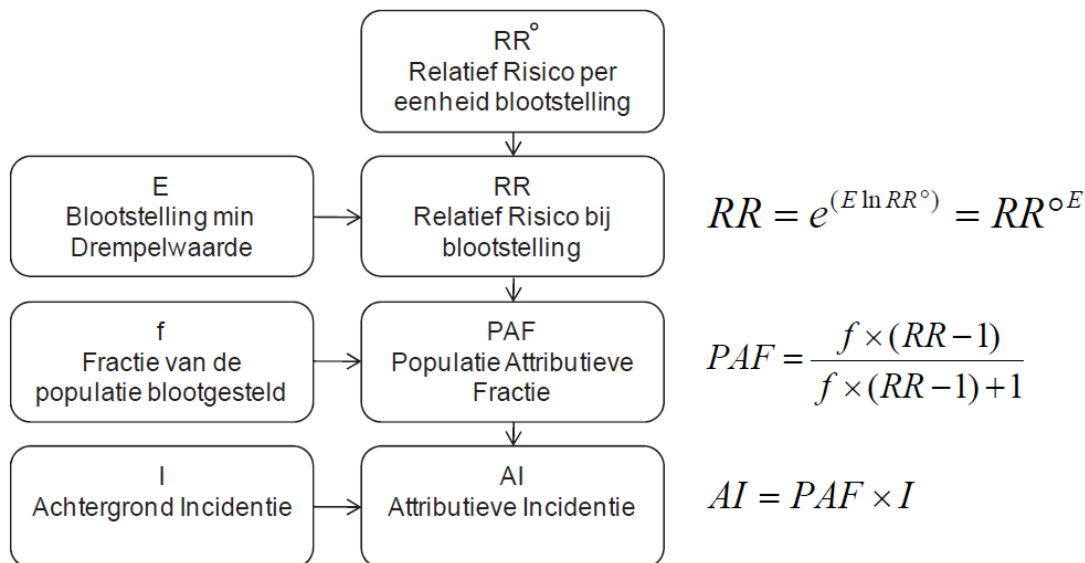
Figuur 2 maakt het onderscheid duidelijk tussen relatief risico en eenheidsrisico.



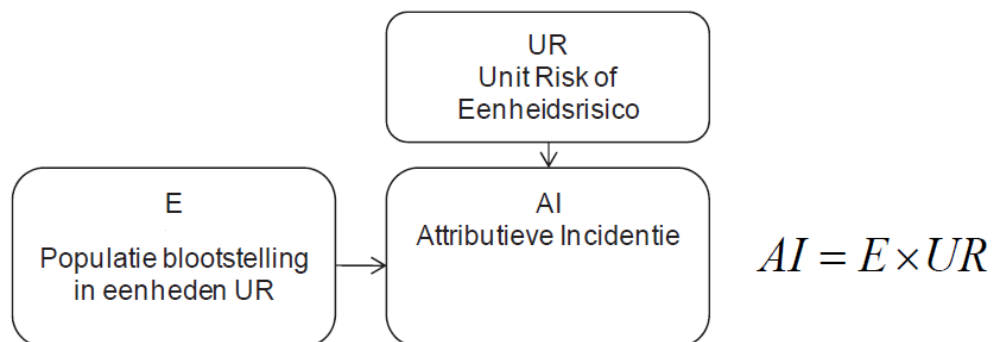
*Figuur 2: Voorstelling van RR (relatief risico) en UR (eenheidsrisico). Het RR houdt rekening met de incidentie of prevalentie.*

Zoals hierboven vermeld worden gezondheidseffecten niet altijd met relatieve risico's (RR) gerapporteerd, 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). Indien de grootte van het effect toch groter blijkt, kan m.b.v. achtergrondincidentie of -prevalentiegegevens de odds ratio omgezet worden in een relatief risico. Dit laatste is niet nodig in het kader van dit project.

Figuur 3 en Figuur 4 geven een overzicht van de verschillende berekeningswijzen voor de bepaling van het attributief aantal gevallen waarbij de blootstelling-effectrelatie een relatief risico (Figuur 3) of een eenheidsrisico (Figuur 4) is. Het attributief aantal gevallen is het aantal gevallen dat optreedt door de blootstelling, dit kan een attributieve incidentie of een attributieve prevalentie zijn (in Figuur 3 en Figuur 4 is het voorbeeld uitgewerkt voor een attributieve incidentie).



Figuur 3: Berekening van het attributief aantal gevallen op basis van het relatief risico (RR), hierbij wordt gebruik gemaakt van achtergrondincidentie (of -prevalentie) (Hänninen et al., 2014). In de studie van Hänninen werd aangenomen dat de relatie tussen RR en blootstelling log-lineair is. Voor luchtpollutie zijn de blootstelling effect relaties lineair. Hiermee werd rekening gehouden in deze studie.



Figuur 4: Berekening van het attributief aantal gevallen 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 de drempelwaarde genoemd. In dergelijke gevallen wordt de blootstelling-effectrelatie toegepast op waarden boven de drempelwaarde.

### 2.2. LITERATUURSTUDIE: BRONNEN

Gevalideerde blootstelling-effectrelaties voor langetermijnblootstelling aan verkeersgerelateerde polluenten PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, NO<sub>2</sub> en roet 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 blootstelling-effectrelaties vooropgesteld.

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

#### → Wereldgezondheidsorganisatie (WGO)

In 2013 publiceerde de Wereldgezondheidsorganisatie het rapport Health Risks for Air Pollution In Europe (HRAPIE) (WHO, 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 blootstelling-effectrelaties samen van gezondheidseffecten en vroegtijdige sterfte t.g.v. korte- en langetermijnblootstelling aan fijn stof, stikstofdioxide en ozon. In de blootstelling-effectrelaties wordt de concentratie (met verschillende uitmiddelingstijden afhankelijk van de duur van de blootstelling en de beschouwde polluent) afgezet tegen het relatieve risico.

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

1. Groep A\*: beperkte set van effecten, effecten mogen opgeteld worden;
2. Groep A: beperkte set van effecten, mogen niet opgeteld worden bij deze van groep A\*;
3. Groep B\*: uitgebreide set van effecten, effecten mogen opgeteld worden;
4. Groep B: uitgebreide set van effecten, mogen niet opgeteld worden bij deze van groep B\*.

Tabel 1 geeft een overzicht van de HRAPIE-aanbevelingen voor korte- en langetermijnblootstelling aan fijn stof (PM<sub>10</sub> en PM<sub>2,5</sub>), NO<sub>2</sub> en ozon. De gebruikte metriek geeft de uitmiddelingstijd uit van de beschouwde polluent. De blootstelling-effectrelatie is gegeven in de vorm van een relatief risico (RR), naast de centrale inschatting worden ook de onder- en bovengrenzen van het 95% betrouwbaarheidsinterval getoond. De kolom "LT/ST" vermeldt of het gezondheidseffect te wijten is aan lange- of kortetermijnblootstelling aan de polluent.

We merken op dat voor ziekten met hospitalisatie HRAPIE enkel blootstelling-effectrelaties beschouwt voor kortetermijnblootstelling aan luchtvervuilende stoffen.

De blootstelling-effectrelaties uit het HRAPIE-rapport worden gebruikt in de AirQ+ tool<sup>15</sup> ontwikkeld door de WGO. Deze tool schat de gezondheidseffecten in van korte- en langetermijnblootstelling aan luchtverontreinigende stoffen.

---

<sup>15</sup><http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/activities/airq-software-tool-for-health-risk-assessment-of-air-pollution>

De aanbevelingen van het HRAPIE-rapport worden internationaal gebruikt voor de evaluatie van luchtkwaliteitsbeleid. (Holland, 2014a) schreef aanbevelingen voor de implementatie van de HRAPIE-aanbevelingen in gezondheidsimpactanalyses en kosten-batenanalyses van het luchtkwaliteitsbeleid binnen de EU. (Holland, 2014a) neemt hiervoor blootstelling-effectrelaties op, zowel voor korte- als langetermijnblootstelling. Voor sommige effecten door kortetermijnblootstelling past (Holland, 2014a) de gebruikte metriek aan:

- In HRAPIE worden voor kortetermijnblootstelling aan  $PM_{2,5}$  twee blootstelling-effectrelaties voor ziekenhuisopnames aanbevolen: voor ziekenhuisopname met cardiovasculaire aandoeningen (alle leeftijden) en voor ziekenhuisopnames met luchtwegaandoeningen (alle leeftijden). Deze blootstelling-effectrelaties maken gebruik van daggemiddelde concentraties van  $PM_{2,5}$ . Deze blootstelling-effectrelaties worden door (Holland, 2014a) overgenomen, maar dan gelinkt aan jaargemiddelde concentraties van  $PM_{2,5}$ .
- In HRAPIE worden voor kortetermijnblootstelling aan  $O_3$  twee blootstelling-effectrelaties voor ziekenhuisopnames aanbevolen: voor ziekenhuisopname met cardiovasculaire aandoeningen (>65 jaar) en voor ziekenhuisopnames met luchtwegaandoeningen (>65 jaar). Deze blootstelling-effectrelaties maken gebruik van het maximum 8-uurgemiddelde van de dag concentraties van  $O_3$  dat groter moet zijn dan 35 ppb. Deze blootstelling-effectrelaties worden door (Holland, 2014a) overgenomen, maar dan gelinkt aan SOMO35.

De gezondheidseffecten door kortetermijnblootstelling waarvoor (Holland, 2014a) de metriek aanpaste naar jaargemiddelde concentraties zijn eveneens opgenomen in Tabel 1.

## HOOFDSTUK 2 - Selectie gezondheidimpactfuncties

Tabel 1: Overzicht van blootstelling-effectrelaties voor gezondheidsimpacten gerelateerd aan lange- en kortetermijnblootstelling (LT/KT) aan luchtverontreinigende stoffen, aanbevolen in het HRAPIE-rapport (World Health Organization, 2013). Voor het relatief risico zijn naast de centrale inschatting ook de onder- en bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval gegeven (95% BI OG en 95%BI BG, respectievelijk).

Metriek	Gezondheidseffect	LT / KT	Populatie	RR (centraal) per 10 µg/m <sup>3</sup>	RR (95% BI, OG)	RR (95% BI, BG)	Groep	Opmerking
PM <sub>2,5</sub> jaargemiddelde	Mortaliteit alle oorzaken	LT	>30 jaar	1,062	1,040	1,083	A*	
PM <sub>2,5</sub> daggemiddelde >> PM <sub>2,5</sub> jaargemiddelde (Holland, 2014a)	Ziekenhuisopname hartproblemen	KT	Iedereen	1,0091	1,0017	1,0166	A*	
PM <sub>2,5</sub> daggemiddelde >> PM <sub>2,5</sub> jaargemiddelde (Holland, 2014a)	Ziekenhuisopname ademhalingsproblemen	KT	Iedereen	1,019	0,9982	1,0402	A*	
PM <sub>2,5</sub> 2-wekengemiddelde >> PM <sub>2,5</sub> jaargemiddelde	Dagen verminderde activiteit	KT	Iedereen	1,047	1,042	1,053	B*	
PM <sub>2,5</sub> 2-wekengemiddelde >> PM <sub>2,5</sub> jaargemiddelde	Absenteïsme werk	KT	Iedereen	1,046	1,039	1,053	B**	
PM <sub>10</sub> jaargemiddelde	Mortaliteit baby's	LT	1 maand – 1 jaar	1,04	1,02	1,07	B*	
PM <sub>10</sub> jaargemiddelde	Bronchitis, prevalentie	LT	6-12/18 jaar	1,08	0,98	1,19	B*	
PM <sub>10</sub> jaargemiddelde	Chronische bronchitis, incidentie	LT	>18 jaar	1,117	1,04	1,189	B*	
PM <sub>10</sub> daggemiddelde >> PM <sub>10</sub> jaargemiddelde (Holland, 2014a)	Astmasymptomen, incidentie	KT	Astmatische kinderen 5-19 jaar	1,028	1,006	1,051	B*	
O <sub>3</sub> , SOMO35	Mortaliteit alle oorzaken	KT	Iedereen	1,0029	1,0014	1,0043	A*	
O <sub>3</sub> max. 8-uurgemiddelde van dag > 35 ppb >> SOMO35 (Holland, 2014a)	Ziekenhuisopname hartproblemen	KT	> 65 jaar	1,0089	1,0050	1,0127	A*	Vanaf 70 µg/m <sup>3</sup>
O <sub>3</sub> max. 8-uurgemiddelde van dag > 35 ppb >> SOMO35 (Holland, 2014a)	Ziekenhuisopname ademhalingsproblemen	KT	> 65 jaar	1,0044	1,0007	1,0083	A*	Vanaf 70 µg/m <sup>3</sup>
NO <sub>2</sub> , jaargemiddelde	Mortaliteit	LT	> 30 jaar	1,055	1,031	1,08	B*	Vanaf 20 µg/m <sup>3</sup>

Metriek	Gezondheidseffect	LT / KT	Populatie	RR (centraal) per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	RR (95% BI, OG)	RR (95% BI, BG)	Groep	Opmerking
NO <sub>2</sub> , jaargemiddelde	Ziekenhuisopname ademhalingsproblemen	KT	Alle	1,018	1,0115	1,0245	A*	
NO <sub>2</sub> , jaargemiddelde	Bronchitissymptomen	LT	Astmatische kinderen 5-14 jaar	1,021	0,99	1,06	B*	



→ **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:

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

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 2 tot en met Tabel 5 geven een samenvatting van de verschillende gezondheids categorieën waarvoor de korte- en langetermijneffecten van blootstelling aan fijn stof en NO<sub>2</sub> werd onderzocht. Voor blootstelling aan de grove fractie van fijn stof (PM<sub>10-2,5</sub>) werden enkel kortetermijneffecten onderzocht.

*Tabel 2 Overzicht van de oorzakelijke verbanden tussen kortetermijnblootstelling aan PM<sub>2,5</sub> en verschillende gezondheidseffecten. Tabel overgenomen uit (US EPA National Center for Environmental Assessment and Sacks, n.d.).*

**Table 2-1. Summary of causal determinations for short-term exposure to PM<sub>2,5</sub>.**

Size Fraction	Outcome	Causality Determination
PM <sub>2,5</sub>	Cardiovascular Effects	Causal
	Respiratory Effects	Likely to be causal
	Mortality	Causal

Tabel 3 Overzicht van de oorzakelijke verbanden tussen langetermijnblootstelling aan  $PM_{2.5}$  en verschillende gezondheidseffecten. Tabel overgenomen uit (US EPA National Center for Environmental Assessment and Sacks, n.d.).

**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 kortetermijnblootstelling aan  $PM_{10-2.5}$  en verschillende gezondheidseffecten. Tabel overgenomen uit (US EPA National Center for Environmental Assessment and Sacks, n.d.).

**Table 2-3. Summary of causal determinations for short-term exposure to  $PM_{10-2.5}$ .**

Size Fraction	Outcome	Causality Determination
$PM_{10-2.5}$	Cardiovascular Effects	Suggestive
	Respiratory Effects	Suggestive
	Mortality	Suggestive

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.

De US EPA publiceerde in 2016 de laatste update van het "Integrated Science Assessment for oxides of nitrogen – health criteria" (US EPA, 2016). Tabel 5 werd overgenomen uit het rapport en toont de verschillende gezondheidscategorieën waarvoor het verband met korte- en langetermijnblootstelling aan  $NO_2$  werd onderzocht.

Tabel 5: Overzicht van de oorzakelijke verbanden tussen korte en langdurige blootstelling aan NO<sub>2</sub> en verschillende gezondheidseffecten. Tabel overgenomen uit (US EPA, 2016).

**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 <sup>a</sup>	Causal Determination <sup>b</sup>	
	2008 Integrated Science Assessment	2016 Integrated Science Assessment
<b>Short-Term Nitrogen Dioxide Exposure (minutes up to 1 month)</b>		
Respiratory effects <a href="#">Section 5.2, Table 5-39</a>	Sufficient to infer a likely causal relationship	Causal relationship
Cardiovascular effects <a href="#">Section 5.3, Table 5-52</a>	Inadequate to infer the presence or absence of a causal relationship	Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship
Total mortality <a href="#">Section 5.4, Table 5-57</a>	Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship	Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship
<b>Long-Term Nitrogen Dioxide Exposure (more than 1 month to years)</b>		
Respiratory effects <a href="#">Section 6.2, Table 6-5</a>	Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship	Likely to be a causal relationship
Cardiovascular effects and diabetes <sup>c</sup> <a href="#">Section 6.3, Table 6-11</a>	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 <sup>c</sup> <a href="#">Sections 6.4.2, 6.4.3, and 6.4.4, Table 6-14</a>	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 <a href="#">Section 6.5, Table 6-18</a>	Inadequate to infer the presence or absence of a causal relationship	Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship
Cancer <a href="#">Section 6.6, Table 6-20</a>	Inadequate to infer the presence or absence of a causal relationship	Suggestive of, but not sufficient to infer, a causal relationship

<sup>a</sup>An 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 NO<sub>2</sub> concentrations with which health effects have been associated.

<sup>b</sup>Since 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.

<sup>c</sup>In 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 lifestages.

Voor **korte termijn blootstelling** besluit US EPA dat er een **oorzakelijk verband is voor effecten op de luchtwegen**, gebaseerd op het bewijs voor het initiëren van astma aanvallen. Volgens US EPA is het bewijs voor andere effecten zoals chronische obstructieve longziekte, luchtweginfecties in gezonde populaties en respiratoire mortaliteit onzekerder omdat het niet duidelijk is of er een onafhankelijk effect van NO<sub>2</sub>-blootstelling is, of een combinatie van andere verkeersgerelateerde pollutanten. Er is een suggestief maar niet voldoende bewijs om een oorzakelijk verband te suggereren voor cardiovasculaire effecten en mortaliteit (totaal).

Voor NO<sub>2</sub>-blootstelling op **lange termijn** leveren epidemiologische en experimentele studies volgens US EPA enkel voor **respiratoire effecten bewijs dat er waarschijnlijk een causaal verband** bestaat. 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 NO<sub>2</sub>-blootstelling is, of een combinatie van andere verkeersgerelateerde polluenten.

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 6 werd overgenomen uit het rapport en toont de verschillende gezondheidscategorieën waarvoor het verband met korte- en langetermijnblootstelling aan O<sub>3</sub> 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 O<sub>3</sub>-blootstelling op lange termijn. Deze conclusie is gebaseerd op het bewijs voor de ontwikkeling van astma.

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.

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

Tabel 6 Overzicht van de oorzakelijke verbanden tussen korte- en langetermijnblootstelling aan O<sub>3</sub> en verschillende gezondheidseffecten. Tabel overgenomen uit (US EPA National Center for Environmental Assessment and Brown, n.d.).

Health Outcome <sup>a</sup>	Conclusions from 2006 O <sub>3</sub> AQCD	Conclusions from this ISA
<b>Short-term Exposure to O<sub>3</sub></b>		
Respiratory effects	The overall evidence supports a causal relationship between acute ambient O <sub>3</sub> exposures and increased respiratory morbidity outcomes.	Causal Relationship
Cardiovascular effects	The limited evidence is highly suggestive that O <sub>3</sub> 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 <sub>3</sub> 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 <sub>3</sub> directly or indirectly contributes to non-accidental and cardiopulmonary-related mortality.	Likely to be a Causal Relationship
<b>Long-term Exposure to O<sub>3</sub></b>		
Respiratory effects	The current evidence is suggestive but inconclusive for respiratory health effects from long-term O <sub>3</sub> exposure.	Likely to be a Causal Relationship
Cardiovascular effects	No conclusions in the 2006 O <sub>3</sub> 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 <sub>3</sub> 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 <sub>3</sub> 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 <sub>3</sub> exposure and increased risk for mortality in humans.	Suggestive of a Causal Relationship

<sup>a</sup>Health effects (e.g., respiratory effects, cardiovascular effects) include a spectrum of outcomes, from measurable 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).

---

→ **Organisaties uit buurlanden**

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

- Verenigd Koninkrijk: COMEAP<sup>16</sup> voerde verschillende meta-analyses uit naar gezondheidseffecten door blootstelling aan ozon (Committee on the Medical Effects of Air Pollutants, 2015) en NO<sub>2</sub> (Frank Kelly, 2018).
- Duitsland: UBA<sup>17</sup> voerde een recente meta-analyse uit naar gezondheidseffecten door blootstelling aan NO<sub>2</sub> (Schneider et al., 2018).

### 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 blootstelling-effectrelaties prioritair is, zal gebruik gemaakt worden van meta-analyses. De resultaten hiervan zijn meestal algemener toepasbaar dan deze van individuele studies.

In het kader van het huidig project is het niet mogelijk om zelf blootstelling-effectrelaties af te leiden op basis van literatuurdata.

### 2.3. LITERATUURSTUDIE: RESULTATEN

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

We geven een overzicht van de literatuur per gezondheidseindpunt. Immers, voor verschillende gezondheidseindpunten worden verschillende polluenten gelinkt.

#### 2.3.1. VROEGTIJDIGE MORTALITEIT

Voor alle beschouwde polluenten is er een blootstelling-effectrelatie met het risico op vroegtijdig overlijden door langetermijnblootstelling. Er zijn risicofuncties beschikbaar voor mortaliteit alle (natuurlijke) oorzaken, alsook voor oorzaak-specifieke mortaliteit (bv. voor ischemische hartziekte, CVA (cerebrovasculair accident), COPD, longkanker, ...) We beschouwen hieronder bij voorkeur **mortaliteit alle oorzaken**, vermits de Belgische mortaliteitscijfers voor specifieke oorzaken minder betrouwbaar zijn dan de algemene mortaliteitscijfers (persoonlijke communicatie dr. Anne Kongs, Agentschap Zorg & Gezondheid). We merken op dat voor langetermijnblootstelling aan O<sub>3</sub> er alleen voor mortaliteit door luchtwegaandoeningen een blootstelling-effectrelatie beschikbaar is.

Tabel 7 geeft een overzicht van deze blootstelling-effectrelaties voor mortaliteit voor verschillende polluenten.

Het HRAPIE-rapport van WGO beveelt een blootstelling-effectrelatie aan voor langdurige blootstelling aan PM<sub>2,5</sub>, NO<sub>2</sub> en O<sub>3</sub> voor de volwassen bevolking (> 30 jaar) alsook voor PM<sub>10</sub> voor post neonatale (leeftijd 1-12 maanden) kindersterfte.

---

<sup>16</sup> <https://www.gov.uk/government/groups/committee-on-the-medical-effects-of-air-pollutants-comeap>

<sup>17</sup> <https://www.umweltbundesamt.de/>

HRAPIE vermeldt dat sommige langetermijneffecten van blootstelling aan NO<sub>2</sub> kunnen overlappen met effecten door langetermijnblootstelling aan PM<sub>2,5</sub>, deze overlap wordt ingeschat op maximum 33 %. HRAPIE rekent de blootstelling-effectrelatie voor NO<sub>2</sub> tot groep B\*, maar omwille van mogelijk overlap met effecten van langdurige blootstelling aan PM<sub>2,5</sub> bevelen ze aan om ze toch te beschouwen als groep B, en dit om dubbeltellingen in de analyse van groep A-effecten te vermijden. HRAPIE beveelt op basis van enkele studies (Næss et al., 2007)(Cesaroni et al., 2013) aan om de impact van NO<sub>2</sub> te berekenen voor luchtconcentraties boven 20 µg/m<sup>3</sup>, deze drempel is enkel van toepassing op dit pollutent-eindpunt paar.

De gezondheidseffecten van blootstelling aan NO<sub>2</sub> werden in verschillende recente studies onderzocht, het is echter niet duidelijk of deze gezondheidseffecten ook optreden bij lage NO<sub>2</sub>-concentraties. (Héroux et al., 2015) geven in 2015 een overzicht van nieuwe inzichten over de HRAPIE-aanbevelingen. Zo zijn er twijfels over de drempelwaarde van 20 µg/m<sup>3</sup> omdat er verschillende studies zijn die effecten op mortaliteit tot een blootstelling van 10 µg/m<sup>3</sup> hebben vastgesteld.

In een meer recente studie dan HRAPIE, werd door de COMEAP-groep (Frank Kelly, 2018) een uitgebreide meta-analyse gedaan waarbij bewijs is voor associaties van gezondheidseffecten bij NO<sub>2</sub> jaargemiddelde concentraties in omgevingslucht van 5 µg/m<sup>3</sup>. Het relatief risico bedraagt 1,023 (95 % BI 1,008 – 1,037) per 10 µg/m<sup>3</sup> jaargemiddelde concentratie van NO<sub>2</sub>, een overlap van 20% met effecten door PM<sub>2,5</sub> werd afgeleid.

Voor blootstelling aan elementair koolstof (EC), een maat voor het bepalen van roetgehalte, werd door (Janssen et al., 2011b) een blootstelling-effectrelatie afgeleid. Zij bestudeerden de relatie tussen langetermijnblootstelling aan EC en vervroegde sterfte op basis van Europese cohortstudies. Wanneer de impact tussen PM en EC vergeleken wordt voor vervroegde sterfte, dan is EC per µg/m<sup>3</sup> ongeveer 10 maal meer toxisch, terwijl per interkwartielafstand (IQR) de toxiciteit identiek is. Voor vervroegde sterfte verklaart EC dus een groot deel van de impact van PM<sub>2,5</sub>. Weliswaar is er geen overlappercentage (met PM<sub>2,5</sub> of NO<sub>2</sub>) gespecificeerd bij gebruik van deze blootstelling-effectrelatie. Deze relatie werd bijgevolg niet weerhouden in de analyse, er werd wel een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd.



Tabel 7 Overzicht van blootstelling-effectrelaties voor vervroegde mortaliteit

Metriek	LT/ KT	Populatie	Type risico	blootstelling-effect (puntschatting, 95% BI onder- en bovengrens)			Dosis ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Drempelwaarde ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Overlap met PM <sub>2,5</sub> (%)	Databron	Weerhouden
PM <sub>2,5</sub> jaargemiddelde	LT	Volwassenen > 30 jaar	RR	1,062	1,04	1,083	10	-	n.v.t.	(WHO, 2013), groep A*	Ja
NO <sub>2</sub> jaargemiddelde	LT	Volwassenen > 30 jaar	RR	1,055	1,031	1,08	10	20	33	(WHO, 2013), groep B	Neen
NO <sub>2</sub> jaargemiddelde	LT	Volwassenen > 30 jaar	RR	1,055	1,031	1,08	10	10	33	(Heroux et al., 2015)	Neen
NO <sub>2</sub> jaargemiddelde	LT	Volwassenen > 30 jaar	RR	1,023	1,008	1,037	10	5	20	(Frank Kelly, 2018)	Ja
EC jaargemiddelde	LT	Volwassenen > 30 jaar	RR	1,06	1,04	1,09	1	-	?	(Janssen et al., 2011b)	Neen
O <sub>3</sub> , SOMO35	KT	Iedereen	RR	1,0029	1,0014	1,0043	10	-	?	(WHO, 2013), groep A*	Ja
PM <sub>10</sub> Jaargemiddelde	LT	< 1 jaar	RR	1,04	1,02	1,07	10	-	n.v.t.	(WHO, 2013), groep B*	ja



### → Opmerkingen

Momenteel is de WGO bezig met het bijstellen van de richtlijnen voor lange termijn NO<sub>2</sub> 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 NO<sub>2</sub> langetermijngezondheidseffecten de HRAPIE-drempelwaarde van 20 µg/m<sup>3</sup> bij te stellen naar 5 µg/m<sup>3</sup>, met een aangepaste blootstelling-effectrelatie.

Het Duitse UBA (Schneider et al., 2018) vermeldt dat er nog onvoldoende bevindingen zijn over drempelwaarden voor blootstelling aan NO<sub>2</sub>. Ook jaargemiddelde concentraties onder 10 µg/m<sup>3</sup> kunnen voor de bevolking potentieel gezondheidseffecten teweegbrengen. Uit private communicatie met Myriam Tobollik (UBA) weten we dat voor gezondheidskundige beoordelingen van blootstelling aan NO<sub>2</sub> in Duitsland de drempelwaarde op 10 µg/m<sup>3</sup> vastgelegd werd, zowel voor morbiditeits- als mortaliteitseffecten. Deze waarde is een onderste kwantificeringsgrens (counterfactual value) en komt ongeveer overeen met de landelijke achtergrondwaarde voor NO<sub>2</sub> gemeten in Duitsland in de periode 2007-2014. Wetenschappelijke evidentie voor de waarde van 10 µg/m<sup>3</sup> ontbreekt echter.

In een recente meta-analyse van 41 cohorte studies van buitenluchtverontreiniging werd door (Burnett et al., 2018) een risicomodel opgesteld dat grotere mortaliteitseffecten geeft ten gevolge van lange termijn blootstelling aan fijn stof. Deze risicofactoren werden door Lelieveld gebruikt om de gezondheidsimpact van fijn stof te bepalen voor Europa (Lelieveld et al., 2019).

(Burnett et al., 2018) stellen leeftijdsafhankelijke en concentratieafhankelijke niet-lineaire relatieve risicofuncties op voor mortaliteit met oorzaken:

- Ischemische hartziekte;
- Beroerte;
- COPD;
- Longkanker
- Niet-overdraagbare ziekten en lage luchtweginfecties.

De functies zijn leeftijdsafhankelijk (25 – 85 jaar, bins van 5 jaar) en concentratieafhankelijk, waarbij een drempelwaarde van 2,4 µg/m<sup>3</sup> wordt gehanteerd. De resulterende relatieve risicofuncties zijn gevoelig hoger dan deze vermeld in Tabel 7. Het is op dit ogenblik (januari 2020) niet duidelijk in hoeverre deze risicofuncties zullen overgenomen worden door de regelgeving op nationale niveaus alsook op Europees niveau. Om deze redenen verkiest VITO om deze blootstelling-effectrelaties niet te gebruiken in de huidige berekeningen.

### → Weerhouden blootstelling-effectrelaties

Voor langetermijnblootstelling aan NO<sub>2</sub> werd de meest recente blootstelling-effectrelatie van (Frank Kelly, 2018) geselecteerd, dit is de relatie met de laagste drempelwaarde (5 µg/m<sup>3</sup>). De selectie van deze relatie is in overeenstemming met recente bevindingen over gezondheidseffecten tot op (zeer) lage concentraties van NO<sub>2</sub>.

Voor langetermijnblootstelling aan roet werd de blootstelling-effectrelatie van (Janssen et al., 2011a) niet weerhouden in de hoofdanalyse, maar enkel in een sensitiviteitsanalyse. De gezondheidsimpact van roet vormt een deel van deze door PM<sub>2,5</sub>, het is echter niet gekend hoeveel de bijdrage van PM<sub>2,5</sub> bedraagt zonder roet. Evenmin is de overlap tussen gezondheidseffecten van roet en NO<sub>2</sub> gekend. De blootstelling-effectrelatie is afgeleid voor elementair koolstof, terwijl concentratiekaarten enkel beschikbaar zijn voor zwarte koolstof (black carbon BC).

Beide zijn een maat voor het gehalte aan roet, als verhouding tussen beide pollutanten wordt vaak gesteld dat BC-concentraties 1,5 maal hoger zijn dan concentraties aan elementair koolstof indien de concentraties uitgedrukt zijn in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , maar lokale verschillen zijn mogelijk, Tenslotte werd de blootstelling-effectrelatie voor roet niet weerhouden in de hoofdanalyse om het een enkele studie uit 2011 betreft, terwijl voor  $\text{PM}_{2,5}$  en  $\text{NO}_2$  meerdere en recentere studies voorhanden zijn.

### **2.3.2. LUCHTWEGAANDOENINGEN**

Tabel 8 geeft een overzicht van de blootstelling-effectrelaties afgeleid uit recente meta-analyses die verschillende luchtwegaandoeningen koppelen aan lange- en kortetermijnblootstelling aan luchtverontreinigende stoffen. We bespreken hieronder de opgenomen studies. De laatste kolom geeft weer of de blootstelling-effectrelatie weerhouden werd in de analyse van deze studie. Voor de niet-weerhouden blootstelling-effectrelaties wordt de reden hieronder vermeld bij het bespreken van de gereviewde studies.

## HOOFDSTUK 2: Selectie gezondheidsimpactfuncties

Tabel 8 Overzicht van de blootstelling-effectrelaties voor luchtwegaandoeningen door lange- en kortetermijnblootstelling aan luchtpolluenten.

Metriek	Gezondheidseffect	LT/KT	Populatie	Type risico	Blootstelling-effect (puntschatting, onder- en bovengrens 95% BI)			Dosis ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Incidentie/prevalentie	Opmerkingen	Referentie	Weerhouden deze studie
PM <sub>2,5</sub> jaargemiddelde	Astma	LT	Volwassenen	RR	1,16	0,98	1,37	10	Incidentie	95% BI LL < 1	(Anderson et al., 2013)	Neen
NO <sub>2</sub> jaargemiddelde	Astma	LT	Volwassenen	RR	1,42	1,14	1,78	10	Incidentie		(Anderson et al., 2013)	Neen
NO <sub>2</sub> jaargemiddelde	Astma	LT	Volwassenen 30-75 jaar	RR	1,255	1,001	1,573	10	Incidentie		(Schneider et al., 2018)	Ja
PM <sub>2,5</sub> jaargemiddelde	Astma	LT	Kinderen 0-18 jaar	HR	1,03	1,01	1,05	1	Incidentie		(Khreis et al., 2017)	Ja
NO <sub>2</sub> jaargemiddelde	Astma	LT	Kinderen 0-18 jaar	HR	1,05	1,02	1,07	4	incidentie		(Khreis et al., 2017)	Neen
PM <sub>10</sub> jaargemiddelde	Astma	LT	Kinderen 0-18 jaar	HR	1,05	1,02	1,08	2	Incidentie		(Khreis et al., 2017)	Neen
BC jaargemiddelde	Astma	LT	Kinderen 0-18 jaar	HR	1,08	1,03	1,14	0,5.10 <sup>-5</sup> /m lichtabsorptie PM <sub>2,5</sub>	Incidentie		(Khreis et al., 2017)	Neen
NO <sub>2</sub> jaargemiddelde	Bronchitissymptomen bij astma	LT	Astmatische kinderen 5-14 jaar	RR	1,021	0,99	1,06	10	Prevalentie	95% BI LL < 1	(WHO, 2013), groep B*	??
PM <sub>10</sub> Jaargemiddelde	Bronchitis	LT	Kinderen 6-12/18 jaar	RR	1,08	0,98	1,19	10	Prevalentie	95% BI LL < 1	(WHO, 2013), groep B*	Ja
PM <sub>10</sub> jaargemiddelde	Chronische bronchitis	LT	Volwassenen (> 18 jaar)	RR	1,117	1,04	1,189	10	Incidentie		(WHO, 2013), groep B*	Ja
PM <sub>2,5</sub> jaargemiddelde	Lage luchtweginfecties	LT	Kinderen 0-2 jaar	RR	1,12	1,03	1,3	10	Incidentie	hospitalisatie/doktersvoorschrift	(Mehta et al., 2013)	Ja
NO <sub>2</sub> jaargemiddelde	COPD	LT	Volwassenen	RR	1,016	1,004	1,028	10		Hospitalisatie	(Zhang et al., 2018)	Ja
PM <sub>2,5</sub> jaargemiddelde	Hospitalisatie ademhalingsproblemen	KT	Iedereen	RR	1,019	0,9982	1,0402	10		hospitalisatie	(WHO, 2013), groep A*	Ja
PM <sub>10</sub> jaargemiddelde	Astmasymptomen	KT	Astmatische kinderen 5-19 jaar	RR	1,028	1,006	1,051	10	incidentie		(WHO, 2013), groep A*	ja
O <sub>3</sub> , SOMO35	Hospitalisatie ademhalingsproblemen	KT	Volwassenen > 64 jaar	RR	1,0044	1,0007	1,0083	10		Hospitalisatie	(WHO, 2013), groep A*	ja

---

**→ Langetermijnblootstelling – incidentie astma volwassenen**

In een meta-analyse uitgevoerd door UBA wordt de link tussen astmagerelateerde ziektelast door **NO<sub>2</sub>** voor volwassenen als gemiddeld evident beschouwd (**Schneider et al., 2018**). Voor volwassenen zijn enkel Europese studies beschikbaar voor de leeftijdscategorie 30-74 jaar. De blootstelling-effectrelatie afgeleid door (Schneider et al., 2018) (RR 1,255 [95% BI 1,001 - 1,573] per 10 µg/m<sup>3</sup>) 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 (NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub> en PM<sub>2,5</sub>) 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 ademhalingsstelsel, 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 pollutieconcentraties 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 NO<sub>2</sub> in een blootstelling-effectrelatie van (OR 1,10 [95% BI: 0,99 - 1,21] per 10 µg/m<sup>3</sup>) 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 bevestigd aan de deelnemers en een positieve relatie werd gevonden voor NO<sub>2</sub> en de incidentie van astma (OR 1,43 [95% BI: 1,02 - 2,01] per 10 µg/m<sup>3</sup>).

(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 NO<sub>2</sub> 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 NO<sub>2</sub> in een dosis effectrelatie van (OR 1,54 [95% BI: 1,00 - 2,36] per 10 µg/m<sup>3</sup>) voor de incidentie van astma.

**(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 **NO<sub>2</sub>** gaf een RR van 1,42 (95% BI 1,14 - 1,78) per 10 µg/m<sup>3</sup>. Dit resultaat is vergelijkbaar met het hierboven vermelde resultaat van de UBA meta-analyse door (Schneider et al., 2018). Voor blootstelling aan **PM<sub>2,5</sub>** was het aantal beschikbare studies beperkt. De gepoolde analyse van deze studies vertoont een niet-significante associatie tussen astma incidentie en langdurige blootstelling aan PM<sub>2,5</sub> met een relatief risico van 1,16 (95% BI 0,98 - 1,37) per 10 µg/m<sup>3</sup>. (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.

(**Jacquemin et al., 2015**) onderzochten de relatie van lange termijnblootstelling aan luchtpolluenten (NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub> en PM<sub>2,5</sub>) 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 ademhalingsstelsel, 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 pollutieconcentraties 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. Astma-incidentie was positief, maar niet significant, geassocieerd met langetermijnblootstelling aan PM<sub>10</sub> en PM<sub>2,5</sub>.

Deze onduidelijkheid over de rol van luchtpollutie (verschillende pollutanten) 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, 2019a) bevestigt dat epidemiologische resultaten het oorzakelijk verband tussen NO<sub>2</sub> alsook fijn stof en ontwikkeling van astma niet bewijzen.

Weerhouden blootstelling-effectrelatie: Voor de incidentie van astma bij volwassenen door langetermijnblootstelling aan luchtverontreiniging werd de blootstelling-effectrelatie voor blootstelling aan NO<sub>2</sub> van (Schneider et al., 2018) weerhouden omdat dit de meest recente studie is.

### → Langetermijnblootstelling – incidentie 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 cohorte 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<sub>2,5</sub>, PM<sub>10</sub> (weinig heterogeniteit tussen opgenomen studies) en NO<sub>2</sub> (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) beschrijven 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 pollutanten en ontwikkeling van astma. De hierboven vermelde publicatie door (Heinrich, 2019b) merkt op dat de resultaten van transversaal onderzoek niet geschikt zijn om het verband tussen luchtvervuiling en ontwikkeling van astma aan te tonen.

De meta-analyse toont een positieve en statistisch significante associatie tussen astma ontwikkeling (tussen geboorte en leeftijd van 18 jaar) en blootstelling aan verschillende luchtpolluenten:

- Voor **PM<sub>10</sub>** werd een dosis-effect relatie voor de ontwikkeling van astma gevonden van (HR 1,05 [95% BI: 1,02 - 1,08] per 2 µg/m<sup>3</sup>);
- Voor **PM<sub>2,5</sub>** werd een dosis-effect relatie voor de ontwikkeling van astma gevonden van (HR 1,03 [95% BI: 1,01 - 1,05] per 1 µg/m<sup>3</sup>);
- Voor **NO<sub>2</sub>** werd een dosis-effect relatie voor incidentie van astma gevonden van (HR 1,05 [95% BI: 1,02 - 1,07] per 4 µg/m<sup>3</sup>);
- Voor **BC** werd een dosis-effect relatie voor incidentie van astma gevonden van (HR 1,08 [95% BI: 1,03 - 1,14] per 0,5.10<sup>-5</sup> /m lichtabsorptie PM<sub>2,5</sub>).

**Weerhouden blootstelling-effectrelatie:** Voor de incidentie van astma bij kinderen door langetermijnblootstelling aan luchtverontreiniging werd de blootstelling-effectrelatie voor blootstelling aan PM<sub>2,5</sub> van (Khreis et al., 2017) weerhouden omdat voor deze pollutant de studies opgenomen in de meta-analyse de kleinste heterogeniteit vertoonden.

#### → Langetermijnblootstelling NO<sub>2</sub> – bronchitis bij astmatische kinderen

In de HRAPIE-studie werd voor langdurige blootstelling aan NO<sub>2</sub> als enige gezondheidseindpunt de prevalentie van luchtwegklachten (symptomen van bronchitis) in kinderen met astma (5-14 jaar) weerhouden. De aanbevolen blootstelling-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 NO<sub>2</sub> 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 NO<sub>2</sub> en longfunctie en NO<sub>2</sub> en respiratoire effecten afkomstig van ander onderzoek. De blootstelling-effectrelatie is gegeven als odds ratio (OR 1,021 [95% BI: 0,99 - 1,06] per 1 µg/m<sup>3</sup> jaarlijks gemiddelde).

**Weerhouden blootstelling-effectrelatie:** dit gezondheidseffect werd niet weerhouden omdat slechts 1 blootstelling-effectrelatie beschikbaar die statistisch niet significant is.

#### → Langetermijnblootstelling PM<sub>10</sub> – bronchitis bij kinderen

Volgens het HRAPIE-rapport van de WGO (World Health Organization, 2013) leidt langdurige blootstelling aan PM<sub>10</sub> tot het 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/m<sup>3</sup>.

De blootstelling-effectrelatie voor prevalentie van bronchitis bij kinderen bij langdurige blootstelling aan PM<sub>10</sub> 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 pollutent-eindpunt paar wordt gerekend onder de groep B\*.

**Weerhouden blootstelling-effectrelatie:** de blootstelling-effectrelatie uit het WGO-HRAPIE-rapport wordt weerhouden.

### → **Langetermijnblootstelling PM<sub>10</sub> – chronische bronchitis bij volwassenen**

Volgens het HRAPIE-rapport van de WGO (World Health Organization, 2013) leidt langetermijnblootstelling aan PM<sub>10</sub> tot verhoogde incidentie van chronische bronchitis bij volwassenen (> 18 jaar) met een relatief risico van 1,117 (95% BI: 1,04 - 1,189) per 10 µg/m<sup>3</sup>.

De blootstelling-effectrelatie 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 gebruiken verschillende blootstellingsparameters, de resultaten in de AHSMOG-studie zijn gerelateerd aan jaargemiddelde concentraties voor PM<sub>2,5</sub> (een verhouding van PM<sub>2,5</sub>/PM<sub>10</sub> = 0,65 werd aangenomen voor conversie naar PM<sub>10</sub>) gedurende de periode 1966-1977 terwijl in SAPALDIA-relaties gevonden werden tussen jaargemiddelde PM<sub>10</sub> 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 achtergrondincidentie van 0,39 % te gebruiken, deze data komen uit de SAPALDIA-studie. Dit pollutent-eindpunt paar wordt gerekend onder de groep B\*.

**Weerhouden blootstelling-effectrelatie:** de blootstelling-effectrelatie uit het WGO-HRAPIE-rapport wordt weerhouden.

### → **Langetermijnblootstelling PM<sub>2,5</sub> - 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<sub>2,5</sub> werden lage luchtweginfecties bij kinderen < 18 jaar in rekening gebracht. Rojas-Rueda gebruikten hiervoor een blootstelling-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<sub>2,5</sub> werd gevonden.



Voor PM<sub>2,5</sub> 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/m<sup>3</sup>).

**Weerhouden blootstelling-effectrelatie:** de blootstelling-effectrelatie uit (Mehta et al., 2013) wordt weerhouden.

→ **Langetermijnblootstelling - COPD**

In een recente meta-analyse (Zhang et al., 2018) werd de link tussen blootstelling aan NO<sub>2</sub> 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 NO<sub>2</sub> werd ingeschat op HR 1,016 [95% BI: 1,004 - 1,028] per 10 µg/m<sup>3</sup>.

**Weerhouden blootstelling-effectrelatie:** de blootstelling-effectrelatie uit (Zhang et al., 2018) wordt weerhouden.

→ **Kortetermijnblootstelling PM<sub>2,5</sub> – hospitalisatie ademhalingsproblemen**

Binnen het HRAPIE-rapport wordt het gezondheidseindpunt ‘hospitalisatie ademhalingsaandoeningen’ gekoppeld aan kortetermijnblootstelling aan fijn stof, maar niet aan langetermijnblootstelling ervan.

Een relatief risico van 1,019 [95% BI: 0,9982 - 1,0402] per 10 µg/m<sup>3</sup> voor hospitalisatie ademhalingsproblemen is gebaseerd op de APED-meta-analyse van Europese studies die de link tussen blootstelling aan PM<sub>2,5</sub> en ziekenhuisopnames met verschillende oorzaken onderzochten. Dit pollutant-eindpunt paar wordt gerekend onder de groep A\*.

**Weerhouden blootstelling-effectrelatie:** de blootstelling-effectrelatie uit het WGO-HRAPIE-rapport wordt weerhouden. Bij het bepalen van het attributief aantal gevallen houden we wel rekening met overlap met andere gezondheidseindpunten met ziekenhuisopname (bv. COPD, lage luchtweginfecties bij kinderen).

→ **Kortetermijnblootstelling O<sub>3</sub> – hospitalisatie ademhalingsproblemen**

Binnen het HRAPIE-rapport wordt het gezondheidseindpunt ‘hospitalisatie ademhalingsaandoeningen’ gekoppeld aan kortetermijnblootstelling aan ozon, maar niet aan langetermijnblootstelling ervan.

Een relatief risico van 1,0044 [95% BI: 1,0007 - 1,0083] per 10 µg/m<sup>3</sup> vanaf een blootstelling van 70 µg/m<sup>3</sup> voor hospitalisatie ademhalingsproblemen bij mensen boven 64 jaar werd afgeleid. Dit is gebaseerd op de APHENA-meta-analyse van Europese studies die de link tussen blootstelling aan O<sub>3</sub> en ziekenhuisopnames met verschillende oorzaken onderzochten. Dit pollutant-eindpunt paar wordt gerekend onder de groep A\*.

**Weerhouden blootstelling-effectrelatie:** de blootstelling-effectrelatie uit het WGO-HRAPIE-rapport wordt weerhouden.



### → Kortetermijnblootstelling PM<sub>10</sub> – astmasymptomen bij astmatische kinderen

Binnen het HRAPIE-rapport wordt het gezondheidseindpunt 'incidentie van astmasymptomen bij astmatische kinderen' gekoppeld aan kortetermijnblootstelling aan fijn stof, maar niet aan langetermijnblootstelling ervan.

Een relatief risico van 1,028 [95% BI: 1,006 - 1,051] per 10 µg/m<sup>3</sup> voor het optreden van astmasymptomen is gebaseerd op de meta-analyse van 36 studies bij astmatische kinderen tussen 5-19 jaar. De definitie van het optreden van astmasymptomen varieerde per studie en omvatte hoesten, piepen, kortademigheid en astma-aanvallen. Dit pollutent-eindpunt paar wordt gerekend onder de groep B\*.

**Weerhouden blootstelling-effectrelatie:** de blootstelling-effectrelatie uit het WGO-HRAPIE-rapport wordt weerhouden.

### 2.3.3. CARDIOVASCULAIRE AANDOENINGEN

Tabel 9 geeft een overzicht van de blootstelling-effectrelaties afgeleid uit recente meta-analyses die verschillende cardiovasculaire morbiditeitseffecten koppelen aan lange- en kortetermijnblootstelling aan luchtverontreinigende stoffen. We bespreken hieronder de opgenomen studies. De laatste kolom geeft weer of de blootstelling-effectrelatie weerhouden werd in de analyse van deze studie. Voor de niet-weerhouden blootstelling-effectrelaties wordt de reden hieronder vermeld bij het bespreken van de gereviewde studies.

Tabel 9 Overzicht van de blootstelling-effectrelaties voor hart- en vaataandoeningen door lange- en kortetermijnblootstelling aan luchtpolluenten.

Metriek	Gezondheidseffect	LT/KT	Populatie	blootstelling-effect (Puntschatting, onder- en bovengrens 95% BI)			Dosis ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Incidentie/prevalentie	Opmerkingen	Databron	Weerhouden deze studie
NO <sub>2</sub> jaargemiddelde	Hypertensie	LT	Volwassenen $\geq 30$ jaar	1,049	0,892	1,234	10		95% BI LL < 1	(Schneider et al., 2018)	Neen
NO <sub>2</sub> jaargemiddelde	Hypertensie	LT	Volwassenen	1,034	1,005	1,063	10			Cai16	Neen
PM <sub>10</sub>	Hypertensie	LT	Volwassenen	1,054	1,036	1,072	10	prevalentie		Cai16	Ja
NO <sub>2</sub> jaargemiddelde	Hartfalen	LT	Volwassenen 40-89 jaar	1,081	1,003	1,166	10		hospitalisatie	(Schneider et al., 2018)	Ja
PM <sub>10</sub> jaargemiddelde	Hartfalen	LT	Volwassenen	1,06	1,01	1,11	3	Incidentie	hospitalisatie	(Atkinson et al., 2013)	Neen
NO <sub>2</sub> jaargemiddelde	CVA (cerebro-vasculair accident)	LT	Volwassenen 40-89 jaar	1,003	0,964	1,043	10		95% BI LL < 1; hospitalisatie	(Schneider et al., 2018)	Neen
PM <sub>2,5</sub> jaargemiddelde	CVA (cerebro-vasculair accident)	LT	Volwassenen	1,064	1,021	1,109	5	Incidentie	hospitalisatie	Scheers15	Neen
PM <sub>10</sub> jaargemiddelde	CVA (cerebro-vasculair accident)	LT	Volwassenen	1,057	0,973	1,148	10	Incidentie	hospitalisatie	Scheers15	Neen
PM <sub>2,5</sub> jaargemiddelde	CVA (cerebro-vasculair accident)	LT	Volwassenen	1,07	1,05	1,10	5	Incidentie	hospitalisatie	Yuan19	Ja
PM <sub>2,5</sub> jaargemiddelde	Myocardinfarct	LT	Volwassenen	1,06	1,01	1,11	5	Incidentie	hospitalisatie	(J Buekers et al., 2014)	Ja
EC jaargemiddelde	Myocardinfarct	LT	Volwassenen	1,038			1	Incidentie	hospitalisatie	Gan11	Neen
PM <sub>2,5</sub> jaargemiddelde	Acute coronaire aandoeningen	LT	Volwassenen	1,13	0,98	1,30	5	Incidentie	95% BI LL < 1	Cesaroni14	Neen
PM <sub>10</sub> jaargemiddelde	Acute coronaire aandoeningen	LT	Volwassenen	1,12	1,01	1,25	10	Incidentie		Cesaroni14	Neen
PM <sub>2,5</sub> jaargemiddelde	Hospitalisatie hartproblemen	KT	Iedereen	1,0091	1,0017	1,0166	10		Hospitalisatie	(WHO, 2013), groep A*	Ja
O <sub>3</sub> , SOMO35	Hospitalisatie hartproblemen (behalve beroerte)	KT	Volwassenen > 64 jaar	1,0089	1,005	1,0127	10		Hospitalisatie	(WHO, 2013), groep A*	ja

Hieronder geven we een overzicht van recente meta-analyses die verschillende cardiovasculaire morbiditeitseffecten koppelen aan langdurige blootstelling aan PM<sub>2,5</sub>.

### → Langetermijnblootstelling - hypertensie

Hypertensie gerelateerde ziektelast door **NO<sub>2</sub>** wordt door (**Schneider et al., 2018**) voor volwassenen en morbiditeit als sterk evident beschouwd. Voor volwassenen is er een consistente relatie tussen NO<sub>2</sub> en hypertensie aangetoond voor verschillende populaties en met verschillende studiemethoden, voor kinderen is er slechts één studie voor prevalentie van hypertensie beschikbaar. De blootstelling-effectrelatie afgeleid door (Schneider et al., 2018) (RR 1,049 [95% BI: 0,892;1,234 per 10 µg/m<sup>3</sup>]) 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 verkeersgeluid in slaapkamers en prevalentie hypertensie, systolische en diastolische bloeddruk onderzocht rekening houdend met langetermijn blootstelling aan NO<sub>2</sub>. Hiervoor werden 1926 deelnemers van de Spaanse cohorte REGICOR (Registre Gironí del Cor; Girona Heart Registry) geëvalueerd. Voor NO<sub>2</sub> werd een dosis-effect relatie voor prevalentie van hypertensie gevonden van (OR 1,16 [95%BI: 0,99 - 1,36] per 10 µg/m<sup>3</sup>). (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<sub>x</sub> 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<sub>2</sub> 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<sub>2</sub> en prevalentie van hypertensie voor de populatie die geen bloeddrukverlagende medicatie neemt van (OR 0,98 [95%BI: 0,92 - 1,04] per 10 µg/m<sup>3</sup>) en voor de populatie die wel bloeddrukverlagende middelen neemt van (OR 1,01 [95%BI: 0,97 - 1,05] per 10 µg/m<sup>3</sup>).

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 deelenalyses gedaan voor korte- en langetermijnblootstelling. Voor langdurige blootstelling aan **NO<sub>2</sub>** werd een odds ratio afgeleid van 1,034 (1,005 – 1,063) per 10 µg/m<sup>3</sup>. Deze waarde valt binnen de foutenmarge afgeleid door Schneider et al.

Voor **PM<sub>10</sub>** werd een statistisch significante associatie gevonden tussen langetermijnblootstelling en prevalentie hypertensie (OR 1,054 [95% BI: 1,036 - 1,072] per 10 µg/m<sup>3</sup>).

Voor langdurige blootstelling aan **PM<sub>2,5</sub>** werd ook een positieve relatie gevonden, maar deze was statistisch niet significant.

**Weerhouden blootstelling-effectrelatie:** Voor de incidentie van hypertensie bij volwassenen door langetermijnblootstelling aan luchtverontreiniging werd de blootstelling-effectrelatie voor blootstelling aan PM<sub>10</sub> van (Cai et al., 2016) weerhouden omdat uit onderzoek door US-EPA blijkt dat voor cardiovasculaire aandoeningen de link met langetermijnblootstelling aan fijn stof als oorzakelijk wordt beschouwd, terwijl de link met langetermijnblootstelling aan NO<sub>2</sub> als waarschijnlijk oorzakelijk.

→ **Langetermijnblootstelling - hartfalen**

Hartfalen gerelateerde ziektelast door **NO<sub>2</sub>** 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 NO<sub>2</sub> en hartfalen. De blootstelling-effectrelatie afgeleid door (Schneider et al., 2018) (RR 1,081 [95% BI: 1,003 - 1,166] per 10 µg/m<sup>3</sup>) 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 20m<sup>2</sup> en gekoppeld aan de medische data via residentiele postcodes. Voor NO<sub>2</sub> werd een dosis-effect relatie voor incidentie van hartfalen gevonden van (HR 1,15 [95%BI: 1,02 - 1,30] per 10 µg/m<sup>3</sup> – 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 pollutentconcentraties op 1 x 1 km<sup>2</sup> resolutie werden afgeleid uit emissiegebaseerde modellen en gekoppeld aan postcodes. Voor **NO<sub>2</sub>** werd een dosis-effect relatie voor incidentie van hartfalen gevonden van (HR 1,06 [95% BI: 1,01 - 1,11] per 10,7 µg/m<sup>3</sup>).

**Weerhouden blootstelling-effectrelatie:** de blootstelling-effectrelatie uit door (Schneider et al., 2018) wordt weerhouden.

→ **Langetermijnblootstelling - CVA (cerebrovasculair accident)**

CVA-gerelateerde ziektelast door **NO<sub>2</sub>** wordt door (**Schneider et al., 2018**) voor volwassenen en morbiditeit als gemiddeld evident (statistisch niet significant) beschouwd. De blootstelling-effectrelatie afgeleid door (Schneider et al., 2018) (RR 1,003 [95% BI 0,964 - 1,043] per 10 µg/m<sup>3</sup>) 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 CVA en verschillende pollutenten zoals NO<sub>2</sub> (HR 0,99 [95% BI: 0,94; 1,04 per 3,5 µg/m<sup>3</sup>]), PM<sub>2,5</sub> (HR 1,00 [95% BI: 0,95; 1,06 per 0,5 µg/m<sup>3</sup>]), PM<sub>10</sub> (HR 1,00 [95% BI: 0,94; 1,06 per 0,9 µg/m<sup>3</sup>]) en ozon (HR 1,00 [95% BI: 0,95; 1,06 per 1,5 µg/m<sup>3</sup>]). De relaties beschrijven de effecten van een stijging van de pollutentconcentratie met een interkwartielbereik.

(Stafoggia et al., 2014) hebben de relatie tussen de incidentie voor CVA en de blootstelling aan verschillende luchtpolluenten (zoals NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>) 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 NO<sub>2</sub> werd een dosis-effect relatie voor incidentie van CVA gevonden van (HR 0,99 [95% BI: 0,89; 1,11 per 10 µg/m<sup>3</sup>]).

(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 CVA. Luchtkwaliteitsdata werden gemodelleerd met ARGIS (Danish geographic information system-based air pollution and human exposure modeling system). Voor NO<sub>2</sub> werd een blootstelling-effectrelatie voor incidentie van CVA gevonden van (HR 1,05 [95% BI: 0,99; 1,11 per 7,0 µg/m<sup>3</sup>]). De relatie beschrijft de effecten van een stijging van de NO<sub>2</sub> met een interkwartielbereik.

(Atkinson et al., 2013) onderzocht de relatie van lange termijnblootstelling aan polluenten in de buitenlucht en de incidentie van CVA voor een nationale cohorte van volwassenen in Engeland. Ziektegegevens werden verkregen via eerstelijnszorg, ziekenhuisopnames en overlijdensaktes. Jaarlijkse gemiddelde pollutieconcentraties op 1 x 1 km<sup>2</sup> resolutie werden afgeleid uit emissiegebaseerde modellen en gekoppeld aan postcodes. Voor NO<sub>2</sub> werd een dosis-effect relatie voor incidentie van CVA gevonden van (HR 0,99 [95% BI: 0,95;1,03 per 10,7 µg/m<sup>3</sup>]).

(Scheers et al., 2015) kwantificeerden in een meta-analyse de associatie tussen CVA en langdurige blootstelling aan **fijn stof**. 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 CVA 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 PM<sub>10</sub> en PM<sub>2,5</sub>.

Voor blootstelling aan PM<sub>10</sub> werd voor de gepoolde analyse een hazard ratio van HR 1,061[95% BI: 1,018 - 1,105] per 10 µg/m<sup>3</sup> afgeleid, voor enkel Europese studies wordt dit HR 1,057 [95% BI: 0,973 - 1,148] per 10 µg/m<sup>3</sup>.

Voor blootstelling aan PM<sub>2,5</sub> geeft de analyse van US en Europese studies een hazard ratio van HR 1,064 [95% BI: 1,021 - 1,109] per 5 µg/m<sup>3</sup>.

In een recente meta-analyse (Yuan et al., 2019) werd het verband tussen langetermijnblootstelling aan PM<sub>2,5</sub> en de incidentie van alsook mortaliteit door CVA 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 CVA een HR van 1,11 (1,05 – 1,17) per 5 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>2,5</sub>, voor enkel Europese studies wordt dit een HR van 1,07 (1,05 – 1,10) per 5 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>2,5</sub>. De resultaten van beide meta-analyses zijn, binnen de onzekerheidsintervallen, consistent.

**Weerhouden blootstelling-effectrelatie:** Voor de incidentie van CVA bij volwassenen door langetermijnblootstelling aan luchtverontreiniging werd de blootstelling-effectrelatie voor blootstelling aan PM<sub>2,5</sub> van (Yuan et al., 2019) weerhouden omdat uit onderzoek door US-EPA blijkt dat voor cardiovasculaire aandoeningen de link met langetermijnblootstelling aan fijn stof als oorzakelijk wordt beschouwd, terwijl de link met langetermijnblootstelling aan NO<sub>2</sub> als waarschijnlijk oorzakelijk.

### → Langetermijnblootstelling PM<sub>2,5</sub> – myocardinfarct

In een studie uitgevoerd door (J 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<sub>2,5</sub>, 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 blootstelling-effectrelatie van langetermijnblootstelling aan PM<sub>2,5</sub> 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/m<sup>3</sup> PM<sub>2,5</sub>. In een deelanalyse waarbij de 4 Europese studies gepoold worden, geeft een gecombineerde effectschatting van 1,06 (1,01 – 1,11) per 5 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>2,5</sub>.

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 met ICD-10 codes I21, I23, I20.0 en I24. Voor blootstelling aan **PM<sub>10</sub>** en **PM<sub>2,5</sub>** werden statistisch significante associaties gevonden:

- Voor PM<sub>2,5</sub> 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/m<sup>3</sup>).
- Voor PM<sub>10</sub> 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/m<sup>3</sup>).

**Weerhouden blootstelling-effectrelatie:** Voor het voorkomen van myocardinfarct bij volwassenen door langetermijnblootstelling aan luchtverontreiniging werd de blootstelling-effectrelatie voor blootstelling aan PM<sub>2,5</sub> van (J Buekers et al., 2014) weerhouden omdat deze statistisch significant is.

#### → Kortetermijnblootstelling PM<sub>2,5</sub> – hospitalisatie cardiovasculaire aandoeningen

In een verklaring van de American Heart Association stelden (Brook et al., 2010) in 2010 dat blootstelling aan PM<sub>2,5</sub> 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<sub>2,5</sub> 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<sub>2,5</sub> op langere termijn gedurende meerdere jaren dit risico met een grotere omvang (~ 10 %) 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.

Binnen het HRAPIE-rapport wordt het gezondheidseindpunt 'hospitalisatie cardiovasculaire aandoeningen' gekoppeld aan kortetermijnblootstelling aan fijn stof, maar niet aan langetermijnblootstelling ervan.

Een relatief risico van 1,0091 [95% BI: 1,0017 - 1,0166] per 10 µg/m<sup>3</sup> voor hospitalisatie cardiovasculaire aandoeningen is gebaseerd op de APED-meta-analyse van Europese studies die de link tussen blootstelling aan PM<sub>2,5</sub> en ziekenhuisopnames met verschillende oorzaken onderzochten. Dit pollutant-eindpunt paar wordt gerekend onder de groep A\*.

**Weerhouden blootstelling-effectrelatie:** de blootstelling-effectrelatie uit het WGO-HRAPIE-rapport wordt weerhouden. Bij het bepalen van het attributief aantal gevallen houden we wel rekening met overlap met andere gezondheidseindpunten met ziekenhuisopname (bv. CVA, myocardinfarct).

#### → Kortetermijnblootstelling O<sub>3</sub> – hospitalisatie cardiovasculaire aandoeningen

Binnen het HRAPIE-rapport wordt het gezondheidseindpunt 'hospitalisatie cardiovasculaire aandoeningen (behalve beroerte)' gekoppeld aan kortetermijnblootstelling aan ozon, maar niet aan langetermijnblootstelling ervan.

Een relatief risico van 1,0089 [95% BI: 1,005 - 1,0127] per 10 µg/m<sup>3</sup> vanaf een blootstelling van 70 µg/m<sup>3</sup> voor hospitalisatie ademhalingsproblemen bij mensen boven 64 jaar werd afgeleid. Dit is gebaseerd op de APHENA-meta-analyse van Europese studies die de link tussen blootstelling aan O<sub>3</sub> en ziekenhuisopnames met verschillende oorzaken onderzochten. Dit pollutant-eindpunt paar wordt gerekend onder de groep A\*.

**Weerhouden blootstelling-effectrelatie:** de blootstelling-effectrelatie uit het WGO-HRAPIE-rapport wordt weerhouden.

### **2.3.4. EFFECTEN TIJDENS ZWANGERSCHAP EN GEBOORTE**

Tabel 9 geeft een overzicht van de blootstelling-effectrelaties afgeleid uit recente meta-analyses die verschillende cardiovasculaire morbiditeitseffecten koppelen aan langdurige blootstelling aan luchtverontreinigende stoffen. We bespreken hieronder de opgenomen studies.

Tabel 10 Overzicht van de blootstelling-effectrelaties voor effecten tijdens zwangerschap en geboorte door lange- en kortetermijnblootstelling aan luchtpolluenten

Metriek	Gezondheidseffect	Populatie	RR (puntschatting)	RR (95% BI OG)	RR (95% BI BG)	Dosis ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Incidentie/ prevalentie	Databron	Weerhouden in deze studie
NO <sub>2</sub> jaargemiddelde	Laag geboortegewicht	Terme borelingen	1,09	1,00	1,19	10	Incidentie	(Pedersen et al., 2013)	Ja
PM <sub>2,5</sub> jaargemiddelde	Laag geboortegewicht	Terme borelingen	1,18	1,06	1,33	5	Incidentie	(Pedersen et al., 2013)	Neen
PM <sub>10</sub> jaargemiddelde	Laag geboortegewicht	Terme borelingen	1,16	1,00	1,35	10	Incidentie	(Pedersen et al., 2013)	Neen
PM <sub>10</sub> jaargemiddelde	SGA – small for gestational age	Terme borelingen	1,09	1,06	1,12	10	Incidentie	(Winckelmans et al., 2015a)	Neen
PM <sub>10</sub> jaargemiddelde	SGA – small for gestational age	Preterme borelingen	1,19	1,07	1,32	10	Incidentie	(Winckelmans et al., 2015a)	Neen
PM <sub>2,5</sub> jaargemiddelde	Vroeggeboorte	Borelingen	1,15	1,14	1,16	10	Incidentie	(Sapkota et al., 2012)	Neen
PM <sub>2,5</sub> jaargemiddelde	Vroeggeboorte	Borelingen	1,14	1,06	1,22	10	Incidentie	(Lamichhane et al., 2015)	Ja
PM <sub>10</sub> jaargemiddelde	Vroeggeboorte	Borelingen	1,12	1,04	1,41	10	Incidentie	(Lamichhane et al., 2015)	Neen



### → Langetermijnblootstelling – laag geboortegewicht

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 termgeboortes, 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<sub>2,5</sub> werd een dosis-effect relatie voor laag geboortegewicht bij termgeboortes gevonden van (OR 1,18 [95% BI: 1,06 - 1,33] per 5 µg/m<sup>3</sup>).

Voor PM<sub>10</sub> werd een dosis-effect relatie voor laag geboortegewicht bij termgeboortes gevonden van (OR 1,16 [95% BI: 1,00 - 1,35] per 10 µg/m<sup>3</sup>).

Voor NO<sub>2</sub> werd een dosis-effect relatie voor laag geboortegewicht bij termgeboortes gevonden van (OR 1,09 [95% BI: 1,00 - 1,10] per 10 µg/m<sup>3</sup>).

**Weerhouden blootstelling-effectrelatie:** Voor de incidentie van laag geboortegewicht door langetermijnblootstelling aan luchtverontreiniging werd de blootstelling-effectrelatie voor blootstelling aan NO<sub>2</sub> van (Pedersen et al., 2013) weerhouden.

### → Langetermijnblootstelling PM10 - Small for Gestational Age

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., 2015b) alsook uit meta-analyses.

Een Vlaamse studie van geborenen tussen 1999 en 2009 (Winckelmans et al., 2015b) onderzocht het verband tussen blootstelling aan PM<sub>10</sub> 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<sup>de</sup> percentiel van het geboortegewicht voor de gegeven zwangerschapsduur en geslacht. Gemiddelde concentraties aan PM<sub>10</sub> werden bepaald voor verschillende tijdsvensters tijdens de zwangerschap op het thuisadres van de moeder. Blootstelling aan PM<sub>10</sub> tijdens de zwangerschap was significant geassocieerd met een vermindering in geboortegewicht en toename van kans op SGA (Small for Gestational Age) geboorten voor preterm (zwangerschapsduur 32-36 weken) en term (zwangerschapsduur > 36 weken) geboorten. De SGA-resultaten zijn consistent met eerdere meta-analyses waarin de relatie met blootstelling aan PM<sub>2,5</sub> werd onderzocht. Eerdere studies die de link met PM<sub>10</sub> onderzochten, vertoonden inconsistente resultaten.

Voor PM<sub>10</sub> werd een dosis-effect relatie voor SGA bij termgeboortes gevonden van (HR 1,09 [95% BI: 1,06 - 1,12] per 10 µg/m<sup>3</sup>).

Voor PM<sub>10</sub> werd een dosis-effect relatie voor SGA bij pretermgeboortes gevonden van (HR 1,19 [95% BI: 1,07 - 1,32] per 10 µg/m<sup>3</sup>).

(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 TLWB indien het geboortegewicht kleiner is dan 2500 g bij een geboorte na 37 weken zwangerschap. De afgeleide blootstelling-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.

**Weerhouden blootstelling-effectrelatie:** geen, vermits overlap met gezondheidseindpunt “laag geboortegewicht”

→ **Langetermijnblootstelling – vroeggeboorte**

(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  $PM_{2,5}$  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.

Voor  $PM_{2,5}$  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  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

**Weerhouden blootstelling-effectrelatie:** Voor de incidentie van vroeggeboorte door langetermijnblootstelling aan luchtverontreiniging werd de blootstelling-effectrelatie voor blootstelling aan  $PM_{2,5}$  van (Pedersen et al., 2013) weerhouden omdat dit de meest recente meta-analyse is.

### 2.3.5. 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  $PM_{2,5}$ ) werd een statistisch niet significant verband aangetoond tussen blootstelling aan fijn stof en het ontwikkelen van de ziekte van Parkinson.

Voor blootstelling aan  $NO_2$  werd een (nipt) significant verband aangetoond met een HR 1,01 [95% BI: 1,00 - 1,03] per 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Weerhouden blootstelling-effectrelatie:** Voor de incidentie van Parkinson door langetermijnblootstelling aan luchtverontreiniging werd de blootstelling-effectrelatie voor blootstelling aan  $NO_2$  van (Hu et al., 2019) weerhouden.

### 2.3.6. INCIDENTIE DIABETES MELLITUS TYPE 2

Diabetes gerelateerde ziektelast door **NO<sub>2</sub>** 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 NO<sub>2</sub> en diabetes, dit werd in verschillende populaties en met variërende studiemethoden bewezen. De blootstelling-effectrelatie afgeleid door (Schneider et al., 2018) (OR<sup>18</sup> 1,148 [95% BI: 1,024;1,288 per 10 µg/m<sup>3</sup>]) 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/m<sup>3</sup>]). (Brook et al., 2008) heeft de associatie tussen prevalentie van diabetes mellitus en blootstelling aan NO<sub>2</sub> 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/m<sup>3</sup>).

(**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 **PM<sub>2,5</sub>** een relatief risico afgeleid van 1,10 [95%BI: 1,02 - 1,18] per 10 µg/m<sup>3</sup>.

**Weerhouden blootstelling-effectrelatie:** Voor de incidentie van diabetes mellitus door langetermijnblootstelling aan luchtverontreiniging werd de blootstelling-effectrelatie voor blootstelling aan PM<sub>2,5</sub> van (**Eze et al., 2015**) weerhouden.

### 2.3.7. INCIDENTIE LONGKANKER

Een meta-analyse van (**Hamra et al., 2014**) onderzocht het verband tussen blootstelling aan PM<sub>2,5</sub> en PM<sub>10</sub> 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 **PM<sub>10</sub>** geeft de gepoolde analyse een relatief risico van 1,08 [95% BI: 1,00;1,17] per 10 µg/m<sup>3</sup>. 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/m<sup>3</sup>.

Voor blootstelling aan **PM<sub>2,5</sub>** geeft de gepoolde analyse een relatief risico van 1,09 [95% BI: 1,04;1,14] per 10 µg/m<sup>3</sup>. 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/m<sup>3</sup>.

(**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<sub>2,5</sub>** 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/m<sup>3</sup>. 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/m<sup>3</sup>.

**Weerhouden blootstelling-effectrelatie:** Voor de incidentie van longkanker bij volwassenen door langetermijnblootstelling aan luchtverontreiniging werd de blootstelling-effectrelatie voor blootstelling aan PM<sub>2,5</sub> van (Huang et al., 2017) weerhouden omdat dit de meest recente meta-analyse is..

---

<sup>18</sup> in de overzichtstabellen van UBA wordt geen onderscheid gemaakt tussen RR/HR/OR, in wat volgt wordt overal 'RR' genoteerd, tenzij andere informatie in het rapport gevonden werd. Het rapport vermeldt dat bij voorkeur RR gebruikt werd

#### **2.4. WEERHOUDEN BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIES**

Op de stuurgroepvergadering van 7 februari 2020 werden een aantal blootstelling-effectrelaties weerhouden. Hierboven vermelden we per pollutant-gezondheidseindpunt-paar de weerhouden blootstelling-effectrelatie. Deze zijn samengevat in Tabel 11.

## HOOFDSTUK 2: Selectie gezondheidimpactfuncties

Tabel 11 Overzicht van kengetallen voor de geselecteerde gezondheidseindpunten

Polluent	Gezondheidseindpunt	Populatie	RR (puntschatting, 95% BI OG - BG)	KT / LT	RR, Referentie	Codering (ICPC-2 of ICD-10)	Basispercentage (%) incidentie/ziekenhuis- gegevens/mortaliteit	Databron incidentie/ ziekenhuisgegevens/ mortaliteit
PM <sub>2,5</sub>	Mortaliteit	>= 30 jaar	1,062 (1,04 – 1,083) per 10 µg/m <sup>3</sup>	LT	(WHO Regional Office for Europe, 2013), groep A*	n.v.t.	n.v.t.	Statbel
NO <sub>2</sub>	Mortaliteit	>= 30 jaar	1,023 (1,008 – 1,037) per 10 µg/m <sup>3</sup> vanaf 5 µg/m <sup>3</sup>	LT	(Frank Kelly, 2018)	n.v.t.	n.v.t.	Statbel
PM <sub>10</sub>	Mortaliteit	< 1 jaar	1,04 (1,02 – 1,07) per 10 µg/m <sup>3</sup>	LT	(WHO Regional Office for Europe, 2013), groep B*	n.v.t.	0,11 %	Statbel
O <sub>3</sub> (SOMO35)	Mortaliteit	>= 30 jaar	1,0029 (1,0014 – 1,0043) per 10 µg/m <sup>3</sup>	KT	(WHO Regional Office for Europe, 2013), groep B*	n.v.t.	n.v.t.	Statbel
NO <sub>2</sub>	Astma (incidentie)	30-74 jaar	1,255 (1,001 – 1,573) per 10	LT	(Schneider et al., 2018)	ICPC-2: R96	Incidentie: 0,90 %	Sciensano - Intego
PM <sub>2,5</sub>	Astma (incidentie)	0-19 jaar	1,03 (1,01 – 1,05) per 1	LT	(Khreis et al., 2017)	ICPC-2: R96	Incidentie: 1,14 %	Sciensano - Intego
PM <sub>10</sub>	Bronchitis (incidentie)	5-14 jaar	1,08 (0,98 – 1,19) per 10	LT	(WHO Regional Office for Europe, 2013)	ICPC-2: R78	Incidentie: 2,30 %	Intego
PM <sub>10</sub>	Chronische bronchitis (incidentie)	>19 jaar	1,117 (1,04 – 1,189) per 10	LT	(WHO Regional Office for Europe, 2013)	ICPC-2: R79 en R95	Incidentie: 0,25 %	Sciensano - Intego
PM <sub>2,5</sub>	Lage luchtweginfecties (ziekenhuisopname)	0-4 jaar	1,12 (1,03 – 1,3) per 10	LT	(Mehta et al., 2013)	ICD-10: J09-J22	Kans ziekenhuisopname: 3,09 %	MZG
NO <sub>2</sub>	COPD (ziekenhuisopname)	> 19 jaar	1,016 (1,004 – 1,028) per 10	LT	(Zhang et al., 2018)	ICD-10: J44	Kans ziekenhuisopname: 0,31	MZG
PM <sub>2,5</sub>	(Overige) luchtwegaandoeningen (ziekenhuisopname)	Alle leeftijden	1,0190 (0,9982 – 1,0402) per 10	KT	(WHO Regional Office for Europe, 2013), groep A*	ICD-10: J00-J99, behalve J44 (vanaf 20 j) J09-J22 (0-4 jaar)	Kans ziekenhuisopname: 1,14 %	MZG
NO <sub>2</sub>	(Overige) luchtwegaandoeningen (ziekenhuisopname)	Alle leeftijden	1,018 (1,0115 – 1,0245) per 10	KT	(WHO Regional Office for Europe, 2013), groep A*	ICD-10: J00-J99, behalve J44 (vanaf 20 j) J09-J22 (0-4 jaar)	Kans ziekenhuisopname: 1,14 %	MZG
O <sub>3</sub>	Luchtwegaandoeningen (ziekenhuisopname)	Vanaf 65 jaar	1,0044 (1,0007 – 1,0083) per 10	KT	(WHO Regional Office for Europe, 2013), groep A*	ICD-10: J00-J99	Kans ziekenhuisopname: 3,28 %	MZG

Polluent	Gezondheidseindpunt	Populatie	RR (puntschatting, 95% BI OG - BG)	KT / LT	RR, Referentie	Codering (ICPC-2 of ICD-10)	Basispercentage (%) incidentie/ziekenhuis- gegevens/mortaliteit	Databron incidentie/ ziekenhuisgegevens/ mortaliteit
PM <sub>10</sub>	Dagen met astmasymptomen	Astmatische kinderen 0-19 jaar (5,5 %)	1,028 (1,006 – 1,051) per 10	KT	(WHO Regional Office for Europe, 2013), groep B*	n.v.t.	incidentie: 7,07 %	(ARCADIS, 2009)
PM <sub>10</sub>	Hypertensie (incidentie)	>29 jaar	1,054 (1,036 – 1,072) per 10	LT	(Cai et al., 2016)	ICPC-2: K86, K87	Incidentie: 0,93 %	Sciensano - Intego
NO <sub>2</sub>	Hartfalen (decompensatio cordis) (ziekenhuisopname)	40-80 jaar	1,081 (1,003 – 1,166) per 10	LT	(Schneider et al., 2018)	ICD-10: I50	Kans ziekenhuisopname: 0,23 %	MZG
PM <sub>2,5</sub>	CVA (cerebrovasculair accident) (ziekenhuisopname)	>19 jaar	1,07 (1,05 – 1,10) per 5	LT	(Yuan et al., 2019)	ICD-10: I60-I63	Kans ziekenhuisopname: 0,19 %	MZG
PM <sub>2,5</sub>	Myocardinfarct (ziekenhuisopname)	>19 jaar	1,06 (1,01 – 1,11) per 5	LT	(J Buekers et al., 2014)	ICD-10: I21, I22	Kans ziekenhuisopname: 0,13 %	MZG
PM <sub>2,5</sub>	(Overige) cardiovasculaire aandoeningen (ziekenhuisopname)	Alle leeftijden	1,0091 (1,0017 – 1,0166) per 10	KT	(WHO Regional Office for Europe, 2013), groep A*	ICD-10: I00-I99, behalve I50 (40-80 j) en I21, I22, I60-63 (vanaf 20 j)	Kans ziekenhuisopname: 1,26 %	MZG
O <sub>3</sub>	Cardiovasculaire aandoeningen behalve beroerte (ziekenhuisopname)	Vanaf 65 jaar	1,0089 (1,005 – 1,0127) per 10	KT	(WHO Regional Office for Europe, 2013), groep A*	ICD-10: I00-I99 (behalve I60-I64)	Kans ziekenhuisopname: 7,1 %	MZG
NO <sub>2</sub>	Laag geboortegewicht (bij zwangerschapsduur >= 37 weken)	Terme borelingen	1,09 (1,00 – 1,19) per 10	LT	(Pedersen et al., 2013)	n.v.t.	Incidentie: 2,21	CCC-GCC
PM <sub>2,5</sub>	Vroeggeboorte (zwangerschapsduur < 37 weken)	Borelingen	1,14 (1,06 – 1,22) per 10	LT	(Lamichhane et al., 2015)	n.v.t.	Incidentie: 6,97	CCC-GCC
PM <sub>2,5</sub>	Diabetes mellitus type 2 (incidentie)	>19 jaar	1,10 (1,02 – 1,18) per 10	LT	(Eze et al., 2015)	ICPC-2: T90	Incidentie: 1,10 %	Sciensano - Intego
NO <sub>2</sub>	Parkinson (incidentie)	>29 jaar	1,01 (1,00 – 1,03) per 2	LT	(Hu et al., 2019)	ICPC-2: N87	Incidentie: 0,05 %	Sciensano - Intego
PM <sub>2,5</sub>	Longkanker (incidentie)	>19 jaar	1,08 (1,03 – 1,12) per 10	LT	(Huang et al., 2017)	n.v.t.	Incidentie: 0,09 %	Kankerregister.org

## HOOFDSTUK 3. BEPALING MONETAIRE GEGEVENS

---

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

### 3.1. VROEGTIJDIGE STERFTE: METHODE EN DATABRONNEN

De externe kosten gerelateerd aan vroegtijdige sterfte werden op 2 manieren benaderd: de VOLY (value of a life year) en VSL (value of a statistical life) benadering. Er wordt uitgegaan van een vaste kost voor het vroegtijdig overlijden en er is enkel een statistische verdeling op het aantal gevallen (bepaald door de fout op de blootstelling-effect relatie). Er werd een Monte Carlo simulatie uitgevoerd (software: Cristal Ball; 100.000 trials) om de verdeling op de kost van de verschillende eindpunten samen te bepalen. De VOLY-benadering werd nog verder onderverdeeld uitgaande van een mediane waarde en een gemiddelde waarde voor de VOLY zoals in de EU Clean Air Package.

**Benadering 1a:** gebruik makend van een VOLY of Value of a Life Year. VOLY staat voor de economische waarde van een levensjaar. De totale kost per persoon wordt berekend door het aantal levensjaren dat deze persoon verliest door te sterven voor zijn levensverwachting, te vermenigvuldigen met de VOLY. De VOLY kan verschillende waarden hebben. In de eerste benadering werd de mediane waarde van de VOLY gebruikt zoals in de CBA-analyse van de Europese Clean Air Package, i.e. €57.700 (prijsjaar 2005; (Holland, 2014b) (Amann et al., 2017)). Uiteindelijke kosten werden bekomen door de mediane waarde van de VOLY te vermenigvuldigen met de statistische verdeling van het attributief aantal sterfgevallen en het aantal jaren dat deze personen verliezen.

**Benadering 1b:** idem als benadering 1 maar gebruik makend van de gemiddelde waarde van de VOLY gebruikt zoals in de CBA-analyse van de Europese Clean Air Package, i.e. €138.700 (prijsjaar 2005). Uiteindelijke kosten werden bekomen door de gemiddelde waarde van de VOLY te vermenigvuldigen met de statistische verdeling van het attributief aantal sterfgevallen en het aantal jaren dat deze personen verliezen.

**Benadering 2:** gebruik makend van de VSL of Value of a Statistical Life. VSL staat voor de economische waarde van een leven. De totale kost wordt berekend door het attributief aantal sterfgevallen te vermenigvuldigen met de VSL. De VSL kan verschillende waarden hebben. In deze benadering werd de basiswaarde van de VSL gebruikt zoals de OECD aangeeft, i.e. 3 miljoen dollar (prijsjaar 2005) (OECD, 2012) (OECD, 2016). Dit betekent een kost van 3,12 miljoen euro (prijsjaar 2019). Uiteindelijke kosten werden bekomen door de basiswaarde van de VSL te vermenigvuldigen met de statistische verdeling van het attributief aantal sterfgevallen.

Samengevat: er is een statistische verdeling op het aantal gevallen maar een vaste kostprijs zoals aangegeven in Tabel 12. In de meeste gevallen is de distributie op het aantal gevallen normaal verdeeld. Het vermenigvuldigen van het aantal gevallen met een vaste prijs zal leiden tot een normale verdeling.

Tabel 12 Overzicht van de vaste kostprijs voor de verschillende benaderingen.

Benadering	Naam	Waarde (euro)	Prijsjaar
Benadering1a	Mediane VOLY	57.700	2005
Benadering1b	Gemiddelde VOLY	138.700	2005
Benadering2	VSL	3,12×106	2019

### 3.2. MORBIDITEIT: METHODE EN DATABRONNEN

In de economische impact van morbiditeit onderscheiden we drie componenten:

- Ziektekosten;
- Absenteïsme;
- Welvaartsverlies door lijden.

Tabel 13 geeft een samenvatting voor deze drie componenten. Het onderscheid wordt gemaakt omdat voor deze drie componenten het type kosten en de drager van de kosten erg verschillend zijn. Verder zijn de informatiebronnen en methodes om deze drie soorten kosten te evalueren, erg verschillend.

Sommige gezondheidseindpunten hebben een heel hoog risico op vroegtijdig overlijden zoals bv. longkanker, beroerte, myocardinfarct. We nemen hieronder enkel de kosten mee voor morbiditeit. Immers de kosten van vroegtijdige sterfte worden hierboven bepaald voor mortaliteit alle oorzaken.

Tabel 13 Overzicht van componenten morbiditeitskosten

	Wat	Voor wie	Databronnen
Ziektekosten	Kosten gezondheidszorg: hospitalisatie, medicatie, verzorging, hulpmiddelen	Ziekteverzekering en/of patiënten	Kosten ziekenhuisopnames, kosten per ziekte
Absenteïsme	Kosten door extra verloren werkdagen door ziekte	Patiënten, mantelzorgers, werkgevers	Specifieke studies verloren werkdagen + loonkost/werkdag
Welvaartsverlies door lijden	Verlies welvaart/welzijn door ziekte	Patiënten en omgeving	Specifieke waarderingsstudies

#### 3.2.1. GENERIEKE ELEMENTEN

→ **Actualisering van kostengegevens voor inflatie en economische groei.**

We hanteren kostengegevens uit bronnen voor verschillende jaren, met vaak 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, en data wisselkoersen 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%), op basis cijfers PPP (Purchasing Power Parity (Eurostat)).



- Voor studies rond welvaartsverlies, die vaak oud zijn (15 tot 25 jaar oud), nemen we in navolging van de Europese studies (Needs, 2008; Holland, 2015) aan dat de waardering de groei van het BNP/capita volgt, en we corrigeren hiervoor op basis van cijfers voor Vlaanderen (statistiek Vlaanderen). Voor ziektekosten doen we dat niet omdat we aannemen dat economische groei ook kan impliceren dat kosten dalen.
- Kosten voor absentieïsme waarderen we maximaal op basis van de verloren arbeidsdagen en productiviteit per dag voor 2019, België (gegevens OESO). Zo niet corrigeren we voor inflatie en economische groei.

### → Informatiebronnen

Er zijn geen gedetailleerde datasets beschikbaar die voor alle gezondheidseindpunten de kosteninformatie geeft. Bij de selectie van studies hanteren we volgende principes:

- Het gezondheidseffect waarvoor kosten bepaald worden, moet zo goed mogelijk aansluiten bij de omschrijving van het gezondheidseffect uit de blootstelling-effectrelatie zoals bv. de beschouwde leeftijdsgroep, al dan niet hospitalisatie;
- Kosteninformatie geeft soms meer info, met onderscheid naar milde of ernstige gevallen, of voor goedkope en dure behandelingen; in dat geval nemen we de gemiddelde kosten
- Voorkeur voor Belgische data indien beschikbaar, data voor buurlanden, Europese data en data uit de algemene literatuur voor OESO-landen. Daarnaast trachten we tot een consistent geheel te komen van kengetallen.

### → Kosten per jaar

Verschillende gezondheidseindpunten hebben een duurtijd van langer dan een jaar, de gezondheidskosten doen zich niet gelijkmatig voor gedurende de volledige duurtijd. We bepalen hier onder de gemiddelde morbiditeitskost per jaar, in euro<sub>2019</sub>. We doen dit voor alle eindpunten, zowel degene waarvoor we het aantal ziekenhuisopnames nemen als voor degene waarvoor we de jaarlijkse incidentie becijferen.

### → Onzekerheden in klassen

We benadrukken dat er grote onzekerheden zijn op de evaluatie van de economische impact van morbiditeit, deze kunnen zelden gekwantificeerd worden. De voornaamste onzekerheid is in welke mate de beschikbare data aansluiten bij de kosten van het gezondheidseffect voor Brussel. We geven voor elk gezondheidseindpunt een onzekerheidsklasse gaande van 1 (kleine onzekerheid) tot 5 (zeer grote onzekerheid).

## 3.3. METHODES EN BRONNEN PER GEZONDHEIDSEFFECT

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

### 3.3.1. ASTMA BIJ VOLWASSENEN EN KINDEREN

#### → 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 België<sup>19</sup>, 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 op omgerekend **436 euro**<sub>2019</sub> 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 euro**<sub>2019</sub> 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 Brussel (op basis van Gezondheidsenquête Sciensano 2018<sup>20</sup>). We beperken ons tot de leeftijdsgroep tot 70 jaar. Voor een deel van de kosten (medicijnen, 70 % totale kost) kunnen we de orde van grootte van kosten info voor Nederland toetsen aan gegevens voor Brussel. Deze geven aan dat de kosten voor medicijnen per inwoner van eenzelfde orde van grootte zijn. Voor Nederland gaat het om 200 miljoen euro per jaar of 12 euro per inwoner. Voor Brussel 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 prevalentiedata voor Brussel. Dit komt ruwweg neer op 14 euro/inwoner voor Brussel.

#### → Kosten van absentieïsme

De studie door (Chanel et al., 2016) 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). Voor **volwassenen** hanteren we het gemiddelde van 12 dagen extra ziekte per jaar. De kosten voor productieverlies zijn ingeschat op basis van het gemiddeld verlies van verloren werkdagen, en de algemene methode voor waardering van verloren werkdagen<sup>21</sup>. We hanteren de gemiddelde werkzaamheidsgraad per leeftijdscategorie voor Brussel<sup>22</sup>. De totale kosten voor absentieïsme ingeschat op **2.431 euro**<sub>2019</sub>/volwassen patiënt (+/- 50%).

Voor **kinderen** zijn er geen cijfers m.b.t. absentieïsme beschikbaar in de studie voor Nederland. We schatten dit bijkomend in op basis van literatuurgegevens. In navolging van het Europese Aphekom-project (Chanel et al., 2016) hanteren we de schatting uit (Ungar and Coyte, 2001), met name dat 25% van de ouders gemiddeld 4,8 dagen bijkomend afwezig zijn omwille van astma gerelateerde ziekte van hun kind. Rekening houdend met de gemiddelde kost per dag absentieïsme voor Brussel (zie hierboven) komt dit neer op jaarlijks **243 euro**<sub>2019</sub>/kind.patiënt.

<sup>19</sup> 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.

<sup>20</sup> [https://his.wiv-isp.be/nl/SitePages/Volledige\\_rapporten\\_2018.aspx](https://his.wiv-isp.be/nl/SitePages/Volledige_rapporten_2018.aspx)

<sup>21</sup> OECD – loonkost 2018: [https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=AV\\_AN\\_WAGE](https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=AV_AN_WAGE)

<sup>22</sup> Statbel - <https://bestat.statbel.fgov.be/bestat/crosstable.xhtml?datasource=262defc5-1607-42aa-a646-d0b4f6844d4f>

### → 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 **2.097 euro<sub>2019</sub>** per geval/jaar, met een 95% bandbreedte van 1.200 tot 2.700 euro<sub>2019</sub>.

We kunnen deze schatting ten eerste toetsen aan deze uit het Europese NEEDS-project<sup>23</sup> waarin voor astma een kost per dag gegeven werd van 8 euro<sub>2019</sub> [95% BI: 2 – 16 euro<sub>2019</sub>]. Als 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<sup>24</sup>. De WHO geeft een weging van 0,06 voor astma (met behandeling). Bij de waardering van een DALY voor morbiditeit aan 36 keuro<sub>2019</sub> (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 waarderingstudies specifiek voor kinderen, met een iets lagere gemiddelde waardering (1.630 euro/kind) dan voor volwassenen. Omdat deze info beperkt is, hanteren we hetzelfde kengetal voor kinderen als voor volwassenen.

### → 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 absentieïsme bedragen 5.100 euro per jaar voor volwassenen, wat vergelijkbaar is met de gemiddelde voor de totale kosten uit 27 studies uit de literatuurreview uit Aphekom-project (5.500 euro<sub>2019</sub>/geval (Chanel et al., 2016), maar met een grote bandbreedte, vooral voor indirecte kosten en welvaartsverliezen.

### 3.3.2. DAGEN MET ASTMASYMPTOMEN BIJ ASTMATISCHE KINDEREN

In een kosten-batenanalyse in het kader van het EU Clean Air Package werd door (Holland, 2014b) een algemene kost van omgerekend **52 euro<sub>2019</sub>/dag** weerhouden voor symptoomdag astma bij kinderen. Bij gebrek aan informatie over de kostencomponenten, nemen we aan dat we deze gelijk kunnen spreiden over de drie componenten.

---

<sup>23</sup> <http://www.needs-project.org/>

<sup>24</sup> DALY = Disability Adjusted Life Year (1 DALY= een volledig jaar in volle gezondheid)

### 3.3.3. COPD (VOLWASSENEN)

#### → Ziektekosten

De ziektekosten zijn gebaseerd op de gemiddelde kosten per opname voor ziekenhuisopnames voor COPD in België, 2017<sup>25</sup>. Dit komt neer op **6.540 euro<sub>2019</sub>/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 kostenschattting 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 België.

(Lisspers et al., 2018) schat de kosten voor Zweden en per patiënt hoger in (10 keuro/patiënt), maar een groot deel van deze kosten zijn toe te wijzen aan co-morbiditeit.

#### → Kosten van absentieïsme

De schatting is gebaseerd op de gedetailleerde studie voor Nederland naar kosten voor COPD en astma (RIVM, 2012). Dit komt neer op **2.417 euro<sub>2019</sub>/per patiënt.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.

#### → Welvaartsverlies door lijden

We schatten dit in op basis van waarderingstudies 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 België m.b.t. gezondheidsduur (10 dagen voor COPD, zie ziektekosten), passen we de kostenschattting uit (Ready et al., 2004) aan op basis van een gemiddelde kost per dag. Dit verhoogt de kostenschattting met 25% tot **1.241 euro<sub>2019</sub>/jaar**.

Deze schatting is ook consistent met de schatting op basis van het aantal dagen werkverlet (12). De kosten zijn van eenzelfde orde van grootte als deze geraamd op basis van de welvaartkosten van een symptoomdag uit de EC-ExternE-CAFE-evaluaties (dit leidt tot een schatting van 1014 euro<sub>2019</sub> euro = 12 x 82 euro<sub>2019</sub>/dag (op basis van (Bickel and Friedrich, n.d.)).

<sup>25</sup>RIZIV, Nationale databank medische diagnose, zorg en kost: <https://tct.fgov.be/webetct/etct-web/>

### 3.3.4. LAGE LUCHTWEGINFECTIES (KINDEREN 0-2 J)

#### → Ziektekosten

De ziektekosten zijn gebaseerd op 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 **2.748 euro<sub>2019</sub>/opname**<sup>26</sup>. De duur van de opname is gemiddeld 3,8 dagen.

Dit cijfer is van eenzelfde orde van grootte als het kengetal voor ziekenhuisopnames met respiratoire aandoeningen uit de literatuur, gebruikt voor de EC-CAFE-evaluatie.

#### → Absenteïsme

We hebben geen informatie over absenteïsme. Op basis van de omschrijving in (Ready et al., 2004), en de data m.b.t. ziektekosten, hanteren we een cijfer van **337 euro<sub>2019</sub>** per patiënt en per geval (of ongeveer anderhalve dag absenteïsme voor ouders of zorgverleners per opname).

#### → 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 et al., 2004), die ook gehanteerd wordt voor evaluatie luchtkwaliteitsdoelstellingen in EC-CAFE (Hurley, F; Hunt, A.; Cowie, H.; Holland, M.; Miller, B.; Pye, S.; Watkiss, 2005) en OECD (Hunt, 2010). Omgerekend is dit **993 euro<sub>2019</sub> per opname**.

### 3.3.5. BRONCHITIS (6-18 J)

In het kader van de literatuurstudie voor EC-CAFE (Hurley, F; Hunt, A.; Cowie, H.; Holland, M.; Miller, B.; Pye, S.; Watkiss, 2005) is een kengetal van omgerekend 1.051 euro<sub>2019</sub>/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, 2010).

Onzekerheidsklasse: hoog

#### → Ziektekosten

Eén derde van de totale kosten, of **353 euro<sub>2019</sub>** per geval.

---

<sup>26</sup> RIZIV, Nationale databank medische diagnose, zorg en kost: <https://tct.fgov.be/webetct/etct-web/>

→ **Kosten van absenteïsme**

Eén derde van de totale kosten, of **353 euro<sub>2019</sub>** per geval. Dit komt overeen met ongeveer anderhalve dag absenteïsme voor ouders of andere zorggevers per geval.

→ **Welvaartsverlies door lijden**

Eén derde van de totale kosten, of **353 euro<sub>2019</sub>** per geval.

**3.3.6. CHRONISCHE BRONCHITIS (VOLWASSENEN)**→ **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 4.814 euro<sub>2019</sub> per geval (+/- 60%). Omdat we uitgaan van een tijdsduur van 2 jaar (zie welvaartsverlies door lijden) komt dit neer op een jaarlijkse kost van **2.407 keuro<sub>2019</sub>** per patiënt.

→ **Kosten van absenteïsme**

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.

→ **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 keuro<sub>2019</sub> per geval (+/- 50%). Gespreid over twee jaar komt dit neer op een jaarlijkse kost van **28.565 euro<sub>2019</sub>** per patiënt.

We noteren dat deze beste schatting veel lager is dan eerdere schattingen op basis van voornamelijk Amerikaanse studies.

Een grote vorm van onzekerheid is in welke mate dit cijfer een goede proxy is voor chronische bronchitis die veel langer duurt. 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.

### 3.3.7. HOSPITALISATIE RESPIRATOIRE AANDOENINGEN (ALLE LEEFTIJDEN)

#### → Ziektekosten

De ziektekosten zijn gebaseerd op de gemiddelde kosten per opname voor ziekenhuisopnames voor respiratoire aandoeningen in België, 2017. De gemiddelde ziektekost is **5757 euro<sub>2019</sub>/opname<sup>27</sup>**.

#### → Absenteïsme

We beschouwen een duurtijd van 3 dagen ziekenhuis gevolg door 5 dagen absenteïsme uit de waarderingstudie in 5 Europese landen (Ready et al., 2004), die ook gehanteerd wordt voor evaluatie luchtkwaliteitsdoelstellingen in EC-CAFE (Hurley, F; Hunt, A.; Cowie, H.; Holland, M.; Miller, B.; Pye, S.; Watkiss, 2005) en OECD (Hunt, 2010). We hanteren de gemiddelde werkzaamheidsgraad per leeftijdscategorie voor Brussel (zie hierboven). De totale kosten voor absenteïsme ingeschat op **968 euro<sub>2019</sub>/volwassen patiënt (+/- 50%)**.

#### → 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 et al., 2004), die ook gehanteerd wordt voor evaluatie luchtkwaliteitsdoelstellingen in EC-CAFE (Hurley, F; Hunt, A.; Cowie, H.; Holland, M.; Miller, B.; Pye, S.; Watkiss, 2005) en OECD (Hunt, 2010). Omgerekend is dit **993 euro<sub>2019</sub> per patiëntopname**.

### 3.3.8. HOSPITALISATIE CARDIOVASCULAIRE AANDOENINGEN (ALLE LEEFTIJDEN)

#### → Ziektekosten

De ziektekosten zijn gebaseerd op de gemiddelde kosten per opname voor ziekenhuisopnames voor cardiovasculaire aandoeningen in België, 2017. De gemiddelde ziektekost is **6.248 euro<sub>2019</sub>/opname<sup>28</sup>**.

#### → Absenteïsme

We beschouwen een duurtijd van 3 dagen ziekenhuis gevolg door 5 dagen absenteïsme uit de waarderingstudie in 5 Europese landen (Ready et al., 2004), die ook gehanteerd wordt voor evaluatie luchtkwaliteitsdoelstellingen in EC-CAFE (Hurley, F; Hunt, A.; Cowie, H.; Holland, M.; Miller, B.; Pye, S.; Watkiss, 2005) en OECD (Hunt, 2010). We hanteren de gemiddelde werkzaamheidsgraad per leeftijdscategorie voor Brussel (zie hierboven). De totale kosten voor absenteïsme ingeschat op **968 euro<sub>2019</sub>/volwassen patiënt (+/- 50%)**.

---

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

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

---

→ **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 et al., 2004), die ook gehanteerd wordt voor evaluatie luchtkwaliteitsdoelstellingen in EC-CAFE (Hurley, F; Hunt, A.; Cowie, H.; Holland, M.; Miller, B.; Pye, S.; Watkiss, 2005) en OECD (Hunt, 2010). Omgerekend is dit **993 euro<sub>2019</sub> per patiëntopname**.

### 3.3.9. HYPERTENSIE (HOGE BLOEDDRUK, VOLWASSENEN, +30 J)

→ **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%), voor 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 hypertensie<sup>29</sup> 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 **186 euro<sub>2019</sub> per patiënt en per jaar**. Dit is van eenzelfde orde van grootte als de schatting voor Finland voor 1998 (omgerekend 240 euro<sub>2019</sub>, opgenomen in review van (Ball et al., 2016); maar lager dan schattingen voor Italië uit dezelfde studie.

→ **Kosten van absenteïsme**

Het literatuuroverzicht van (Ball et al., 2016) vermeldt één Amerikaanse studie (Goetzel et al., 2004) die kosten voor werknemers geeft, zowel voor absenteïsme (omgerekend 103 euro<sub>2019</sub> per jaar) als voor presenteïsme (productiviteitsverlies tijdens het werk) (omgerekend 503 euro<sub>2019</sub> 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 Belgische 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 absenteïsme schatten op 48 euro<sub>2019</sub> per jaar (exclusief presenteïsme) en op **301 euro<sub>2019</sub> per jaar** voor alle kosten, inclusief presenteïsme.

→ **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 **1.164 euro<sub>2019</sub> per geval per jaar**. Dit gaat terug op de waardering van een ziekte-episode van 5 dagen hospitalisatie gevolgd door 12 dagen ziekte thuis.

---

<sup>29</sup> CBS: Centraal Bureau voor de Statistiek, Nederland, 2017, <https://opendata.cbs.nl/#/CBS/nl/>



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 keuro<sub>2019</sub> per DALY, actualisatie van (Ryen and Svensson, 2015)). Dit geeft een totale waarde van 7.200 euro<sub>2019</sub> 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.

### 3.3.10. MYOCARDINFARCT (VOLWASSENEN)

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 (J Buekers et al., 2014) en geactualiseerd naar 2019.

#### → Ziektekosten

De gemiddelde kost (gewogen gemiddelde van de kosten voor vrouwen en mannen) is (na actualisatie) **10.181 euro<sub>2019</sub>** per geval.

#### → Kosten van absenteïsme

De gemiddelde leeftijd voor ziekenhuisopname met myocardinfarct in BHG bedraagt 68 jaar. (J Buekers et al., 2014) verwijst naar (Slebus et al., 2012) die stelt dat voor werkzame patiënten de gemiddelde periode van productieverlies 3 maanden bedraagt, maar dat 15 % van de werkzame patiënten het werk uiteindelijk niet meer hervat. Voor ziekenhuisopnames in BHG is 42% van de gevallen jonger dan 65 jaar. Toepassing van de cijfers van waardering van verloren arbeidsdagen<sup>30</sup> geeft een gemiddelde absenteïsmekost van **7.094 euro<sub>2019</sub>**.

#### → Welvaartsverlies door lijden

De welvaartskosten voor lijden worden gedomineerd door de kosten door vervroegde sterfte. Zoals hierboven vermeld wordt deze kost meegenomen in de evaluatie van vroegtijdige sterfte.

### 3.3.11. HARTFALEN (VOLWASSENEN, + 40 J)

#### → Ziektekosten

De inschatting van de ziektekosten per patiënt zijn gebaseerd op de data voor Nederland, 2018, voor enerzijds ziektekosten voor hartfalen<sup>31</sup> en prevalentiecijfers voor Nederland. De gemiddelde kost per patiënt bedraagt **3.370 euro<sub>2019</sub>** per jaar per patiënt, (817 miljoen euro voor 240.000 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.

---

<sup>30</sup> OECD – loonkost 2018: [https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=AV\\_AN\\_WAGE](https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=AV_AN_WAGE)

<sup>31</sup> RIVM 2019: <https://www.volksgezondheidenzorg.info/onderwerp/hartfalen>

→ **Kosten van absenteïsme**

Op basis van cijfers voor Nederland<sup>32</sup> kunnen we het totaal aantal dagen voor ziekenhuisopnames (inclusief dagopnames en observaties) berekenen voor de leeftijdsgroep van 25-65 jaar. Dit komt gemiddeld neer op 0,12 dagen per patiënt (alle leeftijden). Het lage cijfer wordt verklaard omdat prevalentie sterk stijgt met de leeftijd, en relatief laag is bij de groep tot 65 jaar.

Als we aannemen dat elke dag ziekenhuisopname tot een verloren werkdag leidt, en op basis van de kost van een verloren arbeidsdag, schatten we de kost van deze component op **24 euro/patiënt**.

→ **Welvaartsverlies door lijden**

We beperken ons in de berekening tot de component m.b.t. lijden door ziekte (verloren kwaliteit van levensjaren). De verhoogde kans op vroegtijdig overlijden (verloren levensjaren) wordt meegenomen in de evaluatie van vroegtijdige sterfte.

We hanteren de data voor ziektelasten (DALY's) voor Nederland, met onderscheid naar DALY's voor ziekte van verloren levensjaren. Deze waarden we op basis van de kengetallen uit de literatuur (zie hierboven). Dit komt neer op jaarlijks **3.000 euro<sub>2019</sub>/patiënt voor ziekte**.

**3.3.12. BEROERTE (VOLWASSENEN, + 40 J)**→ **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 **10.271 euro<sub>2019</sub>** 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).

→ **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<sub>2019</sub>** per patiënt.

→ **Welvaartsverlies door lijden**

De welvaartskosten omvatten de verloren kwaliteit tijdens ziekte voor alle patiënten. De kosten door de verloren levensjaren omwille van verkorte levensverwachting, zijn opgenomen in de berekeningen van vroegtijdige sterfte. Op basis van de DALY-berekeningen voor Nederland is ziektelast voor morbiditeit het belangrijkste (62 %). Omgerekend komt dit neer op **10.300 euro<sub>2019</sub>/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 euro<sub>2019</sub>/dag). Dit geeft een totale jaarlijkse kost van 4.605 keuro<sub>2019</sub>/patiënt. Dit zou dan neerkomen op de helft van de totale kosten via de DALY-benadering.

<sup>32</sup> CBS, Centraal Bureau voor de Statistiek, Nederland, 2017, Ziekenhuisopnamen en -patiënten; diagnose-indeling VTV; detail info hartfalen: <https://opendata.cbs.nl/statline/#/CBS/nl/dataset/84067NED/table?dl=2E05B>

### 3.3.13. PARKINSON (VOLWASSENEN)

#### → Ziektekosten

De ziektekosten zijn gebaseerd op totale ziektekosten en prevalenties voor Nederland, 2017<sup>33</sup>. Dit komt neer op **4.051 euro<sub>2019</sub>** 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 euro<sub>2019</sub> (Gustavsson et al., 2011). Dit bevestigt de orde van grootte van de cijfers voor Nederland.

#### → Kosten van absenteïsme

We schatten deze kosten op basis van de bovenvermelde Europese studie naar kosten van mentale aandoeningen in Europa (Gustavsson et al., 2011), die gebaseerd is op een inventarisatie van verschillende informatiebronnen en extrapolatie naar alle landen. Het gemiddelde cijfer voor Europa is (omgerekend) **1.629 euro<sub>2019</sub>** 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.

#### → 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 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 36.000 euro<sub>2019</sub>/DALY (actualisatie van (Ryen and Svensson, 2015)), is de totale welvaartskost dan 14.750 euro<sub>2019</sub>/ geval. Rekening houdend met een gemiddelde duurtijd van 15,5 jaar komt dit neer op **952 euro<sub>2019</sub>/jaar**.

#### → Opmerkingen

De totale kost (over volledige duurtijd ongeveer 20 keuro<sub>2019</sub>) 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.

---

<sup>33</sup> RIVM 2017, <https://www.volksgezondheidenzorg.info/onderwerp/ziekte-van-parkinson/>

**3.3.14. LAAG GEBOORTEGEWICHT (< 2.500 GRAM)****→ Ziektekosten**

De hospitalisatiekosten voor België zijn beschikbaar op basis van indicatoren voor geboortegewicht in subklassen, al dan niet met co-morbiditeit<sup>34</sup>. Voor de kostenschattting houden we enkel rekening met het gewicht (<2.500 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 normaal geboortegewicht en zonder specifieke ziektes. 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 kostenschatttingen voor effecten op langere termijn (tot 18 jaar).

Gemiddeld zijn de kosten voor ziekenhuisopname bij geboortes met laag geboortegewicht 27,7 keuro<sub>2019</sub> 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 euro<sub>2019</sub> per geval.

Dit cijfer is van eenzelfde orde van grootte als de schattting 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 keuro/geval (Cavallo et al., 2015). De hospitalisatiekost is 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 hospitalisatiekost 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 **27.924** euro<sub>2019</sub> per geval.

**→ Kosten van absentieïsme**

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** euro<sub>2019</sub>, 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 (<1.000 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 (1.000-2.500 g) 40 % bedragen van deze van <1.000 g (dezelfde verhouding als voor ziekenhuiskosten). Bij deze aanname zijn de kosten per vroeggeboorte ongeveer 1,8 keuro<sub>2019</sub> per geval. Dit bevestigt de orde van grootte van de Italiaanse studie.

<sup>34</sup> RIZIV, Nationale databank medische diagnose, zorg en kost: <https://tct.fgov.be/webetct/etct-web/>

### → 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 levenskwaliteit 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.

### 3.3.15. VROEGGEBORTE (ZWANGERSCHAPSDUUR < 37 WEKEN)

#### → 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 euro<sub>2019</sub> 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** euro<sub>2019</sub> per geval, is onze beste schatting.

#### → Kosten van absenteïsme

Idem als voor laag geboortegewicht.

#### → Welvaartsverlies door lijden

Idem als voor laag geboortegewicht.

### 3.3.16. LONGKANKER

#### → 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**<sub>2019</sub> 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)<sup>35</sup>.

---

<sup>35</sup> RIVM, 2019, <https://www.volksgezondheidenzorg.info/onderwerp/longkanker>

→ **Kosten van absenteïsme**

De kosten voor productieverlies zijn ingeschat op basis van het gemiddeld verlies van verloren arbeidsdagen, en de algemene methode voor waardering van verloren arbeidsdagen (zie hierboven). We hanteren de gemiddelde werkzaamheidsgraad per leeftijdscategorie voor Brussel (zie hierboven). Longkanker komt voornamelijk op oudere leeftijd voor, in Brussel bedraagt de incidentie bij personen jonger dan 65 jaar 37 % van de totale incidentie. De totale kosten voor absenteïsme wordt ingeschat op gemiddeld **10.295 euro<sub>2019</sub>** per patiënt.

→ **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 levensjaren<sup>36</sup>.

Het aantal DALY's voor morbiditeit schatten we, op basis van de cijfers voor Nederland (0,45 DALY's per geval<sup>16</sup>) en waarden we op basis van het kengetal voor morbiditeit (36 keuro<sub>2019</sub>/DALY) (Ryen et al, 2011). Dit komt neer op **16.000 euro<sub>2019</sub>** 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 (Hunt et al., 2016).

**3.3.17. DIABETES**→ **Ziektekosten**

De ziektekosten zijn overgenomen uit de gedetailleerde studies voor België (De Smet, 2016) op basis van (Odnoletkova et al., 2016), zij omvatten alle kosten, inclusief medicatie, hospitalisatie en kosten van co-morbiditeit. Deze komen neer op omgerekend **3.155 euro<sub>2019</sub>** per patiënt en per jaar.

→ **Kosten van absenteïsme**

De kosten voor productieverlies zijn ingeschat op basis van een enquête bij patiënten en kengetallen voor kosten absenteïsme en vervroegde pensionering (De Smet, 2016). Ze omvatten ook maatschappelijke kosten van uitkeringen, maar niet kosten voor mantelzorg, presenteïsme en productiviteitsverliezen vervroegd overlijden. De kost voor absenteïsme bedraagt **4.558 euro<sub>2019</sub>** per patiënt en per jaar.

→ **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 morbiditeit<sup>37</sup>. Het totaal aantal DALY's is voor Nederland ingeschat op 0,19 DALY per patiënt.

<sup>36</sup>RIVM, 2019, Ziektelast in Daly's, achtergrond bij de berekeningen, <https://www.volksgezondheinzorg.info/onderwerp/kanker/cijfers-context/ziektelast>

<sup>37</sup> RIVM 2019: <https://www.volksgezondheinzorg.info/onderwerp/diabetes-mellitus>

Dit is gedeeltelijk gewaardeerd aan het kengetal voor morbiditeit (85 % aan 36 keuro<sub>2019</sub>/DALY), het deel voor mortaliteit nemen we hier niet mee. De kost voor welvaartsverlies door lijden bedraagt **5.814 euro<sub>2019</sub>** per patiënt en per jaar.

### **3.4. OVERZICHT VAN GESELECTEERDE KENGETALLEN PER GEZONDHEIDSEFFECT**

Tabel 14 geeft een overzicht van de totale morbiditeitskost (in euro<sub>2019</sub>) per gezondheidseindpunt. De laatste kolom geeft de onzekerheidsinschatting weer.

Tabel 14 Overzicht van de totale jaarlijkse morbiditeitskost per patiënt (en onderverdeling naar ziektekost, kost absenteïsme en kost welvaartsverlies) per gezondheidseindpunt, alsook de classificatie van de onzekerheid op de jaarkost.

Gezondheidseindpunt	Populatie	Totaalkost/jaar/patiënt (euro <sub>2019</sub> )	Ziektekost/jaar/patiënt (euro <sub>2019</sub> )	Kost absenteïsme/jaar/patiënt (euro <sub>2019</sub> )	Kost welvaartsverlies/ jaar/patiënt (euro <sub>2019</sub> )	Onzekerheids- klasse
Astma (incidentie)	30-74 jaar	5.121	593	2.431	2.097	2
Astma (incidentie)	0-19 jaar	2.766	436	243	2.097	2
Bronchitis (incidentie)	5-14 jaar	1.059	353	353	353	2
Chronische bronchitis (incidentie)	>19 jaar	30.972	2.407		28.565	1
Lage luchtweginfecties (ziekenhuisopname)	0-4 jaar	4.078	2.748	337	993	2
COPD (ziekenhuisopname)	> 19 jaar	10.198	6.540	2.417	1.241	1
(overige) luchtwegaandoeningen (ziekenhuisopname)	Alle leeftijden	7.718	5.757	968	993	4
Dagen met astmasymptomen	Astmatische kinderen 0-19 jaar	52	52			2
Hypertensie (incidentie)	>29 jaar	1.651	186	301	1.164	4
Hartfalen (decompensatio cordis) (ziekenhuisopname)	40-80 jaar	6.394	3.370	24	3.000	4
CVA (cerebrovasculair accident) (ziekenhuisopname)	>19 jaar	33.904	10.271	13.333	10.300	1
Myocardinfarct (ziekenhuisopname)	>19 jaar	17.275	10.181	7.094		4
(overige) cardiovasculaire aandoeningen (ziekenhuisopname)	Alle leeftijden	8.209	6.248	968	993	4
Laag geboortegewicht (bij zwangerschapsduur >=37 weken)	Terme borelingen	30.330	27.924	2.406		3
Vroeggeboorte (zwangerschapsduur <37 weken)	borelingen	38.144	35.738	2.406		5
Diabetes mellitus type 2 (incidentie)	>19 jaar	13.527	3.155	4.558	5.814	3
Parkinson (incidentie)	>29 jaar	6.632	4.051	1.629	952	3
Longkanker (incidentie)	>19 jaar	66.609	40.314	10.295	1.6000	3



## HOOFDSTUK 4. METHODOLOGIE BEREKENINGEN

---

*Dit hoofdstuk geeft een wetenschappelijke beschrijving van de methodologie die in de berekeningen gebruikt wordt.*

### 4.1. OVERZICHT

De berekening van het verwachte aantal attributieve gevallen in de incidentie of het aantal ziekenhuisopnames 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 per statistische sector de gemiddelde blootstelling berekend op basis van populatie- en adresgegevens en luchtkwaliteitskaarten.
- In een tweede stap worden mortaliteits- en morbiditeitsgegevens gecombineerd met de dosis-responsrelaties beschreven in HOOFDSTUK 2 om zo het attributief aantal gevallen in de incidentie/aantal ziekenhuisopnames te bepalen.
- 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 te berekenen. Aantal sterfgevallen wordt berekend op basis van de VOLY- of VSL-benadering (zie HOOFDSTUK 3).

Deze berekeningen worden uitgevoerd op het niveau van de statistische sector, welke de kleinste administratieve eenheid in BHG beschrijft. We berekenen dus blootstelling, attributieve aantallen (voor incidentie of aantal ziekenhuisopnames) en economische kosten per statistische sector. De resultaten worden voorgesteld op het niveau van gemeente.

Deze berekeningen worden uitgevoerd voor de verschillende scenario's beschreven in sectie HOOFDSTUK 1.

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.

### 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 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 concentraties 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 waarden 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.

De blootstelling wordt eveneens bepaald op het niveau van het BHG, hierbij wordt de hierboven beschreven methodologie gevolgd waarbij in de formule gesommeerd wordt over alle adrespunten van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest.

#### 4.3. BEREKENING VAN DE ATTRIBUTIEVE AANTALLEN

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

De berekening maakt gebruik van de formules uit Figuur 3, waarbij we per statistische sector gebruik maken van de bevolkingsgewogen blootstelling. 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 attributief aantal gevallen, maar ook een boven- en ondergrens op een 95% betrouwbaarheidsinterval op het attributief aantal gevallen gerapporteerd worden.

Deze berekening maakt verder gebruik van de basisincidentie of -prevalentie per statistische sector. Aangezien deze onbekend is, spreiden we de Brusselse totale incidentie of prevalentie over de statistische sectoren op basis van de populatie van de relevante leeftijdscategorie (zie paragraaf 5.7.2 voor details). Hiernaast wordt ook gekeken naar het relatief risico per eenheid blootstelling.

Indien er voor bepaalde blootstelling-effect relaties rekening moet gehouden worden met een drempelwaarde (concentratie waaronder er geen effect plaatsvindt) is het tevens belangrijk om de blootstelling zo nauwkeurig mogelijk in beeld te brengen. Nu was er enkel voor blootstelling aan NO<sub>2</sub> en premature mortaliteit bij volwassenen een drempelwaarde van 5 µg/m<sup>3</sup>. De concentratie was echter in alle scenario's hoger dan 5 µg/m<sup>3</sup>. Voor andere blootstelling-effect relaties was er geen drempelwaarde.

#### 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 mortaliteit en 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. Echter moet rekening gehouden worden met statistische verdelingen op de resultaten. Voor mortaliteit wordt het aantal sterfgevallen vermenigvuldigd met de VSL of wordt op basis van de leeftijdsverdeling van de sterfgevallen de VOLY-approach toegepast door het aantal verloren levensjaren (YLL) te vermenigvuldigen met de VOLY-waarde. De verschillende manieren van berekening werden beschreven in vorig hoofdstuk.

## HOOFDSTUK 5. INVENTARISATIE GEBRUIKTE DATASETS

---

*Dit hoofdstuk geeft een overzicht van de gebruikte datasets en de initiële verwerking van deze datasets, zodat deze in de berekeningen gebruikt kunnen worden. 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 3.4 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, ook bevolkingsgegevens op een zo hoog mogelijke resolutie nodig. In het ideale geval vertrekken we dus van een aantal inwoners per adres.

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 Brusselse cijfers over alle sectoren op basis van populatiedata. Om de economische kosten te bepalen, zijn gegevens over de kost per ziektegeval nodig.

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.

### 5.2. EMISSIESCENARIO'S

#### 5.2.1. BESCHRIJVING EMISSIESCENARIO'S

Bruxelles Environnement / Leefmilieu Brussel bepaalde voor vijf scenario's emissies voor wegverkeer, spoorverkeer en scheepvaart voor het grondgebied van het BHG:

- Referentie (REF) - 2015;
- Business as usual BAU) - 2030;
- Good move (GM) - 2030;
- Thermic ban (TB) - 2030;
- Thermic ban Plus (TB+) - 2030.

Tabel 15 geeft voor de verschillende scenario's een overzicht van de samenstelling van het wagenpark en voertuigkilometers voor de verschillende voertuigcategorieën.

Tabel 15 Overzicht van de samenstelling van het wagenpark en het jaarlijks aantal voertuigkilometers, voor de verschillende scenario's (deel 1).

brandstoftype	Referentie (REF) – 2015					Business as usual (BAU) en Good Move (GM) - 2030				
	personen-wagens	lichte vracht-wagens	zware vracht-wagens	autobussen en cars	motorrij-wielen	personen-wagens	lichte vracht-wagens	zware vracht-wagens	autobussen en cars	motorrij-wielen
<b>Diesel</b>	<b>61,40%</b>	<b>94,43%</b>	<b>98,15%</b>	<b>100%</b>	<b>0%</b>	<b>63,41%</b>	<b>98,96%</b>	<b>96,43%</b>	<b>62,66%</b>	<b>0%</b>
euro 0	0,79%	1,77%	8,94%	3,54%		0,02%	0,46%	1,60%		
euro 1	0,46%	1,22%	1,81%	3,17%		0,01%	0,30%			
euro 2	2,13%	6,55%	8,98%	19,86%		0,07%	1,73%			
euro 3	8,53%	15,84%	22,98%	12,87%		0,51%	4,59%	1,23%	1,06%	
euro 4	15,26%	26,36%	12,53%	16,06%		1,45%	8,93%	5,36%	1,75%	
euro 5	27,28%	42,25%	30,26%	27,35%		4,84%	20,43%	9,48%	9,23%	
euro 6	6,95%	0,43%	12,65%	17,16%		56,51%	62,53%	78,77%	50,61%	
<b>Benzine</b>	<b>37,63%</b>	<b>5,57%</b>	<b>1,85%</b>	<b>0%</b>	<b>100%</b>	<b>25,18%</b>	<b>1,04%</b>	<b>3,57%</b>	<b>0%</b>	<b>100%</b>
euro 0	6,31%	3,15%	1,85%		22,05%	0,94%	0,14%	3,57%		0,45%
euro 1	1,41%	0,22%			9,86%	0,09%	0,01%			0,21%
euro 2	1,78%	0,41%			11,16%	0,08%	0,02%			1,38%
euro 3	4,64%	0,33%			56,93%	0,92%	0,07%			97,96%
euro 4	10,76%	0,47%				2,33%	0,09%			
euro 5	9,64%	0,87%				4,90%	0,18%			
euro 6	3,09%	0,13%				15,91%	0,53%			
<b>Benzine hybride CS</b>	<b>0,76%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>11,29%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>
<b>LPG</b>	<b>0,18%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0,03%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>
<b>Elektrisch</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>37,34%</b>	<b>0%</b>
<b>CNG</b>	<b>0,03%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0,10%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>
<b>Voertuigkilometers</b>	2,67E+09	3,78E+08	1,11E+08	4,11E+07	3,44E+07	3,11E+09 (BAU) 2,02E+09 (GM)	4,17E+08 (BAU) 2,15E+08 (GM)	8,56E+07	3,79E+07	4,05E+07

## HOOFDSTUK 5: Inventarisatie gebruikte datasets

Overzicht van de samenstelling van het wagenpark en het jaarlijks aantal voertuigkilometers, voor de verschillende scenario's (deel 2).

brandstoftype	Thermic Ban (TB) – 2030					Thermic Ban Plus (TB+) - 2030				
	personen-wagens	lichte vracht-wagens	zware vracht-wagens	autobussen en cars	motorrij-wielen	personen-wagens	lichte vracht-wagens	zware vracht-wagens	autobussen en cars	motorrij-wielen
<b>Diesel</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>96.43%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>
euro 0			1,60%							
euro 1										
euro 2										
euro 3			1,23%							
euro 4			5,36%							
euro 5			9,48%							
euro 6			78,77%							
<b>Benzine</b>	<b>13,62%</b>	<b>0,56%</b>	<b>3,57%</b>	<b>0%</b>	<b>100%</b>	<b>13,62%</b>	<b>0,56%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>100%</b>
euro 0	0,51%	0,08%	3,57%		0,45%	0,51%	0,08%			0,45%
euro 1	0,05%	0,01%			0,21%	0,05%	0,01%			0,21%
euro 2	0,04%	0,01%			1,38%	0,04%	0,01%			1,38%
euro 3	0,50%	0,04%			97,96%	0,50%	0,04%			97,96%
euro 4	1,26%	0,05%				1,26%	0,05%			
euro 5	2,65%	0,10%				2,65%	0,10%			
euro 6	8,61%	0,29%				8,61%	0,29%			
<b>Benzine hybride CS</b>	<b>36,68%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>36,68%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>
<b>LPG</b>	<b>0,03%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0,03%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>
<b>Elektrisch</b>	<b>33,53%</b>	<b>99,44%</b>	<b>0%</b>	<b>100,00%</b>	<b>0%</b>	<b>33,53%</b>	<b>99,44%</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>0%</b>
<b>CNG</b>	<b>16,14%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>16,14%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>	<b>0%</b>
<b>Voertuigkilometers</b>	2,02E+09	2,15E+08	8,56E+07	3,79E+07	4,05E+07	2,02E+09	2,15E+08	8,56E+07	3,79E+07	4,05E+07

We vatten hieronder de belangrijkste verschillen tussen de verschillende scenario's samen.

#### Referentie (REF) - 2015:

- In het referentiescenario worden de emissiegegevens van het jaar 2015- gebruikt zoals gerapporteerd aan het Nationaal Energie- en Klimaatplan (NEKP)<sup>38</sup>.

#### Business as usual (BAU) - 2030:

- Evolutie wagenpark:
  - o Deze evolutie is gekoppeld aan de uitvoering van de LEZ en projecties van veranderingen in de relatieve samenstelling van het wagenpark;
  - o Beperking op personenwagens, lichte en zware vrachtwagens met euronorm < euro 5 (diesel) en < euro 3 (benzine);
  - o Voorzichtige evolutie gericht op volledige elektrische en niet-herlaadbare hybride benzinewagens;
  - o Lichte daling van het aandeel van benzinevoertuigen (exclusief hybride voertuigen).
- Evolutie mobiliteit<sup>39</sup>:
  - o Toename van aantal voertuigkilometers met personenwagens: + 16 % t.o.v. 2015;
  - o Modal shift van zware vrachtwagens (voertuigkilometers -23 %) naar lichte vrachtwagens (voertuigkilometers +10 %), toename van aantal voertuigkilometers met zware en lichte vrachtwagens: + 2,8 % t.o.v. 2015;
  - o Afname van aantal voertuigkilometers met autobussen en -cars: - 8 % t.o.v. 2015;
  - o Toename van aantal voertuigkilometers met motorrijwielen: + 18 % t.o.v. 2015.

#### Good Move (GM) - 2030:

- Evolutie wagenpark: samenstelling wagenpark identiek aan BAU-scenario
- Evolutie mobiliteit:
  - o Afname van aantal voertuigkilometers met personenwagens: -24 % t.o.v. REF, -35 % t.o.v. BAU;
  - o Afname van aantal voertuigkilometers met lichte vrachtwagens: -43 % t.o.v. REF, -48 % t.o.v. BAU;
  - o Aantal voertuigkilometers met zware vrachtwagens, autobussen en -cars en motorrijwielen identiek aan BAU-scenario.

#### Thermic Ban (TB) - 2030:

- Evolutie wagenpark:
  - o Personenwagens: verbod op diesel, belangrijk aandeel van benzine hybride CS (37 %) en elektrische voertuigen (34 %);
  - o Lichte vrachtwagens: bijna volledig elektrisch;
  - o Zware vrachtwagens: bijna volledig diesel;
  - o Autobussen en -cars: volledig elektrisch;
  - o Motorrijwielen: volledig benzine euro 3.
- Evolutie mobiliteit:
  - o Aantal voertuigkilometers voor alle voertuigcategorieën identiek aan Good Move-scenario.

<sup>38</sup> <https://www.plannationalenergieclimat.be/fr/contact>

<sup>39</sup> Noteer dat onderstaande beschrijving van de mobiliteitsevolutie van dit BAU-scenario niet exact overeenkomt met het (BAU) "No Move"-scenario dat gebruikt wordt door Brussel Mobiliteit in het kader van het Good Move-mobiliteitsplan.

### Thermic Ban Plus (TB+) - 2030:

- Evolutie wagenpark:
  - o Samenstelling wagenpark identiek aan Thermic Ban-scenario, behalve zware vrachtwagens volledig elektrisch.
- Evolutie mobiliteit:
  - o Aantal voertuigkilometers voor alle voertuigcategorieën identiek aan Good Move-scenario.

### 5.2.2. EMISSIESCENARIO'S: CIJFERS

Voor elk scenario werden verkeeremissies bepaald voor de stoffen: stikstofoxiden (NO<sub>x</sub>), zwaveloxiden (SO<sub>x</sub>), koolstofdioxide (CO<sub>2</sub>), fijn stof (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>) waaronder zwarte koolstof (BC), methaan (CH<sub>4</sub>), niet-methaan vluchtige organische koolwaterstoffen (NMVOC), ammoniak (NH<sub>3</sub>). Er wordt rekening gehouden met uitlaatemissies, maar ook met niet-uitlaatemissies door bv. remmen, slijtage van banden, remmen en wegdek en door opwaaiend stof als gevolg van luchtcirculatie. Indirecte verkeeremissies die uitgestoten worden tijdens het productieproces van het voertuig en de brandstof worden niet in rekening genomen.<sup>40</sup>

NO<sub>x</sub> is een verzamelnaam voor stikstofmonoxide (NO) dat ontstaat bij verbrandingsprocessen (zoals in een automotor) en stikstofdioxide (NO<sub>2</sub>) dat ontstaat door verdere reactie met zuurstof. Het grootste deel van de NO<sub>x</sub>-uitstoot is in de vorm van NO (90-95 %), voor diesels is het aandeel van NO lager (70-80 %).

Voor het berekenen van het aantal voertuigen (onderverdeeld in personenwagens, lichte en zware vrachtwagens, autobussen en -cars en motorrijwielen) per segment van het Brusselse wegennet werd het door Brussels-Mobility ontwikkelde MUSTI-verkeerspropagatiemodel gebruikt. Voor het bepalen van de luchtemissies voor wegverkeer werden de berekeningen van het MUSTI-model gecombineerd met emissiefactoren uit COPERT 4 versie 11.2<sup>41</sup>. COPERT is een veel gebruikte emissietool binnen Europa voor de berekening van de emissies van wegtransport en maakt deel uit van het EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook voor de berekening van luchtemissies<sup>42</sup> en is consistent met de 2006 IPCC Guidelines voor de berekening van broeikasgasemissies<sup>43</sup>. De emissiefactoren zijn aangepast aan de in Brussel geregistreerde verkeersvloot.

We maken hierbij volgende opmerkingen:

- In COPERT 4 zijn de voertuigcategorieën PHEV-hybride en dieselhybride niet opgenomen, in deze studie stellen we PHEV-hybride = conventioneel, dieselhybride = conventionele diesel.
- De NO<sub>x</sub>-emissiefactoren die voor Euro 6-dieselauto's worden gebruikt bedragen 120 mg/km, dit is de theoretische waarde vermenigvuldigd met een factor 1,5.

Tabel 16 geeft een overzicht van de jaarlijkse uitstoot (in ton) door wegverkeer voor de pollutanten NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> en zwarte koolstof (BC).

---

<sup>40</sup> Voor voertuigen die rondrijden in Brussel vinden deze indirecte emissies niet op het grondgebied van Brussel plaats. Voor elektrische voertuigen hangt de hoeveelheid van de indirecte emissies sterk af van de wijze waarop de stroom wordt gegenereerd: eerder uit grijze stroom (bv. elektriciteitscentrales) of uit groene stroom (bv. wind- en zonne-energie). De gezondheidsimpact van deze indirecte emissies, en de bijhorende economische kost, werd in deze studie niet becijferd.

<sup>41</sup> <https://www.emisia.com/utilities/copert/>

<sup>42</sup> <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019>

<sup>43</sup> <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>

Tabel 16 Overzicht van de emissies van het wagenpark en het jaarlijks aantal voertuigkilometers, voor de verschillende scenario's,

	Referentie (REF) – 2015						Business as usual (BAU) - 2030					
	personen-wagens	lichte vracht-wagens	zware vracht-wagens	autobus-sen en cars	motorrij-wielen	totaal	personen-wagens	lichte vracht-wagens	zware vracht-wagens	autobus-sen en cars	motorrij-wielen	totaal
voertuigkm	2,67E+09	377990953,9	1,11E+08	4,11E+07	3,44E+07	3,23E+09	3,11E+09	4,17E+08	8,56E+07	3,79E+07	4,05E+07	3,69E+09
voertuigkm (%)	82,54%	11,69%	3,43%	1,27%	1,06%		84,24%	11,31%	2,32%	1,03%	1,10%	
NO <sub>x</sub> (ton)	1858,91	499,22	680,23	361,73	5,71	3405,80	698,22	213,30	131,38	48,57	6,19	1097,65
PM <sub>10</sub> (ton)	103,22	25,31	21,65	5,93	0,63	156,74	76,75	15,90	9,97	1,55	0,62	104,78
PM <sub>2,5</sub> (ton)	77,08	20,28	16,67	5,38	0,48	119,89	46,30	10,35	6,12	1,04	0,44	64,25
BC (ton)	33,43	11,59	7,44	3,24	0,07	55,77	3,41	2,64	1,66	0,44	0,24	8,39

	Good Move (GM) – 2030						Thermic Ban (TB) - 2030					
	personen-wagens	lichte vracht-wagens	zware vracht-wagens	autobus-sen en cars	motorrij-wielen	totaal	personen-wagens	lichte vracht-wagens	zware vracht-wagens	autobus-sen en cars	motorrij-wielen	totaal
voertuigkm	2,02E+09	2,15E+08	8,56E+07	3,79E+07	4,05E+07	2,40E+09	2,02E+09	2,15E+08	8,56E+07	3,79E+07	4,05E+07	2,40E+09
voertuigkm (%)	84,17%	8,99%	3,57%	1,58%	1,69%		84,17%	8,99%	3,57%	1,58%	1,69%	
NO <sub>x</sub> (ton)	307,84	117,21	131,38	48,57	6,19	611,17	45,82	0,05	131,38	0,00	1,82	179,06
PM <sub>10</sub> (ton)	51,33	8,66	9,97	1,55	0,62	72,12	43,74	6,27	9,97	1,10	0,45	61,53
PM <sub>2,5</sub> (ton)	31,56	5,79	6,12	1,04	0,44	44,96	23,97	3,40	6,12	0,60	0,27	34,37
BC (ton)	2,60	1,68	1,66	0,44	0,24	13,10	0,12	0,00	0,81	0,00	0,02	0,95

	Thermic Ban Plus (TB+) - 2030					
	personenwagens	Lichte vrachtwagens	Zware vrachtwagens	autobussen en cars	motorrijwielen	totaal
voertuigkm	2,02E+09	2,15E+08	8,56E+07	3,79E+07	4,05E+07	2,40E+09
voertuigkm (%)	84,17%	8,99%	3,57%	1,58%	1,69%	
NO <sub>x</sub> (ton)	45,82	0,05	0,00	0,00	1,82	47,69
PM <sub>10</sub> (ton)	43,74	6,27	8,31	1,10	0,45	59,87
PM <sub>2,5</sub> (ton)	23,97	3,40	4,46	0,60	0,27	32,71
BC (ton)	0,12	0,00	0,00	0,00	0,02	0,13



Tabel 17 vat de totale emissies voor wegverkeer samen voor de verschillende scenario's. Voor alle pollutanten treedt de sterkste afname in de tijd op bij de overgang van 2015 naar 2030 (business as usual), dit komt door de continue transitie naar duurzamere mobiliteit. De drie mobiliteitsscenario's Good Move (GM), Thermic Ban (TB) en Thermic Ban Plus (TB+) realiseren nog een sterke afname voor de NO<sub>x</sub>- en BC-emissies, de afname voor de fijnstof emissies is beperkter.

Tabel 17 Overzicht van de wegverkeeremissies (in ton) voor de verschillende scenario's.

	REF	BAU	GM	TB	TB+
NO <sub>x</sub>	3405,80	1097,65	611,17	179,06	47,69
PM <sub>10</sub>	156,74	104,78	72,12	61,53	59,87
PM <sub>2,5</sub>	119,89	64,25	44,96	34,37	32,71
BC	55,77	8,39	6,62	0,95	0,13

### 5.2.3. GEBRUIK EMISSIES IN LUCHTKWALITEITSMODELLERING

De jaarcijfers van verkeeremissies uit sectie 5.2.2 werden geografisch gespreid over het Brusselse verkeersnetwerk. Om het verloop van de emissies in de loop van de tijd te beschrijven werd een maand-, week- en dagprofiel gebruikt, op deze manier kunnen bv. hogere emissies tijdens de ochtendspits op een weekdag weergegeven worden.

Deze geografisch en temporeel gespreide verkeeremissies werden aangevuld met emissies van andere sectoren (bv. energiesector, gebouwverwarming, industriële processen en verbranding, afvalbeheer, landbouw, ...) om de totale uitstoot op het grondgebied van Brussel en de andere regio's te bepalen.

### 5.2.4. VERGELIJKING VERKEERSEMISSIES MET ANDERE EMISSIESECTOREN IN HET BHG

Tabel 18 en Tabel 19 geven een beeld van de PM<sub>2,5</sub>- en NO<sub>x</sub>- emissies over de verschillende sectoren (wegtransport en huishoudens) voor de verschillende scenario's.

Tabel 18 Overzicht van jaarlijkse PM<sub>2,5</sub>-emissies voor het Brussels Hoofdstedelijk Gewest: som van alle sectoren (totaal), wegtransport en huishoudens. Cijfers voor referentiescenario 2015, BAU-scenario 2030 en Good Move-scenario 2030 zoals gerapporteerd aan NEC<sup>44</sup>.

	totaal (ton)	wegtransport (ton)	huishoudens (ton)	aandeel wegtransport (%)	aandeel huishoudens (%)
REF 2015	405,70	119,89	167,74	29,55%	41,35%
BAU 2030	335,17	64,25	159,33	19,17%	47,54%
Good Move 2030	303,21	44,96	136,52	14,83%	45,02%

<sup>44</sup> Voor de sector wegtransport wijken de PM<sub>2,5</sub>-emissies gebruikt in deze studie voor het BAU- en GM-scenario licht af van de NEC-rapportering.

Tabel 19 Overzicht van jaarlijkse NO<sub>x</sub>-emissies voor het Brussels Hoofdstedelijk Gewest: som van alle sectoren (totaal), wegtransport en huishoudens, Cijfers voor referentiescenario 2015, BAU-scenario 2030 en Good Move-scenario 2030 zoals gerapporteerd aan NEC.

	totaal (ton)	wegtransport (ton)	huishoudens (ton)	aandeel wegtransport (%)	aandeel huishoudens (%)
REF 2015	5.452,27	3.405,80	1.121,20	62,47%	20,56%
BAU 2030	2.377,44	1.097,65	1.061,61	46,17%	44,65%
Good Move 2030	1.877,09	611,17	1.009,22	32,56%	53,77%

De emissies door wegtransport en huishoudens worden vergeleken met de totale emissies. Het aandeel van wegtransport is voor beide polluenten het grootst in het referentiescenario voor 2015, er is een eerste afname in het BAU-scenario. In het Good Move scenario zijn de emissies nog lager.

Voor NO<sub>x</sub> is wegtransport de belangrijkste emissiesector in het referentiescenario. Het aandeel van huishoudens evenaart dat van wegverkeer in het BAU-scenario en wordt belangrijkst in het Good Move scenario.

Voor PM<sub>2,5</sub> is de uitstoot door huishoudens de grootste bijdrage in alle scenario's. Het aandeel van wegtransport is beperkter.

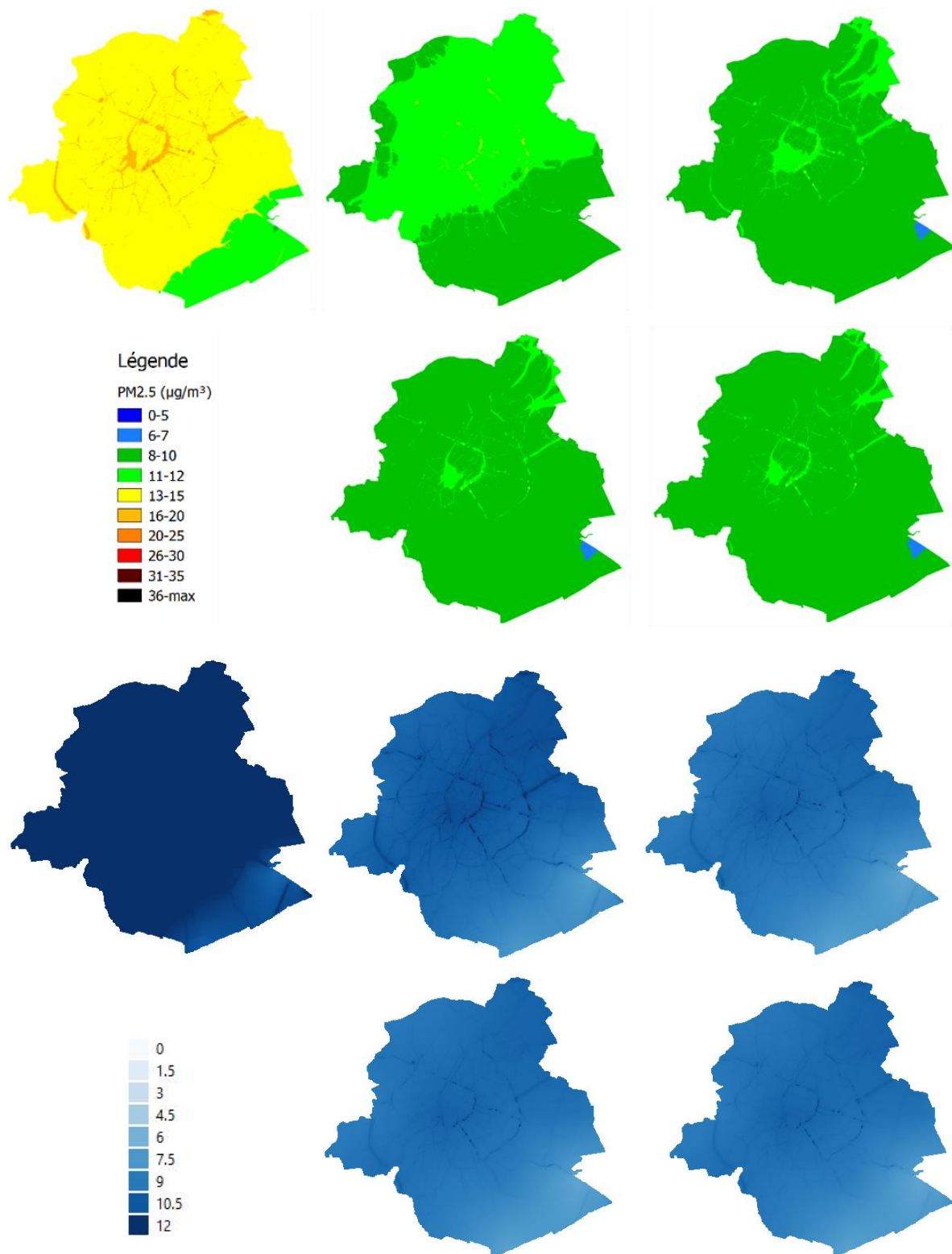
### 5.3. CONCENTRATIEKAARTEN

IRCELINE gebruikt deze emissies in het ATMO-Street luchtkwaliteitsmodel<sup>45</sup> voor het berekenen van concentratiekaarten voor verschillende polluenten. De details van de berekeningen zijn terug te vinden in (Lefebvre et al., 2013). In deze studie maken we gebruik van de kaarten voor jaargemiddelde concentraties voor stikstofdioxide (NO<sub>2</sub>), fijn stof (PM<sub>2,5</sub> en PM<sub>10</sub>) en de O<sub>3</sub>-indicator SOMO35.

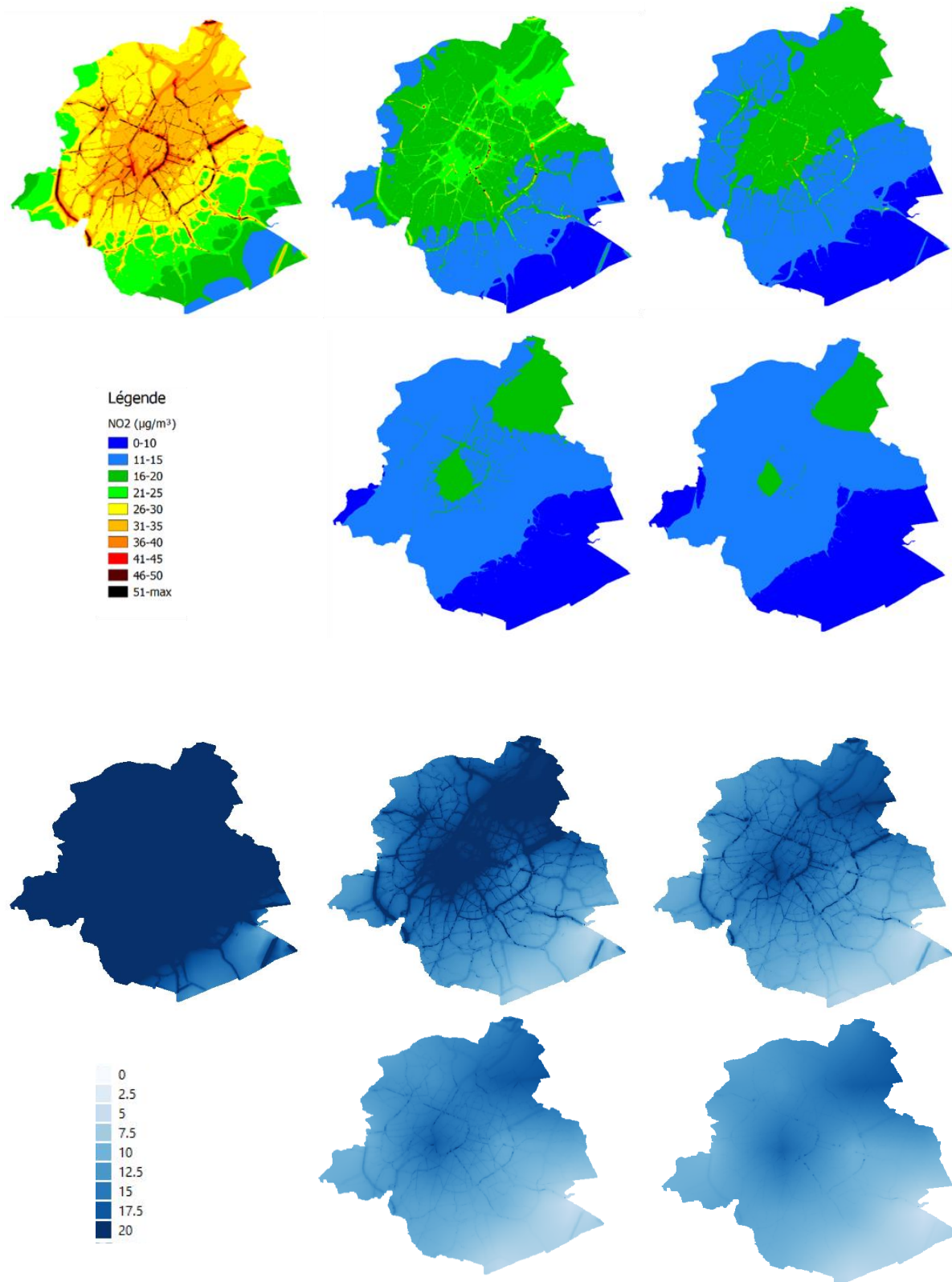
Voor elke polluent zijn 5 kaarten beschikbaar voor de vijf hierboven vermelde scenario's.

Figuur 5 t.e.m. Figuur 8 tonen voor verschillende polluenten de resulterende jaargemiddelde concentratiekaarten. Op de bovenste lijn worden van links naar rechts de resultaten voor het referentiescenario, BAU-scenario en Good Move-scenario getoond. Op de onderste lijn wordt links het Thermic Ban-scenario en rechts het Thermic Ban Plus-scenario getoond. In Figuur 8 worden twee kleurcodes gebruikt omdat de concentratieniveaus in het referentiescenario te erg verschillen van deze in de overig scenario's om met één kleurcode weer te geven.

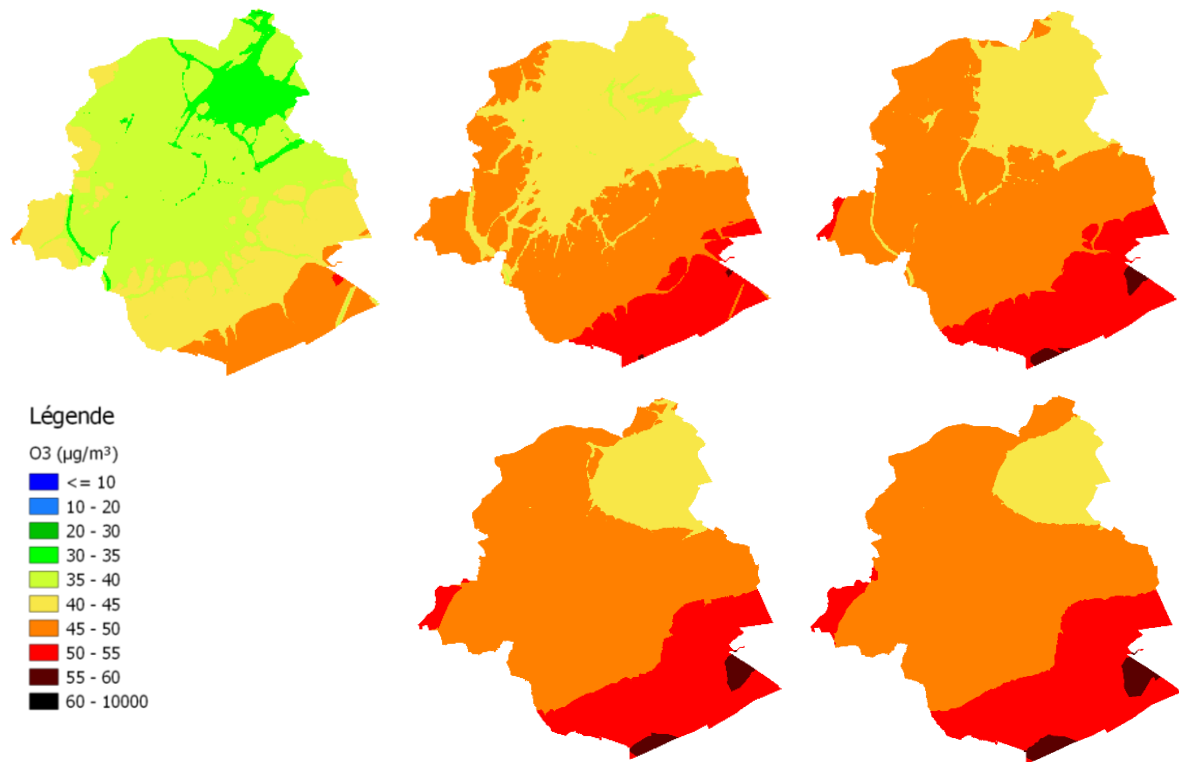
<sup>45</sup> <https://vito.be/nl/atmo-street>



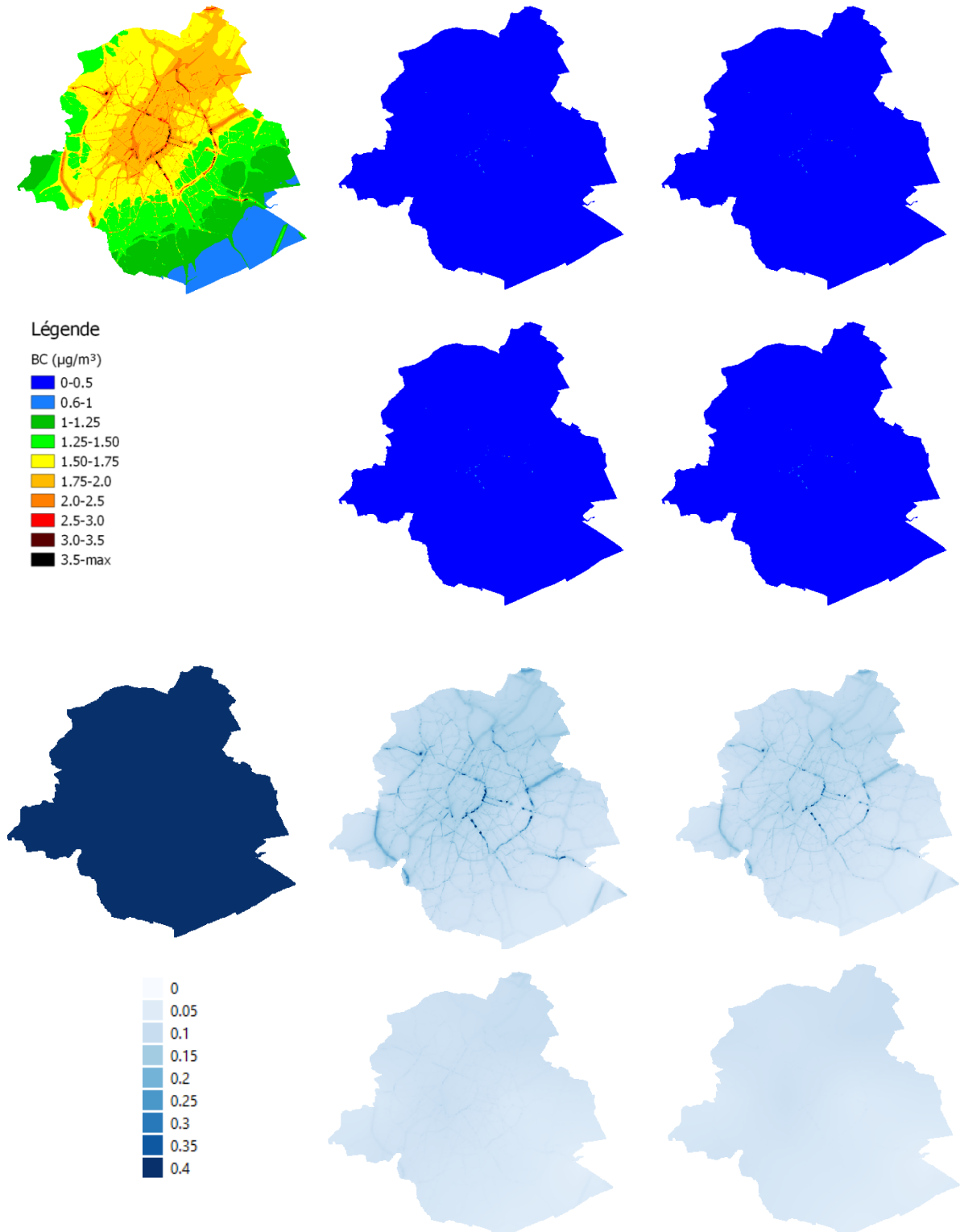
Figuur 5 Jaargemiddelde PM<sub>2,5</sub>-concentraties voor verschillende scenario's in BelAQI-kleurcode (boven) en in aangepaste kleurcode (onder). Op de bovenste lijn worden van links naar rechts de resultaten voor het referentiescenario, BAU-scenario en Good Move-scenario getoond. Op de onderste lijn wordt links het Thermic Ban-scenario en rechts het Thermic Ban Plus-scenario getoond.



*Figuur 6 Jaargemiddelde NO<sub>2</sub>-concentraties voor verschillende scenario's in BelAQI-kleurcode (boven) en in aangepaste kleurcode (onder). Op de bovenste lijn worden van links naar rechts de resultaten voor het referentiescenario, BAU-scenario en Good Move-scenario getoond. Op de onderste lijn wordt links het Thermic Ban-scenario en rechts het Thermic Ban Plus-scenario getoond.*



*Figuur 7 Jaargemiddelde O<sub>3</sub>-concentraties voor verschillende scenario's. Op de bovenste lijn worden van links naar rechts de resultaten voor het referentiescenario, BAU-scenario en Good Move-scenario getoond. Op de onderste lijn wordt links het Thermic Ban-scenario en rechts het Thermic Ban Plus-scenario getoond.*



Figuur 8 Jaargemiddelde BC-concentraties voor verschillende scenario's. De linkerlegende is geldig voor het referentiescenario (figuur linksboven), de rechterlegende is geldig voor de overige scenario's, in BelAQI-kleurcode (boven) en in aangepaste kleurcode (onder). Op de bovenste lijn worden van links naar rechts de resultaten voor het referentiescenario, BAU-scenario en Good Move-scenario getoond. Op de onderste lijn wordt links het Thermal Ban-scenario en rechts het Thermal Ban Plus-scenario getoond.



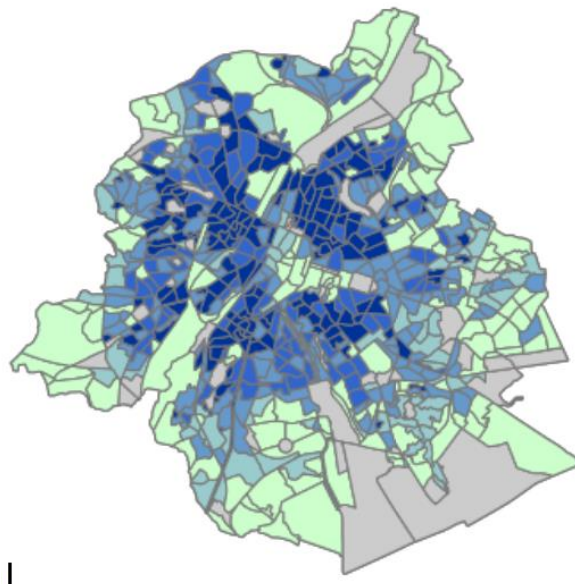
IRCELINE maakt concentratiekaarten aan op een resolutie van  $10 \times 10 \text{ m}^2$ , rekening houdend met street canyons. Street canyons zijn nauwe straten met gebouwen aan beide zijdes, waarin vervuilde lucht blijft hangen. Hoge pollutieconcentraties in de street canyons doen zich enkel voor aan 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 de adreslocatie.

In de studies waarin de blootstelling-effectrelaties werden afgeleid wordt een grote variatie aan modellen en metingen gebruikt om de blootstelling te bepalen, vaak is dit op basis van modellen met ruimtelijke resolutie typisch 100 meter. Om deze redenen werd beslist om de luchtkwaliteitskaarten uit te middelen over een resolutie van 100 m.

Deze uitmiddeling vindt plaats vooraleer de concentratie voor elk adrespunt bepaald wordt, volgens de formule in paragraaf 4.2

### 5.4. GEOGRAFISCHE INFORMATIE

In dit project worden berekeningen uitgevoerd op het niveau van de statistische sector. De statistische sector is de kleinste officiële administratieve eenheid in BHG. In totaal zijn er 724 statistische sectoren in BHG. 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. Figuur 9 toont als voorbeeld van de statistische sectoren in BHG.



*Figuur 9: Ligging van de statistische sectoren in BHG, de kleurcode geeft de bevolkingsdichtheid weer.*

### 5.5. BEVOLKINGSGEGEVENS

Bevolkingsgegevens worden in de berekeningen op twee locaties gebruikt. Enerzijds dienen ze om de blootstelling aan luchtkwaliteit te berekenen, anderzijds worden ze gebruikt om de Brusselse mortaliteits- en 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. Voor elk gebouw in de URBIS-dataset van BHG beschikt STATBEL over het inwonersaantal, dit zijn het aantal gedomicilieerden, zo worden bv. niet-gedomicilieerde studenten en EU-ambtenaren niet meegerekend. We gebruikten in deze studie de STATBEL-data van 01/01/2017.

Deze bevolkingsdata worden gebruikt om de bevolkingsgewogen concentratie te bepalen, en dus enkel het ruimtelijke patroon in de statistische sector is belangrijk.

*Bevolkingsgegevens voor spreiding van de mortaliteit en morbiditeit*

Om de Brusselse mortaliteits- en morbiditeitsgegevens te spreiden over de statistische sectoren (zie volgende paragraaf) maken we gebruik van bevolkingsdata per leeftijdscategorie per statistische sector. Deze data is gebaseerd op Wijkmonitoring-data<sup>46</sup> van BISA/IBSA Brussels. Deze dataset bevat per statistische sector de totale bevolking en de leeftijdsstructuur in leeftijdscategorieën van 5 jaar. We gebruiken hiervoor de data per 01/01/2019. Voor het aandeel 0-1-jarigen gebruiken we STATBEL-data<sup>47</sup> voor BHG dat het totaal aantal 0-1-jarigen geeft. Zij maken ongeveer 20 % uit van de leeftijdscategorie 0-4-jarigen en werden volgens deze verdeelsleutel bepaald voor de verschillende statistische sectoren.

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 blootstelling-respons relaties en ook in gezondheidsdata vaak afwijkend zijn. Er werd daarom gekozen om beide indelingen aan elkaar te koppelen door voor elke categorie uit de blootstelling-responsrelaties de best overeenkomende categorie uit de vijf jaar classificatie te kiezen (zie het overzicht in Tabel 20). 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).

*Tabel 20 Koppeling van de leeftijdscategorieën uit de dosis-responsrelaties met de categorieën uit de populatie-data.*

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

<sup>46</sup> <https://monitoringdesquartiers.brussels/>

<sup>47</sup> <https://bestat.statbel.fgov.be/bestat/crosstable.xhtml?view=7ef37f09-4a96-4c4c-8d90-350d3dafb4ac>



### *Prognoses bevolking BHG in 2030*

Voor het bevolkingsaantal van het BHG in 2030 gebruiken we een projectie van het Federaal Planbureau<sup>48</sup>. Over de periode 2020-2030 berekende het Planbureau een toename van 4,17 % van de bevolking. We veronderstellen dat de leeftijdsopbouw van de bevolking constant blijft, dit is een redelijke aanname omdat het Planbureau slechts een lichte stijging in de leeftijdscategorieën 0-29 jaar en +67 jaar verwacht, terwijl een licht daling in de leeftijdsgroep 30-66 jaar.

### **5.6. MORTALITEITSGEGEVENS**

Voor het berekenen van het attributief aantal vroegtijdige sterftes door blootstelling aan luchtverontreiniging, hebben we gegevens nodig over het totaal aantal sterfgevallen in het BHG. Cijfermateriaal over het sterfterisico van inwoners van het BHG per leeftijd is beschikbaar via Statbel<sup>49</sup>. We gebruiken data van het jaar 2018.

Voor het evalueren van de economische kost van sterfte voor levensverwachting, gebruiken we gegevens over de levensverwachting per leeftijdscategorie, deze data zijn raadpleegbaar op Statbel<sup>50</sup>.

In 2018 waren in het Brussels Gewest 8.413 sterfgevallen bij de bevolking ouder dan 30 jaar, het totaal aantal postneonatale overlijdens bedroeg 10.

### **5.7. 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 Brusselse totalen die gespreid worden over de statistische sectoren. De eerste paragraaf geeft een overzicht van de brongegevens voor de Brusselse totalen, in de tweede paragraaf beschrijven we de spreiding van de gegevens.

#### **5.7.1. BRONGEGEVENS VOOR BRUSSELSE 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 blootstelling-effectrelaties staan in Tabel 8, Tabel 9 en Tabel 10 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.

---

<sup>48</sup><https://www.plan.be/publications/publication-1752-nl-demografische+voorzichten+2017+2070+bevolking+en+huishoudens>

<sup>49</sup>[https://statbel.fgov.be/sites/default/files/files/documents/bevolking/5.4%20Sterfte%2C%20levensverwachting%20en%20doodsoorzaak%20n/5.4.3%20Sterftetafels%20en%20levensverwachting/BE\\_TM\\_Reg\\_NL.xls](https://statbel.fgov.be/sites/default/files/files/documents/bevolking/5.4%20Sterfte%2C%20levensverwachting%20en%20doodsoorzaak%20n/5.4.3%20Sterftetafels%20en%20levensverwachting/BE_TM_Reg_NL.xls)

<sup>50</sup><https://statbel.fgov.be/nl/themas/bevolking/sterfte-en-levensverwachting/sterftetafels-en-levensverwachting#figures>

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 11. Op basis hiervan werd 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 werd bepaald door doktersdiagnose, zelfdiagnose, ... worden in de berekeningen best incidentiecijfers gebruikt die bepaald zijn op basis van aantal huisartsenbezoeken. Dit type data kon in het kader van dit project niet bekomen worden voor de Brusselse bevolking.

Wel zijn er prevalentiecijfers voor bepaalde aandoeningen uit de Gezondheidsenquête uitgevoerd door Sciensano in 2018<sup>51</sup>, en dit voor de verschillende gewesten. De prevalentiedata zijn geldig voor de bevolking ouder dan 15 jaar. Deze data staan in Tabel 21 voor de relevante aandoeningen in kolommen 2 en 3, voor Brussel en Vlaanderen respectievelijk.

Voor Vlaanderen bevat de Intego databank<sup>52</sup> de registratie van huisartsenbezoeken voor een patiëntenpopulatie van 1,91 % van de Vlaamse bevolking. Het is mogelijk om vanaf deze databank incidentiecijfers op te vragen voor bepaalde aandoeningen per leeftijdscategorie, en dit t.o.v. de volledige praktijkpopulatie. Deze data staan voor de relevante aandoeningen in kolom 4 van Tabel 21.

Tabel 21 Bepaling van incidentiecijfers voor BHG voor bepaalde gezondheidseindpunten.

Gewest	prevalentie (%)		incidentie (%)	
	BHG	Vlaanderen	Vlaanderen	BHG
Leeftijdsgroep	>15 jaar		Leeftijdscategorie van kolom 1	
databron	Sciensano		Intego	berekend
hypertensie (vanaf 30 jaar)	13,12	17,95	1,11	0,81
diabetes (vanaf 30 jaar)	5,89	5,51	1,03	1,10
astma volwassenen (30-74 jaar)	7,07	4,55	0,58	0,90
astma kinderen (0-19 jaar)	7,07	4,55	0,73	1,14
chronische bronchitis of emfyseem (vanaf 20 jaar)	3,69	3,65	0,25	0,25
Parkinson (vanaf 30 jaar)	0,35	0,55	0,08	0,05

De incidentiecijfers voor het BHG werden berekend door de overeenkomstige incidentiecijfers voor Vlaanderen te vermenigvuldigen met de verhouding prevalentie BHG / prevalentie Vlaanderen. We veronderstellen hierbij dat de een hogere prevalentie ook een hogere incidentie inhoudt.

De incidentiecijfers in de Intego-databank zijn gecodeerd volgens de International Classification of Primary Care – 2nd edition of ICPC-2. Er werd een gemiddelde genomen voor de jaren 2013-2014-2015. De opgenomen ICPC-2 codes zijn samengevat in Tabel 11.

<sup>51</sup> [https://his.wiv-isp.be/nl/SitePages/Volledige\\_rapporten\\_2018.aspx](https://his.wiv-isp.be/nl/SitePages/Volledige_rapporten_2018.aspx)

<sup>52</sup> [www.intego.be](http://www.intego.be)

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 van de blootstelling-effectrelatie, 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”.

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 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 geselecteerde leeftijdscategorie volgens de blootstelling-effectrelatie;

$N_j$  is de bevolking van leeftijdsgroep  $j$  in Vlaanderen;

$N$  is de totale bevolking van Vlaanderen voor de bepaalde leeftijdscategorie geselecteerd volgens de blootstelling-effectrelatie;

$I_{i,j}$  is de incidentie van aandoening  $i$  in leeftijdsgroep  $j$ .

Voor het gezondheidseindpunt “bronchitis bij kinderen 5-14 jaar” werd het incidentiecijfer genomen uit Intego, zonder correctie voor Brussel vermits we geen verdere informatie hierover hebben.

De resulterende incidentiecijfers zijn samengevat in Tabel 11.

### → **Gezondheidseindpunten met ziekenhuisopname**

Voor de gezondheidseffecten waarvoor het risico werd bepaald door ziekenhuisopname, worden gegevens van de databank Minimale Ziekenhuis Gegevens<sup>53</sup> gebruikt. Data van ziekenhuisopnames van inwoners van BHG 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. We selecteerden enkel de aantallen als hoofddiagnose om dubbeltellingen te vermijden.

---

<sup>53</sup><https://www.health.belgium.be/nl/gezondheid/organisatie-van-de-gezondheidszorg/ziekenhuizen/registratiesystemen/mzg>

De Minimale Ziekenhuis Gegevens geven het aantal opnames per leeftijdsgroep van vijf jaar. Om de leeftijdsgewogen kans van opname voor 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:

$$R_i = \sum_j \frac{N_j}{N} \cdot A_{i,j}$$

Waarbij:

$R_i$  is het aantal hospitalisaties voor een aandoening  $i$  binnen een bepaalde leeftijdscategorie geselecteerd op basis van de blootstelling-effectrelatie;

$N_j$  is de bevolking van leeftijdsgroep  $j$  in Vlaanderen;

$N$  is de totale bevolking van Vlaanderen voor de bepaalde leeftijdscategorie geselecteerd volgens de blootstelling-effectrelatie;

$A_{i,j}$  is het aantal hospitalisaties voor een aandoening  $i$  in leeftijdsgroep  $j$ .

We merken op dat voor de gezondheidseindpunten “ziekenhuisopname voor cardiovasculaire aandoeningen” en “ziekenhuisopname door respiratoire aandoeningen” door kortetermijnblootstelling aan  $PM_{2.5}$  de gezondheidseffecten die reeds door langetermijnblootstelling zijn opgenomen, hierbij niet weerhouden werden. Zo werden volgende ICD-codes gebruikt voor:

- Cardiovasculaire aandoeningen: I00-I99, behalve I50 (40-80 jaar) en I21, I22, I60-I63 (vanaf 20 jaar);
- respiratoire aandoeningen: J00-J99, behalve J09-J22 (0-4 jaar) en J44 (vanaf 20 jaar).

We merken hierbij op dat we de gepubliceerde blootstelling-effectrelatie toepassen op een subset van het aantal ziekenhuisopnames, waarvoor de blootstelling-effectrelatie werd afgeleid.

De resulterende hospitalisatiecijfers zijn samengevat in Tabel 11.

#### → Perinatale gegevens

Perinatale gegevens werden bekomen via Observatorium voor Gezondheid en Welzijn van Brussel-Hoofdstad<sup>54</sup>. We gebruikten gegevens over Brusselse geboorten voor 2017, het meest recente jaar waarvoor gegevens beschikbaar zijn:

- Aandeel geboorten met laag geboortegewicht (<2.500 g) voor zwangerschapsduur  $\geq$  37 weken: 2,21 % van totaalaantal geboorten;
- Aandeel preterme geboorten met zwangerschapsduur < 37 weken: 6,97 % van totaalaantal geboorten

<sup>54</sup><https://www.ccc-ggc.brussels/nl/observatbru/observatorium-voor-gezondheid-en-welzijn-van-brussel-hoofdstad/indicatoren>

### → Longkanker

De incidentie van longkanker werd bepaald aan hand van gegevens van het Belgian Cancer Registry<sup>55</sup>. We gebruikten gegevens over Brusselse inwoners voor het jaar 2016.

### → Dagen met astmasymptomen bij astmatische kinderen

We veronderstellen dat 7,07 % van de kinderen tussen 0-19 jaar in het BHG astma hebben, dit is het cijfer uit de Gezondheidsenquête van Sciensano<sup>56</sup>. De incidentie van een dag met astmasymptomen bij astmatische kinderen wordt geschat op 9 % (ARCADIS, 2009).

### → Duurtijd van aandoeningen

Om voor elk gezondheidseindpunt de jaarlijkse kost te bepalen, is er informatie nodig over de duurtijd van de aandoening.

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 geselecteerd op basis van de blootstelling-effectrelatie;

$N_j$  is de bevolking van leeftijdsgroep  $j$  in Brussel;

$N$  is de totale bevolking van Brussel voor de bepaalde leeftijdscategorie geselecteerd op basis van de blootstelling-effectrelatie;

$I_{i,j}$  is de incidentie van aandoening  $i$  in leeftijdsgroep  $j$ ;

$L_j$  is de gemiddelde levensverwachting van leeftijdsgroep  $j$ .

---

<sup>55</sup> <https://kankerregister.org/>

<sup>56</sup> <https://his.wiv-isp.be/nl/SitePages/Introductiepagina.aspx>

**5.7.2. VERWERKING**

De Brusselse totale prevalentie- en incidentiecijfers worden gespreid over de statistische sectoren op basis van de populatiedata. Hierbij wordt rekening gehouden met de relevante bevolkingsgroep. De spreiding neemt simpelweg het totaal aantal gevallen in Brussels Hoofdstedelijk Gewest (bv. 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 Brusselse 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.

## HOOFDSTUK 6. RESULTATEN: GEZONDHEIDSIMPACT VAN DE BEVOLKING VAN HET BHG

---

*In dit hoofdstuk beschrijven we de resultaten van de gezondheidsimpact voor de verschillende scenario's.*

### 6.1. BLOOTSTELLINGSANALYSE

De blootstellingsanalyse werd uitgevoerd op het niveau van de statistische sector. Per statistische sector werd voor de verschillende polluenten een bevolkingsgewogen blootstelling bepaald, zoals beschreven in sectie 4.2. Deze waarden werden gebruikt in de gezondheidsberekeningen voor het bepalen van het attributief aantal gevallen. Om GDPR-redenen kunnen we deze resultaten niet per statistische sector publiceren.

We geven een beknopt overzicht van de wettelijke kaders (sectie 6.1.1). We bespreken de resultaten op het niveau van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest (sectie 6.1.3). In 6.1.2 geven we achtergrondinformatie nodig voor de interpretatie van de gegevens. We tonen ook de resultaten op het gemeentelijk niveau (sectie 6.1.4).

#### 6.1.1. REGELGEVING

Om de bevolking te beschermen tegen de gezondheidseffecten van luchtpollutie heeft de Europese Commissie in verschillende richtlijnen grenswaarden gedefinieerd. Bij het opstellen ervan wordt rekening gehouden met gezondheidkundige aspecten maar ook met de haalbaarheid ervan of economische belangen. De richtlijnen zijn wettelijk bindend, bij overschrijding moeten landen of regio's actieplannen opstellen die garanderen dat de grenswaarden in de toekomst gehaald worden. De WGO formuleert advieswaarden voor verschillende polluenten, de WGO baseert zich hierbij enkel op gezondheidsstudies. Deze WGO-adviezen zijn niet wettelijk bindend. Het Vlaams Agentschap Zorg en Gezondheid stelt voor verschillende polluenten gezondheidkundige advieswaarden (GAW) op. De gezondheidkundige advieswaarde (GAW) van  $20\mu\text{g}/\text{m}^3$  voor jaargemiddelde blootstelling aan  $\text{NO}_2$  wordt eveneens gehanteerd door ANSES (Frankrijk) en Health Canada, en wordt toegepast in het MER-richtlijnenboek Mens-Gezondheid.

Tabel 22 geeft een samenvatting van de Europese grenswaarden en advieswaarden van de WGO, voor de polluenten fijn stof ( $\text{PM}_{10}$  en fijne fractie  $\text{PM}_{2,5}$ ), ozon ( $\text{O}_3$ ) en stikstofdioxide ( $\text{NO}_2$ ). We tonen hier enkel de grens- en advieswaarden gebaseerd op jaargemiddelde blootstelling.

Tabel 22 Overzicht van grens- en advieswaarden voor PM<sub>2,5</sub>, O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub> en PM<sub>10</sub>.

Polluent	Middelingsstijd	Concentratie (µg/m <sup>3</sup> )	Organisatie	Onderwerp
PM <sub>2,5</sub>	Jaargemiddelde	25	EU	Grenswaarde
	Jaargemiddelde	10	WGO	Advieswaarde
	Jaargemiddelde	10	Vlaams Agentschap Zorg en Gezondheid (AZG)	Gezondheidskundige advieswaarde (GAW)
NO <sub>2</sub>	Jaargemiddelde	40	EU	Grenswaarde
	Jaargemiddelde	40	WGO	Advieswaarde
	Jaargemiddelde	20	AZG	GAW
PM <sub>10</sub>	Jaargemiddelde	40	EU	Grenswaarde
	Jaargemiddelde	20	WGO	Advieswaarde
	Jaargemiddelde	20	AZG	GAW

We merken hierbij op dat recente resultaten van het ELAPSE-project (Effects of low-level air pollution)<sup>57</sup> aantonen dat ook bij lage concentratieniveaus, beneden de gezondheidskundige advieswaarden, gezondheidseffecten blijven optreden. Voorlopige resultaten van de gepoolde analyse van verschillende Europese cohortestudies toont dit aan voor PM<sub>2,5</sub>-concentraties onder 10 µg/m<sup>3</sup> en voor NO<sub>2</sub>-concentraties onder 20 µg/m<sup>3</sup>. De resultaten worden bevestigd door recent Canadees onderzoek<sup>58</sup>. Deze studies zullen waarschijnlijk dienen om bij een update de grens- en advieswaarden scherper bij te stellen.

Voor de pollutant roet (onder de vorm van elementair koolstof (EC) of zwarte koolstof (BC)) bestaan er geen advieswaarden, noch wettelijke normen. Het selecteren van de pollutanten en de advies- en grenswaarden ervan, is gebaseerd op vooruitschrijdend wetenschappelijk onderzoek en wordt regelmatig geüpdatet.

### 6.1.2. ACHTERGRONDINFORMATIE BIJ INTERPRETATIE

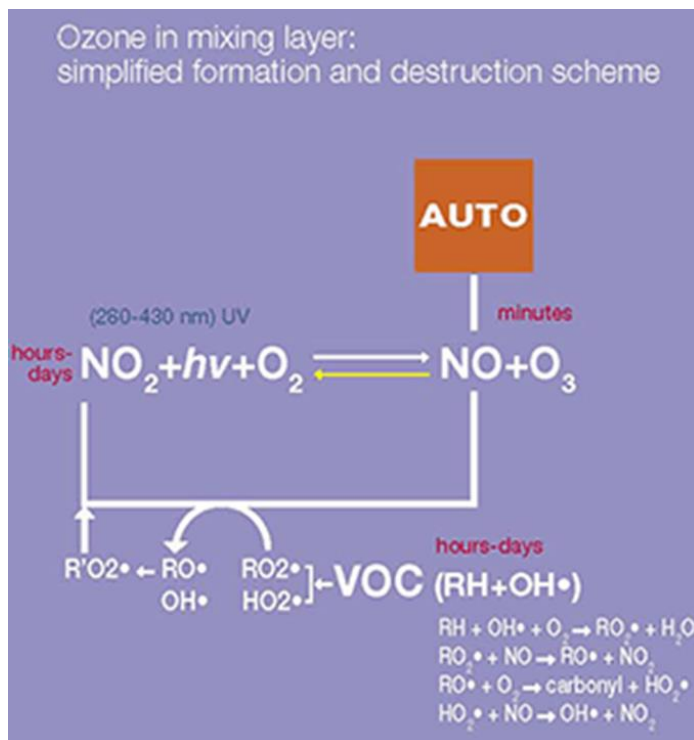
#### → Vorming en afbraak van ozon

De pollutant ozon (O<sub>3</sub>) wordt niet rechtstreeks uitgestoten, Figuur 10 toont een schema van de chemische reacties voor opbouw en afbraak van ozon. Ozon wordt gevormd uit een chemische reactie van NO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> en vluchtige organische koolwaterstoffen onder invloed van temperatuur en zonlicht (dus hogere concentraties op warme en zonnige dagen). Tegelijkertijd wordt ozon afgebroken door een chemische reactie met NO, hierbij ontstaat opnieuw NO<sub>2</sub>. De mate van ozonvorming en -afbraak bepaalt de ozonconcentraties.

<sup>57</sup> <https://www.healtheffects.org/sites/default/files/Hoek-low-levels-elapse-brussels-2020.pdf>

<sup>58</sup> [https://www.healtheffects.org/sites/default/files/Brauer-MAPLE-brussels-2020\\_0.pdf](https://www.healtheffects.org/sites/default/files/Brauer-MAPLE-brussels-2020_0.pdf)





Figuur 10 Schematische voorstelling van  $\text{O}_3$ -chemie.

De levensduur van NO is zeer kort (ordegrootte minuten), hierdoor wordt vooral ozon afgebroken op plaatsen waar veel NO uitgestoten wordt (bv. stedelijke omgeving). Tijdens deze reactie wordt  $\text{NO}_2$  gevormd dat een langere levensduur heeft, hierdoor kan het over langere afstanden getransporteerd worden om dan ozon te vormen op verder afgelegen plaatsen. Hierdoor zijn de ozonconcentraties over het algemeen hoger in landelijke gebieden dan in een stedelijke omgeving met veel bronnen van  $\text{NO}_x$ .

#### → Verschillen tussen $\text{NO}_2$ - en fijnstofconcentraties

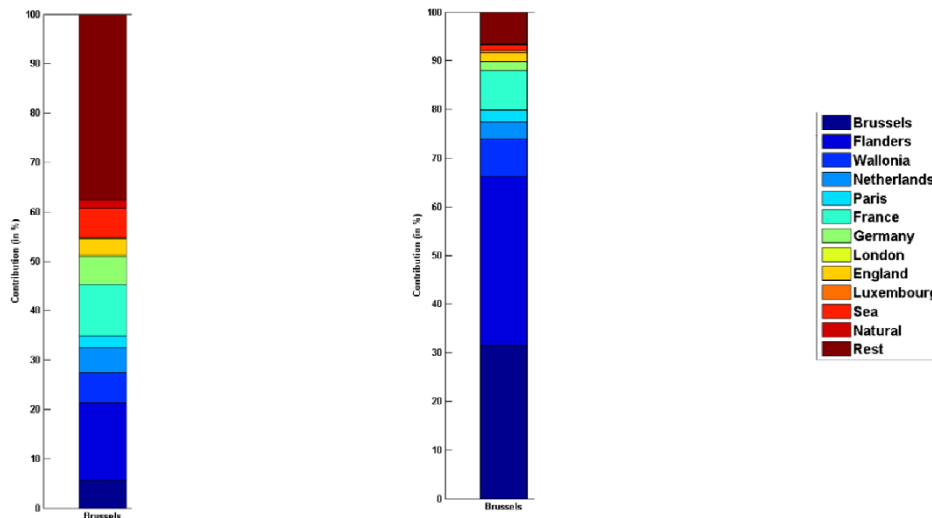
Zoals hierboven reeds besproken en uit Tabel 23 blijkt dat de afname van de bevolkingsgewogen pollutentconcentratieniveaus niet op dezelfde manier verloopt voor de verschillende pollutenten. In de mobiliteitsscenario's worden vooral de lokale verkeersemissies teruggedrongen. Zoals reeds getoond in sectie 5.2.4 is de verkeersbijdrage van lokale  $\text{NO}_x$ -emissies in het referentiescenario veel hoger dan deze van  $\text{PM}_{2,5}$ -emissies. Een afname in verkeersemissies weegt bijgevolg harder door in  $\text{NO}_2$ -concentratiekaarten dan in  $\text{PM}_{2,5}$ -concentratiekaarten.

Maar er is nog een tweede reden waarom er een verschil is in de afname van concentratieniveaus voor verschillende pollutenten. De concentratieniveaus op een bepaalde plaats worden niet enkel bepaald door de lokale emissies, er is ook een bijdrage van de zogenaamde achtergrondconcentratie die veroorzaakt wordt door verder afgelegen emissiebronnen.

In het (Joaquin, 2015)-project werden zogenaamde "brontoewijzing" berekeningen uitgevoerd om na te gaan in welke mate regio's of landen bijdragen aan de concentraties van luchtverontreinigende stoffen in een bepaald gebied. Deze berekeningen werden voor Brussel uitgevoerd voor het jaar 2009 voor de pollutenten  $\text{PM}_{2,5}$  en elementair koolstof (EC), de resultaten zijn voorgesteld in Figuur 11.

Voor elementair koolstof dragen de lokale emissies in Brussel in belangrijke mate (20 %) bij tot de concentraties ervan. Emissies die plaatsvinden in Vlaanderen en Wallonië leveren een bijdrage tot 50 % aan de concentraties in Brussel. In tegenstelling tot EC dragen voor  $PM_{2,5}$  de lokale emissies in het gebied zelf slechts in geringe mate (~5 %) bij aan de  $PM_{2,5}$ -concentratie.

Net als elementair koolstof is  $NO_2$  een pollutant waarvoor de concentratieniveaus vooral bepaald worden door lokale emissies. Dit verklaart de grotere daling in concentraties van  $NO_2$  en BC zoals getoond in Tabel 23.



Figuur 11 Bijdrage (in %) van emissies in verschillende landen/regio's tot de concentraties in Brussel voor  $PM_{2,5}$  (links) en elementair koolstof (rechts).

### 6.1.3. BLOOTSTELLINGSANALYSE VOOR BRUSSELS HOOFDSTEDELIJK GEWEST

We bespreken hier de jaargemiddelde blootstelling van de bevolking op het niveau van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest.

#### → Jaargemiddelde bevolkingsgewogen blootstelling

Tabel 23 geeft voor de verschillende scenario's de jaargemiddelde concentraties weer waaraan de bevolking is blootgesteld. Bij de berekening ervan wordt rekening gehouden met de concentratieniveaus en bevolkingsaantallen per statistische sector, zoals vermeld in sectie 4.2.

Tabel 23 Overzicht van de jaargemiddelde bevolkingsgewogen blootstelling voor de bevolking van het BHG voor verschillende pollutanten, voor verschillende scenario's.

	$PM_{2,5}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	$PM_{10}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	BC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	$NO_2$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	$O_3$ SOMO35 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{dagen}$ )
REF	14,16	21,72	1,65	31,24	1.732
BAU	10,29	15,94	0,12	18,04	1.285
GM	9,55	14,68	0,11	15,11	1.176
TB	9,49	14,62	0,08	13,38	1.271
TB+	9,48	14,61	0,08	12,84	1.320

Tabel 24 geeft voor de scenario's GM, TB en TB+ de verandering van de jaargemiddelde blootstelling t.o.v. het BAU-scenario weer.

Tabel 24 Verandering (in %) van de jaargemiddelde blootstelling van de inwoners van het BHG aan verschillende polluenten, relatief t.o.v. BAU-scenario.

	PM <sub>2,5</sub>	PM <sub>10</sub>	BC	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub> SOMO35
GM t.o.v. BAU	-7,2%	-7,9%	-11,2%	-16,2%	-8,5%
TB t.o.v. BAU	-7,8%	-8,3%	-32,2%	-25,8%	-1,1%
TB+ t.o.v. BAU	-7,9%	-8,3%	-36,3%	-28,8%	2,7%

De grootste daling in de jaargemiddelde blootstelling treedt op doorheen de tijd bij de overgang van het referentiescenario (situatie 2015) naar het BAU-scenario (situatie 2030).

Indien we de bijkomende mobiliteitsmaatregelen voor 2030 vergelijken met het BAU-scenario treedt een verdere daling van de blootstelling op. Voor fijn stof (zowel PM<sub>2,5</sub> als PM<sub>10</sub>) bedraagt de afname in alle verdere scenario's ongeveer 8 % relatief t.o.v. het BAU-scenario. Voor NO<sub>2</sub> zijn de afnames 16 %, 26 % en 29 %, voor GM, TB en TB+. Voor zwarte koolstof zijn de afnames 11 %, 32 %, 36 %, voor GM, TB en TB+.

Voor ozon bekomen we de laagste concentratieniveaus in het GM-scenario, terwijl in de TB- en TB+-scenario's de concentraties opnieuw hoger liggen. Dit heeft te maken met de chemische reacties die de opbouw en afbraak van ozon beschrijven, zoals verder besproken in 6.1.2.

Vergelijking van de resultaten van Tabel 23 laat zien dat voor PM<sub>2,5</sub> de jaargemiddelde bevolkingsgewogen blootstelling voor 2030 in het BAU-scenario net boven de gezondheidkundige advieswaarde van 10 µg/m<sup>3</sup> ligt en voor de overige scenario's net eronder. Voor PM<sub>10</sub> voldoet de jaargemiddelde bevolkingsgewogen blootstelling voor alle scenario's aan de gezondheidkundige advieswaarde van 20 µg/m<sup>3</sup>. Voor NO<sub>2</sub> voldoet de jaargemiddelde bevolkingsgewogen blootstelling voor alle scenario's aan de gezondheidkundige advieswaarde van 20 µg/m<sup>3</sup>.

In de verschillende scenario's voor 2030 liggen de blootstellingscijfers voor O<sub>3</sub> lager dan in het referentiescenario voor 2015, waarbij de blootstelling aan ozon een minimum bereiken in het Good Move-scenario, hierbij is de verhouding afbraak/aanmaak van ozon maximaal. In de Thermic Ban-scenario's is er een verhoging van de ozonconcentraties, vermoedelijk door het verlagen van de NO-emissies kan het gevormde ozon minder afgebroken worden, terwijl er in de lucht nog voldoende precursoren (NO<sub>2</sub> en vluchtige organische koolwaterstoffen) aanwezig zijn om ozon te vormen.

Vanuit gezondheidkundig standpunt is de impact van fijn stof, roet en NOx verscheidene malen groter dan deze van ozon (zie verder sectie 6.2).

#### → Jaargemiddelde blootstelling: blootstellingsklassen

In deze blootstellingsberekeningen starten we van de jaargemiddelde concentratiewaarden voor elk adrespunt van de bevolkingsgegevens. Om privacy-redenen (GDPR-wetgeving) kunnen deze data niet getoond worden. Wel kunnen we op het niveau van het BHG aangeven hoeveel mensen woonachtig zijn binnen een bepaald concentratiebereik. We maken deze analyse voor de verschillende polluenten.

Tabel 25 toont de verdeling van de inwoners van het BHG voor de jaargemiddelde NO<sub>2</sub>-concentratie op het thuisadres voor verschillende concentratieklassen.

Tabel 25 Aantal blootgestelden voor NO<sub>2</sub> jaargemiddelde concentratieklassen, voor de verschillende scenario's.

Concentratie NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	REF	BAU	GM	TB	TB+
]6 - 8]	0 (0 %)	404 (0,03 %)	2.599 (0,22 %)	8.148 (0,69 %)	11.132 (0,94 %)
]8 - 10]	0 (0 %)	5.208 (0,44 %)	24.291 (2,05 %)	55.158 (4,66 %)	70.473 (5,96 %)
]10 - 12]	0 (0 %)	28.280 (2,39 %)	85.404 (7,22 %)	214.528 (18,13 %)	286.867 (24,24 %)
]12 - 14]	29 (0 %)	73.194 (6,19 %)	251.706 (21,27 %)	415.658 (35,12 %)	455.971 (38,53 %)
]14 - 16]	1.250 (0,11 %)	166.093 (14,04 %)	360.919 (30,5 %)	391.261 (33,06 %)	312.506 (26,41 %)
]16 - 18]	3.597 (0,3 %)	296.108 (25,02 %)	353.759 (29,89 %)	98.425 (8,32 %)	46.441 (3,92 %)
]18 - 20]	12.052 (1,02 %)	306.299 (25,88 %)	94.343 (7,97 %)	212 (0,02 %)	0 (0 %)
]20 - 22]	26.014 (2,2 %)	229.251 (19,37 %)	80.12 (0,68 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]22 - 24]	42.354 (3,58 %)	57.062 (4,82 %)	1.725 (0,15 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]24 - 26]	72.681 (6,14 %)	14.086 (1,19 %)	399 (0,03 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]26 - 28]	139.055 (11,75 %)	3.738 (0,32 %)	159 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]28 - 30]	177.973 (15,04 %)	2.185 (0,18 %)	6 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]30 - 32]	184.475 (15,59 %)	550 (0,05 %)	68 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]32 - 34]	206.860 (17,48 %)	318 (0,03 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]34 - 36]	146.030 (12,34 %)	215 (0,02 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]36 - 38]	81.030 (6,85 %)	225 (0,02 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]38 - 40]	38.973 (3,29 %)	87 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
> 40	51.017 (4,31 %)	87 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

In het referentiescenario is het merendeel van de Brusselse bevolking blootgesteld aan een concentratieniveau van meer dan 20 µg/m<sup>3</sup> NO<sub>2</sub> op het thuisadres, dit is de gezondheidkundige advieswaarde. Meer dan 4 % van de Brusselse bevolking is blootgesteld aan een jaargemiddelde NO<sub>2</sub>-concentratie van meer dan 40 µg/m<sup>3</sup>. In de verschillende scenario's voor 2030 daalt de blootstelling op het thuisadres. In het BAU-scenario is nog ongeveer 26 % blootgesteld aan een NO<sub>2</sub>-concentratie van meer dan 20 µg/m<sup>3</sup>. In het Good Move-scenario daalt dit tot 0,9 %. In beide Thermic-Ban scenario's zijn er geen inwoners meer blootgesteld aan een waarde hoger dan 20 µg/m<sup>3</sup>. Zoals vermeld in sectie 6.1.1 treden ook gezondheidseffecten op beneden de advies- en grenswaarden, het is dus van groot belang om de algemene blootstelling zo laag mogelijk te houden. Dit wordt gerealiseerd in de Thermic-Ban scenario's.

Tabel 26 toont de verdeling van de inwoners van het BHG voor de jaargemiddelde PM<sub>2,5</sub>-concentratie op het thuisadres voor verschillende concentratieklassen.

 Tabel 26 Aantal blootgestelden voor PM<sub>2,5</sub> jaargemiddelde concentratieklassen, voor de verschillende scenario's.

Concentratie PM <sub>2,5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	REF	BAU	GM	TB	TB+
]7 - 8]	0 (0 %)	1.076 (0,09 %)	9.714 (0,82 %)	11.016 (0,93 %)	11.167 (0,94 %)
]8 - 9]	0 (0 %)	28.422 (2,4 %)	86.065 (7,27 %)	91.580 (7,74 %)	92.978 (7,86 %)
]9 - 10]	0 (0 %)	188.398 (15,92 %)	987.946 (83,48 %)	103.3980 (87,37 %)	1.038.394 (87,75 %)
]10 - 11]	1.177 (0,1 %)	942.687 (79,66 %)	99.070 (8,37 %)	46.740 (3,95 %)	40.777 (3,45 %)
]11 - 12]	13.412 (1,13 %)	21.902 (1,85 %)	595 (0,05 %)	74 (0,01 %)	74 (0,01 %)
]12 - 13]	49.377 (4,17 %)	818 (0,07 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]13 - 14]	332.755 (28,12 %)	87 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]14 - 15]	724.905 (61,26 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]15 - 16]	57.450 (4,85 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]16 - 17]	3.368 (0,28 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]17 - 18]	492 (0,04 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]18 - 19]	383 (0,03 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]19 - 20]	71 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

In het referentiescenario is de volledige Brusselse bevolking blootgesteld aan een concentratieniveau van meer dan  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{2,5}$  op het thuisadres, dit is de WGO-advieswaarde en de gezondheidskundige advieswaarde. In de verschillende scenario's voor 2030 daalt de blootstelling op het thuisadres. In het BAU-scenario is nog ongeveer 82 % blootgesteld aan een  $\text{PM}_{2,5}$ -concentratie van meer dan  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . In het Good Move-scenario daalt dit tot 8 %. In beide Thermic-Ban scenario's zijn 3-4 % van de inwoners blootgesteld aan een waarde hoger dan  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Zoals vermeld in sectie 6.1.1 treden ook gezondheidseffecten op beneden de advies- en grenswaarden, het is dus van groot belang om de algemene blootstelling zo laag mogelijk te houden. Dit wordt gerealiseerd in de Thermic-Ban scenario's.

Tabel 27 toont de verdeling van de inwoners van het BHG voor de jaargemiddelde  $\text{PM}_{10}$ -concentratie op het thuisadres voor verschillende concentratieklassen.

Tabel 27 Aantal blootgestelden voor  $\text{PM}_{10}$  jaargemiddelde concentratieklassen, voor de verschillende scenario's.

Concentratie $\text{PM}_{10}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	REF	BAU	GM	TB	TB+
]10 - 11]	0 (0 %)	0 (0 %)	946 (0,08 %)	1.039 (0,09 %)	1.048 (0,09 %)
]11 - 12]	0 (0 %)	1490 (0,13 %)	12.331 (1,04 %)	13.031 (1,1 %)	13.086 (1,11 %)
]12 - 13]	0 (0 %)	12403 (1,05 %)	42.522 (3,59 %)	44.554 (3,76 %)	44.997 (3,8 %)
]13 - 14]	0 (0 %)	38069 (3,22 %)	110.006 (9,3 %)	117.358 (9,92 %)	118.776 (10,04 %)
]14 - 15]	0 (0 %)	90743 (7,67 %)	545.693 (46,11 %)	587.356 (49,63 %)	595.964 (50,36 %)
]15 - 16]	595 (0,05 %)	383916 (32,44 %)	464.226 (39,23 %)	415.647 (35,12 %)	405.526 (34,27 %)
]16 - 17]	4.945 (0,42 %)	605910 (51,2 %)	7.071 (0,6 %)	4.269 (0,36 %)	3.860 (0,33 %)
]17 - 18]	13.217 (1,12 %)	47833 (4,04 %)	523 (0,04 %)	100 (0,01 %)	133 (0,01 %)
]18 - 19]	27.867 (2,35 %)	2386 (0,2 %)	72 (0,01 %)	36 (0 %)	0 (0 %)
]19 - 20]	51.962 (4,39 %)	456 (0,04 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]20 - 21]	121.954 (10,31 %)	115 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]21 - 22]	407.330 (34,42 %)	69 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]22 - 23]	462.348 (39,07 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]23 - 24]	84.927 (7,18 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]24 - 25]	6.417 (0,54 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]25 - 26]	1143 (0,1 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]26 - 27]	295 (0,02 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]27 - 28]	303 (0,03 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]28 - 29]	86 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

In het referentiescenario is 92 % van de Brusselse bevolking blootgesteld aan een concentratieniveau van meer dan  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{10}$  op het thuisadres, dit is de WGO-advieswaarde en de gezondheidskundige advieswaarde. In de verschillende scenario's voor 2030 daalt de blootstelling op het thuisadres. In het BAU-scenario is 0,02 % blootgesteld aan een  $\text{PM}_{10}$ -concentratie van meer dan  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . In de Good Move- en Thermic Ban scenario's is niemand blootgesteld aan een waarde hoger dan  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Tabel 28 toont de verdeling van de inwoners van het BHG voor de jaargemiddelde BC-concentratie op het thuisadres voor verschillende concentratieklassen.

Tabel 28 Aantal blootgestelden voor BC-jaargemiddelde concentratieklassen, voor de verschillende scenario's. Bemerkt de verschillende schaal gebruikt voor het referentiescenario en de overige scenario's.

Concentratie BC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	REF	Concentratie BC ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	BAU	GM	TB	TB+
]0,84 - 1]	5.257 (0,44 %)	]0,04 - 0,06]	0 (0 %)	905 (0,08 %)	21.378 (1,81 %)	49.851 (4,21 %)
]1,00 - 1,20]	50.248 (4,25 %)	]0,06 - 0,08]	20.893 (1,77 %)	6.3486 (5,36 %)	404.375 (34,17 %)	557.487 (47,11 %)
]1,20 - 1,40]	119.648 (10,11 %)	]0,08 - 0,1]	141.034 (11,92 %)	286.830 (24,24 %)	731.025 (61,77 %)	576.052 (48,68 %)
]1,40 - 1,60]	285.170 (24,1 %)	]0,1 - 0,12]	386.813 (32,69 %)	584.404 (49,38 %)	26.612 (2,25 %)	0 (0 %)
]1,60 - 1,80]	385.894 (32,61 %)	]0,12 - 0,14]	458.015 (38,7 %)	201.965 (17,07 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]1,80 - 2,00]	271.491 (22,94 %)	]0,14 - 0,16]	125.432 (10,6 %)	31.743 (2,68 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]2,00 - 2,20]	50.377 (4,26 %)	]0,16 - 0,18]	28.744 (2,43 %)	9.145 (0,77 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]2,20 - 2,40]	9.504 (0,8 %)	]0,18 - 0,2]	13.221 (1,12 %)	2.957 (0,25 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]2,40 - 2,60]	3.494 (0,3 %)	]0,2 - 0,22]	4.914 (0,42 %)	910 (0,08 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]2,60 - 2,80]	1.129 (0,1 %)	]0,22 - 0,24]	1.840 (0,16 %)	328 (0,03 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]2,80 - 3,00]	480 (0,04 %)	]0,24 - 0,26]	1.057 (0,09 %)	236 (0,02 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]3,00 - 3,20]	191 (0,02 %)	]0,26 - 0,28]	416 (0,04 %)	252 (0,02 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]3,20 - 3,40]	195 (0,02 %)	]0,28 - 0,3]	232 (0,02 %)	142 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]3,40 - 3,60]	222 (0,02 %)	]0,3 - 0,32]	239 (0,02 %)	18 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]3,60 - 3,80]	16 (0 %)	]0,32 - 0,34]	197 (0,02 %)	69 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
]3,80 - 3,94]	73 (0,01 %)	]0,34 - 0,36]	127 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		]0,36 - 0,38]	29 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		]0,38 - 0,4]	113 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		]0,4 - 0,42]	5 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)
		]0,42 - 0,44]	69 (0,01 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

In het referentiescenario variëren de jaargemiddelde concentraties voor zwarte koolstof (BC) tussen 1 en 4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  op het thuisadres. Deze waarden zakken drastisch in alle scenario's voor 2030: de maximale jaargemiddelde blootstelling is 0,44  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Zoals vermeld in sectie 6.1.1 bestaat er geen wettelijke norm om de blootstellingswaarden met te vergelijken, maar zoals steeds betekent lagere blootstelling minder gezondheidseffecten. In beide Thermic Ban scenario's bedraagt de maximale waarde waaraan de bevolking is blootgesteld 0,12  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . In het BAU- en GM-scenario was nog 54 % en 20 %, respectievelijk, blootgesteld aan hogere waarden dan 0,12  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Tabel 29 toont de verdeling van de inwoners van het BHG voor de SOMO35-indicator op het thuisadres voor verschillende concentratieklassen.

Tabel 29 Aantal blootgestelden voor verschillende SOMO35 concentratieklassen, voor de verschillende scenario's.

SOMO35 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .dagen)	REF	BAU	GM	TB	TB+
]1,0 - 2,0]	1.356 (0,11 %)	1.643 (0,14 %)	1.263 (0,11 %)	1.213 (0,1 %)	1.192 (0,1 %)
]2 - 2,2]	64 (0,01 %)	261 (0,02 %)	284 (0,02 %)	126 (0,01 %)	123 (0,01 %)
]2,2 - 2,4]	90 (0,01 %)	985 (0,08 %)	5.865 (0,49 %)	120 (0,01 %)	93 (0,01 %)
]2,4 - 2,6]	130 (0,01 %)	16.004 (1,35 %)	55.836 (4,71 %)	12.250 (1,03 %)	533 (0,04 %)
]2,6 - 2,8]	212 (0,02 %)	53.876 (4,54 %)	81.633 (6,88 %)	41.750 (3,52 %)	35.979 (3,03 %)
]2,8 - 3]	386 (0,03 %)	71.843 (6,05 %)	150.050 (12,65 %)	44.971 (3,79 %)	31.780 (2,68 %)
]3 - 3,2]	5.114 (0,43 %)	122.938 (10,36 %)	265.362 (22,37 %)	121.790 (10,27 %)	72.205 (6,09 %)
]3,2 - 3,4]	16.871 (1,42 %)	142.574 (12,02 %)	295.406 (24,9 %)	217.574 (18,34 %)	119.447 (10,07 %)
]3,4 - 3,6]	42.049 (3,54 %)	265.185 (22,35 %)	187.605 (15,82 %)	328.036 (27,66 %)	265.566 (22,39 %)
]3,6 - 3,8]	37.788 (3,18 %)	241.433 (20,35 %)	75.334 (6,35 %)	250.833 (21,15 %)	322.687 (27,2 %)
]3,8 - 4]	69.366 (5,84 %)	143.111 (12,06 %)	33.879 (2,86 %)	92.034 (7,76 %)	213.979 (18,04 %)
]4 - 4,2]	83.333 (7,02 %)	62.919 (5,3 %)	18.338 (1,55 %)	40.926 (3,45 %)	72.410 (6,1 %)
]4,2 - 4,4]	90.923 (7,66 %)	29.898 (2,52 %)	8.681 (0,73 %)	20.854 (1,76 %)	30.535 (2,57 %)
]4,4 - 4,6]	111.407 (9,39 %)	17.292 (1,46 %)	4.105 (0,35 %)	7.310 (0,62 %)	11.214 (0,95 %)
]4,6 - 4,8]	168.779 (14,22 %)	9.487 (0,8 %)	2.216 (0,19 %)	4.930 (0,42 %)	6.201 (0,52 %)
]4,8 - 5]	188.183 (15,85 %)	4.080 (0,34 %)	289 (0,02 %)	1.394 (0,12 %)	2.138 (0,18 %)
]5 - 5,2]	121.031 (10,2 %)	2.413 (0,2 %)	0 (0 %)	57 (0 %)	104 (0,01 %)
]5,2 - 8,2]	249.980 (21,06 %)	672 (0,06 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0 (0 %)

Zoals hierboven reeds besproken wordt het minimum in  $\text{O}_3$ -blootstelling bereikt in het Good Move-scenario.

#### 6.1.4. BLOOTSTELLINGSANALYSE OP NIVEAU VAN BRUSSELSE GEMEENTEN

De blootstelling op gemeentelijk niveau wordt voor de verschillende scenario's voorgesteld in Annex A. Er zijn verschillen in de bevolkingsgewogen concentraties tussen de verschillende gemeenten. Deze waarden worden beïnvloed door lokale emissiebronnen, verkeer (bv. aantal voertuigen, snelheidsbeperkingen, doorstroming van verkeer, ...), alsook de ruimtelijke structuur (bv. bebouwing met/zonder street canyons, aanwezigheid park, ...) De analyse van de intergemeentelijke verschillen behoort niet tot de taken van het huidige project.

#### 6.1.5. CONCLUSIE BLOOTSTELLINGSANALYSE

De vier scenario's voor het jaar 2030 duiden op een verbetering van de luchtkwaliteit t.o.v. het jaar 2015: voor alle beschouwde pollutanten (fijn stof  $\text{PM}_{2,5}$  en  $\text{PM}_{10}$ , roet, stikstofdioxide en ozon) wordt de Brusselse bevolking blootgesteld aan lagere concentraties. Dit heeft te maken met dalende emissies voor bijna alle emissiesectoren door de algemeen lopende transitie naar een duurzamer energiesysteem.



In het BAU-scenario ligt voor PM<sub>2,5</sub> de jaargemiddelde bevolkingsgewogen blootstelling net boven de gezondheidkundige advieswaarde van 10 µg/m<sup>3</sup>, voor de overige scenario's waarin de extra mobiliteitsmaatregelen zijn opgenomen daalt de waarde tot ongeveer 9,5 µg/m<sup>3</sup>. Indien we kijken naar de individuele blootstelling van de mensen woonachtig in het BHG, stellen we vast dat beide Thermic Ban-scenario's best scoren, slechts 3-4 % van de inwoners is blootgesteld aan een PM<sub>2,5</sub>-concentratie hoger dan 10 µg/m<sup>3</sup>.

Voor PM<sub>10</sub> voldoet de jaargemiddelde bevolkingsgewogen blootstelling voor alle scenario's aan de gezondheidkundige advieswaarde van 20 µg/m<sup>3</sup>, ook hier is het verschil tussen de mobiliteitsscenario's en het BAU-scenario beperkt. Echter als we kijken naar individuele blootstelling, voldoen enkel beide Thermic Ban-scenario's: geen enkele inwoner is dan blootgesteld aan een PM<sub>10</sub>-concentratie van meer dan 20 µg/m<sup>3</sup>.

Voor NO<sub>2</sub> voldoet de jaargemiddelde bevolkingsgewogen blootstelling voor alle scenario's aan de gezondheidkundige advieswaarde van 20 µg/m<sup>3</sup>: in het BAU-scenario bedraagt de waarde nog 18 µg/m<sup>3</sup>, deze daalt tot ongeveer 13 µg/m<sup>3</sup> in de Thermic Ban scenario's. Ook hier halen op vlak van individuele blootstelling enkel de Thermic Ban-scenario's de advieswaarde, niemand is in deze scenario's blootgesteld aan een NO<sub>2</sub>-concentratie van meer dan 20 µg/m<sup>3</sup>.

Voor de pollutant roet (gemeten via black carbon) bestaan geen advieswaarden, noch wettelijke normen. Dit in tegenstelling tot het feit dat IARC, het kankeronderzoeksinstituut van de Wereldgezondheidsorganisatie, dieselroet als kankerverwekkend voor mensen beschouwt. De gemiddelde blootstelling aan zwarte koolstof (black carbon of BC) in het GM-scenario is 10 % lager dan het BAU-scenario, het Thermic Ban scenario geeft daarbovenop een 30 % verlaging.

We merken hierbij op dat recente resultaten van een Europese en Canadese studie aantonen dat ook bij lage concentratieniveaus, beneden de gezondheidkundige advieswaarden, gezondheidseffecten blijven optreden. Het is dus van groot belang om de algemene blootstelling zo laag mogelijk te houden, dit wordt gerealiseerd in de Thermic-Ban scenario's.

## 6.2. ATTRIBUTIEVE AANTALLEN MORTALITEIT

We bespreken hieronder de resultaten voor vervroegde mortaliteit door blootstelling aan luchtverontreinigende stoffen voor het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Tabel 30 geeft voor het Gewest een overzicht van het berekend aantal attributieve vroegtijdige sterfgevallen bij de bevolking vanaf 30 jaar door langetermijnblootstelling aan PM<sub>2,5</sub> en NO<sub>2</sub>, dit voor de verschillende scenario's. De berekeningen worden uitgevoerd voor de centrale inschatting van het relatief risico, alsook voor de onder- en bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval (95%BI OG en BG). Op deze manier kan niet enkel de centrale inschatting voor het attributief aantal gevallen, maar ook een onder- en bovengrens op een 95% betrouwbaarheidsinterval op het attributief aantal gevallen, gerapporteerd worden. Deze laatste worden weergegeven tussen haakjes. Recent onderzoek toonde aan dat de grootste onzekerheid op de attributieve aantallen veroorzaakt wordt door de onzekerheid op de blootstelling-effectrelatie (relatief risico) (Deutsch, F.; Hooyberghs, H.; Van de Vel, K.; Van Holderbeke, M.; De Nocker, 2020). Voor de berekening van de cijfers van *Tabel 30* en *Tabel 31* werd uitgegaan van een totaalaantal sterfgevallen bij de bevolking van het Brussels Gewest ouder dan 30 jaar, van 8.413 voor 2018<sup>59</sup>, voor meer details over de berekeningen zie sectie 4.3. De mortaliteitscijfers door blootstelling aan NO<sub>2</sub> zijn reeds gecorrigeerd voor gedeeltelijke overlap (van 20 %) door blootstelling aan PM<sub>2,5</sub>. De verschillende bijdragen mogen bijgevolg opgeteld worden, dit wordt eveneens getoond in *Tabel 30*.

<sup>59</sup>[https://statbel.fgov.be/sites/default/files/files/documents/bevolking/5.4%20Sterfte%2C%20levensverwachting%20en%20doodsoorzaken/5.4.3%20Sterfetafels%20en%20levensverwachting/BE\\_TM\\_Reg\\_NL.xls](https://statbel.fgov.be/sites/default/files/files/documents/bevolking/5.4%20Sterfte%2C%20levensverwachting%20en%20doodsoorzaken/5.4.3%20Sterfetafels%20en%20levensverwachting/BE_TM_Reg_NL.xls)



Tabel 30 Overzicht van berekend aantal attributieve vroegtijdige sterfgevallen (bij bevolking > 30 jaar) door langetermijnblootstelling aan PM<sub>2,5</sub> en NO<sub>2</sub>, voor verschillende scenario's. Naast de centrale inschatting geven we tussen haakjes de onzekerheid weer door het toepassen van de onder- en bovenlimiet van het 95 % betrouwbaarheidsinterval van de gebruikte blootstelling-effectrelatie (relatief risico RR).

	REF	BAU	GM	TB	TB+
PM <sub>2,5</sub>	672 (446-876)	499 (329 – 655)	465 (306 – 612)	463 (305 – 608)	462 (304 – 608)
NO <sub>2</sub>	366 (132 – 570)	185 (66 – 293)	144 (51 – 229)	120 (42 – 190)	112 (40 – 179)
Totaal	1038 (713 - 1363)	685 (477 - 893)	609 (425 - 794)	583 (406 - 759)	575 (401 - 749)

Tabel 31 geeft een overzicht van het berekend aantal attributieve vroegtijdige sterfgevallen door kortetermijnblootstelling aan O<sub>3</sub>, dit voor de verschillende scenario's.

Tabel 31 Overzicht van berekend aantal attributieve vroegtijdige sterfgevallen voor verschillende scenario's. Naast de centrale inschatting geven we tussen haakjes de onzekerheid weer door het toepassen van de onder- en bovenlimiet van het 95 % betrouwbaarheidsinterval van de gebruikte blootstelling-effectrelatie (relatief risico RR).

	REF	BAU	GM	TB	TB+
O <sub>3</sub>	12 (6-18)	9 (4 – 13)	8 (4 – 12)	9 (4 – 13)	9 (4 – 13)

In het referentiescenario is 12 % van de sterfgevallen (bij de bevolking ouder dan 30 jaar) toe te schrijven aan blootstelling aan fijn stof (PM<sub>2,5</sub>) en NO<sub>2</sub>. Voor de scenario's van het jaar 2030 treedt er een grote daling op in de attributieve aantallen mortaliteit. De afname is het grootst voor vervroegde mortaliteit door blootstelling aan NO<sub>2</sub> omdat de concentratieniveaus voor deze pollutant ook de grootste afname kennen. Voor blootstelling aan PM<sub>2,5</sub> is de afname in aantallen vervroegde mortaliteit minder uitgesproken maar toch nog substantieel. Vergelijking van de verschillende mobiliteitsscenario's voor 2030 toont dat bij de overgang van het BAU-scenario naar het Good Move-scenario nog een serieuze gezondheidswinst geboekt, de resultaten van het Good Move-scenario en de Thermic Ban-scenario's liggen in dezelfde lijn. In deze laatste scenario's zou 6,8 % van de sterfgevallen (bij de bevolking ouder dan 30 jaar) veroorzaakt worden door blootstelling aan fijn stof en NO<sub>2</sub>.

Voor het totaal aantal vroegtijdige overlijdens door blootstelling aan NO<sub>2</sub> en PM<sub>2,5</sub> (gecorrigeerd voor overlap van 20 %) geeft:

- Vergelijking van het GM-scenario met het BAU-scenario op jaarbasis 76 minder vroegtijdige overlijdens door chronische blootstelling aan fijn stof en stikstofdioxide, dit is een afname met 11 %;
- Vergelijking van de TB-scenario's met het BAU-scenario op jaarbasis 102-110 minder vroegtijdige overlijdens door chronische blootstelling aan fijn stof en stikstofdioxide, dit is een afname met ongeveer 15 %;
- Vergelijking van de TB-scenario's met het GM-scenario op jaarbasis 26 tot 34 minder vroegtijdige overlijdens door chronische blootstelling aan fijn stof en stikstofdioxide, dit is een afname met ongeveer 5 %.

Voor blootstelling aan ozon ligt in alle scenario's het attributief aantal gevallen rond 10. In vergelijking met het GM-scenario neemt het attributief aantal gevallen toe in beide Thermic Ban-scenario's, dit komt door de hogere O<sub>3</sub>-concentraties zoals getoond in Tabel 23.

Voor blootstelling aan PM<sub>10</sub> bepalen we ook het attributief aantal postneonatale sterfgevallen, dit is kindersterfte op een leeftijd van 1-12 maanden. Tabel 32 vat de resultaten samen voor de verschillende scenario's, voor meer details over de berekeningen zie sectie 4.3. In alle scenario's bedraagt het aantal attributieve postneonatale sterfgevallen ongeveer 1.

Tabel 32 Overzicht van berekend aantal attributieve postneonatale sterfgevallen, voor verschillende scenario's. Naast de centrale inschatting geven we tussen haakjes de onzekerheid weer door het toepassen van de onder- en bovenlimiet van het 95 % betrouwbaarheidsinterval van de gebruikte blootstelling-effectrelatie (relatief risico RR).

	REF	BAU	GM	TB	TB+
PM <sub>10</sub>	1,5 (0,8 – 2,5)	1,1 (0,6 – 1,9)	1,0 (0,5 – 1,8)	1,0 (0,5 - 1,8)	1,0 (0,5 – 1,8)

### 6.2.1. VERGELIJKING MET ANDERE MODELLERING

We vergelijken de cijfers van het referentiescenario uit *Tabel 30* met resultaten van andere inschattingen van vroegtijdige sterfte door luchtverontreiniging voor België (jaar 2015) door EEA (European Environmental Agency, 2019) en voor Brussel (jaar 2018) door IRCELINE<sup>60</sup>. IRCELINE gebruikt identieke blootstelling-effectrelaties als in deze studie, de concentratieniveaus werden bepaald met een ander luchtkwaliteitsmodel (RIO-model). EEA gebruikt identieke blootstelling-effectrelaties voor vroegtijdige sterfte door blootstelling aan PM<sub>2,5</sub> en O<sub>3</sub>. Voor NO<sub>2</sub> werd een minder recente blootstelling-effectrelatie gebruikt. In deze studie kiezen we voor de meest recente en algemeen aanvaarde blootstelling-effectrelatie, zoals besproken in sectie 2.3.1.

Tabel 33 geeft een overzicht van de aantallen vroegtijdige overlijdens voor BHG (data van deze studie en IRCELINE) alsook voor België (data EEA). Om een betere vergelijking mogelijk te maken wordt ook het aantal gevallen gegeven per 100.000 inwoners ouder dan 30 jaar. De resultaten voor het BHG van deze studie en IRCELINE liggen in dezelfde lijn. De EEA berekent per 100.000 inwoners ouder dan 30 jaar hogere aantallen voor blootstelling aan PM<sub>2,5</sub> en lagere aantallen voor blootstelling aan NO<sub>2</sub>. Dit laatste kan men verklaren door de lagere gemiddelde NO<sub>2</sub>-concentraties in België in vergelijking met Brussel, alsook het gebruik van een minder recente blootstelling-effectrelatie door EEA.

Tabel 33 toont dat de resultaten voor het referentiescenario van de huidige studie in de lijn liggen met eerdere studies voor Brussel (IRCELINE) en België (EEA).

Tabel 33 Vergelijking van berekeningen vroegtijdige sterfte door blootstelling aan luchtverontreiniging,

	Aantallen BHG (deze studie, REF-scenario)	Aantallen BHG per 10 <sup>5</sup> inw_30+ (deze studie, REF-scenario)	Aantallen BHG (IRCELINE)	Aantallen BHG per 10 <sup>5</sup> inw_30+ (IRCELINE)	Aantallen België (EEA)	Aantallen België per 10 <sup>5</sup> inw_30+ (EEA)
PM <sub>2,5</sub>	672	93	627	87	7.600	102
NO <sub>2</sub>	366	51	323	45	1.600	21
O <sub>3</sub>	12	2	19	3	180	2

<sup>60</sup> Private communicatie, Elke Trimpeneers (IRCELINE)

Vroegtijdige sterfte door blootstelling aan roet kan niet gecombineerd worden met de cijfers uit Tabel 30. De resultaten voor blootstelling aan roet zijn samengevat in Annex B. De blootstelling werd bepaald met de gemodelleerde BC-concentraties, waarbij een conversiefactor van 1,5 werd gehanteerd.

### 6.2.2. CONCLUSIE ATTRIBUTIEVE AANTALLEN MORTALITEIT

In het referentiescenario is 12 % van de sterfgevallen (bij de bevolking ouder dan 30 jaar) toe te schrijven aan blootstelling aan fijn stof (PM<sub>2,5</sub>) en NO<sub>2</sub>. Dit cijfer ligt in de lijn van een recent EEA-rapport<sup>61</sup> dat voor België stelt dat 12-13 % van de sterfgevallen toe te schrijven is aan milieuvuiling met als grootste bedreiging luchtverontreiniging.

Alle scenario's voor het jaar 2030 geven een grote daling in de attributieve aantallen van vervroegde sterfte in vergelijking met het referentiescenario. De beste resultaten worden gerealiseerd in beide Thermic Ban-scenario's, deze realiseren op jaarbasis 100-110 minder vroegtijdige overlijdens door chronische blootstelling aan fijn stof en stikstofdioxide in vergelijking met het BAU-scenario, dit is een afname met 15 %. Er zouden dan nog 6,8 % van de sterfgevallen (bij de bevolking ouder dan 30 jaar) veroorzaakt worden door blootstelling aan fijn stof en NO<sub>2</sub>.

### 6.3. ATTRIBUTIEVE AANTALLEN MORBIDITEIT

We bespreken hieronder de resultaten voor vervroegde mortaliteit door blootstelling aan luchtverontreinigende stoffen voor het Brussels Hoofdstedelijk Gewest.

Voor de verschillende gezondheidseindpunten werden attributieve aantallen bepaald voor blootstelling aan diverse pollutanten, dit voor de verschillende scenario's. Tabel 34 vat de resultaten samen: de centrale inschatting en de onder- en bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval (BI) zijn gegeven tussen haakjes. We merken op dat voor sommige gezondheidseindpunten de ondergrens van het 95% BI een negatief getal oplevert, dit gebeurt indien voor de blootstelling-effectrelatie de ondergrens van het 95% BI een getal kleiner dan 1 was. De inschatting van het attributief aantal gevallen heeft voor sommige gezondheidseindpunten een enorm grote onzekerheid, zoals bv. incidentie bronchitis, hospitalisatie door lage luchtweginfecties, incidentie Parkinson, ... In de mate van het mogelijke werd er gecorrigeerd om geen overlap te hebben tussen de verschillende gezondheidseffecten, zie ook sectie 5.7.

Voor alle gezondheidseindpunten is het attributief aantal gevallen het hoogst in het referentiescenario. In het BAU-scenario liggen de aantallen beduidend lager, de afname voor de Good Move- en Thermic Ban-scenario's is minder uitgesproken. Voor blootstelling aan ozon is er een (beperkte) toename van de attributieve aantallen in de Thermic Ban-scenario's t.o.v. het Good Move-scenario.

---

<sup>61</sup> <https://www.eea.europa.eu/publications/healthy-environment-healthy-lives/>

Tabel 34 Resultaten voor attributief aantal gevallen voor verschillende morbiditeitseffecten voor alle scenario's. Naast de centrale inschatting geven we tussen haakjes de onzekerheid weer door het toepassen van de onder- en bovenlimiet van het 95 % betrouwbaarheidsinterval van de gebruikte blootstelling-effectrelatie (relatief risico RR).

Polluent	Gezondheidseindpunt	Populatie	REF	BAU	GM	TB	TB+
PM <sub>10</sub>	Hypertensie (incidentie)	Volwassenen (vanaf 30j)	767 (530 - 988)	579 (396 - 752)	536 (367 - 698)	534 (365 - 695)	534 (365 - 695)
NO <sub>2</sub>	Hartfalen (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 40j)	336 (15 - 568)	212 (9 - 383)	181 (8 - 333)	163 (7 - 302)	157 (6 - 292)
PM <sub>2,5</sub>	CVA (cerebrovasculair accident) (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 20j)	283 (212 - 377)	215 (160 - 292)	202 (149 - 274)	201 (148 - 273)	200 (148 - 273)
PM <sub>2,5</sub>	Myocardinfarct (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 20j)	171 (32 - 280)	130 (24 - 218)	121 (22 - 205)	121 (22 - 204)	120 (22 - 203)
PM <sub>2,5</sub>	(Overige) cardiovasculaire aandoeningen (ziekenhuisopname)	Allen	194 (37 - 350)	141 (27 - 256)	131 (25 - 238)	131 (25 - 236)	130 (25 - 236)
O <sub>3</sub>	Cardiovasculaire aandoeningen (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 65j)	49 (27 - 69)	36 (20 - 51)	33 (18 - 47)	35 (20 - 50)	37 (21 - 52)
NO <sub>2</sub>	Astma (incidentie)	Volwassenen (vanaf 30j)	2872 (20 - 4161)	2038 (12 - 3288)	1800 (10 - 3003)	1647 (9 - 2808)	1596 (8 - 2742)
PM <sub>2,5</sub>	Astma (incidentie)	Kinderen (0-19 jaar)	1030 (428 - 1431)	815 (323 - 1174)	769 (301 - 1116)	766 (300 - 1112)	765 (299 - 1111)
PM <sub>10</sub>	Bronchitis (incidentie)	Kinderen (5-14 jaar)	743 (-228 - 1466)	568 (-166 - 1168)	528 (-152 - 1096)	526 (-152 - 1092)	526 (-151 - 1092)
PM <sub>10</sub>	Chronische bronchitis (incidentie)	Volwassenen (vanaf 20j)	461 (182 - 663)	358 (136 - 527)	334 (126 - 495)	333 (126 - 493)	332 (126 - 493)
PM <sub>2,5</sub>	Lage luchtweginfecties (ziekenhuisopname)	Kinderen (0-4 jaar)	381 (107 - 782)	289 (79 - 619)	270 (73 - 584)	268 (73 - 581)	268 (73 - 581)
NO <sub>2</sub>	COPD (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 20j)	113 (29 - 190)	66 (17 - 114)	56 (14 - 96)	49 (13 - 85)	47 (12 - 82)
PM <sub>2,5</sub>	(Overige) luchtwegaandoeningen (ziekenhuisopname)	Iedereen	360 (-35 - 739)	263 (-25 - 545)	245 (-24 - 508)	243 (-23 - 505)	243 (-23 - 504)
O <sub>3</sub>	Luchtwegaandoeningen (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 65j)	11 (2 - 21)	8 (1 - 15)	8 (1 - 14)	8 (1 - 15)	8 (1 - 16)
NO <sub>2</sub>	(Overige) luchtwegaandoeningen (ziekenhuisopname)	Iedereen	730 (476 - 975)	431 (279 - 580)	363 (234 - 490)	323 (208 - 435)	310 (200 - 418)
PM <sub>10</sub>	Dagen met astmasymptomen	Astmatische kinderen (0-19 jaar)	86 (19 - 150)	64 (14 - 113)	59 (13 - 105)	59 (13 - 104)	59 (13 - 104)
NO <sub>2</sub>	Laag geboortegewicht (< 2.500 g) bij terme geboorten (>= 37 weken)	Alle geboortes	83 (0 - 141)	53 (0 - 97)	46 (0 - 85)	41 (0 - 77)	40 (0 - 75)
PM <sub>2,5</sub>	Preterme geboorte (< 37 weken)	Alle geboortes	197 (93 - 283)	150 (69 - 220)	141 (65 - 207)	140 (64 - 206)	140 (64 - 206)
PM <sub>2,5</sub>	Diabetes mellitus type 2 (incidentie)	Volwassenen (vanaf 30j)	988 (219 - 1618)	743 (161 - 1245)	695 (149 - 1169)	691 (148 - 1162)	690 (148 - 1161)
NO <sub>2</sub>	Parkinson (incidentie)	Volwassenen (vanaf 30j)	50 (0 - 117)	30 (0 - 78)	26 (0 - 68)	23 (0 - 61)	22 (0 - 59)
PM <sub>2,5</sub>	Longkanker (incidentie)	Volwassenen (vanaf 30j)	65 (26 - 92)	48 (19 - 70)	45 (18 - 65)	45 (18 - 65)	45 (18 - 65)

### 6.3.1. VERGELIJKING ATTRIBUTIEVE AANTALLEN VAN REFERENTIESCENARIO MET TOTAALAANTALLEN

Tabel 35 toont een overzicht van het referentie-scenario. Het attributief aantal gevallen, de centrale inschatting en de onder- en bovengrens van het 95% BI zijn gegeven tussen haakjes (dit zijn dezelfde cijfers als uit Tabel 34). De voorlaatste kolom geeft een inschatting van het totaalaantal gevallen voor BHG. Voor ziekenhuisopnames, perinatale eindpunten en incidentie longkanker zijn deze aantallen exact want gekend uit minimale ziekenhuis gegevens (MZG), GGC en kankerregister, respectievelijk (zoals beschreven in paragraaf 5.7.1). Voor aandoeningen waarvoor de incidentie werd bepaald, zijn dit inschattingen o.b.v. de gegevens voorgesteld in paragraaf 5.7.1.

In de laatste kolom van Tabel 35 wordt voor elk blootstelling-gezondheidseindpunt paar het aandeel van het attributief aantal gevallen tot het totaalaantal gevallen bepaald. Voor sommige gezondheidseindpunten ligt de verhouding van het attributief aantal gevallen tot het totaalaantal erg hoog. Zo is volgens de berekeningen blootstelling aan NO<sub>2</sub> verantwoordelijk voor 44 % (0,3 % - 64 %) van nieuwe astmagevallen bij volwassenen. De centrale inschatting is 44%, met variatie van bijna geen attributieve gevallen (0,3 %) tot 64 % attributieve gevallen. De onzekerheid op de inschatting van het attributief aantal gevallen in dit geval erg groot, dit komt door de grote onzekerheid op het 95 % betrouwbaarheidsinterval van de toegepaste blootstelling-effectrelatie (relatief risico RR). Deze grote onzekerheid op de inschatting is ook het geval voor de gezondheidseindpunten incidentie bronchitis, hospitalisatie door lage luchtweginfecties, incidentie Parkinson, ...

Tabel 35 Resultaten voor morbiditeitseffecten van REF-scenario: attributief aantal gevallen en vergelijking met (ingeschat) totaalaantal gevallen. Naast de centrale inschatting geven we tussen haakjes de onzekerheid weer door het toepassen van de onder- en bovenlimiet van het 95 % betrouwbaarheidsinterval van de gebruikte blootstelling-effectrelatie (relatief risico RR).

Polluent	Gezondheidseindpunt	Populatie	Attributief aantal gevallen referentie: centraal (95 % BI)	Totaal aantal gevallen	Aandeel attributief aantal gevallen tot totaalaantal (%)
PM <sub>10</sub>	Hypertensie (incidentie)	Volwassenen (vanaf 30j)	766 (529 - 987)	7.311	10 % (7 % - 14 %)
NO <sub>2</sub>	Hartfalen (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 40j)	336 (15 - 568)	1.685	20 % (1 % - 34 %)
PM <sub>2,5</sub>	CVA (cerebrovasculair accident) (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 20j)	282 (212 - 377)	1.711	17 % (12 % - 22 %)
PM <sub>2,5</sub>	Myocardinfarct (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 20j)	171 (32 - 280)	1.180	14 % (3 % - 24 %)
PM <sub>2,5</sub>	(Overige) cardiovasculaire aandoeningen (ziekenhuisopname)	Allen	193 (36 - 350)	15.243	1.3 % (0.2 % - 2.3 %)
O <sub>3</sub>	Cardiovasculaire aandoeningen (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 65j)	48 (27 - 69)	11.250	0.4 % (0.2 % - 0.6 %)
NO <sub>2</sub>	Astma (incidentie)	Volwassenen (vanaf 30j)	2.872 (20 - 4.160)	6.528	44 % (0.3 % - 64 %)
PM <sub>2,5</sub>	Astma (incidentie)	Kinderen (0-19 jaar)	1.029 (428 - 1.431)	3.452	30 % (12 % - 41 %)
PM <sub>10</sub>	Bronchitis (incidentie)	Kinderen (5-14 jaar)	743 (-229 - 1.466)	5.019	15 % (-5 % - 29 %)
PM <sub>10</sub>	Chronische bronchitis (incidentie)	Volwassenen (vanaf 20j)	461 (182 - 662)	2.280	20 % (8 % - 29 %)
PM <sub>2,5</sub>	Lage luchtweginfecties (ziekenhuisopname)	Kinderen (0-4 jaar)	381 (106 - 781)	2.615	15 % (4 % - 30 %)
NO <sub>2</sub>	COPD (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 20j)	112 (29 - 190)	2.369	5 % (1 % - 8 %)
PM <sub>2,5</sub>	(Overige) luchtwegaandoeningen (ziekenhuisopname)	Iedereen	359 (-36 - 739)	13.729	3 % (-0.3 % - 5 %)
O <sub>3</sub>	Luchtwegaandoeningen (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 65j)	11 (1 - 20)	5.190	0.2 % (0.04 % - 0.4 %)
NO <sub>2</sub>	(Overige) luchtwegaandoeningen (ziekenhuisopname)	Iedereen	730 (475 - 974)	13.729	5 % (3 % - 7 %)
PM <sub>10</sub>	Dagen met astmasymptomen	Astmatische kinderen (0-19 jaar)	86 (19 - 149)	1.499	6 % (1 % - 10 %)
NO <sub>2</sub>	Laag geboortegewicht (< 2.500 g) bij terme geboorten (>= 37 weken)	Alle geboortes	83 (0 - 140)	377	22 % (0 % - 37 %)
PM <sub>2,5</sub>	Preterme geboorte (< 37 weken)	Alle geboortes	197 (93 - 282)	1.187	17 % (8 % - 24 %)
PM <sub>2,5</sub>	Diabetes mellitus type 2 (incidentie)	Volwassenen (vanaf 30j)	988 (219 - 1.618)	7.977	12 % (3 % - 20 %)
NO <sub>2</sub>	Parkinson (incidentie)	Volwassenen (vanaf 30j)	49 (0 - 117)	370	14 % (0 % - 32 %)
PM <sub>2,5</sub>	Longkanker (incidentie)	Volwassenen (vanaf 30j)	64 (25 - 92)	638	10 % (4 % - 14 %)

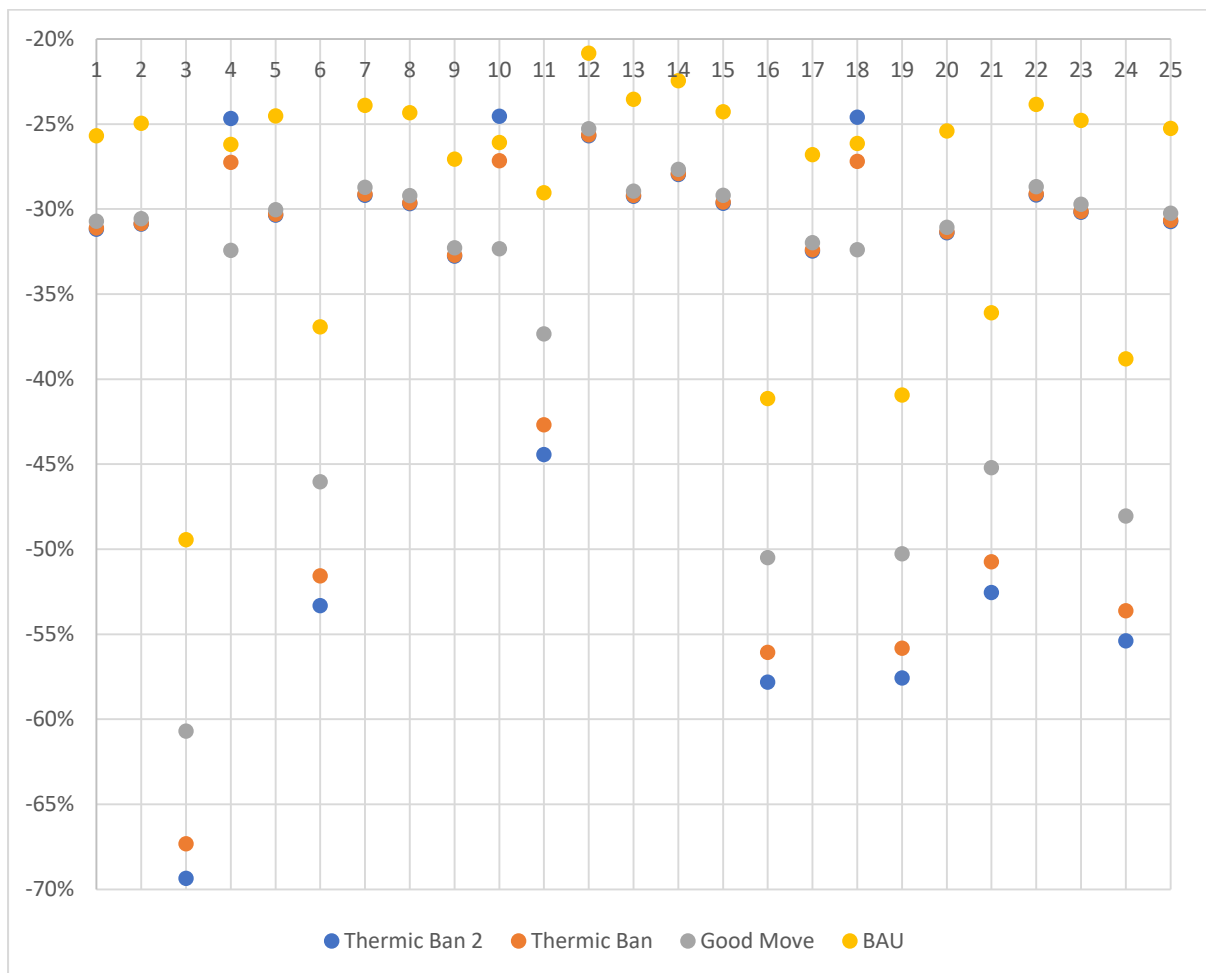
**6.3.2. VERGELIJKING MET REFERENTIESCENARIO**

In onderstaande figuren en tabellen nummeren we de gezondheidseindpunten volgens Tabel 36.

Tabel 36 Labeling van pollutent-gezondheidseindpuntparen

Label	Polluent	Gezondheidseffect	populatie
1	PM <sub>10</sub>	Hypertensie (incidentie)	Volwassenen (vanaf 30j)
2	NO <sub>2</sub>	Hartfalen (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 40j)
3	PM <sub>2,5</sub>	CVA (cerebrovasculair accident) (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 20j)
4	PM <sub>2,5</sub>	Myocardinfarct (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 20j)
5	PM <sub>2,5</sub>	(Overige) cardiovasculaire aandoeningen (ziekenhuisopname)	Allen
6	O <sub>3</sub>	Cardiovasculaire aandoeningen (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 65j)
7	NO <sub>2</sub>	Astma (incidentie)	Volwassenen (vanaf 30j)
8	PM <sub>2,5</sub>	Astma (incidentie)	Kinderen (0-19 jaar)
9	PM <sub>10</sub>	Bronchitis (incidentie)	Kinderen (5-14 jaar)
10	PM <sub>10</sub>	Chronische bronchitis (incidentie)	Volwassenen (vanaf 20j)
11	PM <sub>2,5</sub>	Lage luchtweginfecties (ziekenhuisopname)	Kinderen (0-4 jaar)
12	NO <sub>2</sub>	COPD (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 20j)
13	PM <sub>2,5</sub>	(Overige) luchtwegaandoeningen (ziekenhuisopname)	Iedereen
14	O <sub>3</sub>	Luchtwegaandoeningen (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 65j)
15	NO <sub>2</sub>	(Overige) luchtwegaandoeningen (ziekenhuisopname)	Iedereen
16	PM <sub>10</sub>	Dagen met astmasymptomen	Astmatische kinderen (0-19 jaar)
17	NO <sub>2</sub>	Laag geboortegewicht (< 2.500 g) bij terme geboorten (>= 37 weken)	Alle geboortes
18	PM <sub>2,5</sub>	Preterme geboorte (< 37 weken)	Alle geboortes
19	PM <sub>2,5</sub>	Diabetes mellitus type 2 (incidentie)	Volwassenen (vanaf 30j)
20	NO <sub>2</sub>	Parkinson (incidentie)	Volwassenen (vanaf 30j)
21	PM <sub>2,5</sub>	Longkanker (incidentie)	Volwassenen (vanaf 30j)
22	PM <sub>10</sub>	Hypertensie (incidentie)	Volwassenen (vanaf 30j)
23	NO <sub>2</sub>	Hartfalen (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 40j)
24	PM <sub>2,5</sub>	CVA (cerebrovasculair accident) (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 20j)
25	PM <sub>2,5</sub>	Myocardinfarct (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 20j)

In Figuur 12 en Tabel 37 wordt voor de scenario's BAU, Good Move, Thermic Ban en Thermic Ban Plus de verandering van het attributieve aantallen weergegeven t.o.v. het referentiescenario weergegeven. We nummeren hierbij de gezondheidseindpunten volgens Tabel 36.



Figuur 12 Verandering (in %) van de attributieve aantallen voor de verschillende gezondheidseffecten t.o.v. het referentiescenario.

Tabel 37 Overzicht van de verandering (in %) van het attributief aantal gevallen per pollutant, gemiddeld over de verschillende gezondheidseindpunten. De verandering wordt gegeven voor 4 scenario's, relatief tot het referentiescenario.

Polluent	BAU	GM	TB	TB+
PM <sub>2,5</sub>	-24,67%	-29,59%	-30,00%	-30,07%
PM <sub>10</sub>	-24,17%	-29,65%	-29,91%	-29,96%
NO <sub>2</sub>	-38,91%	-48,29%	-53,97%	-55,77%
O <sub>3</sub>	-26,14%	-32,38%	-27,19%	-24,60%

Voor alle scenario's en alle gezondheidseindpunten is er een verbetering (afname van het attributief aantal gevallen) in vergelijking met het referentiescenario. Figuur 12 en Tabel 37 tonen dat de procentuele afname het kleinst is voor het BAU-scenario. Afhankelijk van de pollutant waarvoor de gezondheidsimpact bepaald werd, zijn er verschillen:

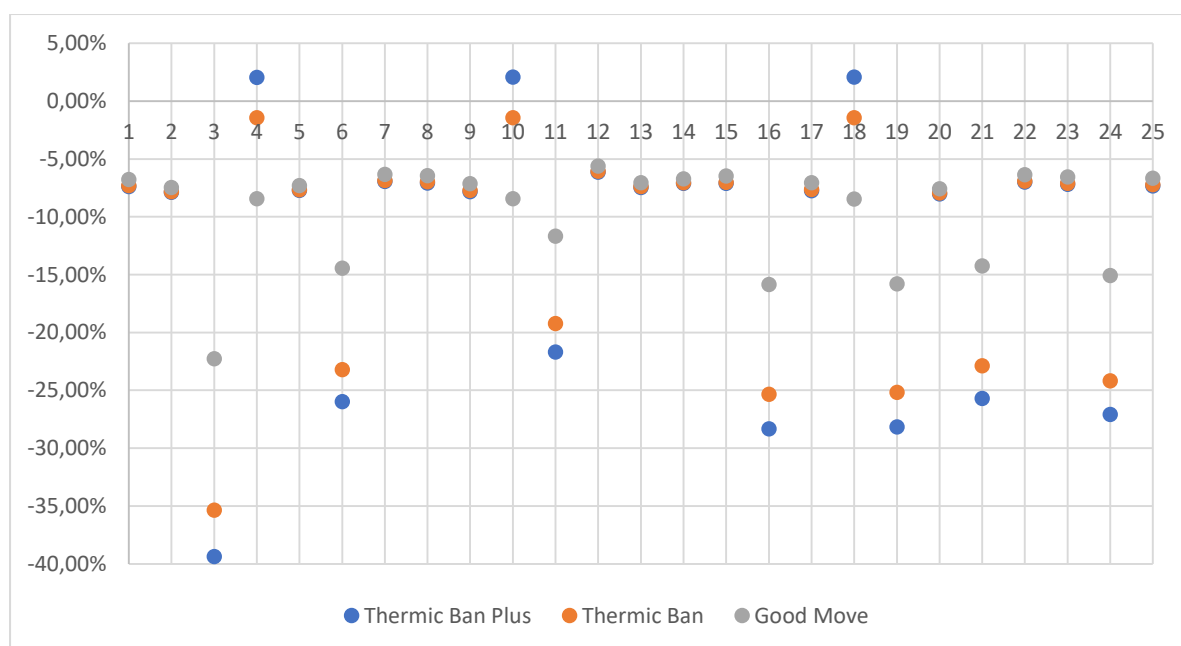
- Voor gezondheidseffecten door blootstelling aan fijn stof (zowel PM<sub>2,5</sub> als PM<sub>10</sub>) is de afname voor de scenario's Good Move, Thermic Ban en Thermic Ban Plus vergelijkbaar en bedraagt de afname ongeveer 30%. Dit betekent bv. op jaarbasis een daling met 92 ziekenhuisopnames door lage luchtweginfecties bij kinderen tussen 0-4 jaar door chronische blootstelling aan PM<sub>2,5</sub>



- Voor gezondheidseffecten door blootstelling aan NO<sub>2</sub> is de afname in alle scenario's groter dan 35 % en is de afname groter als men naar strengere scenario's gaat. Dit betekent bv. op jaarbasis 834 minder nieuwe astmagevallen bij volwassenen door chronische blootstelling aan stikstofdioxide.
- Voor gezondheidseffecten door blootstelling aan O<sub>3</sub> is de afname in alle scenario's beperkter. Zoals reeds besproken bij Tabel 23 worden de laagste ozonconcentraties bereikt in het Good Move-scenario en bijgevolg is de verbetering van de gezondheidsimpact voor dit scenario ook het grootst.

### 6.3.3. VERGELIJKING MET BAU-SCENARIO

In Tabel 38 en Figuur 14 wordt voor de scenario's Good Move, Thermic Ban en Thermic Ban Plus de verandering van het aantal attributieve aantallen t.o.v. het BAU-scenario, weergegeven. We nummeren hierbij de gezondheidseindpunten volgens Tabel 36.



Figuur 13 Verandering (in %) van de attributieve aantallen voor de verschillende gezondheidseffecten t.o.v. het BAU-scenario.

Tabel 38 Overzicht van de verandering (in %) van het attributief aantal gevallen per pollutant, gemiddeld over de verschillende gezondheidseindpunten. De verandering wordt gegeven voor 3 scenario's, relatief tot het BAU-scenario.

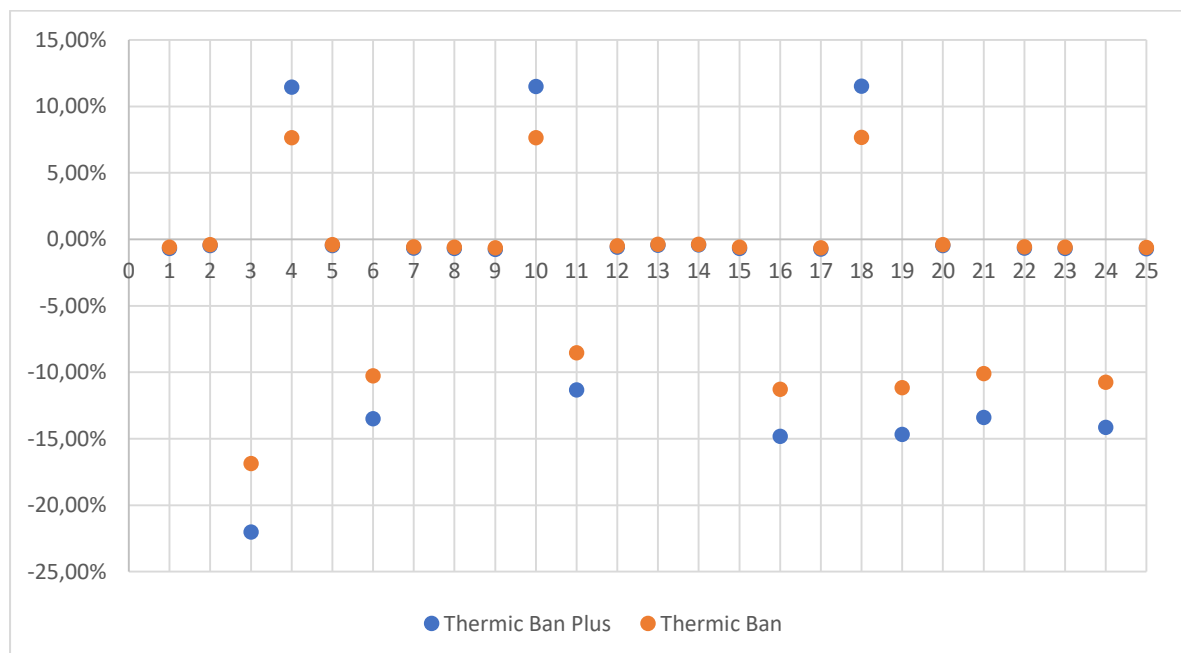
Polluent	GM	TB	TB+
PM <sub>2,5</sub>	-6,54%	-7,08%	-7,17%
PM <sub>10</sub>	-7,23%	-7,58%	-7,63%
NO <sub>2</sub>	-15,63%	-25,06%	-28,05%
O <sub>3</sub>	-8,45%	-1,43%	2,08%

Uit Figuur 13/Tabel 38 lezen we af dat de verandering van de attributieve aantallen voor het gezondheidseffect erg afhangt van de pollutant die beschouwd wordt in de blootstelling-effectrelatie:

- Voor gezondheidseffecten door blootstelling aan fijn stof (zowel  $PM_{2,5}$  als  $PM_{10}$ ) is de afname voor de scenario's Good Move, Thermic Ban en Thermic Ban Plus vergelijkbaar en bedraagt de afname t.o.v. het BAU-scenario tussen 6,5 – 7,6 %.
- Voor gezondheidseffecten door blootstelling aan  $NO_2$  ligt de winst in het Good Move-scenario rond 15 % t.o.v. het BAU-scenario. Voor beide Thermic Ban-scenario's is er een afname van ongeveer 25 %.
- Voor gezondheidseffecten door blootstelling aan  $O_3$  zijn de attributieve aantallen het kleinst in het Good Move-scenario. Zoals reeds besproken bij Tabel 23 nemen de gemiddelde ozonconcentraties toe in beide Thermic Ban-scenario's. Hierdoor is er in Thermic Ban een kleine verbetering t.o.v. het BAU-scenario en in Thermic Ban Plus een kleine verslechtering t.o.v. het BAU-scenario. We merken hierbij op dat de gezondheidsimpact door blootstelling aan ozon over kleine aantallen gaat (zie ook Tabel 34).
- Voor het GM-scenario betekent dit bv. op jaarbasis 238 minder nieuwe astmagevallen bij volwassenen door chronische blootstelling aan stikstofdioxide en een daling met 19 ziekenhuisopnames door lage luchtweginfecties bij kinderen tussen 0-4 jaar door chronische blootstelling aan  $PM_{2,5}$  (t.o.v. het BAU-scenario).
- Voor de TB- en TB+-scenario's betekent dit bv. op jaarbasis tot 440 minder nieuwe astmagevallen bij volwassenen door chronische blootstelling aan stikstofdioxide en een daling met 21 ziekenhuisopnames door lage luchtweginfecties bij kinderen tussen 0-4 jaar door chronische blootstelling aan  $PM_{2,5}$  (t.o.v. het BAU-scenario).

#### 6.3.4. VERGELIJKING MET GOOD-MOVE-SCENARIO

In Tabel 39 en Figuur 14 wordt voor de scenario's Thermic Ban en Thermic Ban Plus de attributieve aantallen weergegeven t.o.v. het Good Move-scenario. We nummeren hierbij de gezondheidseindpunten volgens Tabel 36.



Figuur 14 Verandering (in %) van de attributieve aantallen voor de verschillende gezondheidseffecten t.o.v. het Good-Move-scenario.

Tabel 39 Overzicht van de verandering (in %) van het attributief aantal gevallen per pollutie, gemiddeld over de verschillende gezondheidseindpunten. De verandering wordt gegeven voor 2 scenario's, relatief tot het Good Move-scenario.

Polluent	TB	TB+
PM <sub>2,5</sub>	-0,58%	-0,67%
PM <sub>10</sub>	-0,38%	-0,44%
NO <sub>2</sub>	-11,26%	-14,83%
O <sub>3</sub>	7,67%	11,50%

Uit Figuur 14 /Tabel 39 lezen we af dat de verandering van de attributieve aantallen voor het gezondheidseffect erg afhangt van de pollutie die beschouwd wordt in de blootstelling-effectrelatie:

- Voor gezondheidseffecten door blootstelling aan fijn stof (zowel PM<sub>2,5</sub> als PM<sub>10</sub>) is de afname voor de scenario's Thermic Ban en Thermic Ban Plus vergelijkbaar en bedraagt de afname t.o.v. het Good Move-scenario minder dan 1 %.
- Voor gezondheidseffecten door blootstelling aan NO<sub>2</sub> blijft er een winst rond 11 % en 15 % voor Thermic Ban en Thermic Ban Plus, respectievelijk, t.o.v. het GM-scenario.
- Voor gezondheidseffecten door blootstelling aan O<sub>3</sub> is er een toename van het attributief aantal gevallen met 8 % en 11 % voor Thermic Ban en Thermic Ban Plus, respectievelijk, t.o.v. het GM-scenario. We merken hierbij op dat de gezondheidsimpact door blootstelling aan ozon over kleine aantallen gaat (zie ook Tabel 34).
- Dit betekent bv. op jaarbasis tot 200 minder nieuwe astmagevallen bij volwassenen door chronische blootstelling aan stikstofdioxide en een daling met 2 ziekenhuisopnames door lage luchtweginfecties bij kinderen tussen 0-4 jaar door chronische blootstelling aan PM<sub>2,5</sub> (t.o.v. het GM-scenario).

### 6.3.5. CONCLUSIE ATTRIBUTIEVE AANTALLEN MORBIDITEIT

Blootstelling aan luchtvervuilende stoffen staat in verband met het ontwikkelen van aandoeningen van de luchtwegen, hart- en vaatziekten, longkanker, maar ook met diabetes type 2, effecten op het ongeboren kind, ... Voor verschillende gezondheidsaandoeningen werd de jaarlijkse incidentie, dit is het aantal nieuwe gevallen per jaar, of het aantal ziekenhuis opnames beschouwd. Alle scenario's voor het jaar 2030 geven een daling in de attributieve aantallen van de beschouwde gezondheidseffecten in vergelijking met het referentiescenario. De beste resultaten worden gerealiseerd in beide Thermic Ban-scenario's, deze realiseren op jaarbasis een afname in aantal ziektegevallen met ongeveer 25 - 28 % door chronische blootstelling aan stikstofdioxide en een afname van ongeveer 7,5 % door blootstelling aan fijn stof in vergelijking met het BAU-scenario.

## HOOFDSTUK 7. RESULTATEN: MONETARISERING VAN DE GEZONDHEIDSImpACT VAN DE BEVOLKING VAN HET BHG

Naast het aantal attributieve gevallen voor de verschillende scenario's werden tevens de geassocieerde externe kosten bepaald. We beschrijven de resultaten van de VOLY-en VSL- benadering. Deze methodes werden beschreven in sectie 3.1.

### 7.1. RESULTATEN VOLY- EN VSL-BENADERING

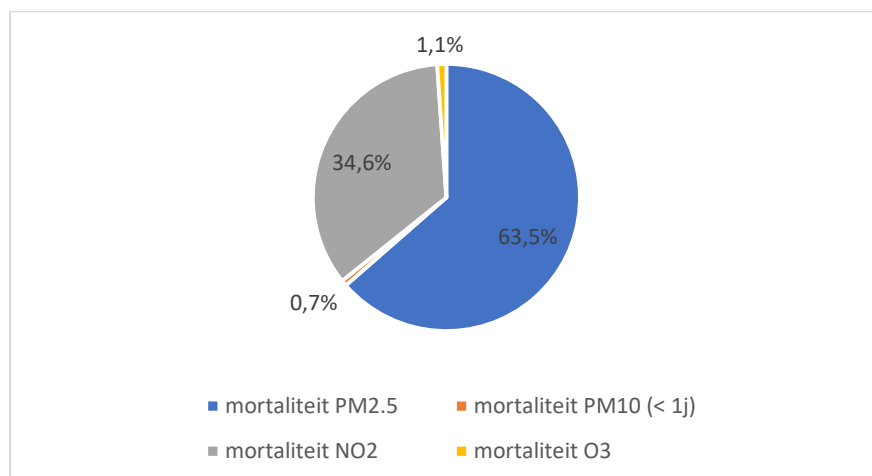
Voor het referentiescenario zijn de kosten gegeven in Tabel 40.

Tabel 40. Referentie scenario: Kosten in miljoen€/jaar gerelateerd aan luchtpollutie (Euro, 2019)

Polluent	Gezondheidseindpunt	Mediane VOLY	Gemiddelde VOLY	VSL
PM <sub>2,5</sub>	Mortaliteit	585	1405	2096
PM <sub>10</sub>	Mortaliteit baby's	9	22	5
NO <sub>2</sub>	Mortaliteit	319	766	1143
O <sub>3</sub>	Mortaliteit	10	25	37
PM <sub>10</sub>	Hypertensie (incidentie)		1,27	
NO <sub>2</sub>	Hartfalen (ziekenhuisopname)		2,15	
PM <sub>2,5</sub>	CVA (cerebrovasculair accident) (ziekenhuisopname)		9,60	
PM <sub>2,5</sub>	Myocardinfarct (ziekenhuisopname)		2,96	
PM <sub>2,5</sub>	(Overige) cardiovasculaire aandoeningen (ziekenhuisopname)		1,59	
O <sub>3</sub>	Cardiovasculaire aandoeningen (ziekenhuisopname)		0,40	
NO <sub>2</sub>	Astma (incidentie)		14,71	
PM <sub>2,5</sub>	Astma (incidentie)		2,85	
PM <sub>10</sub>	Bronchitis (incidentie)		0,79	
PM <sub>10</sub>	Chronische bronchitis (incidentie)		14,29	
PM <sub>2,5</sub>	Lage luchtweginfecties (ziekenhuisopname)		1,55	
NO <sub>2</sub>	COPD (ziekenhuisopname)		1,15	
PM <sub>2,5</sub>	(Overige) luchtwegaandoeningen (ziekenhuisopname)		2,78	
O <sub>3</sub>	Luchtwegaandoeningen (ziekenhuisopname)		0,086	
NO <sub>2</sub>	(Overige) luchtwegaandoeningen (ziekenhuisopname)		5,64	
PM <sub>10</sub>	Dagen met astmasymptomen		0,004	
NO <sub>2</sub>	Laag geboortegewicht (< 2.500 g) bij terme geboorten (>= 37 weken)		2,52	
PM <sub>2,5</sub>	Preterme geboorte (< 37 weken)		7,52	
PM <sub>2,5</sub>	Diabetes mellitus type 2 (incidentie)		13,37	
NO <sub>2</sub>	Parkinson (incidentie)		0,33	
PM <sub>2,5</sub>	Longkanker (incidentie)		4,32	

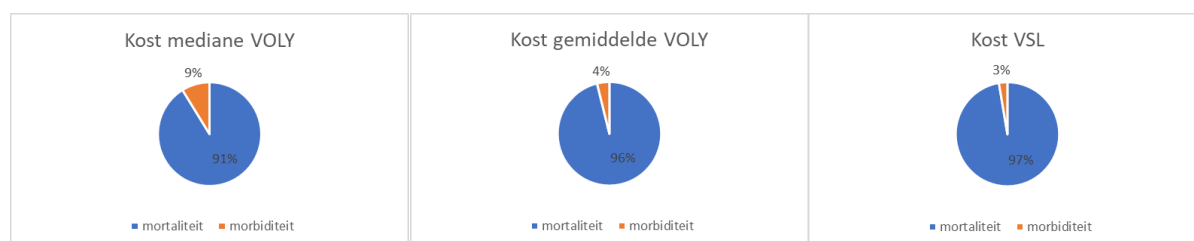
VOLY: Value of Life Year; VSL: Value of Statistical Life

De kost van mortaliteit wordt grotendeels bepaald door PM<sub>2,5</sub> en NO<sub>2</sub> (zie Figuur 15). Ongeveer 64% wordt bepaald door PM<sub>2,5</sub> en 35% door NO<sub>2</sub>.



Figuur 15. Verdeling kosten mortaliteit volgens de verschillende polluenten.

Wanneer de kost voor mortaliteit vergeleken wordt met deze voor morbiditeit, dan varieert de bijdrage van morbiditeit op de totale kost van 3% tot 9% (afhankelijk van de benadering: mediane VOLY, gemiddelde VOLY, VSL). Dit is weergegeven in de figuren hieronder. Grootste bijdrage voor morbiditeit is in de mediane VOLY-benadering en kleinste in de VSL. Voor alle andere scenario's (BAU, GM, TB, TB+) is de verdeling gelijk.



Figuur 16. Verdeling kosten mortaliteit en morbiditeit voor VOLY- en VSL-benadering

Wanneer gekeken wordt naar morbiditeit worden de 3 hoogste kosten bepaald door a) blootstelling aan NO<sub>2</sub> en astma incidentie, b) blootstelling aan PM<sub>10</sub> en incidentie chronische bronchitis en c) blootstelling aan PM<sub>2,5</sub> en incidentie diabetes mellitus type II. Een gedetailleerd resultaat van de morbiditeitskosten en een opsplitsing in directe kosten, indirecte kosten (o.a. absentie) en kosten welvaartsverlies zijn terug te vinden in appendix C.

De totale kost voor de verschillende scenario's met foutenmarge (95% BI) is weergegeven in onderstaande tabel. Ook de verschillen tussen de scenario's zijn weergegeven. De foutenmarge werd hier enkel bepaald door de verdeling op de blootstelling-effectrelatie.

Tabel 41. Totale kosten in miljoen €/jaar luchtpollutie BHG voor de verschillende scenario's. (Euro, 2019). Naast de centrale inschatting geven we tussen haakjes de onzekerheid weer door het toepassen van de onder- en bovenlimiet van het 95 % betrouwbaarheidsinterval van de gebruikte blootstelling-effectrelatie (relatief risico RR).

Scenario	Mediane VOLY: centraal (95% BI OG – 95% BI BG)	Gemiddelde VOLY: centraal (95% BI OG – 95% BI BG)	VSL: centraal (95% BI OG – 95% BI BG)
REF	1.010 (759 – 1.261)	2.305 (1.704 – 2.908)	3.367 (2.472 – 4.266)
BAU	675 (508 - 841)	1.532 (1.131 – 1.929)	2.232 (1.635 – 2.824)
GM	604 (455 - 752)	1.367 (1.010 – 1.722)	1.990 (1.457 – 2.520)
TB	579 (438 - 720)	1.310 (973 – 1.649)	1.907 (1.404 – 2.411)
TB+	572 (432 - 712)	1.295 (957 – 1.628)	1.883 (1.380 – 2.381)

OG: ondergrens; BG: bovengrens

Tabel 42. Winst in miljoen €/jaar luchtpollutie BHG t.o.v. referentiescenario. (Euro, 2019). Naast de centrale inschatting geven we tussen haakjes de onzekerheid weer door het toepassen van de onder- en bovenlimiet van het 95 % betrouwbaarheidsinterval van de gebruikte blootstelling-effectrelatie (relatief risico RR).

Scenario	Mediane VOLY: centraal (95% BI OG – 95% BI BG)	Gemiddelde VOLY: centraal (95% BI OG – 95% BI BG)	VSL: centraal (95% BI OG – 95% BI BG)
BAU	335 (251 - 419)	773 (580 - 967)	1.135 (852 – 1.419)
GM	406 (304 - 507)	938 (703 – 1.172)	1.377 (1.033 – 1.721)
TB	431 (323 - 538)	995 (746 – 1.244)	1.461 (1.096 – 1.826)
TB+	437 (328 - 547)	1.011 (758 – 1.263)	1.485 (1.113 – 1.856)

Tabel 43. Winst in miljoen €/jaar luchtpollutie BHG t.o.v. BAU-scenario. (Euro, 2019). Naast de centrale inschatting geven we tussen haakjes de onzekerheid weer door het toepassen van de onder- en bovenlimiet van het 95 % betrouwbaarheidsinterval van de gebruikte blootstelling-effectrelatie (relatief risico RR)

Scenario	Mediane VOLY: centraal (95% BI OG – 95% BI BG)	Gemiddelde VOLY: centraal (95% BI OG – 95% BI BG)	VSL: centraal (95% BI OG – 95% BI BG)
GM	71 (53 - 89)	165 (123 - 206)	242 (181 - 302)
TB	96 (72 - 120)	222 (166 - 277)	325 (244 - 407)
TB+	103 (77 - 128)	237 (178 - 297)	349 (262 - 436)

Tabel 44. Winst in miljoen €/jaar luchtpollutie BHG t.o.v. GM-scenario. (Euro, 2019). Naast de centrale inschatting geven we tussen haakjes de onzekerheid weer door het toepassen van de onder- en bovenlimiet van het 95 % betrouwbaarheidsinterval van de gebruikte blootstelling-effectrelatie (relatief risico RR).

Scenario	Mediane VOLY: centraal (95% BI OG – 95% BI BG)	Gemiddelde VOLY: centraal (95% BI OG – 95% BI BG)	VSL: centraal (95% BI OG – 95% BI BG)
TB	25 (18 - 31)	57 (43 - 71)	84 (63 - 105)
TB+	32 (24 - 39)	73 (55 - 91)	107 (81 - 134)

Tabel 45. Winst in miljoen €/jaar luchtpollutie BHG t.o.v. TB-scenario. (Euro, 2019). Naast de centrale inschatting geven we tussen haakjes de onzekerheid weer door het toepassen van de onder- en bovenlimiet van het 95 % betrouwbaarheidsinterval van de gebruikte blootstelling-effectrelatie (relatief risico RR).

Scenario	Mediane VOLY: centraal (95% BI OG – 95% BI BG)	Gemiddelde VOLY: centraal (95% BI OG – 95% BI BG)	VSL: centraal (95% BI OG – 95% BI BG)
TB+	7 (5 - 9)	16 (12 - 20)	24 (18 - 30)

De gemiddelde procentuele winst bedraagt:

Tabel 46. Gemiddelde winst (percentage) in de verschillende scenario's.

Winst t.o.v.	Scenario	Gemiddelde procentuele winst
Referentie (REF)	BAU	33%
	GM	40%
	TB	42%
	TB+	43%
Business as usual (BAU)	GM	11%
	TB	14%
	TB+	15%
Good move (GM)	TB	4%
	TB+	5%
Thermic ban (TB)	TB+	1%

Algemeen blijkt uit deze berekening dat:

- Over de tijd heen zal een relatief grote winst geboekt worden in het BAU-scenario. Wanneer BAU, GM, TB en TB+ onderling beschouwd worden is de winst t.o.v. BAU gelijk aan 11% (GM), 14% (TB) en 15% (TB+).
- Wanneer gekeken wordt naar de verschillende benaderingen (mediane VOLY, gemiddelde VOLY, VSL) dan is de grootste winst te boeken volgens de VSL-benadering en de laagste volgens de mediane VOLY- benadering. De ratio winst VSL benadering / mediane VOLY benadering is een factor 3,3. Wanneer gekeken wordt naar de mortaliteit door luchtpollutie is volgens veel auteurs de VOLY benadering meer gepast dan de VSL benadering (Hammit, 2007) (Desaigues et al., 2011). Dit omdat de meeste sterfgevallen vallen in de oudere deel van de populatie. De VSL-benadering is meer gepast voor verkeersslachtoffers hoewel OECD als voorkeur de VSL-benadering heeft.
- Op basis van de mediane VOLY-benadering (conservatief) zijn de totale kosten voor luchtverontreiniging in het BHG in het referentie scenario gelijk aan 1.010 miljoen euro/jaar. T.o.v. de referentiesituatie zullen in de loop van de tijd de kosten dalen met 335 miljoen euro/jaar (BAU). T.o.v. het BAU-scenario kan een extra winst geboekt worden van 71 miljoen euro/jaar (GM), 96 miljoen euro/jaar (TB) en 103 miljoen euro/jaar (TB+).
- Op basis van de VSL-benadering zijn de totale kosten voor luchtverontreiniging in het referentiescenario gelijk aan 3.367 miljoen euro/jaar. T.o.v. de referentiesituatie zullen in de loop van de tijd de kosten dalen met 1.135 miljoen euro/jaar (BAU). T.o.v. het BAU-scenario kan een extra winst geboekt worden van 242 miljoen euro/jaar (GM), 325 miljoen euro/jaar (TB) en 349 miljoen euro/jaar (TB+).

## 7.2. KADERING VAN RESULTATEN

Eind 2017 werd door de Europese Commissie de kosten gerelateerd aan luchtpollutie en de impact op gezondheid geschat voor België. Deze bedroegen volgens de EC 8 miljard Euro (Euro 2010). Citaat: *"The health-related external costs from air pollution in Belgium have been estimated to be more than EUR 8 billion/year (income adjusted, 2010), which includes the intrinsic value of living a healthy life without premature death as well as the direct costs to the economy such as healthcare costs and lost working days due to sickness caused by air pollution."* (EC, 2017a) (EC, 2017b). De cijfers zijn gebaseerd op een berekening in 2013 (EC, 2013). Op basis van het rapport is het niet duidelijk of dit cijfer voor België (8 miljard euro) gebaseerd is op de mediane VOLY- of VSL-approach. Op basis van het aantal gerapporteerde sterfgevallen is deze schatting van 8 miljard mogelijk op basis van de VOLY-approach.

Het aantal vroegtijdige sterftes was voor België in 2013 gelijk aan 10.050 voor PM<sub>2,5</sub>, 2.320 voor NO<sub>2</sub> en 210 voor O<sub>3</sub>. Het totaalaantal vroegtijdige sterftes was dus gelijk aan 12.580. Het aantal YOLL was in 2013 voor België gelijk aan 103.600 voor PM<sub>2,5</sub>, 23.900 voor NO<sub>2</sub> en 2.300 voor O<sub>3</sub>. Het totaal aantal YOLL was dus gelijk aan 129.800 (EEA, 2016). Per vroegtijdige sterfgeval gaat dus  $129.800/12.580 = 10,3$  jaar verloren. Op basis van incidentie data mortaliteit Brussel wordt er in de berekening van dit rapport uitgegaan van 11,6 verloren jaren door vroegtijdige sterfte wat goed overeenkomt.

In het Aphekom-project (2008-2011) werden de kosten begroot voor verschillende Europese steden waaronder het BHG (Bouland, 2010) (Pascal et al., 2013). Er werd gekeken naar hoeveel winst een daling van 5 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>2,5</sub> zou opbrengen. In het BHG zou dergelijke daling een winst opbrengen van 44 miljoen euro (euro 2005). Een daling tot de WHO AQG van een jaargemiddelde PM<sub>2,5</sub>-concentratie van 10 µg/m<sup>3</sup> zou een winst opbrengen van 722 miljoen euro/jaar (VSL-approach: waarde VSL 1.655.000 euro in 2005). De daggemiddelde PM<sub>2,5</sub> concentratie (uitgemiddeld over 3 jaar metingen) was in BHG toen gelijk aan 19 µg/m<sup>3</sup>. Rekening houdend met economische groei en inflatie (verandering HICP 2005->2019: 30%), het feit dat momenteel de bevolkingsgewogen blootstelling gelijk is aan 14 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>2,5</sub>, een bevolkingsgroei van 1,1 naar 1,2 miljoen en een VSL genomen werd van 3 miljoen dollar of 2,4 miljoen euro<sub>2005</sub>, zouden we nu op basis van Aphekom-data komen op een winst van  $722 / ((19 \mu\text{g}/\text{m}^3 - 10 \mu\text{g}/\text{m}^3) \times 14 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 1,30 \times (2,4 \times 10^6 / 1,655 \times 10^6)) \times (1,2/1,1) = 2,3$  miljard euro voor mortaliteit aan PM<sub>2,5</sub> hetgeen overeenkomt met het resultaat in onze studie. Voor de VSL komen we nu in het referentiescenario op een kost voor luchtpollutie van 2,1 miljard euro. Dit is slechts een ruwe vergelijking en mogelijk zijn er verschillende aannames maar het geeft aan dat huidige schatting in dezelfde grootteorde ligt.

### 7.3. CONCLUSIE

Wat betreft kosten kan er het volgende geconcludeerd worden. Er wordt een spreiding gegeven op basis van de resultaten van de mediane VOLY en de VSL. De kost voor luchtpollutie in het BHG ligt in het referentiescenario tussen 1.010 en 3.367 miljoen euro/jaar. In de loop van de tijd zal de kost voor luchtpollutie dalen met 335 tot 1.135 miljoen euro/jaar (BAU). T.o.v. het BAU-scenario kan een extra winst geboekt worden van 71 tot 242 miljoen euro/jaar (GM-scenario), van 96 tot 325 miljoen euro/jaar (TB-scenario) en van 103 tot 349 miljoen euro/jaar (TB+ scenario).



## HOOFDSTUK 8. BELEIDSAANBEVELINGEN

---

In deze studie hebben we voor de bevolking van het Brussels Hoofdstedelijk gewest de blootstelling aan luchtverontreinigende stoffen bepaald, alsook de impact hiervan op verschillende gezondheidseffecten. De berekeningen werden uitgevoerd voor 5 scenario's. Het referentiescenario weerspiegelt de situatie in 2015. Het Business as usual-scenario voor 2030 houdt rekening met een voortzetting van het huidige beleid inzake de continue transitie naar duurzamere mobiliteit. Volgende drie scenario's reflecteren verschillende mobiliteitsmaatregelen:

- Mobiliteitsscenario Good Move (GM): afname van gemotoriseerd verkeer als gevolg van de implementatie van het Good Move-mobiliteitsplan aangenomen in maart 2020<sup>62</sup>, berekeningen voor jaar 2030;
- Mobiliteitsscenario Thermic Ban (TB): afname van gemotoriseerd verkeer (Good Move scenario) in combinatie met een geleidelijke afname van het aantal diesel-, benzine- en LPG-voertuigen, met uitzondering van zware vrachtwagens, berekeningen voor jaar 2030;
- Mobiliteitsscenario Thermic Ban Plus (TB+): Thermic Ban scenario met inbegrip van elektrificatie van zware vrachtwagens, berekeningen voor jaar 2030.

In vergelijking met het business as usual (BAU)-scenario realiseren deze mobiliteitsscenario's een extra gezondheidswinst voor de bevolking van het BHG door lagere blootstelling aan luchtverontreinigende stoffen.

Op basis van de hierboven beschreven resultaten formuleren we hieronder beleidsaanbevelingen voor het mobiliteitsbeleid van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest.

### **8.1. HET BELANG VAN UITFASEREN VAN THERMISCHE VOERTUIGEN EN IMPLEMENTATIE VAN GOOD MOVE**

#### **8.1.1. VOORDELEN VAN UITFASEREN VAN THERMISCHE VOERTUIGEN EN IMPLEMENTATIE VAN GOOD MOVE**

Deze studie toont aan dat het uitfaseren van voertuigen met een verbrandingsmotor en het implementeren van het gewestelijk plan Good Move naar verwachting belangrijke voordelen zal opleveren voor het Brussels Hoofdstedelijk Gewest: een betere luchtkwaliteit, minder vroegtijdige sterfgevallen en ziekten en een belangrijke besparing op uitgaven in verband met deze gezondheidsvoordelen.

De GM-, TB- en TB+ scenario's hebben duidelijke voordelen voor de bescherming van de gezondheid van de inwoners van Brussel. Zij maken het mogelijk om de blootstelling aanzienlijk te verlagen zodat deze voor alle Brusselaars in de Thermic Ban-scenario's voor NO<sub>2</sub> en PM<sub>10</sub> onder de gezondheidkundige advieswaarde ligt. Voor PM<sub>2,5</sub> wordt de laagste blootstelling gerealiseerd in beide Thermic-Ban scenario's, hier is echter nog 3-4 % van de inwoners blootgesteld aan een waarde hoger dan de gezondheidkundige advieswaarde van 10 µg/m<sup>3</sup>. Recent onderzoek toont aan dat er ook gezondheidseffecten optreden bij concentraties beneden de advies- en grenswaarden, het is dus van groot belang om de algemene blootstelling zo laag mogelijk te houden. Dit wordt gerealiseerd in de Thermic-Ban scenario's.

---

<sup>62</sup> <https://goodmove.brussels/nl/>

Bijgevolg zijn de uitvoering van het Gewestelijk Mobiliteitsplan Good Move en de uitfasering van voertuigen met een verbrandingsmotor essentieel om de aanbevolen blootstellingsniveaus voor alle verontreinigende stoffen te bereiken. Deze combinatie van maatregelen zal ervoor zorgen dat in 2030 het aantal vroegtijdige sterfgevallen jaarlijks zal dalen met 102 tot 110 gevallen en dat het aantal zieken als gevolg van chronische blootstelling aan NO<sub>2</sub> met 25 à 28 % zal afnemen, in vergelijking met het BAU-scenario. Dit levert een jaarlijkse besparing op van 100 tot 350 miljoen euro aan gezondheidsuitgaven in vergelijking een BAU-scenario. In deze studie zijn de voordelen alleen berekend voor 2030, maar het is duidelijk dat hoe eerder deze beleidsmaatregelen worden uitgevoerd, hoe groter de cumulatieve voordelen zullen zijn.

De mate waarin de Good Move gerealiseerd kan worden, hangt af van de mate waarin de Brusselaars en pendelaars kiezen voor alternatieve verplaatsingsmogelijkheden zoals openbaar vervoer, fietsen, steppen en stappen. Het succes van deze fysiek actieve verplaatsingsvormen hangt samen met de kwaliteit van de infrastructuur voor fietsers, steppers en voetgangers. De voorwaarden hiervoor (zoals bv. voldoende en veilige fiets- en voetpaden, voldoende capaciteit voor actieve deelmobiliteit) werden reeds beschreven in het Gewestelijk Mobiliteitsplan Good Move. The extent to which the measures contained in the GM plan are implemented and enforced will determine the magnitude of the health benefits.

De voordelen die voortvloeien uit het verbod op voertuigen met verbrandingsmotor zullen ook afhangen van de uitvoering en handhaving ervan. Met het Thermic Ban Plus-scenario zien we dat hoe meer voertuigen te maken krijgen met de uitfasering van diesel, hoe groter de voordelen voor de gezondheid zullen zijn. Beleidskeuzes zoals het type voertuigen dat wordt beïnvloed, het aantal toegestane vrijstellingen en het tijdschema en de handhavings- en controleregeling zijn belangrijke parameters die van invloed zijn op het totale effect van de regeling.

#### **8.1.2. EXTRA GEZONDHEIDSWINST**

In de huidige studie werden de gezondheidseffecten van de Brusselse bevolking door blootstelling aan luchtverontreinigende stoffen becijferd. Men kan echter nog grotere gezondheidswinsten verwachten omdat:

- De vele pendelaars die gedurende de werkweek overdag in Brussel werken zullen aan lagere concentraties blootgesteld worden en bijgevolg minder gezondheidsklachten ontwikkelen.
- De reductie van de verkeersemissies op het Brussels grondgebied, heeft een positieve invloed op de concentratieniveaus in Vlaanderen en Wallonië, hetgeen daar leidt tot verlaagde blootstelling.
- De mobiliteitsmaatregelen realiseren een verbetering van de luchtkwaliteit, maar hebben tegelijk een positief effect op verkeerslawaaï. Verminderde blootstelling aan verkeerslawaaï levert een extra gezondheidswinst op (onafhankelijk van het effect van de verbeterde luchtkwaliteit).
- De meeste Brusselaars (en Belgen) zijn momenteel te weinig fysiek actief en zullen door toepassing van het Good Move-mobiliteitsplan in de toekomst meer voor alternatieve actieve verplaatsingsmogelijkheden kiezen. Uit verschillende studies (Buekers et al., 2015; Dons et al., 2018; Mueller et al., 2015) blijkt dat het positieve effect van meer fysieke activiteit op de gezondheid vele malen groter is dan het gezondheidsrisico van luchtvervuiling. Dit geldt zeker indien voetgangers en fietsers routes kunnen kiezen waarbij ze minder blootgesteld worden aan uitlaatgassen. Daarom moet bij elke beleidsmaatregel die actieve mobiliteit promoot, naast de cijfers in dit rapport, ook de gezondheidsbaat van fietsen en wandelen in rekening worden gebracht. Omdat die gezondheidsbaat zo groot is, kan zelfs een kleine stijging van het aantal fietsers en wandelaars een effect hebben dat in monetaire termen van dezelfde grootteorde of groter is dan de cijfers in dit rapport.

- Anderzijds kan de gezondheidskost van ongevallen mogelijks van dezelfde grootteorde zijn als de gezondheidsbaten van meer fysieke activiteit. Men dient alles in het werk te stellen om, bij een stijgend gebruik van de fiets, een stijging van het aantal ongevallen te vermijden. Als ook fatale ongevallen in rekening worden genomen, dan staat vast dat elke investering in veilige fietsinfrastructuur kostenefficiënt is<sup>63</sup>.
- Indien in Brussel ruimte vrijkomt door de vermindering van verkeersvolumes (bv. straten die afgesloten kunnen worden, parkeerruimte die niet meer nodig is), kan bij de (her)inrichting van de publieke ruimte rekening gehouden worden met het aanbrengen van groen-blauwe ruimtes. Er is veel wetenschappelijke evidentie die aantoont dat nabijheid van (stedelijk) groen een positief effect heeft op de fysieke en mentale gezondheid van omwonenden, zie (WHO Regional Office for Europe, 2016). Tevens is er een positief effect op mogelijke hittestress in de toekomst. Voor blootstelling aan groen zijn er aanbevelingen op gebied van inrichting, feitelijke gebruik van groen, toegankelijkheid doelgroepen (Buekers et al., 2020).

### 8.2. AANDACHTSPUNTEN

#### 8.2.1. WERKELIJKE EMISSIEGEGEVENS WEGVERKEER

De COPERT 4-methodologie die gevolgd wordt in de emissiemodellering neemt de recente resultaten i.v.m. “real-driving-emissions” in rekening. Een recente studie (Suarez-Bertoa et al., 2019) toont echter aan dat de werkelijke emissies in bepaalde omstandigheden sterk afwijken van de resultaten van real-driving-emission-tests. Er worden in de studie geen mogelijke redenen gegeven, maar werkelijke emissies kunnen verschillen van testomstandigheden. Naast de directe uitlaatemissies die vrijkomen via de uitlaatpijp, komen er ook niet-uitlaatemissies vrij door bv. remmen, slijtage van banden, remmen en wegdek en door opwaaiend stof als gevolg van luchtcirculatie. Er gebeurt onderzoek naar de grootte van de bijdrage van de niet-uitlaatemissies alsook naar de chemische samenstelling ervan. Verder is er geen consensus over het verschil in niet-uitlaatemissies bij wagens met een verbrandingsmotor en elektrische voertuigen. Sommige studies<sup>64</sup> stellen dat een batterij-elektrisch voertuig meer niet-uitlaatemissies heeft dan een wagen met verbrandingsmotor omdat een elektrische wagen meestal zwaarder is en er daardoor meer bandenslijtage en slijtage van het wegdek is.

Het Institut Scientifique de Service Public (ISSeP), het Vlaams departement Omgeving en Leefmilieu Brussel zijn begonnen met het gebruik van meetsystemen om langsheen een weg de emissies van passerende voertuigen te meten<sup>65</sup>, zogenaamde “remote sensing”. Dit soort metingen wordt aanbevolen omdat zo een beter inzicht wordt verkregen in wat voertuigen werkelijk uitstoten.

#### 8.2.2. CONTROLE VAN ROEFILTERFRAUDE

In de BAU- en Good Move-scenario’s rijdt nog een aanzienlijk deel van de personenwagens op diesel, dit geldt ook in het Thermic Ban-scenario voor de zware vrachtwagens.

---

<sup>63</sup> De gezondheidsvoordelen (en economische winst hieraan verbonden) voor de shift van passieve naar actieve mobiliteit kan becijferd worden via een rekentool ontwikkeld in opdracht van het Vlaams Agentschap Zorg en Gezondheid (<https://www.zorg-en-gezondheid.be/gezondheidscalculator-modal-shift>). Een recente VITO-studie (Castro et al., 2019) toonde aan dat ook het gebruik van e-bikes leidt tot een aanzienlijke toename van de fysieke activiteit van e-bikers die overstappen van privé-motorvoertuig en openbaar vervoer. Het nettoverlies aan fysieke activiteit bij e-bikers die overschakelen van de fiets waren veel minder door de toename van de totale reisafstand.

<sup>64</sup> [https://theicct.org/sites/default/files/publications/ICCT\\_Pocketbook\\_2018\\_Final\\_20181205.pdf](https://theicct.org/sites/default/files/publications/ICCT_Pocketbook_2018_Final_20181205.pdf)

<sup>65</sup> <https://www.issep.be/wp-content/uploads/Projet-PEMSWALL.pdf>

<https://leefmilieu.brussels/themas/mobiliteit/remote-sensing-project>

<https://omgeving.vlaanderen.be/metingen-verkeersemisies-via-remote-sensing>

In de gebruikte emissiemodellen wordt rekening gehouden met het feit dat de meeste dieselwagens uitgerust zijn met een roetfilter, dit leidt tot een drastische vermindering van de roet- en fijnstofemissies. Echter bij vervanging van de roetfilter kunnen de kosten hoog oplopen, daarom worden roetfilters soms verwijderd bij dieselwagens. In de Belgische keuringscentra worden momenteel opaciteitsmetingen uitgevoerd voor het controleren van de uitstoot via de uitlaatpijp. Deze meetmethode is echter niet geschikt om fraude met roetfilters te controleren. Er bestaat een betere monitoringsmethode (deeltjesteller) maar deze wordt nog niet toegepast. Het is van belang om in de drie gewesten deze nieuwe meetmethode zo snel mogelijk invoeren en niet te wachten op een Europese richtlijn terzake.

### 8.2.3. STEDELIJK GOEDERENVERVOER

Een mogelijk indirect effect van de geleidelijke afschaffing van de dieselmotorisering voor zware bedrijfsvoertuigen (zoals in Thermic Ban Plus) zou een verschuiving van zware naar lichte bedrijfsvoertuigen kunnen zijn<sup>66</sup>. Parallel aan het thermisch verbod is het belangrijk dat het Gewest een algemene strategie toepast om het aantal voertuigkilometers van lichte bedrijfsvoertuigen te beperken.

Het Good Move-scenario voorziet een afname van het aantal voertuigkilometers door lichte vrachtwagens met 48 % t.o.v. het BAU-scenario. Dit kan enkel gerealiseerd worden door een andere aanpak van het stedelijk goederenvervoer. Waterverkeer is slechts mogelijk voor bepaalde soorten producten zoals bv. bouwmaterialen. Het hierboven vermelde EEA-rapport (European Environmental Agency, 2018) stelt het oprichten van distributiecentra in de stedelijke rand voorop, van waaruit gezamenlijke leveringen met minder vervuilende voertuigen of elektrische bakfietsen gebeuren. De extra overslag vergt echter extra tijd en kosten en vermindert vaak de economische efficiëntie. Het rapport stelt verschillende manieren voor om de kostenuitdaging aan te pakken en duurzaam stedelijk vrachtvervoer te realiseren zoals bv. creëren van microhubs en afleverpunten, maar ook het gebruik van drones.

### 8.2.4. EMISSIES UIT ANDERE SECTOREN

Om de luchtkwaliteit in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest verder te verbeteren, is het niet voldoende om enkel emissies van lokaal verkeer te verminderen. Dit werd besproken in sectie 6.1.2 en eveneens onderzocht in het (Joaquin, 2015)-project. Er moeten maatregelen op andere vlakken genomen worden:

- De emissiesector huishoudens wordt in 2030 de belangrijkste emissiesector voor de pollutanten NO<sub>x</sub> en fijn stof. Vooral houtverbranding is bij gebouwenverwarming een belangrijke emissiebron. Bovendien zijn veel woningen in Brussel (en algemeen in België) slecht geïsoleerd. Een actieplan voor deze sector lijkt aangewezen.
- Emissiebronnen buiten het Brussels grondgebied leveren een belangrijke bijdrage tot concentraties van bv. fijn stof. Immers naast het primaire, rechtstreeks uitgestoten, fijn stof is er een belangrijk aandeel van secundaire dat fijn stof ontstaat wanneer in de lucht aanwezige verontreinigende stoffen chemisch reageren. Hierbij is ammoniak (NH<sub>3</sub>) belangrijk, dit wordt o.a. uitgestoten door de landbouw, zeker in de periode wanneer landbouwers hun velden bemesten (Jurgen Buekers et al., 2014). Samenwerking op Belgische en Europese schaal is nodig om overall een betere luchtkwaliteit te garanderen.

---

<sup>66</sup> Bij de TB- en TB+-scenario's in deze studie is met deze veronderstelling geen rekening gehouden.

### 8.2.5. EC/BC NORM

Op dit ogenblik zijn de Europese normen voor fijn stof en NO<sub>2</sub> de belangrijkste richtsnoeren voor het Brusselse luchtkwaliteitsbeleid. Er bestaat geen norm voor roet onder de vorm van elementair koolstof (EC) of zwarte koolstof (BC), noch voor ultrafijne deeltjes (UFP). Hoewel die fractie maar een klein aandeel uitmaakt van PM<sub>2,5</sub> is ze waarschijnlijk verantwoordelijk voor een (groot) deel van de gezondheidseffecten. Er zijn echter geen blootstelling-effectrelaties beschikbaar voor blootstelling aan deze pollutanten, behalve voor vroegtijdige mortaliteit (één studie (Janssen et al., 2011b)). In de huidige studie werd deze studie gebruikt om een inschatting te maken van het aantal vroegtijdige overlijdens. Echter, doordat de overlap met de gezondheidseffecten van PM<sub>2,5</sub> en NO<sub>2</sub> niet gekend is, werden de cijfers niet opgenomen in de economische evaluatie. Het verdient dus de aanbeveling dat de Brusselse overheid, in de relevante fora, zou ijveren voor de invoering van een Europese luchtkwaliteitsnorm voor black carbon. Dat kan bv. in samenspraak met de WHO. Zo'n norm zou het beleid immers toelaten om efficiënter te focussen op een gezondheidsrelevante fractie van het fijn stof probleem. Bovendien sluit zo'n norm goed aan bij de bevoegdheden en mogelijkheden van de Brusselse overheid omdat de concentratieniveaus van roet vooral beïnvloed worden door lokale verbrandingsbronnen en veel minder worden beïnvloed door de uitstoot buiten Brussel.

### 8.2.6. METHODOLOGISCHE BELEIDSAANBEVELINGEN

De Intergewestelijke Cel voor het Leefmilieu (IRCELINE)<sup>67</sup> bepaalt sinds kort op jaarbasis het aantal gevallen vervroegde mortaliteit door verschillende luchtpolluenten op gewestelijk niveau. Het is interessant om tijdsevolutie van deze gezondheidsindicator op te volgen. De blootstelling-effectrelaties die gebruikt worden in deze studie (en ook door IRCELINE) zijn geselecteerd op basis van een recente literatuurstudie van peer-reviewed literatuur alsook studies door toonaangevende instanties. Wetenschappelijke bevindingen evolueren in de tijd, zo zal bv. de WHO in 2021 nieuwe aanbevelingen omtrent gezondheidseffecten door luchtverontreiniging publiceren. Het is mogelijk dat hierdoor de bevindingen in deze studie (licht) wijzigen. In recente studies wordt vaak de dynamische blootstelling aan luchtverontreiniging bepaald, waarbij men rekening houdt met het verplaatsingsgedrag i.p.v. enkel de blootstelling op het thuisadres te nemen zoals in deze studie. Momenteel ontbreken echter gevalideerde blootstelling-effectrelaties om de gezondheidseffecten hiervan te bepalen.

Een tweede aanbeveling betreft de beschikbaarheid van gezondheidsgegevens voor mensen woonachtig in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. In de berekeningen van de huidige studie zijn voor sommige gezondheidseindpunten incidentiecijfers nodig voor aantal huisartsenbezoeken. Deze data konden niet bekomen worden voor het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Daarom werden Vlaamse data uit de Intego databank<sup>68</sup> gebruikt, dit is een databank met de registratie van huisartsenbezoeken voor een patiëntenpopulatie van 1,91 % van de Vlaamse bevolking. Meer informatie over de Intego-databank is terug te vinden in sectie 5.7.1. Deze gegevens werden gecombineerd met prevalentiecijfers uit de Gezondheidsenquête uitgevoerd door Sciensano in 2018<sup>69</sup>.

Het opstellen van een Brusselse gezondheidsdatabank laat toe om de tijdstrends van bepaalde gezondheidseffecten na te gaan. Deze data kunnen eveneens gekoppeld worden aan andere gegevens zoals bv. milieugegevens (luchtkwaliteit in deze studie). Het opvolgen van de effecten van luchtpollutie, klimaat, groene ruimte op gezondheid en het maken van reviews loont uiteindelijk en vertaalt zich in projecten zoals deze waar de up-to-date kennis kan toegepast worden. Dergelijke informatie is nuttig bij het sturen van het overheidsbeleid en het beoordelen van de effecten ervan.

---

<sup>67</sup> <https://www.irceline.be/nl>

<sup>68</sup> [www.intego.be](http://www.intego.be)

<sup>69</sup> [https://his.wiv-isp.be/nl/SitePages/Volledige\\_rapporten\\_2018.aspx](https://his.wiv-isp.be/nl/SitePages/Volledige_rapporten_2018.aspx)

## LITERATUURLIJST

- Abbey, D.E., Hwang, B.L., Burchette, R.J., Vancuren, T., Mills, P.K., 1995. Estimated Long-Term Ambient Concentrations of PM<sub>10</sub> 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<sub>2.5</sub>) and other air pollutants. *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.* 5, 137–59.
- 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. IIASA report. (<http://gains.iiasa.ac.at>).
- 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., Favaro, 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)
- ARCADIS, 2009. Reële milieugerelateerde gezondheidskosten in Vlaanderen.
- 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>
- 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., Strömberg, M., Dons, E., Jerrett, M., Fischer, P., Wang, M., Brunekreef, B., de Hoogh, K., 2013. Development of NO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub> 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>
- 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.
- Boulard, C., 2010. Aphekom - Local city report - Brussels Capital.
- 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.0b013e3181dbee1>
- Buekers, Jurgen, Deutsch, F., Veldeman, N., Janssen, S., Panis, L.I., 2014. Fine Atmospheric Particles from Agricultural Practices in Flanders: From Emissions to Health Effects and Limit Values. *Outlook Agric.* 43, 39–44. <https://doi.org/10.5367/oa.2014.0153>



- Buekers, J., Dons, E., Elen, B., Int Panis, L., 2015. Health impact model for modal shift from car use to cycling or walking in Flanders: Application to two bicycle highways. *J. Transp. Heal.* 2, 549–562. <https://doi.org/10.1016/j.jth.2015.08.003>
- 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.
- Buekers, J., Van de Vel, K., De Nocker, L., Bierkens, J., Baken, K., 2020. Optimaliseren en actualiseren van het gebruik van gezondheidsindicatoren binnen de omgevingsbeleidscontext.
- Burnett, R., Chen, H., Szyszkowicz, M., Fann, N., Hubbell, B., Pope, C.A., Apte, J.S., Brauer, M., Cohen, A., Weichenthal, S., Coggins, J., Di, Q., Brunekreef, B., Frostad, J., Lim, S.S., Kan, H., Walker, K.D., Thurston, G.D., Hayes, R.B., Lim, C.C., Turner, M.C., Jerrett, M., Krewski, D., Gapstur, S.M., Diver, W.R., Ostro, B., Goldberg, D., Crouse, D.L., Martin, R. V., Peters, P., Pinault, L., Tjepkema, M., van Donkelaar, A., Villeneuve, P.J., Miller, A.B., Yin, P., Zhou, M., Wang, L., Janssen, N.A.H., Marra, M., Atkinson, R.W., Tsang, H., Quoc Thach, T., Cannon, J.B., Allen, R.T., Hart, J.E., Laden, F., Cesaroni, G., Forastiere, F., Weinmayr, G., Jaensch, A., Nagel, G., Concin, H., Spadaro, J. V., 2018. Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 115, 9592–9597. <https://doi.org/10.1073/pnas.1803222115>
- 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>
- 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>
- Castro, A., Gaupp-Berghausen, M., Dons, E., Standaert, A., Laeremans, M., Clark, A., Anaya-Boig, E., Cole-Hunter, T., Avila-Palencia, I., Rojas-Rueda, D., Nieuwenhuijsen, M., Gerike, R., Panis, L.I., de Nazelle, A., Brand, C., Raser, E., Kahlmeier, S., Götschi, T., 2019. Physical activity of electric bicycle users compared to conventional bicycle users and non-cyclists: Insights based on health and transport data from an online survey in seven European cities. *Transp. Res. Interdiscip. Perspect.* 1, 100017. <https://doi.org/10.1016/j.trip.2019.100017>
- 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., Badaloni, C., Gariazzo, C., Stafoggia, M., Sozzi, R., Davoli, M., Forastiere, F., 2013. Long-term exposure to urban air pollution and mortality in a cohort of more than a million adults in Rome. *Environ. Health Perspect.* 121, 324–31. <https://doi.org/10.1289/ehp.1205862>
- 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., J, J.P., 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, f7412.
- 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>
- Committee on the Medical Effects of Air Pollutants, 2015. Quantification of Mortality and Hospital Admissions Associated with Ground-level Ozone, A report by the Committee on the Medical Effects of Air Pollutants.
- 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>
- De Backer, J., Bautmans, B., 2015. CARCINOGENE RISICO'S IN VOLKSGEZONDHEIDSKUNDIGE RISICO-INSCHATTINGEN.
- De Smet, S., 2016. “DE ECONOMISCHE KOST VAN DIABETES MELLITUS TYPE II IN BELGIË.”

- Desaigues, B., Ami, D., Bartczak, A., Braun-Kohlova, M., Chilton, S., Czajkowski, M., Farreras, V., Hunt, A., Hutchinson, M., Jeanrenaud, C., Kaderjak, P., Maca, V., Markiewicz, O., Markowska, A., Metcalf, H., Navrud, S., Nielsen, J.S., Ortiz, R., Pellegrini, S., Rabl, A., Riera, R., Scasny, M., Stoeckel, M.-E., Szanto, R., Urban, J., web-support@bath.ac.uk, 2011. Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY). *Ecol. Indic.*
- Deutsch, F.; Hooyberghs, H.; Van de Vel, K.; Van Holderbeke, M.; De Nocker, L., 2020. Luchtkwaliteitsgerelateerde morbiditeit in Vlaanderen.
- 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>
- Dons, E., Rojas-Rueda, D., Anaya-Boig, E., Avila-Palencia, I., Brand, C., Cole-Hunter, T., de Nazelle, A., Eriksson, U., Gaupp-Berghausen, M., Gerike, R., Kahlmeier, S., Laeremans, M., Mueller, N., Nawrot, T., Nieuwenhuijsen, M.J., Orjuela, J.P., Racioppi, F., Raser, E., Standaert, A., Int Panis, L., Götschi, T., 2018. Transport mode choice and body mass index: Cross-sectional and longitudinal evidence from a European-wide study. *Environ. Int.* 119, 109–116. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.06.023>
- EC, 2017a. Energy Union Factsheet Belgium.
- EC, 2017b. The EU Environmental Implementation Review Country Report - BELGIUM.
- EC, 2013. Impact assessment.
- EEA, 2016. EEA - Air Quality Europe.
- European Environmental Agency, 2019. European Environmental Agency. (2019). Air quality in Europe — 2019 report — EEA Report No 10/2019 (Issue 10). <https://doi.org/10.2800/822355>Air quality in Europe — 2019 report — EEA Report No 10/2019. <https://doi.org/10.2800/822355>
- European Environmental Agency, 2018. The first and last mile — the key to sustainable urban transport. <https://doi.org/10.2800/200903>
- 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., Caloyer, 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>
- Frank Kelly, P., 2018. Associations of long Associations of long Associations of long -term term average concentrations of average concentrations of average concentrations of average concentrations of nitrogen dioxide with nitrogen dioxide with nitrogen dioxide with mortality mortality.
- 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., Søgaard, 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>



- Goetzl, R.Z., Long, S.R., Ozminkowski, R.J., Hawkins, K., Wang, S., Lynch, W., 2004. Health, Absence, Disability, and Presenteeism Cost Estimates of Certain Physical and Mental Health Conditions Affecting U.S. Employers. *J. Occup. Environ. Med.* 46, 398–412. <https://doi.org/10.1097/01.jom.0000121151.40413.bd>
- 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>
- 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)
- 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>
- Hammit, J.K., 2007. Valuing Changes in Mortality Risk: Lives Saved Versus Life Years Saved. *Rev. Environ. Econ. Policy* 1, 228–240. <https://doi.org/10.1093/reep/rem015>
- 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, 906–11. <https://doi.org/10.1289/ehp.1408092>
- 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>
- Heinrich, J., 2019a. Air pollutants and primary allergy prevention. *Allergo J. Int.* <https://doi.org/10.1007/s40629-018-0078-7>
- Heinrich, J., 2019b. Air pollutants and primary allergy prevention. *Allergo J. Int.* <https://doi.org/10.1007/s40629-018-0078-7>
- 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., Slachtova, H., Tomaskova, H., Zlotkowska, R., Fletcher, T., 2012. PM<sub>10</sub> 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., 2014a. Implementation of the HRAPIE Recommendations for European Air Pollution CBA work.
- Holland, M., 2014b. Cost-benefit Analysis of Final Policy Scenarios for the EU Clean Air Package Version. Version 2, DG - Environment of the European Commission.
- 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<sub>2.5</sub> 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>
- Hurley, F.; Hunt, A.; Cowie, H.; Holland, M.; Miller, B.; Pye, S.; Watkiss, P., 2005. Service Contract for Carrying out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the Clean Air for Europe (CAFE) Programme Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE: Volume 2: Health Impact Assessment.

- 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 NO<sub>2</sub> and New Onset of Self-Reported Asthma in Adults. *Epidemiology* 20, 119–126. <https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e3181886e76>
- Janssen, N.A.H., Hoek, G., Simic-Lawson, M., Fischer, P., van Bree, L., Brink, H. Ten, Keuken, M., Atkinson, R.W., Ross Anderson, H., Brunekreef, B., Cassee, F.R., 2011a. Black carbon as an additional indicator of the adverse health effects of airborne particles compared with pm<sub>10</sub> and pm<sub>2.5</sub>. *Environ. Health Perspect.* 119, 1691–1699. <https://doi.org/10.1289/ehp.1003369>
- Janssen, N.A.H., Hoek, G., Simic-Lawson, M., Fischer, P., van Bree, L., ten Brink, H., Keuken, M., Atkinson, R.W., Anderson, H.R., Brunekreef, B., Cassee, F.R., 2011b. Black Carbon as an Additional Indicator of the Adverse Health Effects of Airborne Particles Compared with PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>. *Environ. Health Perspect.* 119, 1691–1699. <https://doi.org/10.1289/ehp.1003369>
- Joaquin, 2015. Source apportionment of pollutants over the Joaquin domain using model simulations.
- 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>
- 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>
- 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>
- Lefebvre, W., Degrawe, B., Beckx, C., Vanhulsel, M., Kochan, B., Bellemans, T., Janssens, D., Wets, G., Janssen, S., de Vlioger, I., Int Panis, L., Dhondt, S., 2013. Presentation and evaluation of an integrated model chain to respond to traffic- and health-related policy questions. *Environ. Model. Softw.* 40, 160–170. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.09.003>
- Lelieveld, J., Klingmüller, K., Pozzer, A., Pöschl, U., Fnais, M., Daiber, A., Münzel, T., 2019. Cardiovascular disease burden from ambient air pollution in Europe reassessed using novel hazard ratio functions. *Eur. Heart J.* 1–7. <https://doi.org/10.1093/eurheartj/ehz135>
- 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>
- Lisspers, K., Larsson, K., Johansson, G., Janson, C., Costa-Scharplatz, M., Gruenberger, J.B., Uhde, M., Jorgensen, L., Gutzwiller, F.S., Ställberg, B., 2018. Economic burden of COPD in a Swedish cohort: The ARCTIC study. *Int. J. COPD* 13, 275–285. <https://doi.org/10.2147/COPD.S149633>
- Maca, V., 2011. Presentation of unit values for health end-points: country-specific and pooled.
- 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 with asthma. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 168, 790–7. <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>
- 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>

- Mueller, N., Rojas-Rueda, D., Cole-Hunter, T., de Nazelle, A., Dons, E., Gerike, R., Götschi, T., Int Panis, L., Kahlmeier, S., Nieuwenhuijsen, M., 2015. Health impact assessment of active transportation: A systematic review. *Prev. Med. (Baltim)* 76, 103–114. <https://doi.org/10.1016/J.YPMED.2015.04.010>
- Næss, Ø., Nafstad, P., Aamodt, G., Claussen, B., Rosland, P., 2007. Relation between Concentration of Air Pollution and Cause-Specific Mortality: Four-Year Exposures to Nitrogen Dioxide and Particulate Matter Pollutants in 470 Neighborhoods in Oslo, Norway. *Am. J. Epidemiol.* 165, 435–443. <https://doi.org/10.1093/aje/kwk016>
- Odnoletkova, I., Goderis, G., Nobels, F., Fieuws, S., Aertgeerts, B., Annemans, L., Ramaekers, D., 2016. Optimizing diabetes control in people with Type 2 diabetes through nurse-led telecoaching. *Diabet. Med.* 33, 777–785. <https://doi.org/10.1111/dme.13092>
- OECD, 2016. The economic consequences of outdoor air pollution.
- OECD, 2012. The value of statistical life: a meta-analysis.
- Pacolet, J., De Coninck, A., Hedebouw, G., Cabus, S., Spruytte, N., 2011. De medische en niet-medische kosten van kankerpatiënten.
- Pascal, M., Corso, M., Chanel, O., Declercq, C., Badaloni, C., Cesaroni, G., Henschel, S., Meister, K., Haluza, D., Martin-Olmedo, P., Medina, S., 2013. Assessing the public health impacts of urban air pollution in 25 European cities: Results of the Aphekom project. *Sci. Total Environ.* 449, 390–400. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.077>
- 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., Gruziova, 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)
- 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., Kasaean, 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., Szoeki, 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, 2012. Maatschappelijke kosten voor 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 PM<sub>10</sub> 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., Cyrys, 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.
- Slebus, F.G., Jorstad, H.T., Peters, R.J., Kuijper, P.P.F., Willems, J.H.H., Sluiter, J.K., Frings-Dresen, M.H., 2012. Return to work after an acute coronary syndrome: patients' perspective. *Saf. Health Work* 3, 117–22. <https://doi.org/10.5491/SHAW.2012.3.2.117>
- Stafoggia, M., Cesaroni, G., Peters, A., Andersen, Z.J., Badaloni, C., Beelen, R., Caracciolo, B., Cyrys, 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>
- Suarez-Bertoa, R., Valverde, V., Clairotte, M., Pavlovic, J., Giechaskiel, B., Franco, V., Kregar, Z., Astorga, C., 2019. On-road emissions of passenger cars beyond the boundary conditions of the real-driving emissions test. *Environ. Res.* 176. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108572>
- 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).
- WHO, 2013. Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project Recommendations for concentration-response functions for cost benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Copenhagen.
- WHO Regional Office for Europe, 2016. Urban green spaces and health 92.
- 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., 2015a. 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>
- Winckelmans, E., Cox, B., Martens, E., Fierens, F., Nemery, B., Nawrot, T.S., 2015b. 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>
- World Health Organization, 2013. Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project.
- 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 PM2.5 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, J., Yu, K.F., 1998. What's the relative risk? A method of correcting the odds ratio in cohort studies of common outcomes. *J. Am. Med. Assoc.* 280, 1690–1691. <https://doi.org/10.1001/jama.280.19.1690>
- 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>

## ANNEX A

Tabel 47 Bevolkingsaantal en bevolkingsgewogen jaargemiddelde concentraties voor verschillende polluenten, overzicht van de Brusselse gemeenten, referentiescenario.

Referentiescenario	Bevolking	PM <sub>2,5</sub>	PM <sub>10</sub>	NO <sub>2</sub>	BC	SOMO35
Anderlecht	119.064	14,28	22,10	32,09	1,668	1.815
Auderghem / Oudergem	33.984	12,72	18,96	24,57	1,255	2.091
Berchem-Sainte-Agathe/Sint-agatha-Berchem	25.162	13,76	21,43	27,81	1,547	1.894
Bruxelles / Brussel	181.074	14,43	22,32	33,06	1,790	1.623
Etterbeek	48.344	14,10	21,38	29,67	1,505	1.772
Evere	41.667	14,55	22,38	33,21	1,834	1.322
Forest / Vorst	56.254	14,29	21,78	31,69	1,660	1.825
Ganshoren	24.859	14,23	22,06	33,33	1,779	1.649
Ixelles / Elsene	86.671	14,17	21,48	31,42	1,603	1.753
Jette	52.490	13,90	21,58	29,75	1,644	1.751
Koekelberg	21.984	14,32	22,25	33,01	1,771	1.693
Molenbeek-Saint-Jean/Sint-Jans-Molenbeek	97.037	14,31	22,25	32,54	1,745	1.760
Saint-Gilles / Sint-Gillis	50.221	14,75	22,67	35,95	1,867	1.699
Saint-Josse-Ten-Noode/Sint-Joost-Ten-Node	27.366	14,72	22,65	35,27	1,850	1.518
Schaerbeek / Schaarbeek	132.761	14,62	22,48	34,60	1,852	1.390
Uccle / Ukkel	82.929	13,49	20,23	26,27	1,373	2.072
Watermael-Boitsfort/Watermaal-Bosvoorde	25.157	12,42	18,43	21,60	1,155	2.260
Woluwe-Saint-Lambert/Sint-Lambrechts-Woluwe	56.584	14,15	21,50	28,85	1,486	1.726
Woluwe-Saint-Pierre / Sint-Pieters-Woluwe	41.787	13,28	20,04	23,97	1,244	2.047
Brussels Hoofdstedelijk Gewest	1.205.396	14,16	21,72	31,24	1,654	1.732

Tabel 48 Bevolkingsaantal en bevolkingsgewogen jaargemiddelde concentraties voor verschillende polluenten, overzicht van de Brusselse gemeenten, BAU-scenario.

BAU-scenario	Bevolking	PM <sub>2,5</sub>	PM <sub>10</sub>	NO <sub>2</sub>	BC	SOMO35
Anderlecht	119.064	10,30	16,11	18,30	0,123	1.374
Auderghem / Oudergem	33.984	9,21	13,86	13,21	0,097	1.478
Berchem-Sainte-Agathe/Sint-agatha-Berchem	25.162	10,05	15,84	16,14	0,115	1.425
Bruxelles / Brussel	181.074	10,53	16,45	19,44	0,131	1.219
Etterbeek	48.344	10,19	15,53	16,10	0,110	1.314
Evere	41.667	10,76	16,65	20,89	0,134	999
Forest / Vorst	56.254	10,31	15,88	18,24	0,121	1.347
Ganshoren	24.859	10,35	16,33	18,71	0,142	1.288
Ixelles / Elsene	86.671	10,23	15,62	17,46	0,117	1.293
Jette	52.490	10,18	16,02	17,25	0,123	1.334
Koekelberg	21.984	10,42	16,40	19,06	0,132	1.294
Molenbeek-Saint-Jean/Sint-Jans-Molenbeek	97.037	10,41	16,35	18,91	0,126	1.326
Saint-Gilles / Sint-Gillis	50.221	10,64	16,51	20,77	0,135	1.253
Saint-Josse-Ten-Noode/Sint-Joost-Ten-Node	27.366	10,69	16,59	20,34	0,137	1.138
Schaerbeek / Schaarbeek	132.761	10,68	16,57	20,43	0,138	1.060
Uccle / Ukkel	82.929	9,75	14,76	15,01	0,101	1.492
Watermael-Boitsfort / Watermaal-Bosvoorde	25.157	9,01	13,45	11,70	0,084	1.577
Woluwe-Saint-Lambert/Sint-Lambrechts-Woluwe	56.584	10,33	15,84	16,89	0,112	1.228
Woluwe-Saint-Pierre / Sint-Pieters-Woluwe	41.787	9,68	14,72	13,54	0,092	1.422
Brussels Hoofdstedelijk Gewest	1.205.396	10,29	15,94	18,04	0,122	1.286

Tabel 49 Bevolkingsaantal en bevolkingsgewogen jaargemiddelde concentraties voor verschillende polluenten, overzicht van de Brusselse gemeenten, Good Move-scenario.

Good Move scenario	Bevolking	PM <sub>2,5</sub>	PM <sub>10</sub>	NO <sub>2</sub>	BC	SOMO35
Anderlecht	119.064	9,57	14,86	15,07	0,108	1.240
Auderghem / Oudergem	33.984	8,57	12,79	11,01	0,085	1.390
Berchem-Sainte-Agathe/Sint-agatha-Berchem	25.162	9,30	14,57	13,52	0,103	1.296
Bruxelles / Brussel	181.074	9,76	15,13	16,32	0,117	1.116
Etterbeek	48.344	9,50	14,36	13,75	0,098	1.210
Evere	41.667	9,95	15,31	17,86	0,120	938
Forest / Vorst	56.254	9,59	14,65	15,03	0,107	1.208
Ganshoren	24.859	9,53	14,94	15,35	0,124	1.188
Ixelles / Elsene	86.671	9,52	14,42	14,65	0,104	1.186
Jette	52.490	9,40	14,71	14,52	0,110	1.215
Koekelberg	21.984	9,65	15,07	15,86	0,117	1.175
Molenbeek-Saint-Jean/Sint-Jans-Molenbeek	97.037	9,66	15,07	15,83	0,113	1.193
Saint-Gilles / Sint-Gillis	50.221	9,89	15,22	17,13	0,119	1.129
Saint-Josse-Ten-Noode/Sint-Joost-Ten-Node	27.366	9,91	15,26	16,95	0,121	1.057
Schaerbeek / Schaarbeek	132.761	9,88	15,22	17,20	0,122	992
Uccle / Ukkel	82.929	9,08	13,64	12,47	0,090	1.342
Watermael-Boitsfort/Watermaal-Bosvoorde	25.157	8,41	12,46	10,17	0,076	1.447
Woluwe-Saint-Lambert/Sint-Lambrechts-Woluwe	56.584	9,61	14,61	14,27	0,099	1.149
Woluwe-Saint-Pierre/Sint-Pieters-Woluwe	41.787	9,02	13,61	11,63	0,082	1.311
Brussels Hoofdstedelijk Gewest	1.205.396	9,55	14,68	15,11	0,108	1.176

Tabel 50 Bevolkingsaantal en bevolkingsgewogen jaargemiddelde concentraties voor verschillende polluenten, overzicht van de Brusselse gemeenten, Thermic Ban-scenario.

Thermic Ban-scenario	Bevolking	PM <sub>2,5</sub>	PM <sub>10</sub>	NO <sub>2</sub>	BC	SOMO35
Anderlecht	119.064	9,51	14,80	13,28	0,083	1.350
Auderghem / Oudergem	33.984	8,51	12,73	9,28	0,061	1.506
Berchem-Sainte-Agathe/Sint-agatha-Berchem	25.162	9,26	14,53	12,42	0,087	1.362
Bruxelles / Brussel	181.074	9,69	15,07	14,58	0,090	1.204
Etterbeek	48.344	9,43	14,29	11,69	0,069	1.336
Evere	41.667	9,89	15,24	16,24	0,094	1.006
Forest / Vorst	56.254	9,53	14,59	13,40	0,083	1.303
Ganshoren	24.859	9,45	14,87	13,36	0,093	1.281
Ixelles / Elsene	86.671	9,46	14,36	12,74	0,077	1.302
Jette	52.490	9,35	14,66	13,10	0,089	1.289
Koekelberg	21.984	9,58	15,01	14,11	0,091	1.267
Molenbeek-Saint-Jean/Sint-Jans-Molenbeek	97.037	9,60	15,01	14,24	0,089	1.281
Saint-Gilles / Sint-Gillis	50.221	9,82	15,15	15,18	0,089	1.238
Saint-Josse-Ten-Noode/Sint-Joost-Ten-Node	27.366	9,82	15,18	14,62	0,086	1.172
Schaerbeek / Schaarbeek	132.761	9,81	15,14	15,05	0,089	1.090
Uccle / Ukkel	82.929	9,04	13,60	11,28	0,073	1.420
Watermael-Boitsfort/Watermaal-Bosvoorde	25.157	8,38	12,43	9,15	0,062	1.523
Woluwe-Saint-Lambert/Sint-Lambrechts-Woluwe	56.584	9,54	14,54	12,52	0,073	1.247
Woluwe-Saint-Pierre/Sint-Pieters-Woluwe	41.787	8,98	13,57	10,41	0,065	1.391
Brussels Hoofdstedelijk Gewest	1.205.396	9,49	14,62	13,38	0,083	1.271



Tabel 51 Bevolkingsaantal en bevolkingsgewogen jaargemiddelde concentraties voor verschillende polluenten, overzicht van de Brusselse gemeenten, TB+ scenario.

Thermic Ban+-scenario	Bevolking	PM <sub>2,5</sub>	PM <sub>10</sub>	NO <sub>2</sub>	BC	SOMO35
Anderlecht	119.064	9,50	14,78	12,59	0,076	1.417
Auderghem / Oudergem	33.984	8,50	12,72	8,94	0,058	1.543
Berchem-Sainte-Agathe/Sint-agatha-Berchem	25.162	9,26	14,53	12,08	0,084	1.395
Bruxelles / Brussel	181.074	9,68	15,06	14,02	0,085	1.252
Etterbeek	48.344	9,42	14,28	10,98	0,063	1.406
Evere	41.667	9,88	15,24	15,86	0,090	1.033
Forest / Vorst	56.254	9,52	14,58	12,84	0,078	1.355
Ganshoren	24.859	9,44	14,86	12,67	0,087	1.335
Ixelles / Elsene	86.671	9,44	14,35	12,10	0,071	1.366
Jette	52.490	9,34	14,65	12,59	0,084	1.329
Koekelberg	21.984	9,57	15,00	13,49	0,085	1.321
Molenbeek-Saint-Jean/Sint-Jans-Molenbeek	97.037	9,59	15,00	13,62	0,083	1.334
Saint-Gilles / Sint-Gillis	50.221	9,81	15,14	14,53	0,083	1.301
Saint-Josse-Ten-Noode/Sint-Joost-Ten-Node	27.366	9,81	15,17	13,94	0,079	1.231
Schaerbeek / Schaarbeek	132.761	9,79	15,13	14,43	0,083	1.139
Uccle / Ukkel	82.929	9,03	13,59	10,94	0,070	1.454
Watermael-Boitsfort/Watermaal-Bosvoorde	25.157	8,38	12,43	8,90	0,060	1.553
Woluwe-Saint-Lambert/Sint-Lambrechts-Woluwe	56.584	9,54	14,54	12,16	0,070	1.282
Woluwe-Saint-Pierre/Sint-Pieters-Woluwe	41.787	8,97	13,56	10,15	0,063	1.419
Brussels Hoofdstedelijk Gewest	1.205.396	9,48	14,61	12,84	0,078	1.321



**ANNEX B**

*Tabel 52 Overzicht van berekend aantal attributieve vroegtijdige sterfgevallen (bij bevolking > 30 jaar) door langetermijnblootstelling aan roet (elementair koolstof) voor verschillende scenario's.*

	REF	BAU	GM	TB	TB+
EC	503 (342 - 732)	39 (26 - 59)	35 (23 - 52)	27 (18 - 40)	25 (17 - 38)

## ANNEX C

Tabel 53 Overzicht van de totale jaarlijkse morbiditeitskost (en onderverdeling naar ziektekost, kost absenteïsme en kost welvaartsverlies) per gezondheidseindpunt, voor de referentiesituatie.

Polluent	Gezondheidseffect	Populatie	Totale kost/jaar (euro <sub>2019</sub> )	Ziektekost/jaar (euro <sub>2019</sub> )	Kost absenteïsme/jaar (euro <sub>2019</sub> )	Kost welvaartsverlies/jaar (euro <sub>2019</sub> )
PM <sub>10</sub>	Hypertensie (incidentie)	Volwassenen (vanaf 30j)	1.265.610	142.582	230.738	892.290
NO <sub>2</sub>	Hartfalen (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 40j)	2.148.673	1.132.473	8.065	1.008.136
PM <sub>2,5</sub>	CVA (cerebrovasculair accident) (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 20j)	9.594.784	2.906.679	3.773.220	2.914.885
PM <sub>2,5</sub>	Myocardinfarct (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 20j)	2.958.635	1.743.668	1.214.967	
PM <sub>2,5</sub>	(Overige) cardiovasculaire aandoeningen (ziekenhuisopname)	Allen	1.592.064	1.211.745	187.735	192.584
O <sub>3</sub>	Cardiovasculaire aandoeningen (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 65j)	398.560	303.350	46.998	48.212
NO <sub>2</sub>	Astma (incidentie)	Volwassenen (vanaf 30j)	14.709.665	1.703.345	6.982.854	6.023.466
PM <sub>2,5</sub>	Astma (incidentie)	Kinderen (0-19 jaar)	2.849.796	447.591	249.460	2.152.746
PM <sub>10</sub>	Bronchitis (incidentie)	Kinderen (5-14 jaar)	786.490	262.163	262.163	262.163
PM <sub>10</sub>	Chronische bronchitis (incidentie)	Volwassenen (vanaf 20j)	14.292.891	1.110.777		13.182.114
PM <sub>2,5</sub>	Lage luchtweginfecties (ziekenhuisopname)	Kinderen (0-4 jaar)	1.554.047	1.047.209	128.424	378.413
NO <sub>2</sub>	COPD (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 20j)	1.148.162	736.319	272.123	139.720
PM <sub>2,5</sub>	(Overige) luchtwegaandoeningen (ziekenhuisopname)	Iedereen	2.776.364	2.070.941	348.215	357.208
O <sub>3</sub>	Luchtwegaandoeningen (ziekenhuisopname)	Volwassenen (vanaf 65j)	85.646	63.885	10.742	11.019
NO <sub>2</sub>	(Overige) luchtwegaandoeningen (ziekenhuisopname)	Iedereen	5.635.960	4.203.968	706.868	725.124
PM <sub>10</sub>	Dagen met astmasymptomen	Astmatische kinderen (0-19 jaar)	4.477	4.477		
NO <sub>2</sub>	Laag geboortegewicht (< 2.500 g) bij terme geboorten (>= 37 weken)	Alle geboortes	2.524.128	2.323.895	200.232	
PM <sub>2,5</sub>	Preterme geboorte (< 37 weken)	Alle geboortes	7.516.937	7.042.793	474.144	
PM <sub>2,5</sub>	Diabetes mellitus type 2 (incidentie)	Volwassenen (vanaf 30j)	13.366.305	3.117.520	4.503.853	5.744.932
NO <sub>2</sub>	Parkinson (incidentie)	Volwassenen (vanaf 30j)	329.909	201.517	81.035	47.357
PM <sub>2,5</sub>	Longkanker (incidentie)	Volwassenen (vanaf 30j)	4.316.085	2.612.240	667.089	1.036.757