

Onderzoek

GGD REKENTOOL LUCHTVERONTREINIGING EN GEZONDHEID (UPDATE)

November 2021

Rik van de Weerdt, GGD Gelderland Midden
Ulrike Gehring, IRAS/Universiteit Utrecht
Saskia van der Zee, GGD Amsterdam

Dit onderzoek is uitgevoerd door Veiligheids- en Gezondheidsregio Gelderland-Midden (VGGM), Institute for Risk Assessment Sciences (IRAS) Universiteit Utrecht en GGD Amsterdam.

Het onderzoek is financieel mogelijk gemaakt door de Academische Werkplaats Milieu en Gezondheid, GGD Gelderland-Midden, GGD Amsterdam, Institute for Risk Assessment Sciences (IRAS) Universiteit Utrecht en het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM).

Speciale dank gaat uit naar de leden van de begeleidingscommissie die met hun kennis een waardevolle bijdrage aan dit project hebben geleverd.: Gerard Hoek (IRAS/Universiteit Utrecht), Mirjam Gerlofs-Nijland (RIVM-DMG), José Jacobs (RIVM-DMG), Caroline Ameling (RIVM-DMG), Rob Maas (RIVM-MIL), Sabine Denissen (GGD GMV Brabant), Rinske Keuken (GGD Kennemerland) en Louise van Karnebeek (provincie Gelderland)

Dank gaat ook uit naar Henk Hilderink (RIVM-VTV) voor het beschikbaar stellen van de incidentiecijfers.

Tenslotte bijzonder dank aan Hanna Boogaard van het Health Effects Institute voor het inzage geven in het concept van de Systematic Review on the Health Effects of Long-term Exposure to Traffic-Related Air Pollution.

Inhoud

SAMENVATTING	4
INLEIDING.....	6
METHODE.....	8
<i>Werkwijze in het kort.....</i>	<i>8</i>
<i>Algemene uitgangspunten</i>	<i>8</i>
<i>Uitgangsjaar</i>	<i>8</i>
<i>Geslacht</i>	<i>8</i>
<i>Minimale populatieomvang</i>	<i>9</i>
<i>Achtergrond blootstelling</i>	<i>9</i>
BLOOTSTELLINGSINDICATOREN	10
GEZONDHEIDSEFFECTEN	11
EPIDEMIOLOGISCHE STUDIES.....	13
INCIDENTIES EN PREVALENTIES.....	14
BEREKENING GEZONDHEIDSEFFECTEN.....	15
MEEROOKMETHODE.....	16
RESULTATEN.....	18
EFFECTSCHATTING	18
<i>Vroegtijdige sterfte</i>	<i>19</i>
<i>Laag geboorte gewicht.....</i>	<i>20</i>
<i>Incidentie hartvaatziekten</i>	<i>21</i>
<i>Ziekenhuisopnames</i>	<i>21</i>
<i>Afname longfunctie</i>	<i>21</i>
INCIDENTIES	21
MEEROOKMETHODE.....	23
EXCEL WERKBLAD.....	24
DISCUSSIE	25
KRACHT VAN DE GGD REKENTOOL L&G	25
BEPERKINGEN VAN DE GGD REKENTOOL L&G	25
VOORBEELD BEREKENINGEN.....	27
GEZONDHEIDSEFFECTEN VAN LUCHTVERONTREINIGING IN NEDERLAND	27
VERGELIJKING LUCHTKWALITEIT EN GEZONDHEID TUSSEN REGIO GEMEENTEN	29
GEZONDHEIDSWINST VAN DE INVOERING VAN EEN UITSTOOTVRIJ GEBIED VOOR BESTELVERKEER, TAXI'S EN VRACHTVERKEER IN AMSTERDAM	32
LITERATUUR.....	34
BIJLAGE I	37
BIJLAGE II	38
BIJLAGE III	40

SAMENVATTING

Met de GGD Rekentool Luchtkwaliteit en Gezondheid kan de blootstelling aan luchtverontreinigende stoffen vertaald worden in gezondheidseffecten binnen een populatie. Een eerste versie van de GGD Rekentool L&G is verschenen in 2016, maar een groot deel van de onderliggende data is niet meer actueel. Deze rapportage beschrijft de actualisatie van de tool op basis van recente inzichten in de relatie tussen luchtkwaliteit en gezondheid. Daarnaast is de meerookmethode in de rekentool geïmplementeerd. De meerookmethode is ontwikkeld in een eerder project van de Academische Werkplaats Milieu en Gezondheid en is nu ook geactualiseerd. Tevens is het Excel werkblad van de rekentool voorzien van een gebruiksvriendelijke schil.

Met de GGD Rekentool L&G kan voor de blootstellingsindicatoren PM₁₀, PM_{2,5} en NO₂ een aantal gezondheidseffecten worden berekend. De gezondheidseffecten zijn gekozen op basis van recente publicaties van de US-EPA en de WHO en betreffen gezondheidseffecten die een causale of een waarschijnlijk causale relatie hebben met de blootstellingsindicatoren. De effectschattingen, waarmee de sterkte van de relatie tussen de blootstellingsindicator en gezondheidseffect wordt weergegeven, zijn ontleend uit recente epidemiologische meta-analyses. De effectschatting is gecombineerd met de incidentie van het gezondheidseffect in de Nederlandse populatie en daarmee is de bijdrage van luchtverontreiniging (PM₁₀, PM_{2,5} en NO₂) aan het gezondheidseffect te kwantificeren. De uitkomst is beschreven als het aantal cases dat toegeschreven kan worden aan de blootstelling aan luchtverontreiniging (attributieve cases) en als percentage van de blootstelling aan de totale ziektelast.

De gezondheidseffecten met de bijbehorende blootstellingsindicatoren die in de GGD Rekentool L&G zijn opgenomen zijn:

Gezondheidseffect	Leeftijdscategorie (jaren)	Blootstellingsindicator
Vroegtijdige sterfte	30+	PM ₁₀ , PM _{2,5} , NO ₂
Laag geboortegewicht*	0-1	PM _{2,5}
Incidentie astma kinderen	0-18	NO ₂
Incidentie hartvaatziekten (totaal)	40+	NO ₂ , PM _{2,5}
Ziekenhuisopnames astma	Alle leeftijden	NO ₂ , PM _{2,5}
Ziekenhuisopnames COPD	Alle leeftijden	PM _{2,5}
Ziekenhuisopnames ischemische hartziekten	Alle leeftijden	NO ₂
Longkanker	50+	PM _{2,5}

* Laag geboorte gewicht is gedefinieerd als een gewicht bij geboorte <2500g bij een zwangerschapsduur van ≥37 weken.

Met de GGD Rekentool L&G is voor verschillende schaalniveaus (provincie, gemeente, buurt) en verschillende scenario's (grootschalig, stedelijk, buitengebied) de gezondheidswinst of -verlies te kwantificeren. De gebruiker dient hierin de juiste keuze te maken. Om de gebruiker te ondersteunen is een drietal voorbeelden in de rapportage opgenomen. De voorbeelden laten zien dat de GGD Rekentool L&G gebruikt kan worden om inzicht te krijgen in de invloed van luchtkwaliteit op de gezondheid en de effecten van luchtkwaliteitsbeleid op de gezondheid.

INLEIDING

In toenemende mate staat luchtkwaliteit in relatie tot gezondheid in de belangstelling. De recente update van de WHO Air Quality Guidelines met een forse aanscherping van de gezondheidkundige advieswaarden maakt duidelijk dat er nog steeds veel vroegtijdige sterfte en ziektelast is, ook bij de huidige niveaus van luchtverontreiniging (WHO, 2021). In Nederland staat verbetering van de gezondheid door maatregelen op het gebied van luchtkwaliteit centraal in het Schone Lucht Akkoord (SLA). Het doel van het Schone Lucht Akkoord is om de luchtkwaliteit in Nederland permanent te verbeteren. Het is een akkoord tussen Rijk, provincies en een groot aantal gemeenten. Samen streven de deelnemende partijen naar een gezondheidswinst van minimaal 50 procent in 2030 ten opzichte van 2016 (ten gevolge van Nederlandse bronnen).

In de advisering aan gemeenten hebben GGD'en behoefte om blootstelling aan luchtverontreinigende stoffen door te rekenen naar gezondheid. Met de GGD Rekentool Luchtkwaliteit en Gezondheid (GGD Rekentool L&G) is het mogelijk om blootstelling aan indicatoren voor luchtkwaliteit, zoals PM₁₀, PM_{2,5} en NO₂ te vertalen in te verwachten gezondheidseffecten (zowel vroegtijdige sterfte als ziektelast) in de blootgestelde populatie.

In 2016 is een eerste versie van de GGD Rekentool L&G opgesteld in de vorm van een Excel rekenblad en een onderliggende rapportage (van der Zee et al., 2016). De rekentool is door de GGD op gemeentelijke, regionale en provinciale schaal toegepast om beleid te beoordelen op mogelijke gezondheidseffecten. Zo kunnen gezondheidseffecten meegewogen worden in besluitvorming. Daarnaast kan inzicht in de relatie tussen gezondheid en luchtkwaliteit beleidsmakers bewust maken van de relatie tussen gezondheid en omgeving.

De data in de GGD Rekentool L&G versie 2016, die voornamelijk gebaseerd zijn op de HRAPIE rapportage van de WHO, zijn niet meer actueel (WHO-HRAPIE, 2013). De laatste jaren is de bewijskracht van een associatie tussen luchtverontreiniging en gezondheid op basis van epidemiologische en toxicologisch onderzoek toegenomen (Gezondheidsraad, 2018; EPA, 2019; WHO, 2021). In dit project actualiseren en verbeteren we de GGD Rekentool L&G, zowel qua inhoud als vormgeving.

Een aantal GGD'en heeft van hun gemeenten het verzoek gekregen de gezondheidseffecten van de luchtkwaliteit in de gemeente of regio in kaart te brengen. De GGD Rekentool L&G, mits gereviseerd, is daarvoor het geijkte instrument.

Doel van het project: Bij de Academische Werkplaats Milieu en Gezondheid van de GGD'en is een aanvraag ingediend om de GGD Rekentool L&G uit 2016 te actualiseren en te verbeteren.

1. Actualiseren van:

- De gezondheidkundige eindtermen.
- De daarbij horende effectschatting die de sterkte en de richting van het effect beschrijft.
- De incidentie/prevalentie van aandoeningen in de standaard NL populatie.¹

¹ In de aanvraag voor het project is ook monetaarisering meegenomen als verbeterdoel. Het blijkt dat dit doel binnen het huidige project niet haalbaar is. Dat komt omdat er in de actualisatie van de GGD Rekentool L&G nieuwe gezondheidkundige eindpunten zijn gekozen waarvoor (nog) geen (zorg)kosten zijn afgeleid. Het afleiden van nieuwe en actuele (zorg)kosten voor de gekozen gezondheidkundige eindpunten past niet in dit project.

2. Verbeteren van de bruikbaarheid door:

- De gebruiksvriendelijkheid van de Excelversie te verbeteren.
- De meerookmethode (van der Zee et al., 2016) te implementeren.

Om de gebruiker van de GGD Rekentool L&G te ondersteunen zijn er drie rekenvoorbeelden gegeven waarvoor de rekentool ingezet kan worden:

- Voorbeeld 1: Landelijk grootschalig scenario.
- Voorbeeld 2: Vergelijking tussen gemeenten (urbaan-buitengebied).
- Voorbeeld 3: Stad/straat scenario met verkeersgerelateerde blootstelling.

Het bij deze rapportage behorende Excel werkblad is te downloaden via de website van de Academische Werkplaats Milieu en Gezondheid: [Over ons \(academischewerkplaatsmmk.nl\)](https://academischewerkplaatsmmk.nl/)

METHODE

Om te komen tot een actualisatie van de gezondheidkundige eindtermen en de bijbehorende effectschattingen zijn deskundigen op het gebied van luchtverontreinigingsepidemiologie van het IRAS, RIVM en GGD bevroegd. Voor dit doel is een begeleidingscommissie ingesteld. De begeleidingscommissie is twee maal bij elkaar geweest. Daarnaast is er met enkele leden intensiever contact geweest.

Werkwijze in het kort

- De begeleidingscommissie heeft zich eerst uitgesproken over de keuze van de blootstellingsindicatoren met de bijbehorende gezondheidkundige eindtermen.
- Er is een literatuursearch gedaan naar recente meta-analyses en systematisch reviews met informatie over het gezondheidseffect en de effectschatting voor de betreffende indicatoren.
- De epidemiologische studies zijn vervolgens geselecteerd op kwaliteit en bewijskracht voor de relatie tussen de indicator en het gezondheidseffect.
- Van de geselecteerde gezondheidkundige eindtermen is de frequentie van voorkomen in de Nederlandse populatie opgevraagd voor de specifieke leeftijdsgroep waarop het gezondheidseffect van toepassing is.
- De combinatie van indicator, gezondheidseffect, effectschatting en frequentie van voorkomen in de populatie zijn samen met de meerookmethode geïmplementeerd in een Excel werkblad en van een gebruiksvriendelijke schil voorzien.

Algemene uitgangspunten

De algemene uitgangspunten, die van belang zijn voor de invulling van de GGD rekentool L&G, hebben betrekking op de volgende onderwerpen:

- Uitgangsjaar (voor populatieopbouw, levenstabel en incidenties)
- Geslacht
- Minimale populatieomvang
- Achtergrond blootstelling (“drempel”)

Uitgangsjaar

Het meest recente jaar waar CBS-gevalideerde populatiegegevens van beschikbaar zijn is 2020. De jaren 2020 en 2021 kennen een oversterfte door Covid-19 en wijken daarmee af van voorgaande jaren (CBS, 2021). Daarnaast is het waarschijnlijk dat er door de corona epidemie in 2020/2021 en de daaruit volgende uitgestelde zorg de incidentie van de in de GGD Rekentool L&G gekozen gezondheidseffecten sterk afwijkt van voorgaande (en komende) jaren. In de GGD Rekentool L&G is 2019 gekozen als uitgangsjaar. Hiervoor is de CBS leeftijdsverdeling van de populatie op 1-1-2020 gekozen omdat de tafelbevolking, die gebruikt is voor de berekening van de vroegtijdige sterfte gedateerd is op 31-12-2019.

Geslacht

Leeftijdsopbouw, ziekte en sterfte is voor mannen en vrouwen enigszins verschillend, maar worden in de studies naar de gezondheidseffecten van luchtverontreiniging meestal niet uitgesplitst (tenzij het om geslachtsgebonden ziekten gaat). In de GGD Rekentool L&G is uitsplitsing naar geslacht dan ook niet zinvol.

Minimale populatieomvang

De GGD Rekentool L&G baseert zich op de leeftijdsopbouw en incidenties van aandoeningen die afgeleid zijn voor de gehele Nederlandse populatie. De GGD Rekentool L&G kan ook toegepast worden op populaties van een kleinere omvang, zoals buurt-, wijk-, stad-, regio- of provincieniveau. Hoe groter de populatieomvang, des te groter is de kans dat de populatie representatief is voor de Nederlandse populatie. Er wordt in de GGD Rekentool L&G echter geen minimale populatieomvang gegeven; de gebruiker dient zelf aan te geven of de populatie, waarop de GGD Rekentool L&G wordt toegepast, representatief is voor de standaard Nederlandse populatie. Het kan ook zijn dat de populatie niet representatief is, bijvoorbeeld door een kleine omvang of door een andere leeftijdsopbouw. Zo hebben steden als Amsterdam en Utrecht een jongere populatie dan gemiddeld. De GGD Rekentool L&G is ook in deze situaties bruikbaar. De gebruiker kan dan aangeven dat dit van invloed is op de onzekerheid in de schatting van de gezondheidkundige impact van de luchtkwaliteit binnen de populatie.

Overigens is de populatieomvang zelf (los van de representativiteit) niet van invloed op de berekening van de procentuele bijdrage (attributieve fractie, uitgedrukt als percentage) van luchtverontreiniging aan het totale aantal ziektegevallen. De populatieomvang is wel van invloed op de berekening van het absolute aantal ziektegevallen binnen de populatie dat toegeschreven kan worden aan luchtverontreiniging (attributieve cases). Een nadere uitleg volgt onder de uitleg van de rekenmethode.

Achtergrond blootstelling

In de Global Burden of Disease studies wordt vaak gerekend met een zogenaamde “counterfactual concentration”. Dit is de concentratie waarboven de impact van luchtverontreiniging op een gezondheidkundig eindpunt wordt berekend. In sommige studies wordt er vanuit gegaan dat er een minimum blootstelling is waaronder geen effect meer wordt gezien of relevant geacht (Cohen et al., 2017; Achalkuwisut et al., 2019). De “counterfactual concentration” wordt in dit geval gezien als een drempelwaarde die de onzekerheid ten aanzien van nadelige gezondheidseffecten in het lage dosis gebied weerspiegelt.

De “counterfactual concentration” wordt ook wel gezien als een achtergrond blootstelling die niet door maatregelen te beïnvloeden is. Dit laatste is het geval bij de berekeningen in de RIVM Volksgezondheid Toekomst Verkenning (VTV) 2018 en bij de berekeningen met de Gezondheidsindicator die in het Schone Lucht Akkoord (SLA) wordt gehanteerd. De berekeningen van de vroegtijdige sterfte in de VTV en in het Schone Lucht Akkoord zijn uitgevoerd met inachtneming van een achtergrondconcentratie voor PM₁₀ en NO₂ van 5 µg/m³. Dit betekent dat het overlijdensrisico niet berekend wordt ten opzichte van een situatie zonder luchtverontreiniging, maar dat er rekening wordt gehouden met het feit dat er altijd een blootstelling ten gevolge van de achtergrondconcentratie aanwezig is die niet door maatregelen beïnvloedbaar is (Gerlofs-Nijland et al., 2019). Deze 5 µg/m³ is een ruwe schatting van de achtergrondconcentratie die niet met maatregelen te beïnvloeden is.

In de GGD Rekentool L&G wordt geen verrekening van een achtergrond blootstelling toegepast, noch in de vorm van een drempelwaarde waaronder geen (relevante) gezondheidseffecten worden verwacht, noch in de vorm van een met bestuurlijke maatregelen haalbare minimale blootstelling. Deze keuze is gemaakt om de totale impact van gezondheidseffecten door luchtverontreiniging in beeld te brengen, ook van het kleine deel dat mogelijk niet beïnvloedbaar is door maatregelen. Wanneer de rekentool wordt gebruikt bij het vergelijken van scenario's maakt het niet uit of er wel of geen drempelwaarde wordt toegepast. Indien de gebruiker met de GGD Rekentool L&G de vroegtijdige sterfte (of andere gezondheidsindicatoren) met een drempel- c.q. achtergrondwaarde

wil berekenen dan dient de gebruiker zelf de aftrek van de achtergrondconcentratie toe te passen. Daarnaast is het van belang er op te letten dat ten aanzien van de PM₁₀ blootstelling geen aftrek is toegepast voor zeezout. Voor de berekeningen met de rekentool is dus de totale concentratie PM₁₀ nodig, inclusief zeezout.

Blootstellingsindicatoren

Om de gezondheidseffecten van luchtverontreiniging in een populatie te schatten is het belangrijk om te beschikken over de blootstelling van de populatie. Concentraties, die bijvoorbeeld afgelezen kunnen worden uit de Grootchalige Concentratie Kaart (GCN), geven een gemiddelde concentratie van een indicator over een 1x1 km vak. De GCN houdt geen rekening met de verdeling van de populatie over het 1x1 km vak. Daardoor kan de blootstelling van de populatie bij een inhomogene verdeling van bronnen en/of de populatie anders uitvallen dan de concentratie. Bijvoorbeeld als het gaat om woningen langs een snelweg kan de concentratie op de woningen (als benadering van de blootstelling van de bewoners) hoger uitvallen dan het gemiddelde over het 1x1 km vak. Om de blootstelling te bepalen dient de bevolkingsgewogen concentratie berekend te worden. Dit wordt gedaan door de concentratie van de indicatoren per gevel/adres te berekenen en dit te koppelen aan het aantal personen dat op het adres woont. Het RIVM doet deze berekeningen voor geheel Nederland, per provincie en per gemeente voor de indicatoren PM₁₀ en NO₂ (Smet, 2020). Voor de berekening van de blootstelling op een ander aggregatieniveau, zoals wijk, buurt of postcode, kan een gespecialiseerd adviesbureau ingeschakeld te worden.

In de eerste versie van de GGD Rekentool L&G zijn de gezondheidseffecten gebaseerd op de blootstelling aan de indicatoren PM₁₀, PM_{2,5}, NO₂ en EC. NO₂ en EC zijn vooral gelinkt aan wegverkeer als de meest dominante bron. PM concentraties zijn vooral afkomstig van wegverkeer, industrie, landbouw, houtstook, scheepvaart en mobiele werktuigen. Daarbij zijn de PM₁₀ concentraties in Nederland vooral afkomstig van grote industriële complexen (zoals het Tata Steel terrein), havengebieden (Rotterdam Seaport) en veehouderijgebieden in het Oosten en Zuiden van Nederland. Diffuse bronnen van PM₁₀ zijn o.a. biomassaverbranding en mobiele werktuigen. De bovengenoemde bronnen zijn bronnen van zowel primair als secundair fijn stof. Primair fijn stof komt rechtstreeks uit een bron in de lucht terecht. Secundair fijn stof zijn deeltjes, die op afstand van de bron in de lucht worden gevormd door reacties van gasvormige verbindingen. In de GGD Rekentool L&G wordt gerekend met totaal fijn stof (PM₁₀ of PM_{2,5}) en wordt geen onderscheid gemaakt tussen primair en secundair fijn stof.²

EC was onderdeel van de eerste GGD rekentool L&G en is een belangrijke indicator voor wegverkeer. In epidemiologisch onderzoek wordt de blootstelling aan EC vaak afgeleid uit zogenaamde Land Use Regression (LUR) modellen (Beelen et al., 2013). Gebruikers van de GGD Rekentool L&G zullen zich echter voor een groot deel baseren op concentraties uit monitoringtools c.q. de GCN of op data aangeleverd door adviesbureaus. Er zijn aanzienlijke onzekerheden in de modellering van EC en EC berekeningen worden daarom door het RIVM gezien als indicatief (Hoogerbrugge et al., 2019). In de emissiefactoren is EC een vaste factor t.o.v. PM_{2,5} en daardoor hebben EC berekeningen weinig meerwaarde. Omwille van het praktische argument dat de EC blootstelling, die beschikbaar is voor de GGD, meer onzekerheden kent dan de blootstelling aan de andere indicatoren en door de

² In Excel bestanden die als onderdeel van het eerder door de Academische Werkplaats Milieu en Gezondheid gefinancierd project 'Routinematig beschikbaar maken van GCN gegevens voor lokaal gebruik' zijn gemaakt is per gemeente op te zoeken wat de bijdrage van primair en secundair fijn stof is. Zie hiervoor www.academischewerkplaatsmmk.nl.

koppeling aan PM_{2,5} weinig meerwaarde heeft, is EC als indicator niet opgenomen in de GGD rekentool L&G.³

Het kan voorkomen dat er wel voor PM₁₀ blootstellinggegevens beschikbaar zijn, maar niet voor PM_{2,5} en vice versa. PM_{2,5} kan in een dergelijk geval berekend worden uit de PM₁₀ concentratie (en omgekeerd) omdat de ruimtelijke correlatie tussen PM₁₀ en PM_{2,5} in Nederland hoog is. In de oude GGD Rekentool L&G is een ratio tussen PM_{2,5} en PM₁₀ gebruikt van 0,66 (Cyrys et al. 2003). De ratio is herberekend op basis van:

1. De PM_{2,5}/PM₁₀ ratio per km² vak in de GCN-tool (voor 2018);
2. de PM_{2,5}/PM₁₀ ratio per meetpunt in het LML (voor 2019).

In tabel 1 is een overzicht gegeven van de resultaten.

Tabel 1. Overzicht PM_{2,5}/PM₁₀ ratio voor Nederland

	Ratio GCN-tool	Ratio LML
Aantal waarnemingen	43.959	39
Gemiddelde	0,585	0,584
Mediaan	0,590	0,586
Minimum	0,298	0,453
Maximum	0,684	0,788

Op grond van de resultaten in tabel 1 is gekozen voor een default PM_{2,5}/PM₁₀ ratio van 0,59. Er is wel een spreiding over Nederland die loopt van een PM_{2,5}/PM₁₀ ratio van 0,52 in Noord Nederland tot 0,68 in Zuid Nederland. Ter illustratie: bij een PM₁₀ concentratie van 18 µg/m³ leidt het gebruik van de default waarde (0,59) in plaats van de locatiespecifieke ratio tot een afwijking die kan oplopen tot 1,5 µg/m³ in de schatting van de PM_{2,5} concentratie. Daarom wordt de gebruiker van de GGD Rekentool L&G aangeraden de ratio voor het betreffende gebied handmatig aan te passen bij de omrekening van PM₁₀ naar PM_{2,5} en vice versa. Als hulpmiddel dient de kaart met ratio PM_{2,5}/PM₁₀ van Nederland op basis van de GCN 2018, gegeven in bijlage I.⁴ Als default instelling in het Excel rekenblad wordt de ratio PM_{2,5}/PM₁₀ = 0,59 gebruikt.

Ultrafijn stof (UFP) is (nog) geen bruikbare indicator omdat inzicht in de UFP concentratie en in de bijdrage van specifieke bronnen ontbreekt. De UFP concentratie wordt in Nederland en daarbuiten niet structureel gemeten en gemodelleerd. Naast onvoldoende informatie over blootstelling is er ook beperkte informatie over gezondheidseffecten van ultrafijn stof (Gezondheidsraad, 2021).

Gezondheidseffecten

De gezondheidseffecten zijn gebaseerd op een literatuurstudie die ten behoeve van de GGD Rekentool L&G is verricht. Als basis hebben gediend de Integrated Science Assessment (ISA) van de US-EPA uit 2019 voor Particulate Matter (PM), de US-EPA ISA voor NO₂ uit 2016 en de WHO Air Quality Guidelines uit 2021 (US-EPA, 2016; US-EPA, 2019; WHO, 2021). Daarnaast is de literatuur gescreend op andere relevante publicaties. Omdat niet voor alle gezondheidseffecten voldoende

³ Het RIVM is voornemens om de GCN kaart van EC op basis van metingen te valideren. Dit is mogelijk voorzien voor de monitoringsronde van 2022 (Ronald Hoogerbrugge, RIVM-MIL, persoonlijke mededeling). Op grond hiervan kan overwogen worden om in de toekomst EC als indicator op te nemen in de GGD Rekentool L&G.

⁴ Met dank aan Ronald Hoogerbrugge (RIVM-MIL) voor het vervaardigen van de kaart.

bewijskracht is, is uitgegaan van de gezondheidseffecten met de kwalificatie “causal” en “likely to be causal” conform de beoordeling door de US-EPA⁵. Dezelfde beoordelingssystematiek is gevolgd door de Gezondheidsraad in hun advies over ultrafijn stof (Gezondheidsraad, 2021). De keuze voor gezondheidseffecten is aangevuld met indicator-effect combinaties die volgen uit meer recente meta-analyses (na verschijnen van de US-EPA ISA rapporten) en die voldoen aan de criteria van de US-EPA of daarbij in de buurt komen op basis van expert opinion⁶.

De bewijskracht voor de korte termijn blootstelling is gebruikt voor de indicaties voor ziekenhuisopnames voor respiratoire en cardiovasculaire effecten. Daarbij wordt opgemerkt dat de kortdurende blootstelling is afgeleid uit jaargemiddelden. De invloed van daggemiddelde concentraties zoals die bijvoorbeeld tijdens smogepisoden voorkomen kunnen niet met de rekentool worden doorgerekend.

In de onderstaande tabel (tabel 2) is de bewijskracht voor gezondheidseffecten door PM_{2,5} en PM_{10-2,5} samengevat op basis van de US-EPA Integrated Science Assessment (US-EPA, 2019).

Tabel 2. Bewijs voor gezondheidseffecten van PM_{2,5} en PM_{10-2,5} bij lange en korte termijn blootstelling (US-EPA, 2019). Gearceerd zijn de gezondheidseffecten die in aanmerking komen voor de effectschatting in de GGD Rekentool L&G.

Gezondheidseffect	PM	Lange termijn blootstelling	Korte termijn blootstelling
Respiratoire effecten	PM _{2,5}	Likely to be causal	Likely to be causal
	PM _{10-2,5}	Inadequate	Suggestive
Cardiovasculaire effecten	PM _{2,5}	Causal	Causal
	PM _{10-2,5}	Suggestive	Suggestive
Metabole effecten	PM _{2,5}	Suggestive	Suggestive
	PM _{10-2,5}	Suggestive	Inadequate
Zenuwstelsel effecten	PM _{2,5}	Likely to be causal	Suggestive
	PM _{10-2,5}	Suggestive	Inadequate
Reproductie en fertiliteit	PM _{2,5}	Suggestive	n.v.t.
	PM _{10-2,5}	Inadequate	n.v.t.
Zwangerschap en geboorte uitkomsten	PM _{2,5}	Suggestive	n.v.t.
	PM _{10-2,5}	Inadequate	n.v.t.
Kanker	PM _{2,5}	Likely to be causal	n.v.t.
	PM _{10-2,5}	Suggestive	n.v.t.
Sterfte	PM _{2,5}	Causal	Causal
	PM _{10-2,5}	Suggestive	Suggestive

⁵ De criteria waaraan de verschillende gradaties van bewijskracht volgens de US-EPA moeten voldoen is gegeven in de US-EPA ISA rapportage 2019 Table P-2: Weight of evidence for causality determinations.

⁶ Met expert opinion wordt bedoeld dat de epidemiologen in de begeleidingscommissie hierover in consensus een oordeel uitspreken.

Door de US-EPA is naast PM_{2,5} niet PM₁₀, maar PM_{10-2,5} beoordeeld. Dit zijn de deeltjes tussen 2,5 µm en 10 µm, ook wel de “coarse” fractie van PM genoemd. Hiermee wordt een onderscheid gemaakt tussen de kleinere PM_{2,5} deeltjes en de grotere deeltjes binnen de PM₁₀ range. Op zich is dat een zuivere benadering, omdat PM_{2,5} van de massafractie PM₁₀ een aanzienlijk deel uitmaakt (in Nederland gemiddeld 59%) en de gezondheidseffecten van PM₁₀ voor een deel verklaard kunnen worden uit de PM_{2,5} fractie. Echter, er is weinig epidemiologisch en toxicologisch onderzoek gedaan naar de gezondheidseffecten van PM_{10-2,5}. Hierdoor is de beoordeling van de US-EPA ook hooguit “suggestive”. Dit hoeft niet te betekenen dat PM_{10-2,5} gezondheidkundig weinig effect heeft. Anderzijds kan het gezondheidseffect dat gevonden wordt in studies met PM₁₀ niet zomaar toegeschreven worden aan PM_{2,5}.

In tabel 2 zijn de associaties tussen indicator en gezondheidseffect die voldoen aan de waardering “causal” en “likely to be causal” voor de lange termijn blootstelling gearceerd weergegeven. In de GGD Rekentool L&G zijn vervolgens associaties tussen PM_{2,5} en respiratoire en cardiovasculaire effecten, kanker en sterfte opgenomen. Hoewel zenuwstelsel effecten voor lange termijn blootstelling aan PM_{2,5} de waardering “likely to be causal” krijgen vloeit de waardering volgens de US-EPA vooral voort uit toxicologisch onderzoek. Het epidemiologisch onderzoek hiernaar is nog schaars en leidt niet tot kwantificeerbare epidemiologisch effectschattingen die nodig zijn voor de GGD Rekentool L&G.

Naast de ISA voor PM heeft de US-EPA in 2016 een Integrated Science Assessment uitgebracht voor NO₂ en O₃ (US-EPA, 2016). Daarin wordt gesteld dat er een “likely to be causal” relatie is tussen langdurige NO₂ blootstelling en respiratoire effecten op basis van de bewijskracht voor de ontwikkeling van astma (met name bij kinderen). Voor kortdurende NO₂ blootstelling is de relatie met respiratoire effecten “causal” op basis van de bewijskracht voor het triggeren van astma aanvallen (onafhankelijk van andere verkeersgerelateerde luchtverontreiniging). Er lijkt geen sprake te zijn van een drempel waaronder geen effecten worden waargenomen. Voor andere uitkomsten (COPD, respiratoire infecties) is er waarschijnlijk een afhankelijkheid van andere verkeersgerelateerde indicatoren. In de US-EPA ISA (2016) wordt gesteld dat er meer onzekerheid is over de relatie tussen langdurige NO₂ blootstelling en cardiovasculaire en metabole effecten, effecten op zwangerschap en geboorte uitkomsten, kanker en sterfte. Sinds 2016 zijn er meer meta-analyses en systematische reviews gepubliceerd waarin de associatie tussen NO₂ en mortaliteit, respiratoire en cardiovasculaire eindpunten is versterkt.

De WHO AQG 2021 maakt voor het afleiden van de gezondheidkundige advieswaarden gebruik van zes “core” systematische reviews (WHO, 2021). Van belang voor de GGD Rekentool L&G zijn de reviews van mortaliteit door langdurige blootstelling aan PM_{2,5}, PM₁₀ en NO₂ en de reviews van ziekenhuisopnames voor astma door kortdurende blootstelling aan NO₂. De bewijskracht voor deze gezondheidkundige eindpunten wordt als “causal” aangeduid. De reviews zijn gepubliceerd in een speciaal themanummer van *Environment International* (Whaley et al., 2021). Door de WHO wordt de associatie tussen PM₁₀, PM_{2,5} en NO₂ en sterfte als causaal gezien. Om die reden zijn PM₁₀ en NO₂ als one-pollutant blootstellingsindicatoren voor vroegtijdige sterfte (naast PM_{2,5}) in de GGD Rekentool L&G opgenomen.

Epidemiologische studies

In de epidemiologische literatuur is gezocht naar de associatie tussen (met name) de indicatoren PM_{2,5} en NO₂ en respiratoire en cardiovasculaire effecten, kanker en sterfte. In de begeleidingscommissie is geconstateerd dat de waardering van causaliteit door de EPA vrij streng is.

In de praktijk komt het erop neer dat recente inzichten in gezondheidseffecten (zoals zwangerschaps- en geboorteuitskomsten) pas na zeer lange tijd de beoordeling “likely to be causal” of “causal” kunnen krijgen. De US-EPA ISA voor PM, gepubliceerd in 2019, heeft de literatuur tot 2017 samengevat en de US-EPA ISA voor NO₂, gepubliceerd in 2016, de literatuur tot 2014. Ook daarna zijn meta-analyses en reviews gepubliceerd. Daarom is er in de epidemiologische studies ook nog gekeken naar andere indicatoren (zoals PM₁₀ en EC) en andere gezondheidkundige eindpunten die in de eerste versie van de GGD Rekentool L&G zijn opgenomen. Bovendien zijn er na het verschijnen van de US-EPA ISA publicaties verscheidene nieuwe relevante epidemiologische onderzoeken gepubliceerd, waaronder de reviews die gedaan zijn in het kader van de WHO AQG update 2021. In de epidemiologische literatuur is gezocht naar meta-analyses en systematische reviews die verschenen zijn vanaf 2015 tot september 2021. Er is gezocht naar systematische reviews en meta-analyses omdat deze reviews meerdere onderzoeken op een systematische manier combineren en analyseren. In meta-analyses en systematische reviews wordt relevant onderzoek naar de associatie verzameld, beoordeeld en gewogen waarna een “overall” effectschatting in de vorm van een Hazard Ratio (HR), Risk Ratio of Relative Risk (RR) berekend wordt, vaak per 10 µg/m³. Met de effectschatting wordt de sterkte en de richting van de associatie gegeven. De effectschatting wordt in meta-analyses aangeduid als “pooled effect estimate” en is vaak afkomstig uit een random-effects model.

De effectschatting wordt in de GGD Rekentool L&G gebruikt om de gezondheidkundige impact van de associatie in de populatie te berekenen. Daarnaast is het van belang zicht te hebben op de vorm van de Concentratie Respons Functie (CRF)⁷ omdat hieruit informatie verkregen kan worden over een eventuele drempel waaronder geen gezondheidseffect te verwachten is.

De epidemiologische studies c.q. meta-analyses zijn gescreend op methodologie (literatuur search, studie selectie, data extractie, data synthese en statistische analyse) en dienen gegevens te bevatten over de effectschatting (HR of RR met 95% betrouwbaarheidsinterval) per indicator-effect combinatie, one- of multi-pollutant model (correctie voor andere indicatoren c.q. co-pollutants), vorm van de CRF curve (drempel), leeftijdscategorie waarvoor het gezondheidseffect is beoordeeld (kinderen, volwassenen, ouderen) en de ICD-10 codering van het gezondheidseffect. Via expert opinion is er in de begeleidingscommissie een keuze gemaakt voor de epidemiologische studies die ten behoeve van de GGD Rekentool L&G gebruikt worden.

Incidenties en prevalenties

Om de bijdrage van luchtverontreiniging te onderscheiden van het normale voorkomen van ziekte en sterfte is het van belang inzicht te hebben in de normale frequentie van voorkomen (incidentie en prevalentie) in de Nederlandse populatie. De incidentie van de gezondheidkundige eindpunten (ziekten, sterfte en ziekenhuis(spoed)opnamen) in de Nederlandse populatie, die in de GGD Rekentool L&G zijn opgenomen, zijn opgevraagd bij het RIVM. Incidenties die niet via het RIVM verkregen konden worden zijn betrokken uit de database van CBS Statline, het NIVEL en de Hartstichting.

⁷ In de internationale epidemiologische literatuur wordt gesproken van concentratie-responsfuncties, afgekort CRF. Feitelijk gaat het om blootstelling-responsfuncties, ook wel Exposure Response Function (ERF) genoemd. Omwille van congruentie met de internationale literatuur wordt in deze rapportage de term CRF aangehouden.

Berekening gezondheidseffecten

De gezondheidkundige impact van luchtverontreiniging wordt geschat door de bijdrage van luchtverontreiniging aan het “normale” voorkomen van de aandoening (of ziekenhuisopname) in de populatie te berekenen. Deze bijdrage, ook wel attributieve cases genoemd, worden weergegeven als percentage of als absoluut aantal. Vroegtijdige sterfte en longfunctiedaling wordt berekend als de gemiddelde afname in de populatie.

Voor de berekening van de attributieve cases zijn de volgende gegevens nodig:

- Effectschatting, die de sterkte en richting van de associatie tussen indicator en gezondheidkundig eindpunt weergeeft (vaak gegeven per 10 µg/m³).
- Het normale voorkomen van de aandoening in de populatie (vaak gegeven als incidentie).
- De omvang van de populatie waarop de effectschatting betrekking heeft (vaak gegeven als leeftijdscategorie).

Allereerst wordt uit de effectschatting de regressie-coëfficiënt (β) per 1 µg/m³ berekend.

Formule: $\beta = \ln(RR_0)/10$, waarbij RR_0 de originele effectschatting is die volgt uit de meta-analyse. In dit geval is de RR_0 gegeven per 10 µg/m³.

Vervolgens wordt het Relatieve Risico voor een verandering in concentratie (Δ) berekend.

Formule: $RR = e^{\Delta \text{concentratie} * \beta}$

Tenslotte wordt het aantal attributieve cases (AC) berekend.

Formule: $AC = \left(\frac{RR-1}{RR} \right) * \text{frequentie van de aandoening}$

Het aantal attributieve cases wordt gegeven als absoluut aantal en als procentuele bijdrage van de impact van de indicator op het totaal aan aandoeningen in de Nederlandse populatie.

Opgemerkt wordt dat de blootstelling-respons relatie niet lineair is vanwege de berekening van het RR waarbij een natuurlijke logaritme wordt gebruikt. Daarnaast benadert de populatie attributieve fractie $(RR-1)/RR$ bij lage Relatieve Risico's het RR zelf, maar wijkt bij hoge Relatieve Risico's (die geassocieerd zijn met grote veranderingen in concentratie) af naar beneden. Dit heeft gevolgen voor het berekenen van een toe- of afname in gezondheidseffecten door verschillen in blootstelling, bijvoorbeeld tussen verschillende scenario's. Hoe hiermee omgegaan kan worden is toegelicht in bijlage II en uitgewerkt in het derde rekenvoorbeeld.

Voor de berekening van vroegtijdige sterfte en longfunctiedaling wordt de gemiddelde afname van de uitkomstvariabele berekend uit het concentratieverschil van de indicator en de effectschatting uit de epidemiologische literatuur (per 1 µg/m³). Dit kan met de volgende formule:

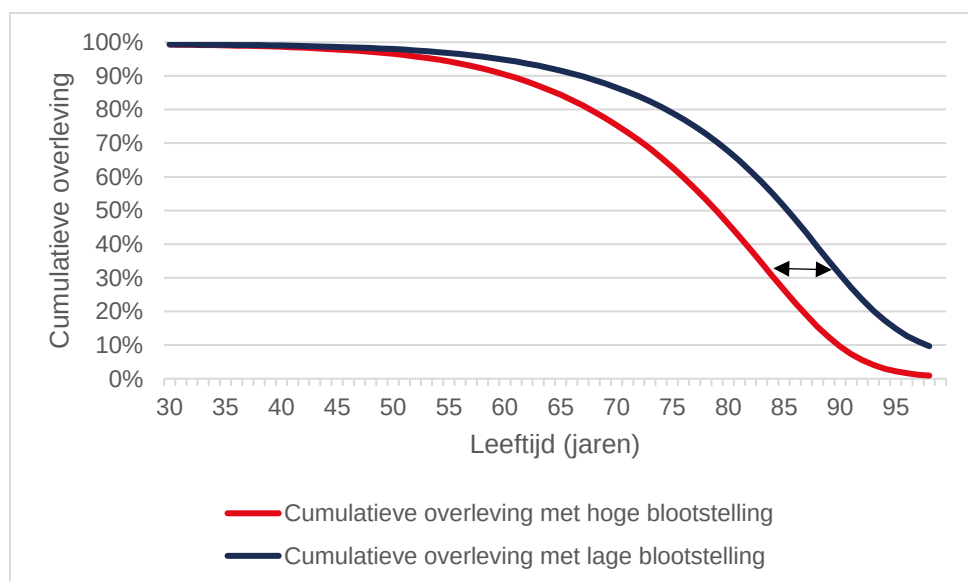
Formule: $\text{Gemiddelde afname} = \Delta \text{concentratie} * \text{effect per } 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Voor de berekening van de vroegtijdige sterfte is een berekening uitgevoerd van het verlies aan levensverwachting met behulp van een levenstabel-analyse (Miller, 2003). Hierbij is gebruik gemaakt van de rekenbladen van IOMLIFET (Miller, 2013). Er is uitgegaan van geen latentietijd (lag-time) voor het optreden van het effect. Het basisprincipe van de levenstabelberekening is dat het totaal geleefde aantal jaren van twee groepen identieke Nederlanders wordt vergeleken, waarbij voor de ene groep geldt dat zij leven met de huidige luchtverontreinigingsniveaus en waarbij voor de andere groep wordt berekend hoeveel jaren de groep zal leven voor de hypothetische situatie zonder luchtverontreiniging. De overlevingskansen per leeftijdscategorie worden bepaald door de uit epidemiologische literatuur beschikbare effectschattingen voor mortaliteit en het verschil in luchtverontreinigingsniveau. Voor toepassing in de rekenmethode is met de levenstabel-analyse

berekend hoeveel dagen mensen gemiddeld eerder sterven door blootstelling aan $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ luchtverontreiniging voor de Nederlandse tafelbevolking⁸ van 2019. De gemiddelde afname van de levensverwachting, in dit geval de vroegtijdige sterfte in dagen, wordt vervolgens voor (het verschil in) de blootstelling met de gegeven formule berekend.

In figuur 1 is een voorbeeld gegeven van een berekening van vroegtijdige sterfte, waarbij de cumulatieve overleving met veel en weinig luchtverontreiniging is weergegeven. De berekening is verricht voor de populatie 0 – 99 jaar met een impact vanaf 30 jaar. Het verschil tussen de twee curves (horizontale pijl) laat het verschil zien tussen de sterfte in een populatie met een hoog blootstellingsniveau en een populatie met een laag blootstellingsniveau. Het verschil komt tot uiting in het aantal dagen levensduurverlies.

Figuur 1. Cumulatieve overleving tussen populaties met veel en weinig luchtverontreiniging (impact 30+ jaar).⁹



Afhankelijk van de epidemiologische studie kan de vroegtijdige sterfte berekend worden voor een individuele indicator (PM_{2,5}, PM₁₀ of NO₂) die volgt uit een one-pollutant model of uit een combinatie van indicatoren die volgt uit een two- of multi-pollutant model. De vroegtijdige sterfte voor verschillende indicatoren uit een one-pollutant model mag niet bij elkaar opgeteld worden als de blootstellingen aan verschillende indicatoren met elkaar gecorreleerd zijn (bv. als er op plekken met meer NO₂ ook meer PM_{2,5} is). In dit soort situaties geeft het optellen van de effecten uit de one-pollutant modellen een overschatting van het totale effect. De indicatoren uit een multi-pollutant model mogen wel bij elkaar opgeteld worden omdat de effecten onafhankelijk van elkaar worden geacht.

Meerookmethode

De meerookmethode (van der Zee et al., 2016) heeft als doel om luchtverontreiniging uit te drukken in het aantal passief gerookte sigaretten per dag om daarmee in de risicocommunicatie de mate van verontreiniging van de buitenlucht uit te drukken in een voor leken bekende risicofactor, namelijk

⁸ Tafelbevolking: Fictief cohort van doorgaans 100 duizend mannen of vrouwen dat op iedere leeftijd is blootgesteld aan de geslachts- en leeftijdsspecifieke sterftekansen zoals waargenomen in een bepaalde periode of voor een bepaald geboortecohort.

⁹ Voor de zichtbaarheid is in de grafiek de effectschatting uitvergroot.

inhalatie van omgevingstabakrook (passief roken). De indicatoren waarop de meerookmethode is gebaseerd zijn PM_{2,5}, NO₂ en BC (Black Carbon). De blootstelling daaraan is gebaseerd op het equivalente gezondheidsrisico voor de gezondheidkundige eindpunten longkanker, cardiovasculaire sterfte, afname van de longfunctie (FEV₁) en laag geboorte gewicht. De effectschattingen voor deze gezondheidseffecten dateren van voor 2016. Om de meerookmethode te implementeren in de GGD Rekentool L&G zijn de effectschattingen, die in het kader van de GGD Rekentool L&G zijn gebruikt, ook toegepast in de update van de meerookmethode. Aangezien EC en daarmee ook BC geen onderdeel meer uitmaakt van de GGD Rekentool L&G is gekozen om de meerookmethode (althans de implementatie in de GGD Rekentool L&G) te baseren op de indicatoren PM_{2,5} en NO₂ en de effectschattingen op basis van deze twee indicatoren te updaten. Hiertoe zijn de effectschattingen van de gezondheidkundige eindpunten voor PM_{2,5} en NO₂ uit de recente meta-analyses gebruikt die ook gekozen zijn voor de effectschattingen ten behoeve van de GGD Rekentool L&G.

In de meerookmethode wordt op basis van gegevens van de WHO over omgevingstabakrook het aantal sigaretten geschat dat per dag binnen de woning wordt gerookt. Deze schatting is gemaakt voor kinderen (t.b.v. de FEV₁ afname) en volwassenen (t.b.v. cardiovasculaire sterfte, longkanker en laag geboortegewicht). De effectschatting voor blootstelling aan omgevingstabakrook wordt vergeleken met de effectschatting voor blootstelling aan luchtverontreiniging. De ratio van de regressie coëfficiënten geeft aan welke hoeveelheid passief gerookte sigaretten (per dag) vergelijkbaar is met de blootstelling aan luchtverontreiniging voor de vier gezondheidkundige eindpunten. Voor meer informatie over de meerookmethode wordt verwezen naar het rapport uit 2016: [Luchtverontreiniging in perspectief \(academischewerkplaatsmmk.nl\)](https://academischewerkplaatsmmk.nl).

RESULTATEN

Effectschatting

In de recente epidemiologische literatuur zijn voldoende robuuste meta-analyses gevonden die voldoen aan de gestelde criteria. In een aantal studies is aan de hand van de vorm van de CRF ook gekeken of er sprake is van een drempelwaarde waaronder geen effecten worden gevonden. Hieruit blijkt dat een drempelwaarde voor gezondheidseffecten van PM₁₀, PM_{2,5} en NO₂ niet aannemelijk is (Chen & Hoek, 2020; Khreis et al., 2020; Liu et al., 2020; Rajagopalan et al., 2018; Strak et al., 2021; Zheng et al., 2020; WHO, 2021).

In tabel 3 is een overzicht gegeven van de geselecteerde gezondheidseffecten per blootstellingsindicator.

Tabel 3. Overzicht van de gebruikte blootstellingsindicator, gezondheidseffecten en effectschatting

Indicator	Blootstelling	Gezondheidseffect (leeftijdscategorie in jaren)	Effectschatting (95% BI) per 10 µg/m ³	Referentie
PM _{2,5}	Langdurend	Vroegtijdige sterfte “natural cause” (30+)	1,08 (1,06-1,09)	Cheng & Hoek, 2020 (WHO review)
PM ₁₀	Langdurend	Vroegtijdige sterfte “natural cause” (30+)	1,04 (1,03-1,06)	Cheng & Hoek, 2020 (WHO review)
NO ₂	Langdurend	Vroegtijdige sterfte “all cause” (30+)	1,02 (1,01-1,04)	Huangfu & Atkinson, 2020 (WHO review)
PM ₁₀ + NO ₂	Langdurend	Vroegtijdige sterfte “non-accidental” (30+)	PM ₁₀ : 1,043 (1,030-1,075) NO ₂ : 1,019 (1,015-1,023)	Fischer et al., 2015 (DUELS studie) [#]
PM _{2,5}	Langdurend	Laag geboorte gewicht ^{##} (0-1)	1,081 (1,043-1,120)	Li et al., 2020
NO ₂	Langdurend	Incidentie astma kinderen (0-18)	1,13 (1,05-1,18)	Khreis et al., 2017
PM _{2,5}	Langdurend	Incidentie hartvaatziekten (40+)	1,09 (1,01-1,17)	Pranata et al., 2020
NO ₂	Langdurend	Incidentie hartvaatziekten (40+)	1,15 (1,02-1,29)	Pranata et al., 2020
PM _{2,5}	Langdurend	Longkanker (50+)	1,16 (1,09-1,23)	Ciabattini et al., 2021
PM _{2,5}	Kortdurend	Ziekenhuisopname astma (alle leeftijden)	1,023 (1,015-1,031)	Zheng et al., 2015

NO₂	Kortdurend	Ziekenhuisopname astma (alle leeftijden)	1,014 (1,008-1,020)	Zheng et al., 2021 (WHO review)
PM_{2,5}	Kortdurend	Ziekenhuisopname COPD (alle leeftijden)	1,025 (1,018-1,032)	Zhu et al., 2020
NO₂	Kortdurend	Ziekenhuisopname ischemische hartziekte (40+)	1,012 (1,008-1,015)	Stieb et al., 2020
PM_{2,5}	Langdurend	Afname longfunctie (FEV ₁ , %) kinderen (0-18)	-1,6% (-2,3 – -1,0)	Gehring, 2021 ^{###}
NO₂	Langdurend	Afname longfunctie (FEV ₁ , %) kinderen (0-18)	-0,7% (-1,0 – -0,4)	Gehring, 2021 ^{###}

In tegenstelling tot de andere publicaties is de DUELS studie geen meta-analyse.

Laag geboorte gewicht is gedefinieerd als een gewicht bij geboorte <2500g bij een zwangerschapsduur van ≥37 weken.

Eigen meta-analyse op basis van Schultz et al., 2017. De meta-analyse is gegeven in bijlage II.

In de GGD Rekentool L&G wordt de puntschatter gebruikt. De onzekerheid rondom de puntschatter, gegeven als 95% betrouwbaarheidsinterval (95% BI), wordt buiten beschouwing gelaten.

Vroegtijdige sterfte

In tabel 4 is voor vroegtijdige sterfte via een levenstabel-analyse de doorrekening gemaakt naar het aantal dagen levensduurverlies door blootstelling aan de indicatoren PM_{2,5}, PM₁₀ en NO₂. In de tabel wordt de vroegtijdige sterfte vanaf de leeftijd van 30 jaar gegeven voor de indicatoren PM_{2,5}, PM₁₀ en NO₂ afzonderlijk (one-pollutant model). Voor het one-pollutant model geldt dat de vroegtijdige sterfte van de afzonderlijke indicatoren niet bij elkaar mag worden opgeteld. Het two-pollutant model uit de DUELS studie combineert de PM₁₀ en NO₂ blootstelling. In de GGD Rekentool L&G wordt dit model alleen gebruikt voor berekeningen in het kader van het Schone Lucht Akkoord omdat de Gezondheidsindicator ook van het DUELS two-pollutant model uitgaat.

Tabel 4. Aantal dagen levensduurverlies voor de indicatoren (voor one- en two-pollutant model)

Indicator	Blootstelling	Gezondheidseffect	Effectschatting (95% BI) per 10 µg/m ³	Referentie
PM_{2,5}	Langdurend	Vroegtijdige sterfte (leeftijd 30+)	249 dagen* (188 - 279)	Cheng & Hoek, 2020
PM₁₀	Langdurend	Vroegtijdige sterfte (leeftijd 30+)	126 dagen* (95 - 188)	Cheng & Hoek, 2020
NO₂	Langdurend	Vroegtijdige sterfte (leeftijd 30+)	63 dagen* (32 - 124)	Huangfu & Atkinson, 2020
PM₁₀ + NO₂	Langdurend	Vroegtijdige sterfte (leeftijd 30+)	PM ₁₀ : 134 dagen** (94 - 231) NO ₂ : 60 dagen** (47-72)	Fischer et al., 2015 (DUELS studie)

*One-pollutant model: de vroegtijdige sterfte van de afzonderlijke indicatoren mag niet bij elkaar worden opgeteld.

**Two-pollutant model: de vroegtijdige sterfte van de afzonderlijke indicatoren mag bij elkaar worden opgeteld.

De gebruiker dient zelf een keuze te maken voor welke indicator(en) de vroegtijdige sterfte wordt beschouwd. De voorkeur heeft een one-pollutant model voor de afzonderlijke indicatoren PM_{2,5}, PM₁₀ of NO₂, waarbij gebruik gemaakt wordt van de effectschattingen van de WHO voor sterfte. Het two-pollutant model voor de combinatie van de indicatoren PM₁₀ en NO₂ uit de DUELS studie kan gebruikt worden voor berekeningen van de vroegtijdige sterfte in het kader van het Schone Lucht Akkoord.

Om de gebruiker van de GGD Rekentool L&G te helpen bij de keuze van de indicator (en model) voor de berekening van de vroegtijdige sterfte kan uitgegaan worden van de volgende (groe) scenario's:

- Vroegtijdige sterfte grootschalig (Nederland, provincie, gemeente): one-pollutant PM_{2,5}.
- Vroegtijdige sterfte in een stedelijk gebied (stad/straat) met veel wegverkeer: one-pollutant NO₂.
- Vroegtijdige sterfte in een buitengebied met veehouderijen: one-pollutant PM₁₀
- Vroegtijdige sterfte in kader van het Schone Lucht Akkoord (SLA): two-pollutant PM₁₀+NO₂.

De gebruiker van de GGD Rekentool L&G zal zelf in de rapportage van de bevindingen de scenariokeuze moeten toelichten.

Laag geboorte gewicht

In de EPA beoordeling is zwangerschap en geboorte uitkomsten hooguit als “suggestive” betiteld, maar recent is er een goede meta-analyse over LBW (Low Birth Weight; een gewicht van <2500g bij op tijd geboren zuigelingen) gepubliceerd (Li et al., 2020). Een recente Nederlandse studie laat een associatie zien tussen industrie gerelateerde emissie en LBW (Bergstra et al., 2021). Daarnaast was

LBW een onderdeel van de oude GGD Rekentool L&G en de meerookmethode. Om die reden wordt LBW opgenomen in de nieuwe GGD Rekentool L&G voor de indicator PM_{2,5}.

Incidentie hartvaatziekten

De bijdrage van luchtverontreiniging kan berekend worden voor de indicatoren PM_{2,5} en NO₂. NO₂ is vooral bruikbaar voor het beoordelen van de bijdrage van het wegverkeer in een stedelijke omgeving.

Ziekenhuisopnames

In de beoordeelde literatuur is het niet altijd even duidelijk wat onder ziekenhuisopnames (“hospital admissions”) wordt verstaan. Veelal gaat het over een bezoek aan de spoedeisende hulp, meestal gevolgd door een ziekenhuisopname. De indicatie voor een ziekenhuisopname voor astma, COPD of een ischemische hartziekte is vaak op basis van een acuut ziektebeeld waarop een ziekenhuisopname volgt. Een bezoek aan de spoedeisende eerste hulp voor deze aandoeningen kan dan gezien worden als een ziekenhuisopname. De keuze voor de indicator (PM_{2,5} of NO₂) kan bepaald worden aan de hand van het scenario dat doorgerekend wordt (grootschalig, stedelijk of buitengebied).

Afname longfunctie

Vermindering van de longfunctie, uitgedrukt in het percentage afname in FEV₁, was onderdeel van de vorige GGD Rekentool L&G en onderdeel van de meerookmethode. De begeleidingscommissie heeft er voor gekozen om de afname van de longfunctie bij kinderen (%FEV₁ afname, 0-18 jaar) op te nemen in de GGD Rekentool L&G. Argumenten zijn dat de longfunctie op groepsniveau weinig verminderd is door toedoen van luchtverontreiniging, maar bij een deel van de kinderen blijvend is en zich uit tot een klinisch relevante lage FEV₁ (Gehring et al., 2013). Een verlaagde longfunctie, zelfs in milde vorm, werkt door op latere leeftijd en leidt op groepsniveau tot meer mortaliteit, hartvaatziekten en ziekenhuisopnames voor respiratoire aandoeningen (Duong et al., 2019; Faner & Augusti, 2019). Verminderde longfunctie is dus een belangrijke gezondheidsdeterminant. Daarnaast is verminderde longfunctie een onderdeel van de meerookmethode die ook in het kader van de GGD Rekentool L&G wordt vernieuwd. Er zijn echter geen recente meta-analyses gevonden die de relatie beschouwen tussen de indicatoren PM_{2,5}, NO₂ en verminderde longfunctie (als %FEV₁ afname). Om toch tot een effectschatting te komen is door het IRAS een meta-analyse gedaan op basis van de studies die zijn genoemd in een review van Schultz (Schultz et al., 2017) en die voldoen aan de inclusie criteria voor opname in de GGD Rekentool L&G. Deze meta-analyse is gegeven in Bijlage III.

Incidenties

In tabel 5 zijn de incidenties van de gezondheidseffecten in de Nederlandse populatie voor het jaar 2019 gegeven. De gegevens zijn geleverd door het RIVM, aangevuld met gegevens van het NIVEL, CBS en de Hartstichting.

Tabel 5. Incidenties (als aantal nieuwe gevallen) van de gezondheidseffecten in de Nederlandse populatie in 2019 voor de betreffende leeftijdsgroep

Gezondheidseffect (leeftijdscategorie)	ICD-10 codering	Incidentie (aantal nieuwe gevallen in de NL populatie in 2019)	Bron (opmerking)
Vroegtijdige sterfte (30+)	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t. (Vroegtijdige sterfte wordt berekend via levenstabel-analyse met NL levenstafel 2019)
Laag geboorte gewicht [#] (0-1)	P05.0	9.719	RIVM, data 2019
Incidentie astma kinderen (0-20)	J45-J46	30.198	RIVM, data 2019 (0-18 incidenties niet beschikbaar)
Incidentie hartvaatziekten (40+)	I10-I79	486.500	NIVEL, data 2019 (Incidentie is gebaseerd op de meest voorkomende hartvaatziekten, uitgezonderd infectieuze en reumatische aandoeningen)
Ziekenhuisopname astma (alle leeftijden)	J45-J46	7.390	CBS Statline, VTV indeling, astma, data 2019
Ziekenhuisopname COPD (alle leeftijden)	J44	33.360	CBS Statline, VTV indeling, COPD, data 2019
Ziekenhuisopname ischemische hartziekte (40+)	I20-I25	64.908	Hartstichting 2020, data 2019
Longkanker (50+)	C33-C34	11.898	RIVM, data 2019
Afname longfunctie (FEV ₁ , %) kinderen (0-18)	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t. (Incidentie niet nodig voor berekening van een lineaire uitkomstvariabele)

[#] Laag geboorte gewicht is gedefinieerd als een gewicht bij geboorte <2500g bij een zwangerschapsduur van ≥37weken.

Meerookmethode

In tabel 6 is een overzicht gegeven van de effectschatting van de vier gezondheidseffecten die onderdeel zijn van de meerookmethode voor de indicatoren PM_{2,5} en NO₂.

Tabel 6. Effectschatting indicatoren ten behoeve van de meerookmethode (per 10 µg/m³)

Gezondheidseffect	Effectschatting PM _{2,5} per 10 µg/m ³ (95% BI)	Effectschatting NO ₂ per 10 µg/m ³ (95% BI)
Cardiovasculaire sterfte	1,11 (1,09-1,14)*	1,089 (1,060-1,120)**
Longkanker	1,16 (1,09-1,23) [#]	1,04 (1,01-1,08) ^{##}
Laag geboorte gewicht	1,081 (1,043-1,120) ^{\$}	1,016 (1,004-1,028) ^{\$}
FEV ₁ afname (%)	-1,6% (-2,3 – -1,0) ^{&}	-0,7% (-1,0 – -0,4) ^{&}

* Chen & Hoek, 2020

[#]Ciabattini et al., 2020

^{\$}Li et al., 2020

**Strak et al., 2021

^{##}Hamra et al., 2015

[&]Gehring, 2021

Bovenstaande effectschattingen zijn gebruikt voor de update van de meerookmethode ten behoeve van de GGD Rekentool L&G. Omdat EC blootstelling geen onderdeel is van de GGD Rekentool L&G is EC ook niet (meer) in de meerookmethode opgenomen.

Excel werkblad

De verzamelde effectschattingen en incidenties van de gekozen gezondheidseffecten zijn in een eenvoudig Excel werkblad samengevoegd met het formularium voor het berekenen van de gezondheidseffecten. Het Excel werkblad is voorzien van een gebruikersschil. Voor een goede werking van het werkblad is het nodig om macro's en actieve besturingselementen toe te staan. De melding om dit te doen verschijnt automatisch in het computerscherm.

In het werkblad is invoer nodig van:

- de populatieomvang (invoeren in numeriek veld);
- de indicatoren waarvoor de berekeningen worden uitgevoerd (aanvinken);
- de blootstelling aan de indicatoren (via schuifbalk);

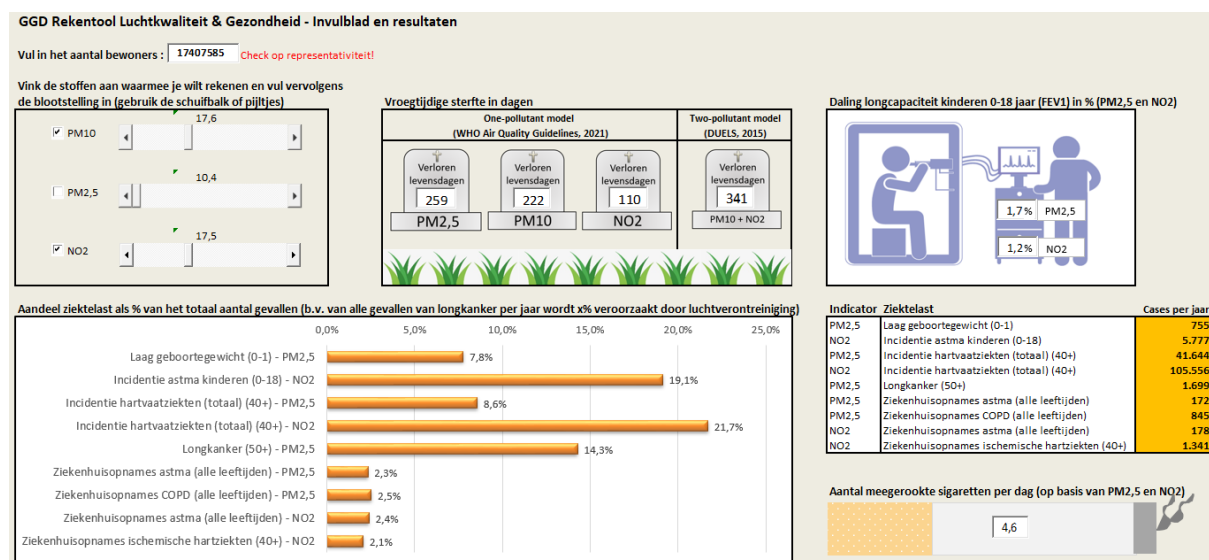
Handmatig kan ook gerekend worden met een andere PM_{2,5}/PM₁₀ ratio als er bij gebrek aan data omgerekend moet worden. De keuze van de ratio kan afgelezen worden uit de kaart in bijlage I.

Als uitvoer wordt gegeven:

- de vroegtijdige sterfte in dagen (voor one- en two-pollutant modellen);
- de afname in de longcapaciteit (%FEV₁) van kinderen;
- het aandeel van de ziektelast door luchtverontreiniging als percentage van de totale ziektelast (in 2019);
- het aantal attributieve cases per jaar (in 2019);
- het aantal passief meegerookte sigaretten per dag.

Een voorbeeld van de gebruikersschil van de GGD Rekentool L&G is gegeven in figuur 2.

Figuur 2. Voorbeeld gebruikersschil GGD Rekentool L&G



DISCUSSIE

De GGD Rekentool L&G is een abstractie c.q. simplificering van de werkelijkheid. Dit betekent dat het resultaat niet meer is dan een schatting, dat omgeven is met een aantal onzekerheden. Desondanks kan de GGD Rekentool L&G gezien worden als een krachtig instrument om gezondheidseffecten van luchtverontreiniging in beeld te brengen. Het is daarom wenselijk dat in rapportages niet alleen de beperkingen, maar ook de kracht van de GGD Rekentool L&G toe te lichten.

Kracht van de GGD Rekentool L&G

De keuze van de gezondheidseffecten is gebaseerd op de bewijskracht “causal” en “likely to be causal” die is gegeven in de US-EPA Integrated Science Assessment voor NO₂ (US-EPA, 2016) en PM (US-EPA, 2019) en de AQG van de WHO (WHO, 2021). De bewijskracht is gebaseerd op robuuste epidemiologisch associaties en onderbouwd met toxicologisch onderzoek. De relatie tussen de blootstellingsindicator en het gezondheidseffect kan gezien worden als “algemeen aanvaarde wetenschappelijke inzichten”.

Bekend is dat het Health Effects Institute een meta-analyse heeft uitgevoerd gericht op de gezondheidseffecten ten gevolge van verkeersgerelateerde luchtverontreiniging (PM_{2,5}, NO₂ en EC). Er is inzage verkregen in de concept-rapportage om te bezien of de nieuwe meta-analyse resultaten oplevert die van belang zijn voor de GGD Rekentool L&G. Hieruit blijkt dat er geen aanleiding is om de GGD Rekentool L&G aan te passen op basis van de effectschatting voor PM_{2,5} en NO₂ na het verschijnen van de meta-analyse (verwacht in eerste helft 2022). De resultaten zijn vergelijkbaar.

De effectschatting kent marges die tot uiting komen in het 95% betrouwbaarheidsinterval (95% BI) . Zie bijvoorbeeld tabel 3. De 95% BI's zijn echter klein hetgeen duidt op beperkte onzekerheid rond de effectschatting.

Luchtverontreiniging is een mengsel van meerdere indicatoren hetgeen pleit voor het gebruik van multi-pollutant modellen. Het aantal multi-pollutant studies is helaas beperkt. De meeste modellen gaan uit van één indicator met correctie voor de andere variabelen. Omdat indicatoren hoog zijn gecorreleerd, kan een one-pollutant model de bijdrage van de betreffende indicator overschatten omdat deze door de hoge correlatie ook deels het risico van de andere indicatoren in zich heeft. In de meta-analyses, die gebruik zijn voor de effectschatting in de rekentool, is zo goed mogelijk gecorrigeerd voor andere componenten van luchtverontreiniging, de zogenaamde co-pollutants. De bewijskracht van de studies neemt daardoor toe.

Beperkingen van de GGD Rekentool L&G

Het GGD Rekenmodel L&G baseert zich op een aantal aannames, zoals aannames die betrekking hebben op de afleiding van de effectschatting (RR), het niet rekenen met een latentietijd (lag-time) tussen blootstelling en optreden van een effect, geen rekening houden met verschillen in individuele gevoeligheid en de aanname dat de studiebevolking representatief is voor de Nederlandse standaardbevolking in 2019.

De rekentool maakt geen onderscheid tussen mannen en vrouwen omdat in veel epidemiologische studies dat onderscheid ook niet wordt gemaakt en de effectschatting voor mannen en vrouwen hetzelfde wordt verondersteld. In studies waar wel gekeken wordt naar de invloed van het geslacht kunnen verschillen tussen mannen en vrouwen gevonden worden (zie bijvoorbeeld Strak et al., 2021).

De incidenties van de aandoeningen zijn gebaseerd op landelijke registraties en kunnen lokaal en regionaal daarvan verschillen. Ditzelfde geldt voor verschillen in incidenties van aandoeningen die tussen mannen en vrouwen kunnen verschillen. Ook hiermee wordt geen rekening gehouden in het rekenmodel.

Blootstelling van de populatie is niet hetzelfde als de concentratie van een indicator in een geografisch gebied waarbij de verdeling van de populatie niet is meegenomen. Dit kan tot onderschatting van de blootstelling leiden als er sprake is van een inhomogene verdeling van de populatie en de bronnen. Het heeft de voorkeur om blootstellingsgegevens te gebruiken. Blootstellingsgegevens zijn echter lastiger te verkrijgen op wijk-, buurt- of postcodeniveau.

De blootstelling van de populatie wordt gelijk gesteld aan de jaargemiddelde concentratie aan de gevel van de woning (gevelconcentratie als proxy van blootstelling). Ook wordt er van uitgegaan dat de blootstelling aan de gevelconcentratie continu is. In werkelijkheid zal de blootstelling van de populatie een variatie vertonen.

VOORBEELD BEREKENINGEN

Gezondheidseffecten van luchtverontreiniging in Nederland

Met de GGD Rekentool L&G zijn de gezondheidseffecten op landelijk niveau doorgerekend. Daarvoor is het nodig de gemiddelde blootstelling van de inwoners in Nederland te kennen. Deze gegevens kunnen verkregen worden via de NSL Monitoringrapportage 2020 van het RIVM, waarin de bevolkingsgewogen gemiddelde concentratie van PM₁₀ en NO₂ wordt gegeven voor het jaar 2019 (en voorgaande jaren) en voorspellingen worden gedaan voor 2020 en 2030 (Smet, 2020). In de NSL Monitoringrapportage wordt ook de blootstelling per gemeente gegeven. Deze gegevens komen jaarlijks beschikbaar.

In tabel 7 wordt de gemiddelde blootstelling aan NO₂ en PM₁₀ voor de Nederlandse bevolking gegeven.

Tabel 7. Gemiddelde blootstelling aan NO₂ en PM₁₀ in Nederland in 2019 (in µg/m³)

	Aantal inwoners	NO ₂	PM ₁₀
Nederland	17.407.585	17,5	17,6

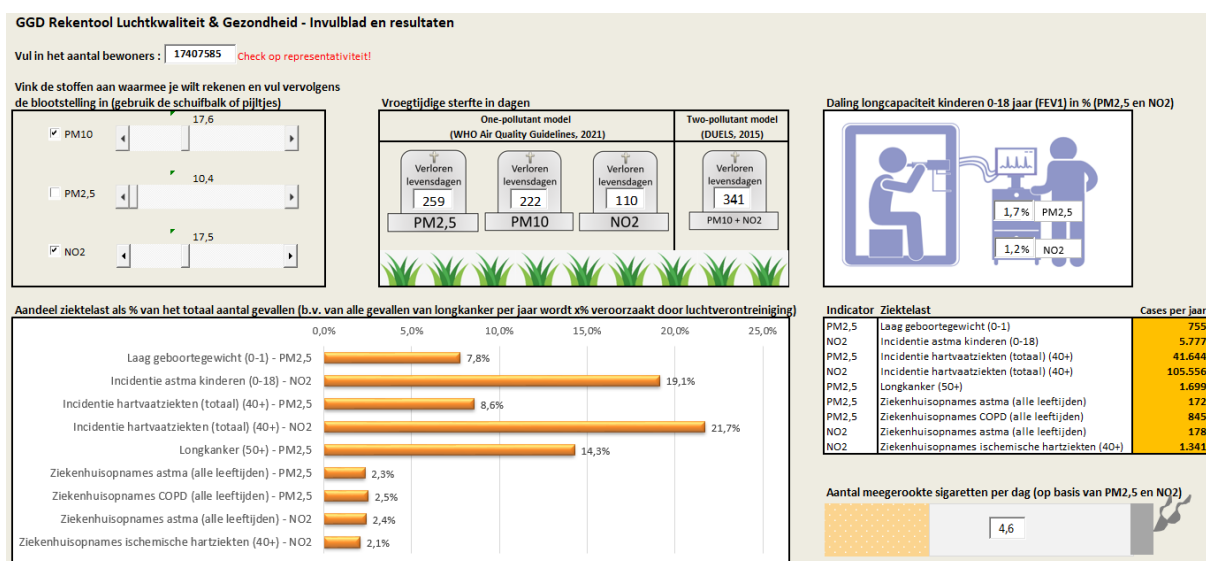
De waarden voor NO₂ en PM₁₀ betreffen de bevolkingsgewogen gemiddelde concentratie waaraan de Nederlandse populatie is blootgesteld en zijn dus bruikbaar als input voor de GGD Rekentool L&G omdat hiervoor blootstellingsgegevens worden verlangd. De populatie betreft de gehele Nederlandse populatie en is representatief.

Nadeel van deze dataset is dat er geen blootstelling is gegeven voor PM_{2,5}. Veel gezondheidseffecten zijn echter gebaseerd op de PM_{2,5} blootstellingsindicator. Om deze gezondheidseffecten mee te nemen wordt er gebruik gemaakt van de standaard ratio PM_{2,5}/PM₁₀ = 0,59. Deze omrekening wordt automatisch toegepast als er in de rekentool geen vinkje wordt gezet in het vakje voor de indicator PM_{2,5}. Vermeld in dat geval in de rapportage dat de PM_{2,5} blootstelling met een vaste ratio is afgeleid uit de PM₁₀ blootstelling.

Als het gaat om het schatten van de vroegtijdige sterfte door grootschalige luchtverontreiniging wordt aanbevolen om hiervoor PM_{2,5} te gebruiken. Dit is in lijn met de Global Burden of Disease studies (WHO, 2021). De voorkeur ligt daarom bij de keuze voor het one-pollutant model voor PM_{2,5}.

De output van de resultaten is weergegeven in figuur 3.

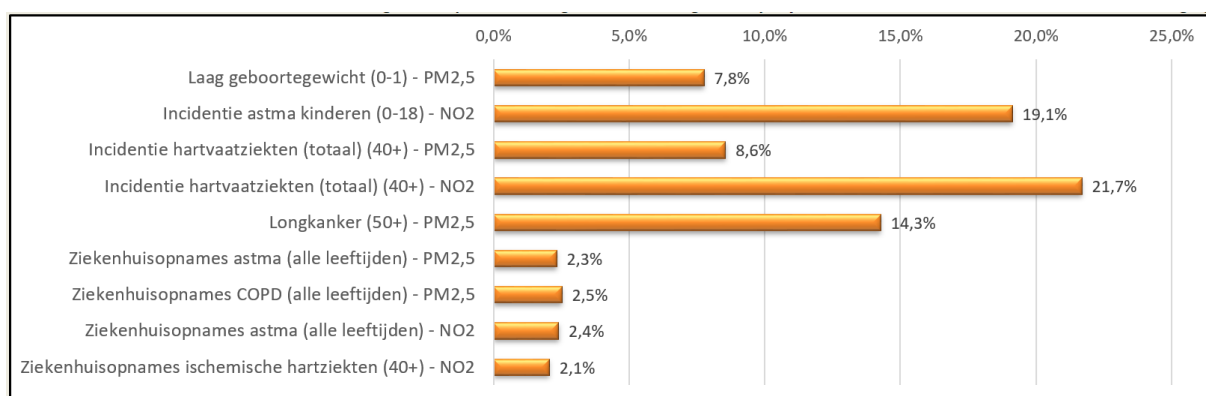
Figuur 3. Gezondheidseffecten op de Nederlandse populatie ten gevolge van de luchtkwaliteit in 2019.



De vroegtijdige sterfte in de Nederlandse populatie in 2019 bedraagt op basis van PM2,5 259 dagen. Er is tussen gemeenten in Nederland variatie, variërend van 214 dagen op Vlieland tot 278 dagen in Rotterdam (op basis van one-pollutant model voor PM2,5).

In figuur 4 is de bijdrage van de blootstelling aan de totale ziektebelasting in Nederland uitvergroot.

Figuur 4. Bijdrage van de blootstelling aan de totale ziektebelasting in Nederland in 2019



De impact op de morbiditeit is voor zowel PM2,5 als NO2 relevant en wordt vooral gevonden in een bijdrage van luchtverontreiniging aan de incidentie van astma bij kinderen met 19%, hartvaatziekten met 22% en longkanker met 14%. In absolute aantallen gaat het in 2019 om ca. 5.700 nieuwe gevallen van astma bij kinderen, om 105.500 nieuwe gevallen van hartvaatziekten (40+) en om 1.700 nieuwe gevallen van longkanker (50+). De bijdrage van luchtverontreiniging aan hartvaatziekten in Nederland is hoog door de hoge incidentie van hartvaatziekten.

Gemiddeld bedraagt het aantal passief meegerookte sigaretten in Nederland 4,6 per dag.

Vergelijking luchtkwaliteit en gezondheid tussen regio gemeenten

De GGD wil voor een regio in Zuid Oost Nederland met een deels verstedelijkt en deels buitengebied met veehouderijen de gezondheid in relatie tot de luchtkwaliteit in beeld brengen. De vergelijking wordt gemaakt op gemeente niveau. Daarvoor is het nodig de gemiddelde blootstelling van de inwoners per gemeente te kennen. Deze gegevens kunnen verkregen worden via de NSL Monitoringrapportage 2020 van het RIVM. Als bijlage bij de monitoringrapportage is een Excel werkblad te downloaden met daarin de gemiddelde blootstelling per gemeente in Nederland en het aantal inwoners per gemeente: [Rapport 2020-0164 Bijlage bevolkingsgewogen gemiddelden per gemeente | RIVM](#). Deze gegevens komen jaarlijks beschikbaar.

Een selectie van de gemeenten in de regio met de gemiddelde blootstelling aan NO₂ en PM₁₀ voor 2019 is gegeven in tabel 8. In dit voorbeeld zijn fictieve gemeenten gebruikt.

Tabel 8. Gemiddelde blootstelling per gemeente aan NO₂ en PM₁₀ voor 2019 (in µg/m³). *Cursief is de berekening van PM_{2,5} uit de PM₁₀ blootstelling gegeven.*

Gemeente	Aantal inwoners	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5} (berekend) <i>PM_{2,5}/PM₁₀ ratio = 0,62</i>
A	251000	22,1	18,4	11,4
B	54000	15,6	19,8	12,3
C	11300	14,5	19,0	11,8
D	25500	16,8	17,8	11,0
E	112500	19,6	19,2	11,9
F	47000	16,5	17,6	10,9

Net zoals in voorbeeld 1 is er geen PM_{2,5} blootstelling beschikbaar en zal aangegeven moeten worden dat er sprake is van een omrekening uit PM₁₀ op basis van een vaste ratio. Daarbij wordt gebruik gemaakt van de gemiddelde regionale PM_{2,5}/PM₁₀ ratio, die afgelezen wordt uit de kaart in bijlage I. De (fictieve) PM_{2,5}/PM₁₀ ratio die hieruit volgt bedraagt 0,62. PM_{2,5} wordt hieruit handmatig berekend en ingevoerd. De berekende PM_{2,5} blootstelling met de gemiddelde regiospecifieke PM_{2,5}/PM₁₀ ratio is gegeven in tabel 8.

In dit voorbeeld is er sprake van een regio met een verstedelijkt gebied (gemeenten A en E), een landelijk gebied met veehouderijen (gemeenten B en C) en tussenliggende gemeenten (D en F). Voor de keuze van het model voor vroegtijdige sterfte kan in dit geval gebruik gemaakt worden van het one-pollutant model voor PM_{2,5}.

In principe kunnen alle gezondheidseffecten per gemeente met elkaar vergeleken worden, maar voor de overzichtelijkheid is het beter hierin keuzes te maken. Naast vroegtijdige sterfte (t.g.v. PM_{2,5}) is voor de vergelijking ook de bijdrage van de luchtkwaliteit aan de incidentie van astma bij kinderen (t.g.v. NO₂), de incidentie van hartvaatziekten bij volwassenen (t.g.v. PM_{2,5}) en het aantal passief meegerookte sigaretten (t.g.v. PM_{2,5} en NO₂) gekozen. Het staat de gebruiker overigens vrij om voor een specifieke doelgroep andere gezondheidseffecten te kiezen.

In tabel 9 is een overzicht gegeven van de vroegtijdige sterfte (in dagen; one-pollutant PM_{2,5}), astma incidentie bij kinderen (NO₂), incidentie van hartvaatziekten bij volwassenen (PM_{2,5}) en het aantal passief meegerookte sigaretten per gemeente. Voor astma en hartvaatziekten is de relatieve bijdrage van luchtverontreiniging aan de ziektelast in procenten gegeven en het absolute aantal attributieve cases.

Tabel 9. Vergelijking gemeenten naar vroegtijdige sterfte, astma bij kinderen, hartvaatziekten bij volwassenen en aantal passief meegerookte sigaretten.

Gemeente	Vroegtijdige sterfte PM _{2,5} (dagen)	Incidentie astma (0-18) NO ₂		Incidentie hartvaatziekten (40+) PM _{2,5}		Aantal meegerookte sigaretten per dag
		Bijdrage %	Aantal cases per jaar	Bijdrage %	Aantal cases per jaar	
A	284	24%	102	9%	656	5,3
B	306	17%	16	10%	152	4,9
C	294	16%	3	10%	31	4,6
D	274	18%	8	9%	64	4,7
E	296	21%	41	10%	306	5,2
F	271	18%	15	9%	118	4,6
Min – Max	271 – 306	16 – 24%	-	9 – 10%	-	4,6 – 5,3

In tabel 9 is te zien dat binnen de gemeenten met name verschillen zijn in de vroegtijdige sterfte (271 – 306 dagen) en de incidentie van astma bij kinderen (16 – 24%). In de grotere steden (A en E) is met name door de lokale verkeersgerelateerde NO₂ blootstelling een grotere bijdrage aan de astma incidentie bij kinderen te zien. De variatie in de PM_{2,5} blootstelling is kleiner door de meer gelijkmatige (en minder lokaal bepaalde) achtergrondblootstelling. Een vergelijking tussen gemeenten op basis van attributieve cases is niet mogelijk omdat het aantal cases samenhangt met de populatiegrootte.

Een probleem bij de omrekening van PM₁₀ naar PM_{2,5} op basis van een vaste ratio kan zich voordoen als het, zoals in dit geval, gaat om een vergelijking tussen gemeenten met vooral stedelijke luchtverontreiniging en gemeenten met vooral luchtverontreiniging door veehouderijen. De ratio PM_{2,5}/PM₁₀ is in het laatste geval kleiner dan in het stedelijke gebied door een hogere PM₁₀ blootstelling ten gevolge van de veehouderij uitstoot. Het gebruik van verschillende ratio's is dan een mogelijkheid. De kaart met de ratio's in bijlage I kan dan gebruikt worden, maar is niet erg precies. Een verfijning van de ratio's per gemeente kan gemaakt worden door gebruik te maken van de zogenaamde GCN-tool (Moorselaar, 2020). In dit in 2020 afgeronde project van de Academische Werkplaats Milieu en Gezondheid is het mogelijk om op gemeenteniveau de PM_{2,5}/PM₁₀ ratio exact te berekenen ([Routinematig beschikbaar maken van GCN gegevens voor lokaal gebruik \(academischewerkplaatsmmk.nl\)](#)).

Het zou ook een optie kunnen zijn om in dit geval een vergelijking conform het Schone Lucht Akkoord te maken met het two-pollutant model, waarin de verkeersbijdrage aan de blootstelling wordt gerepresenteerd door NO₂ en de veehouderij bijdrage door PM₁₀.

Het is belangrijk de keuze goed toe te lichten. Bij voorkeur wordt gebruik gemaakt van blootstellingsgegevens van zowel PM₁₀, PM_{2,5} en NO₂. In een workshop, die wordt gehouden om uitleg te geven over de GGD Rekentool L&G, zal de keuze van de blootstellingsindicator in relatie tot de ruimtelijke schaalgrootte nader worden toegelicht.

Gezondheidswinst van de invoering van een uitstootvrij gebied voor bestelverkeer, taxi's en vrachtverkeer in Amsterdam

Dit voorbeeld betreft de invoering van een uitstootvrij gebied in Amsterdam in het kader van het Actieplan Schone Lucht van gemeente Amsterdam (Gemeente Amsterdam, 2019). De schaalgrootte is een stukje binnenstad met acht knelpunt straten: Amsteldijk, Haarlemmerweg, Jonas D. Meijerplein, Nassaukade, Stadhouderskade, Valkenburgerstraat, Weesperstraat en Wibautstraat.

Vergeleken wordt het verschil in gezondheidseffecten door NO₂ blootstelling (stedelijk scenario) met en zonder invoering van een uitstootvrij gebied voor het jaar 2025. Bij de autonome ontwikkeling is de voorspelde gemiddelde NO₂ concentratie in 2025 in het gebied 28,0 µg/m³ en de maximale concentratie 33,1 µg/m³. In tabel 10 is voor de straten met de grootste knelpunten de NO₂ afname gegeven bij invoering van het uitstootvrije gebied t.o.v. de situatie zonder invoering van het uitstootvrije gebied (jaar 2025). Daarbij is de normale autonome verbetering van de luchtkwaliteit voor het jaar 2025 meegenomen. De berekeningen zijn uitgevoerd door TNO. De gemeente Amsterdam heeft de verkeersgegevens, kenmerken van de weg en maatregelen geleverd. In de rapportage van de gemeente Amsterdam, dat gebruikt is voor deze voorbeeldberekening, is gerekend met de (afname van de) NO₂ concentratie in de verschillende wegvakken. Aangenomen wordt dat de berekende NO₂ concentratie ook representatief is voor de NO₂ blootstelling aangezien de rekenpunten in Amsterdam in deze straten dicht op de gevels van de woningen liggen.

Tabel 10. Afname NO₂ concentratie bij invoering van een uitstootvrij gebied in 2025. Weergegeven is de gemiddelde afname voor alle wegvakken per straat en de maximale afname per straat (in µg/m³).

Straat (n=aantal wegvakken)	Afname NO ₂ concentratie (µg/m ³)	
Amsteldijk (n=8)	Gemiddeld	5,2
	Maximaal	6,2
Haarlemmerweg (n=7)	Gemiddeld	6,3
	Maximaal	6,8
Jonas D. Meijerplein (n=1)		6,3
Nassaukade (n=1)		4,8
Stadhouderskade (n=14)	Gemiddeld	6,1
	Maximaal	9,3
Valkenburgerstraat (n=1)		4,9
Weesperstraat (n=5)	Gemiddeld	7,0
	Maximaal	9,3
Wibautstraat (n=2)	Gemiddeld	5,0
	Maximaal	5,1

Het verschil in NO₂ blootstelling met en zonder invoering van een uitstootvrij gebied voor het jaar 2025 is gemiddeld 5,7 µg/m³ NO₂. Voor de Stadhouderskade en Weesperplein bedraagt de afname maximaal 9,3 µg/m³. Voor deze twee situaties wordt het NO₂ verschil vertaald in minder vroegtijdige sterfte (one-pollutant NO₂), vermindering astma incidentie bij kinderen, minder hartvaatziekten bij ouderen, minder afname van de longfunctie van kinderen en minder passief meegerookte gerookte sigaretten. Dit is weergegeven in tabel 11.

Tabel 11. Gezondheidswinst bij het invoeren van een uitstootvrij gebied in de acht knelpunt straten. Gegeven is de gezondheidswinst voor de gemiddelde gezondheidswinst door de NO₂ afname in de acht knelpunt straten en de maximale gezondheidswinst (Stadhouderskade en Weesperstraat).

Straat	Gewonnen levensdagen	Vermindering astma incidentie (0-18)	Vermindering hartvaatziekten (40+)	Verbetering longfunctie (0-18)	Vermindering aantal meegerookte sigaretten per dag
Gemiddelde afname acht knelpunt straten	34 dagen	5%	5%	0,4%	0,6
Maximale afname	59 dagen	8%	9%	0,6%	1,0

De te behalen gezondheidswinst uit zich in 34 – 59 gewonnen levensdagen (1 tot 2 maanden), een vermindering van de astma incidentie tot 8%, een vermindering van hartvaatziekten tot 9%, een verbetering van de longfunctie van kinderen (ten opzichte van de situatie zonder uitstoot is dit een verbetering van 20%) en 0,6 tot 1 minder passief meegerookte sigaret. Daarbij is de aanname gedaan dat de populatie die woont in deze knelpuntstraten wat betreft leeftijdsverdeling en incidentie representatief is voor de gemiddelde Nederlandse bevolking (zie p9). De kans is weliswaar groot dat dit niet (helemaal) het geval is, maar tegelijkertijd ontbreken straat-specifieke gegevens daarover. De gerapporteerde gezondheidswinst, hoewel met onzekerheid omgeven, geeft een indruk van wat bij de standaard populatie te verwachten zou zijn.

Het is van belang om bij de berekening van de gezondheidswinst niet de afname van NO₂ (ΔNO₂) in het rekenmodel in te vullen, maar de berekening uit te voeren voor de NO₂ concentratie voor en na de maatregel. Dit heeft te maken met de niet-lineariteit van de blootstellings-response relaties. Dit geldt in mindere mate voor de longfunctieverandering en de vroegtijdige sterfte. Een nadere uitwerking van de verschillen in invoer van dit voorbeeld is gegeven in bijlage II.

LITERATUUR

- Achakulwisut P, Brauer M, Hystad P & Anenberg SC. Global, national, and urban burdens of paediatric asthma incidence attributable to ambient NO₂ pollution: estimates from global datasets. *Lancet Planetary Health* 3:e166–78, 2019.
- Beelen R, Hoek G, Vienneau D et al. Development of NO₂ and NO_x land use regression models for estimating air pollution exposure in 36 study areas in Europe – The ESCAPE project. *Atmospheric Environment* 72: 10-23, 2013.
- CBS. Jaaroverzicht 2020. Centraal Bureau voor de Statistiek, 2021.
- Chen J & Hoek G. Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis. *Environment International* 143:105974, 2020.
- Ciabattini M, Rizello E, Lucarone F et al. Systematic review and meta-analysis of recent high-quality studies on exposure to particulate matter and risk of lung cancer. *Environmental Research* 196: 110440, 2021.
- Cohen A, Brauer M, Burnett R, et al. Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *Lancet* 389: 1907–18, 2017.
- Cyrus J, Heinrich J, Hoek G et al. Comparison between different traffic-related particle indicators: elemental carbon (EC), PM_{2,5} mass, and absorbance. *Journal of exposure analysis and environmental epidemiology* 13(2): 134-43, 2003.
- Duong M, Islam S, Rangarajan S et al. Mortality and cardiovascular and respiratory morbidity in individuals with impaired FEV₁ (PURE): an international, community-based cohort study. *Lancet Global Health* 7:e613–23, 2019.
- Faner R & Agusti A. Global lung health: the dangers of mild lung function impairment (Comment). *Lancet Global Health* 7:e542-543, 2019.
- Fischer PH, Marra M, Ameling CB et al. Air Pollution and Mortality in Seven Million Adults: The Dutch Environmental Longitudinal Study (DUELS). *Environmental Health Perspectives* 123: 697-704, 2015.
- Gehring U, Gruzieva O, Agius RM et al. Air pollution exposure and lung function in children: the ESCAPE project. *Environmental Health Perspectives* 121:1357–64, 2013.
- Gemeente Amsterdam. Actieplan schone lucht. Gemeente Amsterdam, Ruimte en Duurzaamheid, Team Luchtkwaliteit, oktober 2019.
- Gerlofs-Nijland ME, Ruysenaars PG, Marra M et al. Methodrapport gezondheidsindicatoren Schone Lucht Akkoord. Rapport 2019-0209. RIVM, 2019.
- Gezondheidsraad. Gezondheidswinst door schonere lucht. Rapport 2018/01. Gezondheidsraad, 2021.
- Gezondheidsraad. Risico's van ultrafijnstof in de buitenlucht. Rapport 2021/38, Gezondheidsraad, 2021.
- Hamra GB, Laden F, Cohen AJ et al. Lung Cancer and Exposure to Nitrogen Dioxide and Traffic: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Environmental Health Perspectives* 123, 11:1107–1112, 2015.

Hoogerbrugge R et al. Grootschalige concentratie- en depositiekaarten Nederland. Rapport 2019-0091. RIVM, 2019.

Huangfu P & Atkinson R. Long-term exposure to NO₂ and O₃ and all-cause and respiratory mortality: A systematic review and meta-analysis. *Environment International* 144:105998, 2020.

Khreis H, Kelly C, Tate J et al. Exposure to traffic-related air pollution and risk of development of childhood asthma: A systematic review and meta-analysis. *Environment International* 100: 1-31, 2017.

Li C, Yang M, Zhu Z et al. Maternal exposure to air pollution and the risk of low birth weight: A meta-analysis of cohort studies. *Environmental Research* 190:109970, 2020.

Liu S, Jørgensen JT, Ljungman P et al. Long-term exposure to low-level air pollution and incidence of chronic obstructive pulmonary disease: The ELAPSE project. *Environment International* 146:106267, 2021.

Miller BG & Hurley JF. Life table methods for quantitative impact assessments in chronic mortality. *Journal of Epidemiology and Community Health* 57:200–206, 2003.

Miller BG. IOMLIFET version 2013 Spreadsheets for life-table calculations. Institute of Occupational Medicine. Edinburgh, 2013.

Pranata R, Vania R, Edo Tondas A et al. A time-to-event analysis on air pollutants with the risk of cardiovascular disease and mortality: A systematic review and meta-analysis of 84 cohort studies. *Journal of Evidence Based Medicine* 13:102-115, 2020.

Rajagopalan S, Al-Kindi SG & Brook RD. Air Pollution and Cardiovascular Disease. *Journal of the American College of Cardiology* 72, 17:2054-2070, 2018.

Schultz ES, Litonjua AA & Melén E. Effects of Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution on Lung Function in Children. *Current Allergy and Asthma Reports* 17, 41:1-13, 2017.

Smet PAM de, Visser S, Valster NL et al. Monitoringsrapportage NSL 2020. Stand van zaken Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit. Rapport 2020-0164. RIVM, 2020.

Stieb DM, Zheng C, Salama D et al. Systematic review and meta-analysis of case-crossover and time-series studies of short term outdoor nitrogen dioxide exposure and ischemic heart disease morbidity. *Environmental Health* 19, 47:1-19, 2020.

Strak M, Weinmayr G, Rodopoulou S et al. Long term exposure to low level air pollution and mortality in eight European cohorts within the ELAPSE project: pooled analysis. *British Medical Journal* 374:n1904, 2021.

US-EPA. Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen – Health Criteria. Center for Public Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency. EPA/600/R-15/068, 2016.

US-EPA. Integrated Science Assessment for Particulate Matter. Center for Public Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency. EPA/600/R-19/188, 2019.

Whaley P, Nieuwenhuijsen M & Burns J (ed). Update of the WHO Global Air Quality Guidelines: Systematic Reviews. *Environment International*, 10 september 2021.

WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM_{2,5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Health Organization, Geneva, 2021.

WHO-HRAPIE. 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. World Health Organization, Geneva, 2013.

Zee S van der, Zuurbier M, Weerdt R van de & Fischer P. Kwantificeren van de gezondheidsschade door luchtverontreiniging voor GGD-en. Achtergronddocument behorend bij de rekentool. GGD Amsterdam, GGD Gelderland Midden en RIVM, 2016.

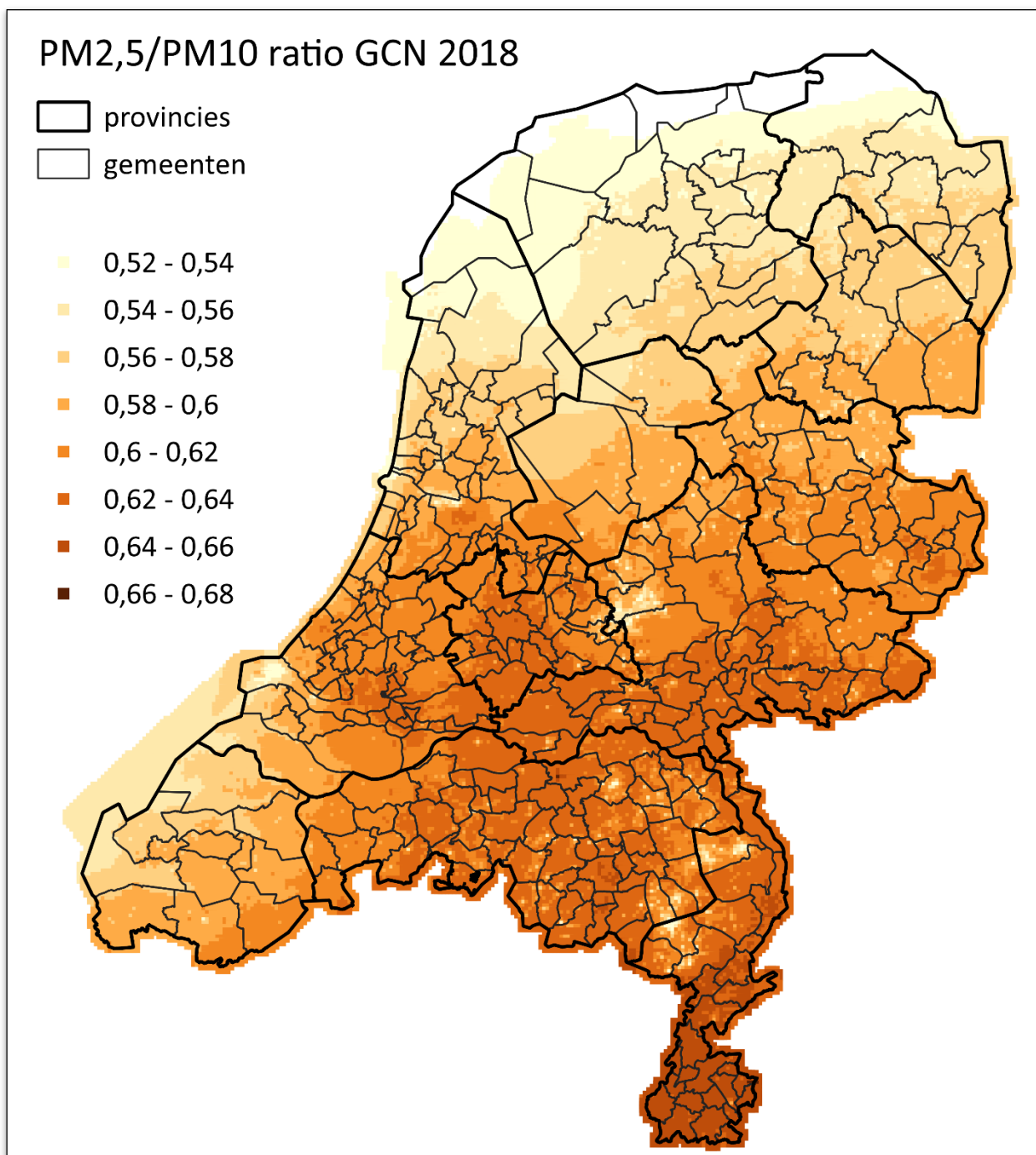
Zee SC van der, Fisher PH & Hoek G. Air pollution in perspective: Health risks of air pollution expressed in equivalent numbers of passively smoked cigarettes. *Environmental Research* 148: 475-483, 2016.

Zheng X, Ding H , Jiang L et al. Association between Air Pollutants and Asthma Emergency Room Visits and Hospital Admissions in Time Series Studies: A Systematic Review and Meta-Analysis. *PLoS ONE* 10(9): e0138146. doi:10.1371/journal.pone.0138146, 2015.

Zheng X, Orellano P, Lin H et al. Short-term exposure to ozone, nitrogen dioxide, and sulphur dioxide and emergency department visits and hospital admissions due to asthma: A systematic review and meta-analysis. *Environment International* 150:106435, 2021.

Zhu R, Nie X, Chen Y et al. Relationship Between Particulate Matter (PM_{2.5}) and Hospitalizations and Mortality of Chronic Obstructive Pulmonary Disease Patients: A Meta-Analysis. *American Journal of Medical Sciences* 359(6):354–364, 2020.

BIJLAGE I

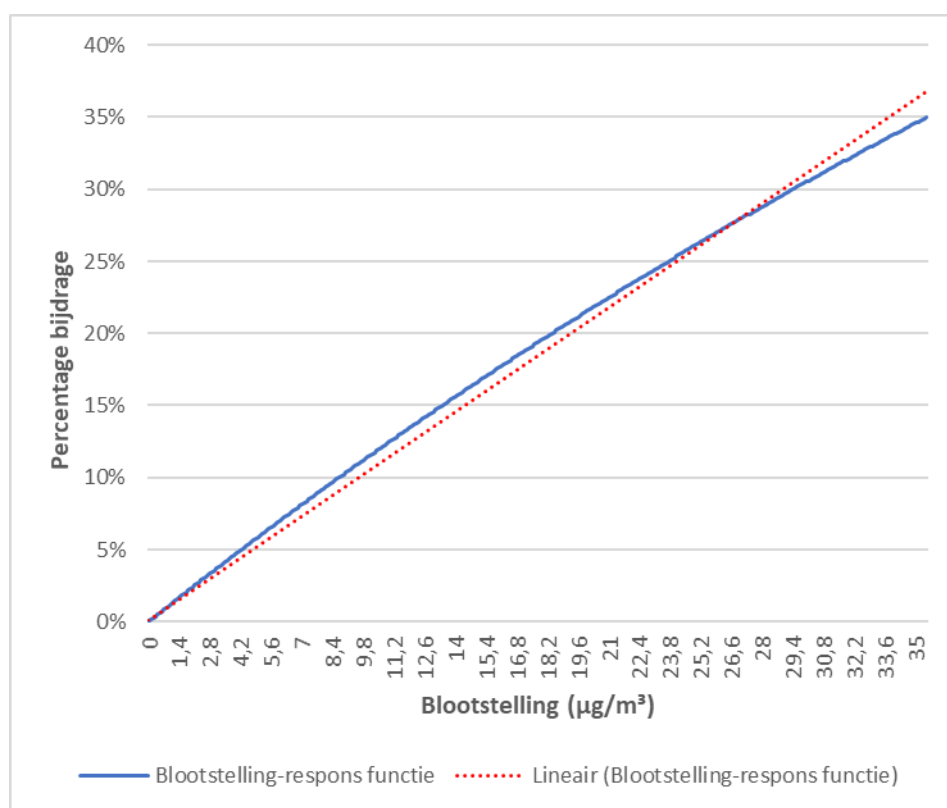


BIJLAGE II

Toelichting: omgaan met de niet-lineariteit in de blootstelling-respons relatie

In de onderstaande figuur is voor de astma incidentie van kinderen (0-18) de blootstelling aan NO₂ uitgezet tegen het percentage bijdrage van NO₂ aan de incidentie in Nederland. Te zien is dat de CRF (blauwe curve) niet lineair is vergeleken met de lineaire trendlijn (rood gestippeld).

Blootstelling-respons functie voor astma incidentie kinderen (0-18).



De hellingshoek van de CRF is bij lage blootstelling groter dan bij een hogere blootstelling. Daardoor zal bij lage blootstelling de respons (in dit geval de bijdrage van NO₂ aan de astma-incidentie) groter zijn. De afwijking kan enkele procenten bedragen. Daarom is het van belang bij de berekening van de gezondheidswinst of -verlies voor verschillende scenario's de goede invoer te kiezen. Dit wordt toegelicht aan de hand van het derde rekenvoorbeeld.

In het derde rekenvoorbeeld wordt de gezondheidswinst berekend na de invoering van een maatregelen om NO₂ te reduceren. Er zijn dan twee opties:

1. Invoer van de afname van de NO₂ concentratie (Δ NO₂) en de gezondheidswinst aflezen.
2. Invoer van de NO₂ concentratie voor de maatregel en de bijdrage aan de gezondheid aflezen, daarna de NO₂ concentratie na de maatregel invoeren en de bijdrage aan de gezondheid aflezen en vervolgens het verschil in de gezondheidsbijdrage berekenen.

In tabel 12 zijn de NO₂ concentraties gegeven waarmee in het rekenvoorbeeld gerekend wordt.

Tabel 12. Invoer GGD Rekentool L&G voor het verschil in NO₂ concentratie

Scenario	NO ₂ voor maatregel (µg/m ³)	NO ₂ na maatregel (µg/m ³)	ΔNO ₂ (µg/m ³)
Gemiddelde scenario	28,0	22,3	5,7
Maximale scenario	33,1	23,8	9,3

Voor de juiste berekening van de gezondheidswinst wordt voor het gemiddelde scenario de gezondheidsbijdrage voor een NO₂ concentratie van 28,0 µg/m³ berekend en daar wordt de gezondheidsbijdrage bij een NO₂ concentratie van 22,3 µg/m³ vanaf getrokken (optie 2). Het wordt niet aanbevolen om alleen het NO₂-verschil (ΔNO₂) van 5,7 µg/m³ in te vullen (optie 1).

In tabel 13 zijn de uitkomsten van de twee berekeningen gegeven voor de niet-lineaire uitkomstvariabelen astma, hartvaatziekten en meeroken. Voor de lineaire uitkomstvariabelen vroegtijdige sterfte en longfunctiedaling is er geen verschil in uitkomst.

Tabel 13. Verschil in gezondheidswinst berekend met verschillende invoer.

Gezondheidseffect	Bijdrage voor maatregel	Bijdrage na maatregel	Verschil bijdrage	Verschil bij ΔNO ₂
Astma % (0-18)	28,8%	23,7%	5,1%	6,7%
Hartvaatziekten % (40+)	32,4%	26,8%	5,6%	7,7%
Meeroken (aantal sigaretten/dag)	5,7	5,1	0,6	0,6

Uit tabel 13 blijkt dat er voor astma en hartvaatziekten een verschil is van respectievelijk 1,6% en 2,1% in de bijdrage aan het gezondheidseffect afhankelijk van de rekenwijze. Voor meeroken blijkt er geen verschil te zijn. Aanbevolen wordt om optie 2 te gebruiken voor de berekening van gezondheidswinst c.q. -verlies na een maatregel.

BIJLAGE III

%change in FEV₁

Included:

- Studies from Schultz et al. (1) assessing relationships of residential exposure with FEV₁ and expressing associations as % change or as absolute change with mean FEV₁

Excluded:

- studies not restricted to children (≤ 18 yrs)
- studies assessing FEV₁ growth
- no general population samples (e.g. studies in asthmatics only)
- publications that overlap with others in terms of lung function data
- publications that focus on school exposure
- studies with exposure periods < 1 year

Table 1. % change (95% confidence interval) in FEV₁ per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in long-term average concentration of PM_{2.5}

First author, year	Study	Age	% change	95% CI	
Barone-Adesi, 2015 (2)	CHASE	9-10 yrs	-5.6	-16.1	5.6
Dales, 2008 (3)		11 yrs	-2.1	-18.4	14.1
Fuertes, 2015 (4)	GINI/LISA	15 yrs	2.8	-3.8	9.4
Gehring, 2013 (5)	ESCAPE	6-8 yrs	-4.9	-8.9	-0.7
Gehring, 2015 (6)	PIAMA	12.7 (0.5)	-8.0	-16.9	1.7
Lee, 2011	TCHS	12-13 yrs	0.0	-1.4	1.5
Oftedal, 2008 (7)	Oslo Birth cohort	9-10 yrs	-1.4	-3.1	0.3
Raizenne, 1996 (8)	24 cities	8-12 yrs	-1.9	-3.2	-0.6
Rice, 2016 (9)	Project Viva	6.6-10.9	-4.8	-12.2	2.6
Urman, 2014 (10)	CHS, 2002-2003 cohort	11.2 (0.6) yrs	-2.2	-3.5	-0.9
Random effects combined			-1.6	-2.3	-1.0

Table 2. %change (95% confidence interval) in FEV₁ per 10 µg/m³ increase in long-term average concentration of NO₂

First author, year	Study	Age	% change	95% CI	
Barone-Adesi, 2015 (2)	CHASE	9-10 yrs	-0.57	-2.07	0.92
Dales, 2008 (3)		11 yrs	0.16	-0.74	1.12
Fuertes, 2015 (4)	GINI/LISA	15 yrs	-0.15	-1.41	1.11
Gehring, 2013 (5)	ESCAPE	6-8 yrs	-0.98	-1.70	-0.26
Gehring, 2015 (6)	PIAMA	12.7 (0.5)	-1.83	-3.04	-0.61
Lee, 2011	TCHS	12-13 yrs	-2.00	-3.47	-0.52
Oftedal, 2008 (7)	INMA	4.5 (0.2) yrs	-1.18	-2.77	0.41
Barone-Adesi, 2015 (2)	Oslo Birth cohort	9-10 yrs	-0.15	-0.56	0.26
Svendsen, 2012 - upland schools (11)		10.1 yrs	-1.44	-2.87	0.00
Svendsen, 2012 - valley schools (11)		10.1 yrs	-0.59	-1.70	0.59
Urman, 2014 (10)	CHS	11.2 (0.6) yrs	-0.62	-2.16	0.95
Random effects combined			-0.7	-1.0	-0.4

1 ppb = 1.88 µg/m³

References

1. Schultz ES, et al. Effects of Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution on Lung Function in Children. *Curr Allergy Asthma Rep.* 2017;17(6):41.
2. Barone-Adesi F, et al. Long-Term Exposure to Primary Traffic Pollutants and Lung Function in Children: Cross-Sectional Study and Meta-Analysis. *PLoS One.* 2015;10(11):e0142565.
3. Dales R, et al. The influence of living near roadways on spirometry and exhaled nitric oxide in elementary schoolchildren. *Environ Health Perspect.* 2008;116(10):1423-7.
4. Fuertes E, et al. Long-term air pollution exposure and lung function in 15 year-old adolescents living in an urban and rural area in Germany: The GINIplus and LISAplus cohorts. *Int J Hyg Environ Health.* 2015;218(7):656-65.
5. Gehring U, et al. Air Pollution Exposure and Lung Function in Children: The ESCAPE Project. *Environ Health Perspect.* 2013;121(11-12):1357-64.
6. Gehring U, et al. Particulate matter composition and respiratory health: the PIAMA Birth Cohort study. *Epidemiology.* 2015;26(3):300-9.
7. Oftedal B, et al. Residential outdoor air pollution and lung function in schoolchildren. *Epidemiology.* 2008;19(1):129-37.
8. Raizenne M, et al. Health effects of acid aerosols on North American children: pulmonary function. *Environ Health Perspect.* 1996;104(5):506-14.
9. Rice MB, et al. Lifetime Exposure to Ambient Pollution and Lung Function in Children. *Am J Respir Crit Care Med.* 2016;193(8):881-8.
10. Urman R, et al. Associations of children's lung function with ambient air pollution: joint effects of regional and near-roadway pollutants. *Thorax.* 2014;69(6):540-7.
11. Svendsen ER, et al. GIS-modeled indicators of traffic-related air pollutants and adverse pulmonary health among children in El Paso, Texas. *Am J Epidemiol.* 2012;176 Suppl 7:S131-41.

GGD Gelderland-Midden

is onderdeel van de Veiligheids- en Gezondheidsregio Gelderland-Midden



GGD Gelderland-Midden

Postbus 5364

6802 EJ ARNHEM

T 0800 8446 000

E ggd@vggm.nl

I www.ggdgm.nl



Gelderland-Midden