



Vlaanderen
is omgeving



Actualisatie indicator 'Verloren gezonde levensjaren (DALY's) door milieuverstoringen in Vlaanderen'.

 **Eindrapport**

**DEPARTEMENT
OMGEVING**

omgevingvlaanderen.be

ACTUALISATIE INDICATOR 'VERLOREN GEZONDE LEVENSJAREN (DALY'S) DOOR MILIEUVERSTORINGEN IN VLAANDEREN'.

In deze studie werden DALY's berekend voor de blootstelling aan zeventien milieupolluenten in Vlaanderen. DALY's staan voor 'potentieel verloren gezonde levensjaren' en de indicator combineert het aantal jaren dat men verliest door vroegtijdig te sterven met het aantal jaren geleefd met een ziekte, als gevolg van blootstelling aan milieuvervuilende stoffen. DALY's werden hier berekend voor de volgende stressoren: fijn stof en stikstofdioxide in omgevingslucht, verkeersgeluid, ozon in omgevingslucht, hitte, lood, passief roken, ultraviolet straling (UV), koolstofmonoxide, dioxines in voedsel, cadmium, arseen, schimmels en vocht, benzeen en formaldehyde in omgevingslucht, elektromagnetische velden (EMF) van hoogspanningsleidingen en radon. De berekening is een actualisatie van de indicator DALY's door milieustressoren (2012) binnen het thema Milieu en Gezondheid, zoals gerapporteerd door Milieuraapport Vlaanderen.

Dit rapport bevat de mening van de auteur(s) en niet noodzakelijk die van de Vlaamse Overheid.

COLOFON

Auteurs

Jurgen Buekers – VITO
Karen Van de Vel – VITO
Jirka Cops – VITO

Wijze van citeren

Buekers, J., Van de Vel, K. & Cops, J. (2021). *Actualisatie indicator verloren gezonde levensjaren (DALY's) door milieuverstoringen in Vlaanderen*. Studie in opdracht van Milieuraapport Vlaanderen, Vlaamse Milieumaatschappij.

Actualisatie indicator verloren gezonde levensjaren (DALY's) door milieuverstoringen in Vlaanderen.

Jurgen Buekers, Karen Van de Vel, Jirka Cops

Studie uitgevoerd in opdracht van: VMM MIRA
Ref VMM VMM/ALMC/MIRA/2020/01
Ref VITO 2020/Health/2010286

Juni 2021



VITO NV

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

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

SAMENVATTING

De omgeving waarin we leven stelt ons bloot aan verschillende milieustressoren. Dit beïnvloedt onze gezondheid, met effecten op morbiditeit en mortaliteit. De impact van het milieu op de ziektelast wordt ook wel *Environmental Burden of Disease* genoemd. De *Zero Pollution Strategie*, als onderdeel van de Europese Green Deal, stelt voorop dat we tegen 2050 in een toxisch vrije omgeving leven. Nochtans neemt de productie van chemische stoffen toe. Ook in Vlaanderen meten Humane Biomonitoringscampagnes een groeiend aantal (gekende en nieuwe) chemische stoffen in de mens. Een indicator die de ziektelast door blootstelling aan milieustressoren begroot, is de DALY of *Disability Adjusted Life Year*. DALY's staan voor de potentieel verloren gezonde levensjaren en de indicator combineert het aantal jaren dat men verliest door vroegtijdig te sterven met het aantal jaren geleefd met een ziekte. DALY's werden ontwikkeld door de Wereldgezondheidsorganisatie om de ziektelast tussen regio's of landen met elkaar te vergelijken.

In deze studie werden DALY's berekend voor de volgende zeventien polluenten in Vlaanderen: fijn stof en stikstofdioxide in omgevingslucht, verkeersgeluid, ozon in omgevingslucht, hitte, lood, passief roken, ultraviolet straling (UV), koolstofmonoxide, dioxines in voedsel, cadmium, arseen, schimmels en vocht, benzeen en formaldehyde in omgevingslucht, elektromagnetische velden (EMF) van hoogspanningsleidingen en radon. Het is een actualisatie van de indicator DALY's door milieustressoren, zoals gerapporteerd door Milieurapport Vlaanderen. De berekening kon niet gemaakt worden voor één bepaald jaar, maar is van toepassing op een periode van 2015-2019.

Blootstelling aan milieuvervuilende stoffen resulteert in een totale jaarlijkse gezondheidsimpact van gemiddeld 158 500 DALY's. Van alle berekende milieustressoren wordt blootstelling aan fijn stof geassocieerd met de hoogste ziektelast (een aandeel van 61 %) en leidt jaarlijks tot 97 087 DALY's in Vlaanderen. In de rangschikking volgens hoeveelheid DALY's wordt fijn stof gevolgd door blootstelling aan stikstofdioxide (19 164 DALY's) en verkeersgeluid (12 884 DALY's) maar ook blootstelling aan passief roken heeft nog een relatief hoge ziektelast (7 558 DALY's). Blootstelling aan UV straling, radon, dioxines, lood en arseen leidt tot respectievelijk 5 667, 3 988, 3 224, 2380 en 2 364 DALY's. Cadmium, CO, schimmels en vocht, hitte en ozon brengen respectievelijk 401, 336, 322, 243 en 177 DALY's met zich mee en blootstelling aan benzeen, EMF hoogspanningsleidingen en formaldehyde blootstelling leidt tenslotte tot respectievelijk 14, 2 en 1 DALY's.

Inschatting van de ziektelast gaat gepaard met aannames en onzekerheden en moet met voorzichtigheid worden geïnterpreteerd. De resultaten geven een ruwe schatting van de bijdrage van de verschillende polluenten tot de ziektelast, op basis van de meest recente en beschikbare wetenschappelijke informatie die vandaag voor handen is. Zo kan de achtergrondblootstelling afkomstig van natuurlijke bronnen ook bijdragen tot de totale blootstelling. De resultaten zijn ook 'gemiddelde' waarden, de invloed van individuele (bv. genetische aanleg) en sociaaleconomische factoren op gezondheid wordt niet in rekening gebracht. Door het multicausale karakter van verschillende gezondheidseindpunten, bv. longkanker kan veroorzaakt worden door blootstelling aan fijn stof, radon, passief roken en arseen, is het moeilijk om de totale ziektelast exact te berekenen. Voor sommige eindpunten is er namelijk overlap. Tot slot is deze indicator continu in evolutie en is het nog niet mogelijk om alle milieustressoren volledig te vertalen naar DALY's. Een

voorbeeld hiervan zijn endocriene stoffen. Een eerste analyse van de externe kosten op basis van Vlaamse humane biomonitoringsdata toonde aan dat het aandeel van endocriene verstoorders in de ziektelast, relatief groot is, *i.e.* in dezelfde orde van grootte als deze voor fijn stof.

INHOUD

HOOFDSTUK 1.	Inleiding	1
HOOFDSTUK 2.	Gezondheidsimpact Milieu stressoren Vlaanderen	3
2.1.	<i>Berekening DALY's en gebruik van drempelwaarden</i>	3
2.2.	<i>Plan van aanpak</i>	4
2.3.	<i>Fijn stof</i>	6
2.4.	<i>Stikstofdioxide</i>	7
2.5.	<i>Verkeerslawaaï</i>	7
2.5.1.	Blootstelling-effectrelaties	7
2.5.2.	Data	9
	→ Blootstelling	9
	→ Gezondheidsdata voor mortaliteit	10
	→ Gezondheidsdata voor morbiditeit	10
2.5.3.	Gezondheidsimpact	11
2.6.	<i>Ozon</i>	11
2.6.1.	Blootstelling-effectrelaties	11
	→ Mortaliteit	12
	→ Morbiditeit	12
2.6.2.	Data	15
	→ Blootstelling	15
	→ Gezondheidsdata	15
	Gezondheidsdata voor mortaliteitsberekeningen	15
	Gezondheidsdata voor morbiditeitsberekeningen	15
	Ernst- en duurfactoren	16
2.6.3.	Gezondheidsimpact	17
2.7.	<i>Hitte</i>	17
2.7.1.	Blootstelling-effectrelaties	17
	→ Mortaliteit	17
	Analyse van oversterfte tijdens zomerperiode voor Vlaanderen	18
	Peer-reviewed literatuur	19
	AZG – data-science project hitte - mortaliteit	21
	Berekeningen huidige studie	22
	→ Morbiditeit – mildere vormen	22
	→ Morbiditeit – consultatie huisarts	23
	→ Morbiditeit – (spoedeisende) ziekenhuisopnames	23
	Berekening huidige studie	28
	→ Geboorte-effecten	28
	→ Mentale gezondheid	29
2.7.2.	Data	30
	→ Blootstelling voor mortaliteitsberekeningen	30
	→ Blootstelling voor morbiditeitsberekeningen	30
	→ Gezondheidsdata	31
	Gezondheidsdata voor mortaliteitsberekeningen	31
	Gezondheidsdata voor morbiditeitsberekeningen	31

Ernst- en duurfactoren	32
2.7.3. Gezondheidsimpact	33
→ Mortaliteitseffecten van hitte	33
→ Morbiditeitseffecten van hitte	33
→ Opmerking hitte en ozon	37
2.8. Lood	38
2.8.1. Blootstelling-effectrelatie	38
→ IQ achterstand kinderen	38
→ Hypertensie volwassenen	38
→ Vervroegde sterfte (>20-jarigen)	39
2.8.2. Blootstelling	39
2.8.3. Gezondheidsimpact	39
2.9. Passief roken (of SHS: Secondhand Smoke)	40
2.9.1. Blootstelling-effectrelatie	40
→ Diabetes type II	40
→ Beroerte	40
→ Wiegendood	41
2.9.2. Blootstelling	41
2.9.3. Gezondheidsimpact	41
→ Diabetes type II (T2DM)	41
→ Beroerte	42
→ Wiegendood	42
→ Totaal	42
2.10. Uv-straling	43
2.10.1. Blootstelling-effectrelatie	43
→ Melanoom	43
→ Basaalcel carcinoom	44
→ Plaveiselcel carcinoom	44
→ Staar bij ouderen (>70j)	45
2.10.2. Blootstelling	45
2.10.3. Gezondheidsimpact	46
→ Melanoom sterfte en morbiditeit (stadium 1 tot en met 6)	46
→ Basaalcel carcinoom	46
→ Plaveiselcel carcinoom	46
→ Staar	46
→ Totaal UV	46
2.11. Koolstofmonoxide (CO)	47
2.11.1. Blootstelling-effectrelatie	47
→ Mortaliteit (CO binnenshuis)	47
→ Neurologische effecten (CO binnenshuis)	47
→ Cardiovasculaire mortaliteit (CO buitenshuis)	47
2.11.2. Blootstelling	48
2.11.3. Gezondheidsimpact	48
→ Mortaliteit (CO binnenshuis)	48
→ Neurologische effecten (CO binnenshuis)	48
→ Cardiovasculaire mortaliteit (CO buitenshuis)	48
→ Totaal	48

2.12. <i>Dioxines</i>	49
2.12.1. Blootstelling-effectrelatie _____	49
→ Mortaliteit door kanker _____	49
→ Neonatale hypothyreoïdie _____	49
→ Verlaagde vruchtbaarheid van de man _____	50
2.12.2. Blootstelling _____	50
2.12.3. Gezondheidsimpact _____	51
→ Mortaliteit kanker _____	51
→ Neonatale hypothyreoïdie _____	51
→ Verlaagde vruchtbaarheid van de man _____	51
→ Totaal _____	51
2.13. <i>Cadmium (Cd)</i>	52
2.13.1. Blootstelling-effectrelatie _____	52
2.13.2. Blootstelling _____	52
2.13.3. Gezondheidsimpact _____	52
2.14. <i>Arseen en longkanker</i>	53
2.14.1. Blootstelling-effectrelatie _____	53
2.14.2. Blootstelling _____	54
→ Leidingwater _____	54
→ Grondwater _____	54
→ Percentage van totale inname _____	54
→ Blootstelling _____	55
2.14.3. Gezondheidsimpact _____	55
2.15. <i>Arseen en cardiovasculaire mortaliteit</i>	56
→ Blootstelling-effectrelatie _____	56
→ Blootstelling _____	56
→ Gezondheidsimpact _____	56
2.16. <i>Totaal arseen (longkanker en cardiovasculair)</i>	56
2.17. <i>Overige stressoren</i>	56
→ Schimmels en vocht _____	57
→ Benzeen _____	57
→ Formaldehyde _____	58
→ EMF hoogspanningsleidingen _____	58
→ Radon (Rn) _____	58
2.18. <i>Inputgegevens</i>	59
HOOFDSTUK 3. Methode _____	60
3.1. <i>Overzicht details DALY-berekening</i>	60
3.2. <i>Ernst en duur van beschouwde gezondheidseindpunten</i>	61
HOOFDSTUK 4. Besluit _____	64
4.1. <i>Resultaten DALY's</i>	64
4.2. <i>Bespreking per milieustressor</i>	65
4.2.1. Fijn stof (PM ₁₀ en PM _{2,5}) _____	66
4.2.2. Stikstofdioxide (NO ₂) _____	67

4.2.3.	Passief roken	67
4.2.4.	Verkeerslawaaï	68
4.2.5.	UV-straling	69
4.2.6.	Lood, radon, dioxines en arseen	69
4.2.7.	Hitte, ozon, cadmium, schimmels/vocht en koolstofmonoxide	70
4.2.8.	Benzeen, EMF en formaldehyde	70
4.3.	<i>Onzekerheid en interpretatie van de indicator</i>	70

LIJST VAN TABELLEN

Tabel 1. Blootstelling-effectrelaties voor verkeerslawaai, afgeleid uit rapport Wereldgezondheidsorganisatie (WHO European Centre for Environment and Health, 2018) en gebaseerd op acht systematische reviews.	8
Tabel 2 Aantal blootgestelden (mediaan) aan geluid afkomstig van weg-, spoor- en luchtverkeer in vijf geluidsblootstellingsklassen van de geluidsindicator L_{den} vanaf $L_{den}=55$ dB(A), data voor 2016.	9
Tabel 3. Aantal blootgestelden (mediaan) aan geluid afkomstig van weg-, spoor- en luchtverkeer in vijf geluidsblootstellingsklassen van de geluidsindicator L_{night} vanaf $L_{night}=50$ dB(A) (alsook vanaf 45 dB(A) voor luchthaven Brussel-Nationaal), data voor 2016.	9
Tabel 4 Overzicht van de WHO-advieswaarden en mate van aanbeveling (sterk, voorwaardelijk, onvoldoende) voor de verschillende geluidsbronnen	10
Tabel 5 Waarden van gebruikte ernstfactoren en duur voor verschillende gezondheidseindpunten.	11
Tabel 6 Overzicht van DALY-berekeningen voor verkeersgeluid, berekeningen op basis van blootstellingsdata voor 2016.	11
Tabel 7: Overzicht van blootstelling-effectrelaties gerelateerd aan kortetermijnblootstelling aan ozon en meegenomen in de DALY-berekening. Voor het risico zijn naast de centrale inschatting ook de onder- en bovengrens van het 95 % betrouwbaarheidsinterval gegeven (95 % BI OG en 95 % BI BG, respectievelijk).	14
Tabel 8 Overzicht van de bevolkingsgewogen SOMO35/365 waarde voor Vlaanderen voor verschillende zichtjaren.	15
Tabel 9 Overzicht van het sterfterisico voor mortaliteit alle oorzaken alsook de gemiddelde leeftijd van overlijden voor de hele Vlaamse bevolking.	15
Tabel 10 Vlaamse cijfers voor aantal ziekenhuisopnames met als hoofddiagnose respiratoire en cardiovasculaire aandoeningen bij bevolking vanaf 65 jaar.	16
Tabel 11 Waarden van gebruikte ernstfactoren en duur voor verschillende gezondheidseindpunten.	16
Tabel 12 Resultaten van DALY-berekeningen (centrale inschatting (95 % BI onder- en bovengrens)) voor gezondheidseffecten door kortetermijnblootstelling aan ozon, inschatting voor jaren 2015-2019 alsook gemiddelde voor die periode.	17
Tabel 13 Overzicht van de oversterfte tijdens de zomermaanden (midden mei – begin oktober) voor Vlaanderen, jaren 2010-2018. Data overgenomen uit (Bustos Sierra et al., 2019a).	19
Tabel 14 Resultaten van de meta-analyse, percentage verandering (met 95 % betrouwbaarheidsintervallen) voor mortaliteit alle oorzaken, cardiovasculaire en respiratoire oorzaak, voor alle leeftijden en per leeftijdsgroep, geassocieerd met een 1° C toename in de maximale gevoelstemperatuur boven een stadspecifieke drempelwaarde. Tabel overgenomen uit (Baccini et al., 2008).	20
Tabel 15 Resultaten van de meta-analyse, percentage verandering (met 95 % betrouwbaarheidsintervallen) voor cardiovasculaire, cerebrovasculaire en respiratoire aandoeningen, voor alle leeftijden en per leeftijdsgroep, geassocieerd met een 1° C toename in de maximale gevoelstemperatuur boven een stad specifieke drempelwaarde. Tabel overgenomen uit (Michelozzi et al., 2009).	25
Tabel 16. Resultaten van de studie, percentage verandering (met 95 % betrouwbaarheidsintervallen) voor cardiovasculaire, cerebrovasculaire en respiratoire aandoeningen, voor alle leeftijden en per leeftijdsgroep, geassocieerd met een 1° C toename in de gemiddelde temperatuur boven een drempelwaarde. Tabel overgenomen uit (Kovats et al., 2004).	26

Tabel 17	Overzicht van de relatieve risico's voor verschillende lagtijden en maximumtemperaturen (in vergelijking met een referentietemperatuur van 21 °C), figuur overgenomen uit (van Loenhout et al., 2018).	27
Tabel 18	Aantal dagen met maximale dagtemperatuur ≥ 21 °C (o.b.v. metingen in Eindhoven) voor de jaren 2015-2019 (telkens periode mei-september).	30
Tabel 19	Aantal hittegolfdagen (o.b.v. metingen in Ukkel) voor de jaren 2015-2019	31
Tabel 20	Overzicht van ICD-10 codes van hittegerelateerde aandoeningen, voor de MZG-data geven we weer of er gegevens met hoofddiagnose (HD) en/of nevendiagnose (ND) beschikbaar zijn.	32
Tabel 21	Waarden van gebruikte ernstfactoren en duur voor verschillende gezondheidseindpunten.	33
Tabel 22	Overzicht van het aantal vroegtijdige overlijdens voor de bevolking vanaf 65 jaar en geassocieerd aantal DALY's voor de jaren 2015-2019.	33
Tabel 23	Aantal ziekenhuisopnames via spoeddienst per dag, gemiddelde waarden voor de warme periode (mei-september) voor de jaren 2016, 2017 en 2018. Waarden zijn weergegeven per (groepering van) ICD-10 code(s), voor de populatie jonger en ouder dan 65 jaar. Gemiddelde aantallen voor (1) dagen met maximale temperatuur lager dan 21 °C, (2) hittegolfdagen, (3) dagen waarop de maximale temperatuur hoger (of gelijk) is aan 21 °C.	35
Tabel 24	Extra aantal ziekenhuisopnames via spoeddienst op (1) een hittegolfdag, (2) een dag waarop de maximale temperatuur hoger (of gelijk) is aan 21 °C. Waarden zijn weergegeven per (groepering van) ICD-10 code(s), voor de populatie jonger en ouder dan 65 jaar.	35
Tabel 25	Jaarlijks aantal extra ziekenhuisopnames via spoeddienst alsook geassocieerd aantal DALY's, gemiddelde voor de jaren 2015-2019.	37
Tabel 26	Overzicht van zomeroversterfte (Sciensano) en aantal vroegtijdige overlijdens door blootstelling aan hitte en ozon (deze studie).	38
Tabel 27	DALY's/jaar in Vlaanderen gerelateerd aan blootstelling aan passief roken	42
Tabel 28	DALY's/jaar in Vlaanderen gerelateerd aan blootstelling aan UV	46
Tabel 29	DALY's/jaar in Vlaanderen gerelateerd aan CO-blootstelling.	48
Tabel 30	DALY's/jaar in Vlaanderen gerelateerd aan blootstelling aan dioxines.	52
Tabel 31	Maximale drinkwaterconcentraties in Vlaamse leveringsgebieden. Bron: Baken et al. (2016)	54
Tabel 32	Geschatte blootstelling van arseen in drinkwater	55
Tabel 33	Berekende stressoren en gerelateerde gezondheidseindpunten	60
Tabel 34	Parameters ernst en duur per gezondheidseffect voor bepaling van het aantal DALY's	61
Tabel 35	Spreiding van aantal geschatte DALY's/jaar voor Vlaamse bevolking	64

LIJST VAN FIGUREN

Figuur 1: Voorstelling van RR (relatief risico) en UR (eenheidsrisico). RR houdt rekening met de achtergrond incidentie/prevalentie. Figuur overgenomen uit Buekers et al. 2012. _____	3
Figuur 2 Temperatuur van minimale mortaliteit voor verschillende leeftijdsgroepen, alsook per geslacht. Minimum-, maximum- en gemiddelde temperaturen zijn weergegeven in groen, rood en blauw respectievelijk, figuur overgenomen uit (Faes, 2020). _____	21
Figuur 3 Overzicht van het jaarlijks aantal extra ziekenhuisopnames via spoeddienst (voor beperkt aantal ICD-10 codes voor hittegerelateerde aandoeningen) voor de jaren 2015-2019. Berekningen op basis van het aantal hittegolfdagen en berekeningen op basis van het aantal dagen met maximumtemperatuur ≥ 21 °C. _____	36
Figuur 4. Ziektemodel melanoom volgens Public health Group Victorian Government (2001). _____	44
Figuur 5. Ziektemodel basaalcel carcinoom volgens Lucas et al. (2006). _____	44
Figuur 6. Ziektemodel squamous cell carcinoom volgens Lucas et al. (2006). _____	45
Figuur 7. Associatie tussen b-TSH concentratie in pasgeborenen en concentratie TEQ dioxine-achtige stoffen. b-TSH staat voor bloed-thyroid stimulerend hormoon. _____	50
Figuur 8. Ziektebelasting in Vlaanderen door milieustressoren _____	66

LIJST VAN AFKORTINGEN

As	Arseen
AZG	Agentschap Zorg en Gezondheid
BoD	Burden of Disease
CBA	Cost-Benefit Analysis
Cd	Cadmium
CDC	Center for Disease Control
CO	Koolstofmonoxide
DALY	Disability Adjusted Life Year
DPO	Departement Omgeving – Vlaamse Overheid
EEA	European Environment Agency
EFSA	European Food Safety Authority
EMF	Electromagnetic Fields
FLEHS	Flemish Environment and Health Study
GBD	Global Burden of Disease
HA	Highly Annoyance
HR	Hazard Ratio
HSD	High Sleep Disturbance
ICD	International Classification of Disease
IQ	Intelligentie Quotiënt
MZG	Minimale Ziekenhuis Gegevens
NO2	Stikstofdioxide
O3	Ozon
Pb	Lood
PCB	Polychloorbifenyyl
PM	Particulate Matter of fijn stof
Rn	Radon
RR	Relative Risk
SHS	Second-Hand Smoke
SIDS	Sudden Infant Death Syndrome
SOMO35	Sum of Means over 35 ppb
TEQ	Toxic Equivalent
TSH	Thyroid Stimulerend Hormoon
UR	Unit Risk
UV	Ultraviolet
VMM	Vlaamse Millieumaatschappij
WHO	World Health Organisation
YLD	Years Lived with Disability
YLL	Years of Life Lost

HOOFDSTUK 1. INLEIDING

De interactie tussen mens en milieu is complex. Humane populaties zijn onderworpen aan een zekere ziektelast (*Burden of Disease of BoD*). Een deel van die ziektelast wordt veroorzaakt door blootstelling aan milieustressoren. Er wordt geschat dat in Europa 10-20 % van de totale ziektelast kan verklaard worden door milieustressoren die te wijzigen zijn (Prüss-Ustün et al., 2017).

De eenheid die gebruikt wordt om de ziektelast uit te drukken en geïntroduceerd werd door de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) is de DALY of *Disability Adjusted Life Year* (Murray and Lopez, 1990; Murray and Lopez, 1996). DALY's zijn een maat voor het aantal potentieel verloren gezonde levensjaren. Met DALY's wordt getracht om ziektes die een verschillende ernst hebben, op eenzelfde noemer te brengen zodat ze afgewogen kunnen worden. DALY's kunnen verder ook beleidskeuzes, prioriteitsetting en uitgewerkte beleidsacties ondersteunen en kunnen gebruikt worden in onder andere kosten-baten analyses (cost-benefit analysis, CBA) en *health impact assessments* (HIA) (Briggs, 2008).

DALY's zijn de som van het aantal potentieel gezonde levensjaren dat men verliest door vroegtijdige sterfte (*YLL of Years of Life Lost*) en het aantal levensjaren dat men leeft met een ziekte (*YLD of Years Lived with Disability*). Deze laatste term (YLD) wordt bepaald door het product van drie termen nl. 1) het aantal mensen dat aan een bepaalde ziekte lijdt, 2) de ernst van de ziekte (DW of disability weight) en 3) de duur van de ziekte. De DALY-indicator wordt best als een relatieve indicator voor de ziektelast gebruikt. Verschillende factoren zoals levensstijl, roken, voeding, genetische aanleg etc., kunnen bijdragen tot een ziekte, waardoor een absolute interpretatie van DALY's minder zinvol is. Oorspronkelijk werden DALY's gebruikt om de ziektelast in verschillende werelddelen of landen op een consistente manier te vergelijken. Het gebruik van DALY's om de gezondheidsimpact van milieuverstoringen in te schatten berust op de studie van De Hollander (1999). Voor Vlaanderen werden DALY's reeds berekend voor milieuverontreinigingen door Torfs (2003) en Buekers et al., (2012).

In opdracht van Milieurapport Vlaanderen worden milieu-gezondheidsindicatoren berekend voor milieustressoren waarvoor voldoende informatie rond blootstelling en gezondheidseffect(en) beschikbaar is op basis van epidemiologische studies. De resultaten worden weergegeven als indicator DALY's door milieuverstoringen in Vlaanderen en zijn publiekelijk raadpleegbaar¹. De laatste update van de indicator dateert van 2012 (Buekers et al., 2012a), en steunt op cijfers uit een periode rond het jaar 2010.

¹ <https://www.milieurapport.be/milieuthemas/milieu-gezondheid/DALY's/totaal-verloren-gezonde-levensjaren-daly2019s-door-milieuverstoringen>

In deze studie wordt de DALY-indicator geactualiseerd op basis van de meest recente informatie. De focus zal liggen op verstoringen die een relatief grote impact veroorzaken, waarvan de impact veranderd is t.o.v. vorige analyse in 2012 en waar beleid kan op inspelen. Voor een aantal verstoringen zal het enkel nodig zijn om de blootstelling te actualiseren, terwijl voor andere verstoringen nieuwe blootstelling-effectrelaties zullen toegevoegd moeten worden.

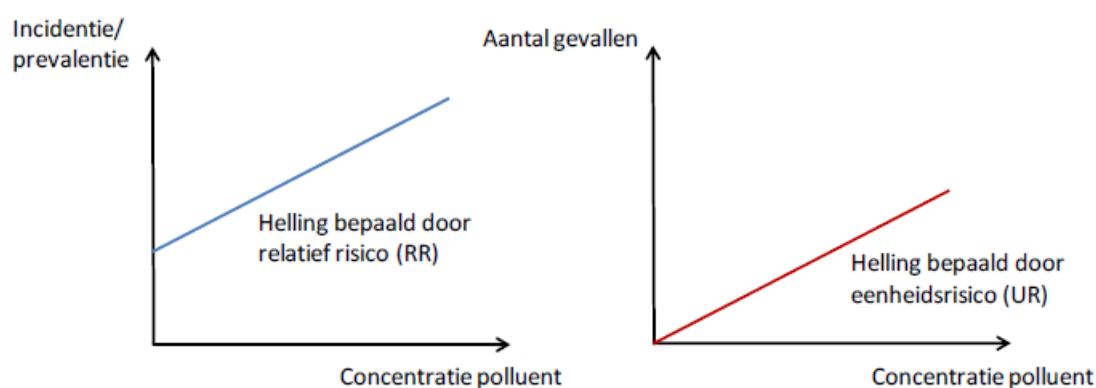
De DALY-indicator zoals gerapporteerd bij Milieurapport Vlaanderen is een indicator die continu in evolutie is en op regelmatige tijdstippen aangepast wordt, naarmate de databeschikbaarheid en het wetenschappelijk inzicht rond blootstelling-effect verbetert. Omdat er voor een DALY-berekening veel gegevens nodig zijn, kan de milieu-impact van sommige stressoren momenteel (nog) niet volledig vertaald worden naar DALY's. Dit is bijvoorbeeld het geval voor endocriene verstoorders, een heterogene groep stoffen abundant aanwezig in onze omgeving en geassocieerd met diverse gezondheidseffecten. In een recente studie in opdracht van VPO (Buekers et al., 2020) werd berekend dat op basis van externe kosten de gezondheidsimpact van (een selectie van) endocriene stoffen in Vlaanderen relatief groot is en deze van blootstelling aan fijn stof benadert. Er werden slechts enkele polluenten en effecten meegenomen dus dit is een onderschatting van de reële impact. Een lopende studie² tracht momenteel een meer gedetailleerdere inschatting van de ziektelast in Vlaanderen te maken voor een uitgebreide set van polluenten en effecten, gerelateerd aan de blootstelling van endocriene verstorende stoffen.

² Buekers et al., Ontwikkeling van gezondheidsindicatoren voor blootstelling aan hormoonverstorende stoffen in Vlaanderen en doorrekening van de maatschappelijke gezondheidskost (OMG_VPO_2020_14), in uitvoering

HOOFDSTUK 2. GEZONDHEIDSIMPACT MILIEU STRESSOREN VLAANDEREN

2.1. BEREKENING DALY'S EN GEBRUIK VAN DREMPELWAARDEN

DALY's worden berekend op basis van de meest recente informatie waarvoor blootstellingscijfers aan hoger vermeldde pollutanten beschikbaar zijn en worden berekend op basis van een dosis-responscurve uitgaande van een Relatief Risico (RR) of Eenheidsrisico (UR). De dosis-responscurve is afgeleid op basis van epidemiologische data. Het RR wordt in dit geval gezien als de kans om een aandoening te krijgen bij blootstelling over de kans bij niet-blootstelling of referentieblootstelling. Er wordt hier dus rekening gehouden met achtergrondincidentie of -prevalentie. Incidentie staat voor het aantal nieuwe (ziekte)gevallen over een bepaalde tijdsperiode, terwijl prevalentie staat voor het aantal (ziekte)gevallen op een bepaald moment. Het UR geeft het absoluut aantal aandoeningen (gevallen) bij een bepaalde concentratie van een pollutant onafhankelijk van achtergrondincidentie of -prevalentie. Eenheidsrisico's worden meestal toegepast bij het berekenen van carcinogene risico's (IARC, 1987).



Figuur 1: Voorstelling van RR (relatief risico) en UR (eenheidsrisico). RR houdt rekening met de achtergrond incidentie/prevalentie. Figuur overgenomen uit Buekers et al. 2012.

Bij de berekening van DALY's kan het zijn dat een gezondheidseffect niet optreedt onder een bepaalde concentratie van de pollutant, ook wel drempelwaarde genoemd. Algemeen werd in deze studie de drempelwaarde gelijk gesteld aan een nul blootstelling, uitgezonderd voor de blootstelling aan ozon in omgevingslucht, formaldehyde, verkeerslawaaai en lood. Voor ozon is de drempelwaarde $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en voor formaldehyde treden er volgens de WHO geen effecten op onder $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Voor geluid werden gezondheidseffecten bij blootstelling vanaf 55 dB(A) voor L_{den} en 50 dB(A) voor L_{night} (weg- en spoorverkeer) en vanaf 45 dB(A) voor L_{night} (luchtverkeer) berekend, omdat de blootstellingsgegevens pas vanaf deze waarden beschikbaar zijn (zie sectie 2.5.2). De WHO formuleert in de "Environmental Noise Guidelines for the European Region" een sterke aanbeveling voor het respecteren van volgende advieswaarden: voor L_{den} zijn de advieswaarden 53, 54 en 45 dB voor wegverkeer, spoorwegverkeer en luchtverkeer, respectievelijk. Voor L_{night} zijn de advieswaarden 45, 44 en 40 dB voor wegverkeer, spoorwegverkeer en luchtverkeer, respectievelijk (WHO, 2018). Men kan dus gezondheidseffecten verwachten die hier niet in rekening konden genomen worden. Voor vervroegde sterfte aan

ischemische hartziekte door blootstelling aan wegverkeerslawaaï werd een drempelwaarde van 53 dB (A) L_{den} gebruikt. Voor lood werd geen IQ verlies berekend onder 20 μg bloed lood /liter. Dit is conform met andere studies (Hänninen et al., 2014) (S. Remy et al., 2019). De laagste concentratie vermeld in de epidemiologische studie waarvan de blootstelling-effect relatie werd afgeleid, is rond de 20 μg Pb/L (Lanphear et al., 2005). Toch wordt aangenomen dat er voor neurologische effecten mogelijk geen drempelwaarde bestaat. In een sensitiviteitsanalyse zou de impact wel kunnen berekend worden tot 0 μg Pb/L (conform (Bellinger, 2012)) (dit wordt in deze studie gedaan, zie 4.3 voor details). Voor de blootstelling-effect relatie cardiovasculaire mortaliteit geassocieerd met lood blootstelling werd geen effect berekend onder 10 μg Pb/L conform de recente blootstelling-effect relatie (cfr. (Lanphear et al., 2018)). Ook voor geluid betekent dit niet dat er geen gezondheidsimpact is onder de aangenomen drempelwaarden.

2.2. PLAN VAN AANPAK

In het huidige rapport ligt de focus op de actualisatie van negen milieustressoren: geluid, ozon, hitte, lood, passief roken, UV-straling, koolstofmonoxide, dioxines, cadmium en arseen. Bij de actualisatie van de indicator worden een aantal verstoringen geüpdatet op basis van de mogelijke optimalisatie beschreven door Buekers et al. (2020). Tevens wordt de levensverwachting geactualiseerd. Laatste cijfers voor statistiek van de doodsoorzaken zijn beschikbaar van het Agentschap Zorg en Gezondheid voor het jaar 2017. Meest recente cijfers over levensverwachting zijn beschikbaar van Statbel voor het jaar 2019.

Verkeerslawaaï: DALY's door verkeerslawaaï zullen berekend worden met recente blootstelling-effectrelaties van WHO (WHO European Centre for Environment and Health, 2018). Berekeningen worden uitgevoerd met recentere blootstellingsgegevens (referentiejaar 2016) in vergelijking met de berekening in 2012. Blootstelling-effectrelaties die doorgerekend worden zijn: sterke slaapverstoring, sterke hinder en mortaliteit door ischemische hartziekte.

Ozon: Blootstelling-effectrelaties zullen geüpdatet worden volgens het WHO-rapport HRAPIE/REVIHAAP en nemen volgende gezondheidseffecten in rekening: mortaliteit alle oorzaken, ziekenhuisopnames voor hartproblemen en ademhalingsproblemen alsook dagen met licht verminderde activiteit. Een aantal gezondheidseffecten die in het verleden werden beschouwd, zijn niet meer opgenomen: gebruik van bronchodilator, het aantal dagen hoest bij kinderen en het aantal dagen problemen met de lagere luchtwegen bij kinderen.

Hitte (mortaliteit): Op basis van huidige kennis werd de impact voor mortaliteit (alle oorzaken) geüpdatet. Blootstelling aan hitte door klimaatsverandering en oorzakspecifieke mortaliteit (nl. cardiovasculair, respiratoir, renaal) wordt voor Vlaanderen onderzocht door o.a. Agentschap Zorg en Gezondheid (AZG). Er werd getracht ook voor morbiditeit een eerste inschatting te maken van de ziektelast, hierbij werden ziekenhuisopnames via spoeddienst in rekening gebracht voor volgende aandoeningen: uitdroging, ademhalingsproblemen, astma, urineweginfecties, nierfalen, nierkoliek, malaise en hypothermie.

Lood: IQ-verlies bij kinderen en hypertensie bij volwassenen werden reeds opgenomen in de vorige indicator schatting. Blootstelling aan lood in Vlaanderen is door beleidsmaatregelen sterk afgenomen de laatste jaren (onder de 20 μg /L bloed lood op basis van FLEHSIV; zie discussie drempel hierboven)

zodat deze eindpunten (IQ-verlies bij kinderen en hypertensie bij volwassenen) niet opgenomen worden in deze analyse. Recent werd echter aangehaald dat de ziektelast door blootstelling aan lood wel eens flink onderschat zou kunnen zijn doordat effecten van lood op cardiovasculaire ziektes duidelijker worden (Landrigan, 2018). Doel is om nu de indicator uit te breiden met de blootstelling-effectrelatie tussen lood en cardiovasculaire ziektes met de dood als gevolg bij volwassenen ouder dan twintig jaar. Recente bloedloodconcentraties zijn beschikbaar via de Vlaamse humane biomonitoringscampagnes (FLEHSIV; 2016-2020).

Passief roken: Eindpunten die reeds opgenomen waren in de indicator zijn: longkanker, ischemische hartziekte, acute infecties van de lagere luchtwegen, astma en *otitis media* bij niet-rokers. Nieuwe blootstelling-effectrelaties die in deze studie doorgerekend worden zijn: diabetes, beroerte, en wiegendoed. Cijfers over blootstelling aan passief roken werden geüpdatet volgens (Charafeddine and Driessens, 2020).

UV-straling: Bij de vorige DALY-berekening van de ziektelast door UV werd melanoom als enige gezondheidseindpunt meegenomen. De Hoge Gezondheidsraad (Hoge Gezondheidsraad, 2017a) en RIVM (RIVM, 2017) beschouwen huidkanker en staar als belangrijke effecten van UV blootstelling. Nieuwe blootstelling-effectrelaties die hier doorgerekend worden zijn plaveiselcel en basaalcel carcinoom en staar.

Koolstofmonoxide (CO): Naast sterfgevallen heeft blootstelling aan CO ook persistente/uitgestelde neurologische gezondheidseffecten, beschreven in Buekers et al. (2012). De nieuwe blootstelling-effectrelatie die hier doorgerekend wordt is coronaire hartziekte als gevolg van blootstelling aan CO in de buitenlucht.

Dioxines: Momenteel wordt enkel sterfte aan kanker meegenomen in de DALY's gerelateerd aan dioxineblootstelling. In 2018 publiceerde EFSA een herziene risicobeoordeling en Europese blootstellingsgegevens voor dioxines en dioxine-achtige PCBs (*polychlorinated biphenyls*) in voedingsmiddelen (EFSA, 2018). De gezondheidkundige toetsingswaarde werd verlaagd wegens nieuw epidemiologisch bewijs. Nieuwe blootstelling-effectrelaties die meegenomen worden in de berekening van de indicator zijn: verminderde schildklierhormoonspiegels bij pasgeborenen en verminderde spermakwaliteit bij mannen waardoor er onvruchtbaarheid optreedt.

Cadmium: De impact voor osteoporose bij oudere vrouwen (>50 jaar) ten gevolge van cadmiumblootstelling wordt hier berekend op basis van de epidemiologische studies van (Engström et al., 2011; Engström et al., 2012). Cadmiumconcentraties in urine van oudere vrouwen zijn beschikbaar via de Vlaamse humane biomonitoringscampagnes (FLEHSIII, 2012-2015). Wat betreft de blootstelling-effectrelaties is er discussie over de drempelwaarde vanaf welke een effect optreedt (zie 2.13).

Arseen: Blootstelling aan arseen gebeurt onder andere via voeding en drinkwater. De ziektelast voor As inname via drinkwater werd reeds begroot in een studie in opdracht van AZG (Baken et al., 2016) die hier wordt toegepast. Arseen in drinkwater is anorganisch en de inname kan leiden tot longkanker. Deze berekening is een extrapolatie zoals dikwijls gehanteerd voor carcinogene effecten. Ook op basis van Vlaamse humane biomonitoringsresultaten kan een schatting gemaakt worden van het mogelijk

aantal longkankers gerelateerd aan arseenblootstelling. Voor arseen wordt ook gekeken naar mortaliteit door cardiovasculaire aandoeningen.

De volgende verstoringen komen maar zeer beperkt aan bod op het einde van het rapport onder de noemer 'overige stressoren'.

Schimmels en vocht: De berekening van de DALY's schimmels en vocht werd uitgevoerd voor vier gezondheidseffecten, nl. 1) acute infectie van de bovenste luchtwegen, 2) hoesten, 3) piepen en 4) de aanwezigheid van astmasymptomen. Er is sinds de vorige actualisatie geen nieuw bewijs voor associaties met aanvullende ziektebeelden gepubliceerd. Wel zijn er recentere blootstellingscijfers (Charafeddine and Drieskens, 2020).

Benzeen: De DALY's voor benzeen werden in 2012 berekend op basis van sterfte aan leukemie, waarbij benzeen werd beschouwd als kankerverwekkende stof zonder veilig blootstellingsniveau (Buekers et al. 2012). De blootstelling werd gelijk gesteld aan een gemiddelde binnenhuisconcentratie van 1,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Er wordt gekeken naar recentere blootstellingscijfers. Deze zijn beschikbaar in een rapport van de Hoge Gezondheidsraad (Hoge Gezondheidsraad, 2017b).

Formaldehyde: Er bestaat een directe relatie tussen formaldehyde concentraties binnenshuis en het risico op astma. Daarbij wordt aangenomen dat er geen carcinogene (tumoren in de neusholte) en niet-carcinogene (irritatie van de luchtwegen) effecten optreden beneden de WHO richtwaarde voor binnenlucht van 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Carcinogene effecten treden mogelijk al op beneden de WHO drempelwaarde voor binnenlucht; een gedegen onderbouwing en dosis-responscurve hiervoor ontbreken echter. Er wordt gekeken naar recentere blootstellingscijfers voor formaldehyde. Deze zijn beschikbaar in een rapport van de Hoge Gezondheidsraad (Hoge Gezondheidsraad, 2017b).

EMF-hoogspanningsleidingen: Geen verandering in bewijsmateriaal want de oorzakelijkheid blootstelling aan EMF en leukemie bij kinderen staat nog steeds ter discussie en impact is slechts gering t.o.v. andere stressoren.

Radon: Blootstelling aan radon is gerelateerd aan het voorkomen van longkanker en bij de blootstelling-effectrelatie wordt de sterfte als gevolg van lonkanker opgenomen in de indicator. Er lijken geen nieuwe inzichten te zijn in bewijs voor associaties tussen radon blootstelling en andere eindpunten.

DALY's voor **fijn stof en NO₂** werden reeds berekend in voorgaande studies in opdracht van Milieurapport Vlaanderen (zie milieurapport.be).

2.3. FIJN STOF

DALY-berekeningen voor blootstelling aan fijn stof werden uitgevoerd voor de jaren 2005-2018. Er werd rekening gehouden met mortaliteits- en morbiditeitseffecten door zowel lange- als kortetermijnblootstelling aan de fijnstoffracties PM_{2,5} en PM₁₀. Evolutie van de DALY's fijn stof staat beschreven op de website van Milieurapport Vlaanderen, onder de indicator Verloren gezonde

levensjaren door blootstelling aan fijn stof³. Meer informatie over de opgenomen gezondheidseffecten en de berekeningswijze is beschikbaar in het achtergronddocument⁴.

2.4. STIKSTOFDIOXIDE

DALY-berekeningen voor blootstelling aan stikstofdioxide werden uitgevoerd voor de jaren 2017 – 2018. Er werd hier rekening gehouden met vervroegde mortaliteit door langetermijnblootstelling. De resultaten zijn beschikbaar op de website Milieurapportering van het Vlaams departement Omgeving⁵. Meer informatie over de opgenomen gezondheidseffecten en de berekeningswijze is beschikbaar in het achtergronddocument⁶.

2.5. VERKEERSLAWAAI

Geluid door verkeer wordt volgens de Europese Richtlijn Omgevingslawaai (2002/49/EC) opgesplitst per brontype: wegverkeer, spoorverkeer en luchtverkeer. De richtlijn stelt twee indicatoren voor als maat voor blootstelling aan geluid. De indicator L_{den} is een gewogen jaargemiddeld geluidsdruk niveau over het etmaal waarbij de avond- en nachtniveaus relatief gezien zwaarder doorwegen, wat overeenkomt met de vaststelling dat geluidsoverlast 's avonds en 's nachts doorgaans als hinderlijker wordt ervaren. L_{den} heeft een rapporteringsdrempelwaarde van 55 dB(A). Als tweede indicator wordt L_{night} voorgesteld, dit is het jaargemiddeld geluidsniveau tijdens de nacht (23-07u) en is één van de geluidindicatoren die representatief zijn voor mogelijke, nachtelijke slaapverstoring. L_{night} heeft een rapporteringsdrempelwaarde van 50 dB(A), voor luchtverkeer zijn er ook blootstellingsgegevens vanaf 45 dB(A).

2.5.1. BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIES

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

³<https://www.milieurapport.be/milieuthemas/milieu-gezondheid/dalys/verloren-gezonde-levensjaren-dalys-door-blootstelling-aan-fijn-stof>

⁴https://www.milieurapport.be/milieuthemas/milieu-gezondheid/dalys/verloren-gezonde-levensjaren-dalys-door-blootstelling-aan-fijn-stof/mira_fijnstof_rapport_update2019_tw.pdf

⁵<https://www.milieurapport.be/milieuthemas/milieu-gezondheid/dalys/dalys-en-externe-gezondheidskosten-door-stikstofdioxide>

⁶<https://www.milieurapport.be/milieuthemas/milieu-gezondheid/dalys/dalys-en-externe-gezondheidskosten-door-stikstofdioxide/rapport-ontwikkeling-en-berekening-van-een-daly-indicator-blootstelling-aan-stikstofdioxide-no2-in-vlaanderen>

De volgende geluidsbronnen werden in de meta-analyses onderzocht: wegverkeer, spoorverkeer, luchtverkeer, windturbines en recreatiegeluid. Voor elke geluidsbron werden de effecten op verschillende gezondheidseindpunten onderzocht d.m.v. een meta-analyse van epidemiologische studies. Er werd voor elke associatie geluidsbron – gezondheidseffect een score gegeven die de mate van de bewijskracht (hoog, matig, laag, erg laag) van de meta-analyse weergeeft. Wij nemen enkel geluid afkomstig van verkeerslawaai in rekening, voor windturbines en recreatiegeluid is nog geen sterke evidentie voor gezondheidsimpact en zijn geen dosis-effectrelaties afgeleid.

Tabel 1 geeft een overzicht van de gezondheidseffecten t.g.v. geluidsblootstelling waarvoor de bewijskracht van het verband als hoog of matig werd bestempeld en waarvoor de ondergrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval groter is dan 1. Hierdoor zijn sommige gezondheidseffecten zoals bv. beroerte (zowel incidentie als mortaliteit), hypertensie (incidentie) en achterstand begrijpend lezen, niet opgenomen.

Tabel 1: Blootstelling-effectrelaties voor verkeerslawaai, afgeleid uit rapport Wereldgezondheidsorganisatie (WHO European Centre for Environment and Health, 2018) en gebaseerd op acht systematische reviews.

Bron	Blootstellings-Metrik	Gezondheidseffect	Blootstelling-effectrelatie	Bewijskracht	Referentie
Geluid wegverkeer	Lnight (dB(A))	Sterke slaapver storing	% HSD=19,4312 - $0,9336 * L_{night} + 0,0126 * L_{night}^2$	Matig	(Basner and McGuire, 2018)
	Lden (dB(A))	Sterke hinder	% HA= 78,9270 $-3,1162 * L_{den} + 0,0342 * L_{den}^2$	Matig	(Guski et al., 2017)
	Lden (dB(A))	Incidentie ischemische hartziekte	RR=1,08 (1,01–1,15) per 10 dB(A) L _{den}	Hoog	(van Kempen et al., 2018)
	Lden (dB(A))	Mortaliteit ischemische hartziekten	RR=1,05 (0,97-1,13) per 10 dB(A) L _{den}	Matig	(van Kempen et al., 2018)
Geluid spoorverkeer	Lnight (dB(A))	Sterke slaapver storing	% HSD=67,5406 - $3,1852 * L_{night} + 0,0391 * L_{night}^2$	Matig	(Basner and McGuire, 2018)
	Lden (dB(A))	Sterke hinder	% HA=38,1596 $-2,05538 * L_{den} + 0,0285 * L_{den}^2$	Matig	(Guski et al., 2017)
Geluid luchtverkeer	Lnight (dB(A))	Sterke slaapver storing	% HSD=16,7885- $0,9293 * L_{night} + 0,0198 * L_{night}^2$	Matig	(Basner and McGuire, 2018)
	Lden (dB(A))	Sterke hinder	% HA= -50,9693 $+1,0168 * L_{den} + 0,0072 * L_{den}^2$	Matig	(Guski et al., 2017)

In (Buekers et al., 2020) werden de blootstelling-effectrelaties uit Tabel 1 vergeleken met de relaties eerder gebruikt in Buekers et al., (2012). Voor alle gezondheidseffecten neemt de impact gevoelig toe wanneer de recente WHO relaties gebruikt worden, behalve voor wegverkeer is het percentage sterke slaapver storing (L_{night}) en mortaliteit ischemische hartziekte (L_{den}). In deze berekening worden de meest recente blootstelling-effectrelaties voor omgevingsgeluid doorgerekend (Tabel 1). Bij het toepassen van het relatief risico voor mortaliteit ischemische hartziekten wordt een drempelwaarde van 53 dB gehanteerd, dit is in overeenstemming met de berekeningen uitgevoerd door het Europees Milieugentschap (European Environment Agency, 2020).

2.5.2. DATA

→ Blootstelling

Voor de blootstelling aan verkeersgeluid steunt de DALY-berekening voor hogervermelde gezondheidseindpunten op de blootstellingsdata zoals gerapporteerd op basis van de strategische geluidsbelastingkaarten, ronde 3 (referentiejaar 2016). Voor weg- en spoorverkeer werden gegevens gebruikt van (Vinçotte, 2018), deze berekening is gebeurd voor de totale blootstellingscijfers (inclusief agglomeraties). Voor luchtverkeer werden de gegevens genomen uit een nota van de Vlaamse overheid – Departement Omgeving aan de Europese Commissie (Omgeving, 2019). Het referentiejaar voor deze blootstellingsgegevens is het jaar 2016. De blootstellingsgegevens worden in vijf geluidblootstellingsklassen weergegeven in Tabel 2 (voor geluidsindicator L_{den} vanaf 55 dB(A)) en Tabel 3 (voor geluidsindicator L_{night} vanaf 50 dB(A) voor wegverkeer en spoorverkeer, vanaf 45 dB(A) voor luchtverkeer).

- Voor wegverkeer wordt rekening gehouden met belangrijke wegen (meer dan drie miljoen voertuigpassages per jaar) binnen en buiten de agglomeraties.
- Voor spoorverkeer worden belangrijke spoorwegen (met meer dan 30 000 treinpassages per jaar) binnen en buiten de agglomeraties in rekening gebracht.
- Voor luchtverkeer werd de luchthaven Brussel-Nationaal in rekening gebracht. Dit is de enige luchthaven in Vlaanderen die voldoet aan de definitie van een belangrijke luchthaven zoals bepaald in de Richtlijn Omgevingslawaaai.

Tabel 2: Aantal blootgestelden (mediaan) aan geluid afkomstig van weg-, spoor- en luchtverkeer in vijf geluidsblootstellingsklassen van de geluidsindicator L_{den} vanaf $L_{den}=55$ dB(A), data voor 2016.

L_{den} (dB(A))		[55-60[[60-65[[65-70[[70-75[≥ 75
Wegverkeer	Belangrijke wegen (>3 miljoen voertuigpassages/jaar)	289 641	150 381	273 236	160 037	9 424
Spoorverkeer	Belangrijke spoorwegen (> 30 000 treinpassages/jaar)	86 025	50 761	32 386	24 550	5 731
Luchtverkeer	Luchthaven Brussel-Nationaal	44 000	12 500	5 000	500	0

Tabel 3: Aantal blootgestelden (mediaan) aan geluid afkomstig van weg-, spoor- en luchtverkeer in vijf geluidsblootstellingsklassen van de geluidsindicator L_{night} vanaf $L_{night}=50$ dB(A) (alsook vanaf 45 dB(A) voor luchthaven Brussel-Nationaal), data voor 2016.

L_{night} (dB(A))		[45-50[[50-55[[55-60[[60-65[[65-70[≥ 70
Wegverkeer	Belangrijke wegen (>3 miljoen voertuigpassages/jaar)		182 531	211 618	252 063	35 216	525
Spoorverkeer	Belangrijke spoorwegen (> 30 000 treinpassages/jaar)		65 808	39 080	29 305	15 037	1 474
Luchtverkeer	luchthaven Brussel-Nationaal	68 100	19 100	7 600	700	100	0

Uit Tabel 2 en Tabel 3 volgt dat de blootstellingsdata beschikbaar zijn vanaf $L_{den} = 55$ dB(A) en $L_{night} = 50$ dB(A) (voor luchtverkeer 45 dB(A)). Zoals reeds vermeld in sectie **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** formuleert de WHO in de “*Environmental Noise Guidelines for the European Region*” een sterke aanbeveling voor het respecteren van de advieswaarden vermeld in Tabel 4 (WHO, 2018).

Tabel 4: Overzicht van de WHO-advieswaarden en mate van aanbeveling (sterk, voorwaardelijk, onvoldoende) voor de verschillende geluidsbronnen

Bron	Gemiddelde blootstelling		Nachtelijke blootstelling	
	Advieswaarde L_{den} (dB)	Mate van aanbeveling	Advieswaarde L_{night} (dB)	Mate van aanbeveling
Wegverkeer	53	Sterk	45	Sterk
Spoorwegverkeer	54	Sterk	44	Sterk
Luchtverkeer	45	Sterk	40	Sterk
Windturbines	45	Voorwaardelijk	-	Onvoldoende

Uit Tabel 4 volgt dat de advieswaarden van WHO lager liggen dan de ondergrens van de beschikbare blootstellingsdata. We berekenen bijgevolg de gezondheidsimpact vanaf $L_{den} = 55$ dB(A) en $L_{night} = 50$ dB(A) (voor luchtverkeer vanaf 45 dB(A)), maar merken op dat er bij lagere blootstelling ook gezondheidseffecten optreden die niet in rekening konden gebracht worden.

Voor de DALY-berekening wordt de informatie over het aantal blootgestelden en de blootstelling-effectrelaties van Tabel 1 (buiten incidentie ischemische hartziekte) gecombineerd met parameters als ernst en duur van de aandoening, en incidentie van mortaliteit door ischemische hartziekte. Er werd telkens gerekend met de mediaanwaarde van elke geluidblootstellingsklasse.

→ Gezondheidsdata voor mortaliteit

Cijfers omtrent mortaliteit door ischemische hartziekten werden genomen uit de statistiek van de doodsoorzaak opgesteld door AZG⁷. We gebruikten de codes I20-I25 (ischemische hartziekten) bij de bevolking vanaf 20 jaar (volwassenen). Het gemiddelde van de jaren 2013-2017 (laatst beschikbare jaar) werd genomen. Het sterfterisico aan ischemische hartziekten bedraagt 0,081 %, de gemiddelde leeftijd van overlijden bedraagt 77,7 jaar.

→ Gezondheidsdata voor morbiditeit

In deze studie houden we voor ischemische hartziekten rekening met vervroegde sterfte (zie hierboven), we brengen het gezondheidseindpunt ‘incidentie ischemische hartziekten’ niet in rekening omdat we niet over Vlaamse incidentiecijfers beschikken. De blootstelling-effectrelaties voor sterke hinder en sterke slaapverstoring gebruiken enkel de blootstellingscijfers voor de verschillende L_{den} - en L_{night} -klassen. Er zijn geen verdere gegevens nodig voor het berekenen van het attributief aantal gevallen.

Voor het berekenen van het aantal jaren geleefd met een ziekte (YLD), wordt rekening gehouden met de ernst en de duur van de aandoening. Tabel 5 vat de gebruikte ernst- en duurfactoren samen, voor

⁷ <https://www.zorg-en-gezondheid.be/statistiek-van-de-doodsoorzaak>

sterkte hinder en sterke slaapverstoring werden de ernstfactoren genomen uit (WHO European Centre for Environment and Health, 2018). We merken hierbij op dat deze waarden gevoelig lager liggen dan deze vooropgesteld in een RIVM-studie uitgevoerd door (van Kamp, 2018), waarbij een ernstfactor van 0,01 en 0,0175 voor sterke hinder en sterke slaapverstoring, respectievelijk, wordt aanbevolen.

Tabel 5: Waarden van gebruikte ernstfactoren en duur voor verschillende gezondheidseindpunten.

Gezondheidseindpunt	ernstfactor	Duur	Referentie
Mortaliteit door ischemische hartziekte	1	11,8 jaar	Statbel (data levensverwachting ⁸)
Sterke hinder	0,021	1 dag	(WHO European Centre for Environment and Health, 2018)
Sterke slaapverstoring	0,07	1 dag	(WHO European Centre for Environment and Health, 2018)

2.5.3. GEZONDHEIDSIMPACT

We voeren de DALY-berekeningen uit rekening houdend met de blootstellingsdata van 2016, de som van het aantal DALYs door blootstelling aan verkeersgeluid bedraagt 12 884. (Tabel 6).

Tabel 6: Overzicht van DALY-berekeningen voor verkeersgeluid, berekeningen op basis van blootstellingsdata voor 2016.

Gezondheidseindpunt	Geluidsbron	DALYs
Sterke slaapverstoring	Wegverkeer (enkel belangrijke wegen)	4 050
	Spoorverkeer (enkel belangrijke spoorwegen)	1 618
	Luchtverkeer (Brussel-Nationaal)	1 337
Sterke hinder	Wegverkeer (enkel belangrijke wegen)	3 963
	Spoorverkeer (enkel belangrijke spoorwegen)	973
	Luchtverkeer (Brussel-Nationaal)	468
Mortaliteit door ischemische hartziekte	Wegverkeer	475
Totaal		12 884

2.6. OZON

Kortetermijnblootstelling aan hoge ozonconcentraties (ozonpieken) wordt geassocieerd met vroegtijdige sterfte en ziekenhuisopnames door luchtwegaandoeningen alsook cardiovasculaire aandoeningen.

2.6.1. BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIES

In 2013 publiceerde de Wereldgezondheidsorganisatie het rapport *Health Risks for Air Pollution In Europe* (HRAPIE) (WHO, 2013). Op grond van de tot 2013 beschikbare informatie vatte de WHO de

⁸<https://statbel.fgov.be/nl/themas/bevolking/sterfte-en-levensverwachting/sterftetafels-en-levensverwachting>

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 pollutent) uitgezet t.o.v. het relatieve risico. De pollutent-gezondheidseindpuntparen 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*.

De aanbevelingen van het HRAPIE-rapport worden internationaal gebruikt voor de evaluatie van luchtkwaliteitsbeleid. (Holland, 2014) schreef aanbevelingen voor de implementatie van de HRAPIE-aanbevelingen in gezondheidsimpactanalyses en kosten-batenanalyses van het luchtkwaliteitsbeleid binnen de EU. Hiervoor werden blootstelling-effectrelaties voor korte- als langetermijnblootstelling opgenomen. In het kader van de DALY-berekening zijn enkel de eindpunten die mogen opgeteld worden relevant (groep A* en B*).

→ **Mortaliteit**

In HRAPIE (WHO, 2013) werd kortetermijnblootstelling aan ozon gelinkt aan vroegtijdig overlijden alle (natuurlijke) oorzaken bij de hele bevolking (alle leeftijden). Het relatief risico bedraagt 1,0029 (1,0014 – 1,0043) per toename van 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in de hoogste 8-uursgemiddelde dagwaarde vanaf 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Om dit toe te passen op jaarlijkse cijfers paste (Holland, 2014) de metriek aan naar SOMO35. SOMO35 staat voor Sum of Means Over 35 ppb en is het over een jaar gesommeerde overschot van de dagelijkse hoogste 8-uursgemiddelde ozonconcentraties boven 35 ppb of 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Het pollutent-eindpuntpaar ozon-mortaliteit wordt gerekend onder de groep A* (Tabel 7).

In de studie van (Tersago, K; Bustos Sierra, 2017) is het effect van verschillende luchtpolluenten (fijn stof, stikstofdioxide en ozon) op de mortaliteit door alle oorzaken in België bestudeerd, voor de warme (mei-september) en de koudere (oktober-april) perioden. Voor de warme periode werden de sterkste associaties gevonden met mortaliteit bij 65-plussers. In een multipolluentmodel zijn er significante associaties voor NO_2 (alle groepen) en O_3 (65+ en hele populatie). De blootstelling-effectrelatie voor ozon toont een drempelwaarde tussen 80-100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (hoogste 8-uursgemiddelde van een dag), hoe meer de ozonconcentratie stijgt boven 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, hoe meer de mortaliteit door alle oorzaken toeneemt.

Zowel de HRAPIE-studie als de studie van Tersago et al. (2017) tonen een toename in mortaliteit bij 65-plussers en in de hele populatie vanaf een bepaalde drempelwaarde. Gezien de aanbevelingen van het HRAPIE-rapport internationaal gebruikt worden voor evaluatie van het luchtkwaliteitsbeleid, zo ook door IRCEL, gebruiken we deze dosis-effectrelatie een drempelwaarde van 35 ppb ofwel 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

→ **Morbiditeit**

In HRAPIE (WHO, 2013) 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 O₃ dat groter moet zijn dan 70 µg/m³. Deze blootstelling-effectrelaties worden door (Holland, 2014) overgenomen, maar dan (met cijfers op jaarbasis) gelinkt aan SOMO35. Deze pollutant-eindpuntparen worden gerekend onder de groep A* (Tabel 6).

Kortetermijnblootstelling aan verhoogde ozonconcentraties leidt tot dagen licht verminderde activiteit. Dit zijn dagen waarop individuen hun normale activiteiten verminderen om gezondheidsredenen, het gaat niet gepaard met werkverlies of bedlegerigheid. Vermits de achterliggende studies voor het risico gebruikt in HRAPIE (WHO, 2013) dezelfde zijn als de risicofunctie afgeleid in het Europese NEEDS-project (NEEDS, 2007a), gebruiken we de inschatting van de laatste (Tabel 7).

Tabel 7: Overzicht van blootstelling-effectrelaties gerelateerd aan kortetermijnblootstelling aan ozon en meegenomen in de DALY-berekening. Voor het risico zijn naast de centrale inschatting ook de onder- en bovengrens van het 95 % betrouwbaarheidsinterval gegeven (95 % BI OG en 95 % BI BG, respectievelijk).

Blootstellingsmetriek	Gezondheidseffect	Populatie	Type risicofunctie	Centraal (OG – BG 95 % BI)	Referentie
O ₃ max. 8-uurgemiddelde van dag > 35 ppb >> SOMO35 (Holland, 2014)	Mortaliteit alle oorzaken	iedereen	RR	1,0029 (1,0014 – 1,0043) per 10 µg/m ³	HRAPIE (2013), groep A*
O ₃ max. 8-uurgemiddelde van dag > 35 ppb >> SOMO35 (Holland, 2014)	Ziekenhuisopname hartproblemen	> 65 jaar	RR	1,0089 (1,0050 – 1,0127) per 10 µg/m ³	HRAPIE (2013), groep A*
O ₃ max. 8-uurgemiddelde van dag > 35 ppb >> SOMO35 (Holland, 2014)	Ziekenhuisopname ademhalingsproblemen	> 65 jaar	RR	1,0044 (1,0007 – 1,0083) per 10 µg/m ³	HRAPIE (2013), groep A*
O ₃ max. 8-uurgemiddelde van dag > 35 ppb >> SOMO35 (Holland, 2014)	dagen licht verminderde activiteit	> 18 jaar	UR	0,01150 (0,004400 – 0,01860)	Needs (2007)

2.6.2. DATA

→ **Blootstelling**

Alle blootstelling-effectrelaties maken gebruik van de SOMO35-indicator. IRCEL leverde een bevolkingsgewogen SOMO35/365 waarde voor Vlaanderen, voor de jaren 2015-2019 (Tabel 8):

Tabel 8: Overzicht van de bevolkingsgewogen SOMO35/365 waarde voor Vlaanderen voor verschillende zichtjaren.

Jaartal	SOMO35/365 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
2015	7,2
2016	5,9
2017	7,1
2018	11,1
2019	8,8
Gemiddelde	8,0

→ **Gezondheidsdata****Gezondheidsdata voor mortaliteitsberekeningen**

Voor het berekenen van het attributief aantal vroegtijdige sterftes (alle oorzaken, alle leeftijden) door blootstelling aan luchtverontreiniging, hebben we gegevens nodig over het jaarlijks aantal sterfgevallen. Cijfermateriaal over het sterfterisico van inwoners van Vlaanderen per leeftijdscategorie van vijf jaar beschikbaar via Statbel⁹. We gebruiken data voor de jaren 2015-2019 (Tabel 9). Het bevolkingsgewogen sterfterisico bij de totale bevolking bedraagt gemiddeld 0,954 %.

Tabel 9: Overzicht van het sterfterisico voor mortaliteit alle oorzaken alsook de gemiddelde leeftijd van overlijden voor de hele Vlaamse bevolking.

Jaartal	Sterfterisico (%)	
2015	0,966	
2016	0,938	
2017	0,957	
2018	0,966	
2019	0,944	
Gemiddeld	0,954	

Gezondheidsdata voor morbiditeitsberekeningen

De databank Minimale Ziekenhuis Gegevens¹⁰ (MZG)(FOD Volksgezondheid Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, n.d.) beschikt over het aantal ziekenhuisopnames. Data van ziekenhuisopnames van mensen woonachtig in Vlaanderen zijn beschikbaar voor de jaren 2016, 2017 en 2018. De Minimale Ziekenhuis Gegevens zijn gecodeerd met de ICD-10 code, de geselecteerde ICD-

⁹https://statbel.fgov.be/sites/default/files/files/documents/bevolking/5.4%20Sterfte%20C%20levensverwachting%20en%20doodsoorzaken/5.4.3%20Sterftetafels%20en%20levensverwachting/BE_TM_Reg_NL.xls

¹⁰<https://www.health.belgium.be/nl/gezondheid/organisatie-van-de-gezondheidszorg/ziekenhuizen/registratiesystemen/mzg>

10 codes zijn weergegeven in Tabel 10. In deze tabel is ook het voorkomen en de gemiddelde leeftijd van opname weergegeven voor de bevolking vanaf 65 jaar, we namen hiervoor enkel de hospitalisaties met hoofddiagnose (J00-J99 of I00-I99). Voor de berekeningen voor de jaren 2015 en 2019 nemen we het gemiddelde van de jaren 2016-2017-2018.

Tabel 10: Vlaamse cijfers voor aantal ziekenhuisopnames met als hoofddiagnose respiratoire en cardiovasculaire aandoeningen bij bevolking vanaf 65 jaar.

Gezondheids-eindpunt		Voorkomen	Gemiddelde leeftijd
Hospitalisatie ademhalingsproblemen 65+ (ICD10-codes J00-J99)	2016	3,01 %	79,0
	2017	3,24 %	79,6
	2018	3,33 %	79,4
	gemiddelde	3,20 %	79,3
Hospitalisatie hartproblemen 65+ (ICD10-codes I00-I99)	2016	8,96 %	77,5
	2017	8,82 %	77,6
	2018	8,80 %	77,6
	gemiddelde	8,87 %	77,5

Ernst- en duurfactoren

Voor het berekenen van het aantal jaren geleefd met een ziekte (YLD) of het aantal verloren levensjaren (YLL), wordt rekening gehouden met de ernst en de duur van de aandoening (Tabel 11).

Voor vervroegde mortaliteit door kortetermijn(piek)blootstelling aan ozon wordt een ernstfactor van één en een duur van één jaar gehanteerd, dit resulteert in één verloren levensjaar per geval van piekblootstelling. De duurfactor van één jaar is lager dan de duurfactoren gehanteerd bij DALY-berekeningen voor blootstelling aan fijn stof en verkeerslawaaai (zie hierboven), waar rekening wordt gehouden met de levensverwachting bij de leeftijd van overlijden. Niet-accidentele sterfte door piekblootstelling aan ozon beschouwt men als een soort oversterfte of 'harvesting' effect. Mensen met een zwakke gezondheidstoestand, waarvan de levensverwachting door toedoen van hun gezondheidstoestand al verkort was, zullen onder invloed van pieken in ozonconcentraties nog iets vroeger sterven. De benadering van ernst- en duurfactor van één voor vroegtijdige mortaliteit door ozon werd gebruikt in het EBoDE project (Hänninen et al., 2011). Deze waarde is 25 % hoger dan de waarde van 0,75 (ernst * duur) gehanteerd binnen (NEEDS, 2007b) en bijna zes keer hoger dan de waarde van (0,7 * 0,25) gehanteerd door (Torfs, 2003) en (Buekers et al., 2012). De resulterende DALY's voor vroegtijdige sterfte door kortetermijnblootstelling aan ozon zullen dus hoger liggen dan de eerdere evaluatie in en (Buekers et al., 2012).

Tabel 11: Waarden van gebruikte ernstfactoren en duur voor verschillende gezondheidseindpunten.

Gezondheidseindpunt	Ernstfactor	Referentie	Duur	Referentie
Mortaliteit	1		1	(Hänninen et al., 2011)
Hospitalisatie hartproblemen	0,71	(Buekers et al., 2012)	2 weken	(Holland, 2014)
Hospitalisatie ademhalingsproblemen	0,65	(Buekers et al., 2012)	2 weken	(Holland, 2014)
Dagen licht verminderde activiteit	0,005	(Buekers et al., 2012)	1 dag	n.v.t.

2.6.3. GEZONDHEIDSIMPACT

Tabel 12 geeft een overzicht van de DALY-berekeningen voor de verschillende gezondheidseindpunten door kortetermijnblootstelling aan ozon. Naast de berekeningen voor de jaren 2015-2019 wordt ook het jaarlijks gemiddelde van deze periode bepaald.

Tabel 12: Resultaten van DALY-berekeningen (centrale inschatting (95 % BI onder- en bovengrens)) voor gezondheidseffecten door kortetermijnblootstelling aan ozon, inschatting voor jaren 2015-2019 alsook gemiddelde voor die periode.

Jaartal	Mortaliteit (alle leeftijden)	Aantal dagen licht verminderde activiteit (volwassenen)	Hospitalisatie ademhaling (65-plussers)	Hospitalisatie cardiovasculair (65-plussers)
2015	129 (44 - 192)	5 (2 - 9)	2 (0 - 5)	19 (10 - 27)
2016	104 (36 - 154)	4 (1 - 7)	2 (0 - 4)	16 (9 - 23)
2017	128 (44 - 189)	5 (2 - 9)	3 (0 - 6)	19 (10 - 27)
2018	203 (70 - 300)	8 (3 - 14)	5 (0 - 9)	30 (17 - 43)
2019	158 (54 - 234)	7 (2 - 11)	4 (0 - 7)	24 (14 - 35)
gemiddelde	144 (49 - 214)	6 (2 - 10)	3 (0 - 6)	22 (12 - 31)

Gemiddeld bedraagt het totaal aantal DALY's door kortetermijnblootstelling aan ozon 177 (66 - 263).

2.7. HITTE

Recente hittegolven hebben wereldwijd het aantal doden doen stijgen (Mora et al., 2017). Door klimaatverandering zullen in de toekomst meer hitteperiodes voorkomen. Hoge temperaturen leiden tot een verhoogde morbiditeit en mortaliteit, vooral bij kwetsbare bevolkingsgroepen zoals ouderen, jonge kinderen en personen die lijden aan hart- en vaatziekten.

De frequentie en intensiteit van het aantal warme dagen en de duur van hittegolven varieert van jaar tot jaar, door klimaatverandering zullen er in de toekomst meer hitteperiodes voorkomen. We voeren de berekeningen uit voor een aantal recente jaren waarvoor data beschikbaar zijn.

2.7.1. BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIES

We bekijken hieronder verschillende gezondheidseffecten die het gevolg zijn van hitte: verhoogde mortaliteit, verhoogd aantal spoedopnames voor hittegerelateerde ziekten. Hitte heeft ook een invloed op het aantal vroeggeboortes, slaapproblemen, cognitief functioneren, ... Verder beïnvloedt extreme hitte ook de mentale gezondheid.

→ Mortaliteit

Perioden met warmere temperatuur en zeker aanhoudende hitte gaan vaak gepaard met een toename in sterftes. Net zoals bij piekblootstelling aan ozon gaat het hier vaak over het vervroegen van de sterfte met een aantal dagen, weken of maanden (=oversterfte). Anders gezegd, kwetsbare mensen sterven voortijdig, maar niet in grote mate, omdat ze toch al snel daarna zouden zijn

gestorven. Terwijl kleine hittegolf-episodes wel een redelijk deel van het oogsteffect veroorzaken, neemt dit effect af met de hittegolfkracht (Saha et al., 2014). Met name voor de Europese hittegolf van 2003 werd vastgesteld dat het oversterfte-effect bescheiden was (Toulemon and Barbieri, 2008).

Analyse van oversterfte tijdens zomerperiode voor Vlaanderen

Sciensano surveilleert de mortaliteit voor België en berekent en analyseert de oversterfte tijdens zomerperiodes (midden mei – begin oktober) (Bustos Sierra et al., 2019a). Tabel 13 geeft een overzicht voor de oversterfte in Vlaanderen, gemiddeld bedraagt de zomeroversterfte 343 sterfgevallen in de periode 2010-2018. Er is een sterke interjaarlijkse variabiliteit, die schommelt tussen nul en een paar honderd overledenen per jaar, afhankelijk van de variabiliteit van de duur en de intensiteit van de hittegolven. In de periode 2010-2018 is voor de jaren 2010 en 2016 de hoogste oversterfte in Vlaanderen gemeld. Het is niet verwonderlijk dat deze jaren gekenmerkt werden door hoge temperaturen en hoge niveaus van atmosferische vervuiling (ozon en zwevende deeltjes). De causaliteit is echter niet altijd even duidelijk, omdat bijvoorbeeld de zomer van 2018, ondanks de hoge temperaturen en de ozonpieken, helemaal geen overmatige sterfte heeft veroorzaakt. Dit kan onder andere gerelateerd zijn aan de hoge sterfte in de winterperiode 2017/18, waarin een groter aantal mensen is bezweken aan de griep (Nielsen et al., 2019), waarbij veel van die mensen doorgaans een hoger risico lopen om ook te sterven aan de overvloedige warmte in de zomer (Bustos Sierra et al., 2019a).

Tabel 13: Overzicht van de oversterfte tijdens de zomermaanden (midden mei – begin oktober) voor Vlaanderen, jaren 2010-2018. Data overgenomen uit (Bustos Sierra et al., 2019a).

Jaar	Zomeroversterfte Vlaanderen
2010	879
2011	555
2012	489
2013	191
2014	-86
2015	-42
2016	799
2017	352
2018	-48
Gemiddelde 2010-2018	343

Sciensano heeft nog geen definitieve analyse gemaakt van de zomeroversterfte in 2019. In de zomer van 2019 werden recordtemperaturen opgemeten die op verschillende plaatsen meer dan 40 °C bedroegen. Hoewel er op het moment van schrijven geen volledige analyse beschikbaar was, levert een eerste onderzoek een vrij 'bescheiden' (bijvoorbeeld in vergelijking met 2003) oversterfte van 716 voor België op, hoewel dit cijfer alleen betrekking heeft op de oversterfte tijdens de hittegolfperiodes zelf, exclusief de oversterfte in de daaropvolgende weken. Tijdens de tweede hittegolf eind juli werd wel een zeer hoge oversterfte van 35 % geregistreerd in het Brussels Gewest, met als mogelijke verklaring de temperatuurstijging die gepaard gaat met het stedelijke hitte-eiland van de stad. Voor Vlaanderen zijn nog geen cijfers beschikbaar. De relatief lage mortaliteit in 2019 zou natuurlijk het gevolg kunnen zijn van preventieve maatregelen (bv. actieplannen voor de gezondheid van de warmte) die werden genomen als reactie op de hoge mortaliteit die zich in 2003 voordeed. In Frankrijk blijkt uit een vergelijking van de warme zomers van 2003 en 2006 en het daarmee samenhangende verwachte aantal sterfgevallen dat de maatregelen die naar aanleiding van de hittegolf van 2003 zijn genomen, de sterfte in 2006 hebben verminderd (Fouillet et al., 2008).

Op de website van milieurapport Vlaanderen wordt het aantal slachtoffers bij hittegolven gerapporteerd¹¹.

Peer-reviewed literatuur

(Baccini et al., 2008) bestudeerden binnen het PHEWE-project het verband tussen dagelijkse maximum gevoelstemperatuur en mortaliteit in vijftien Europese steden. De gevoelstemperatuur is

¹¹<https://www.milieurapport.be/milieuthemas/klimaatverandering/gevolgen-klimaatverandering/slachtoffers-bij-hittegolven>

de temperatuur zoals waargenomen door mensen als gevolg van de gecombineerde effecten van luchttemperatuur, relatieve vochtigheid en windsnelheid (Robert Steadman 1984).. Ze stelden in de mediterrane alsook Noord-continentale steden een lineaire toename vast in het aantal sterftes vanaf een drempeltemperatuur die stad specifiek is. De meta-analyse schatte de drempelwaarde voor de maximum gevoelstemperatuur in op 29,4 °C voor mediterrane steden en 23,3 °C voor Noord-continentale steden. Tabel 14 geeft een overzicht van de percentage verandering in sterfterisico per toename van 1°C in de maximale gevoelstemperatuur. Hieruit blijkt dat vooral voor de algemene bevolking en de bevolkingsgroep ouder dan 75 jaar er een statistisch significante toename is, zowel voor mortaliteit alle oorzaken alsook voor cardiovasculaire en respiratoire oorzaak.

Deze risicofuncties werden verder gebruikt binnen het JRC-Peseta-project (Paci, 2014) en het FP7 Climate Cost project (Kovats et al., 2011).

Tabel 14: Resultaten van de meta-analyse, percentage verandering (met 95 % betrouwbaarheidsintervallen) voor mortaliteit alle oorzaken, cardiovasculaire en respiratoire oorzaak, voor alle leeftijden en per leeftijdsgroep, geassocieerd met een 1° C toename in de maximale gevoelstemperatuur boven een stadspecifieke drempelwaarde. Tabel overgenomen uit (Baccini et al., 2008).

Age; yrs	Mediterranean Cities		North-Continental Cities	
	% Change	(95% CrI)	% Change	(95% CrI)
Natural mortality				
All	3.12	(0.60 to 5.73)	1.84	(0.06 to 3.64)
15-64	0.92	(-1.29 to 3.13)	1.31	(-0.94 to 3.72)
65-74	2.13	(-0.42 to 4.74)	1.65	(-0.51 to 3.87)
75+	4.22	(1.33 to 7.20)	2.07	(0.24 to 3.89)
Cardiovascular mortality				
All	3.70	(0.36 to 7.04)	2.44	(-0.09 to 5.32)
15-64	0.57	(-2.47 to 3.83)	1.04	(-2.20 to 4.92)
65-74	1.92	(-1.49 to 5.35)	1.50	(-1.12 to 4.62)
75+	4.66	(1.13 to 8.18)	2.55	(-0.24 to 5.51)
Respiratory mortality				
All	6.71	(2.43 to 11.26)	6.10	(2.46 to 11.08)
15-64	1.54	(-3.68 to 7.22)	3.02	(-1.55 to 7.42)
65-74	3.37	(-1.46 to 8.22)	3.90	(-0.16 to 8.92)
75+	8.10	(3.24 to 13.37)	6.62	(3.04 to 11.42)

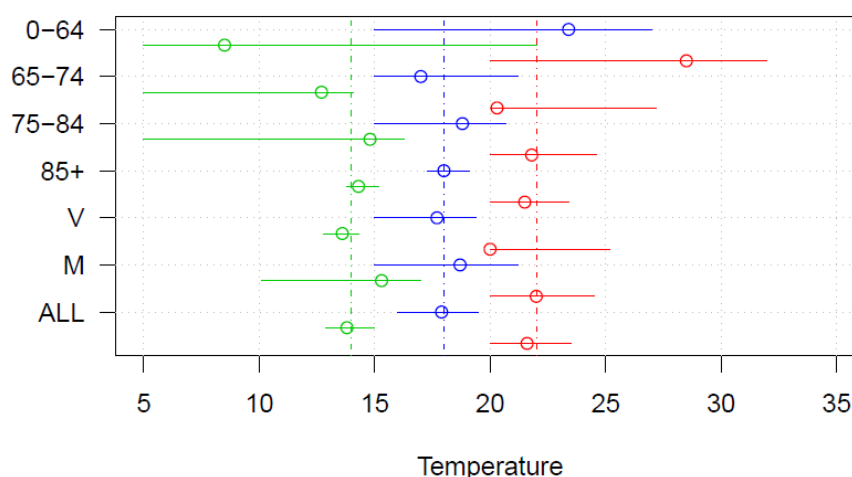
(Gasparrini et al., 2015) stelden een model op waarbij ze de associatie temperatuur-mortaliteit bestudeerden. Ze berekenden voor 384 locaties in verschillende landen het attributief aantal doden door warmte (alsook door koude) en bepaalden de temperatuur met minimum mortaliteit. Ze vonden substantiële verschillen tussen de landen. Er werden geen berekeningen uitgevoerd voor West-Europese landen.

(Forzieri et al., 2017) berekende voor verschillende Europese landen de hittegerelateerde mortaliteit. Deze bedraagt voor België gemiddeld 70 extra overlijdens per jaar voor de periode 1980-2010. Ook hier is er een sterke interjaarlijkse variabiliteit afhankelijk van de variabiliteit van de duur en de intensiteit van de hittegolven. Voor België werd de hoogste waarde berekend voor de zomer van 2003 met een geschatte 1200-2000 overledenen. Deze gemiddelde waarde van 70 ligt beduidend lager dan de gemiddelde waarde voor de periode 2010-2018 uit Tabel 13.

(Bunker et al., 2016) voerden een systematische review en meta-analyse uit voor de invloed van hitte op mortaliteit (en ook morbiditeit, zie verder) bij mensen ouder dan 65 jaar. Ze namen geen studies op die de invloed van hittegolven bestuderen omdat deze extremere effecten veroorzaken. De opgenomen studies werden uitgevoerd in Europa, US, China, Australië. Ze leidden per toename van 1 °C in temperatuur boven een drempelwaarde (bepaald voor de zomerperiode of op jaarbasis) het extra risico af voor cardiovasculaire, respiratoire en cerebrovasculaire mortaliteit. In een sensitiviteitsanalyse werd de invloed van luchtverontreiniging onderzocht: studies waarbij luchtverontreiniging als covariabele werd meegenomen vertoonden slechts kleine verschillen in het afgeleide relatief risico hetgeen erop duidt dat het aantal hittegerelateerde sterftes weinig beïnvloed wordt door de luchtkwaliteit.

AZG – data-science project hitte - mortaliteit

In een recente studie in opdracht van Vlaams Agentschap Zorg en Gezondheid werd de impact van hitte op mortaliteit bestudeerd voor Vlaanderen (Faes, 2020). Ze bepaalden een referentietemperatuur (zowel minimum-, maximum- als gemiddelde temperatuur) waarop de mortaliteit (alle oorzaken) minimaal is, zie Figuur 2.



Figuur 2 Temperatuur van minimale mortaliteit voor verschillende leeftijdsgroepen, alsook per geslacht. Minimum-, maximum- en gemiddelde temperaturen zijn weergegeven in groen, rood en blauw respectievelijk, figuur overgenomen uit (Faes, 2020).

Deze referentietemperaturen (22 °C voor maximumtemperatuur, 14 °C voor minimumtemperatuur en 18 °C voor de gemiddelde temperatuur) werden gebruikt voor alle verdere analyses (cardiovasculair en respiratoir). In het rapport worden relatieve risico's afgeleid voor mortaliteit (alle oorzaken, cardiovasculair en respiratoir) en dit voor verschillende lagentijden, deze liggen meestal tussen nul en drie dagen. Het rapport is op ogenblik van schrijven niet beschikbaar, we kunnen wel een paar conclusies uit het voorlopig rapport formuleren:

- Wanneer mortaliteit voorbij winter in rekening wordt gebracht, wordt geen oversterfte-effect waargenomen. Hogere sterfte in de winter duidt niet op lagere sterfte in de daaropvolgende zomer.
- De effecten van temperatuur op mortaliteit alle oorzaken zijn vergelijkbaar met deze voor cardiovasculaire en respiratoire mortaliteit.

- De effecten die we waarnemen voor minimum, maximum en gemiddelde temperatuur zijn steeds gelijkaardig.
- Subanalyses waar wordt gecorrigeerd voor leeftijd tonen aan de belangrijkste effecten worden waargenomen voor de leeftijdscategorie 85+ en in mindere mate voor de leeftijdscategorie 75-84 (voor respiratoire mortaliteit ook effecten voor de groep 65-74 jaar).
- Subanalyses waar gecorrigeerd wordt voor geslacht tonen grotere effecten aan voor vrouwen in vergelijking met mannen (ook na correctie voor leeftijd).
- Lag-periodes zijn langer voor respiratoire mortaliteit in vergelijking met cardiovasculaire mortaliteit.
- Significante effecten van pollutie (NO₂, PM_{2.5}, PM₁₀) op mortaliteit worden niet waargenomen. Ozon en temperatuur zijn gecorreleerd en de effecten zijn daarom moeilijk uit elkaar te houden. In een sensitiviteitsanalyse werd luchtverontreiniging als covariabele toegevoegd aan het model.
- Effect SES is significant (lagere mortaliteit naargelang hoger netto-inkomen van de gemeente).
- De effecten in stedelijke gebieden zijn hoger dan in landelijke gebieden.

Berekeningen huidige studie

Uit de studies van (Gasparrini et al., 2015) en (Forzieri et al., 2017) blijkt dat er grote verschillen zijn tussen landen wat betreft het aantal hittegerelateerde sterfgevallen. Om het aantal DALY's voor mortaliteit gerelateerd aan hitte in te schatten, gebruiken we daarom een model gebaseerd op Nederlandse data (Huynen et al., 2001), op deze manier is de invloed van de breedtegraad minimaal. Het model vertoont een V-vormig verband tussen temperatuur en mortaliteit, met een optimale daggemiddelde temperatuur van 16,5 °C voor mensen ouder dan 65 jaar. Deze temperatuur is lager dan de temperatuur afgeleid door (Faes, 2020) voor de leeftijdsgroep boven 65 jaar (zie ook Figuur 2). Relatieve risico's worden ten opzichte van deze optimale temperatuur gegeven. Het model is gebaseerd op een maandelijkse basis waarvoor sterftcijfers en gemiddelde temperaturen voorhanden zijn (zie verder). Meer informatie over het model is terug te vinden in (Buekers et al., 2012a).

→ **Morbiditeit – mildere vormen**

Verschillende gezondheidseffecten door hitte werden geïventariseerd waaronder mildere vormen zoals verminderde cognitieve vaardigheden (Cedeño Laurent et al., 2018) en slaapverstoring (Obradovich et al., 2017). Dit laatste bleek ook uit een bevraging uitgevoerd in Nederlands Limburg in september 2013, waarin bijna de helft van de deelnemers aangaf hinder te hebben ervaren tijdens de hittegolven in de zomer van 2013. Deelnemers rapporteerden klachten zoals slaapverstoring, vermoeidheid en uitputting (Huynen et al., 2019). In een andere Nederlandse studie werden de vaakst voorkomende hittegerelateerde symptomen bij ouderen onderzocht, deze waren slaapverstoring (62 %), vermoeidheid (61 %) en ademhalingsproblemen (29 %) (Van Daalen and Van Riet, n.d.).

(Obradovich et al., 2017) stelden op basis van Amerikaanse gegevens vast dat het aantal nachten met onvoldoende slaap toeneemt bij hogere nachttemperaturen. Er werd geen risicofunctie afgeleid. (Cedeño Laurent et al., 2018) bestudeerden het cognitief functioneren bij jonge adolescenten en stelden vast dat de reactietijden bij het uitvoeren van een Stroop-test toenemen boven alsook onder een binnentemperatuur van 22-23 °C.

Voor deze gezondheidseffecten werden geen blootstelling-effectrelaties afgeleid, bijgevolg worden ze in de huidige studie niet in rekening genomen.

→ **Morbiditeit – consultatie huisarts**

De Intego-databank¹² is een databank over morbiditeit in de eerstelijnszorg, ze omvat een contactgroep van 300 000 patiënten. Er is een verkennende analyse gedaan van doktersbezoeken tijdens hittepieken. Hiertoe werd voor verschillende hittegebonden aandoeningen bekeken of er meer doktersbezoeken zijn op hittepiekdagen vs niet-hittepiekdagen. Deze analyse gebeurde voor de patiënten geregistreerd in de Intego-databank. De resultaten zijn nog niet gepubliceerd¹³.

→ **Morbiditeit – (spoedeisende) ziekenhuisopnames**

In verschillende landen werd een toename in (spoedeisende) ziekenhuisopnamen tijdens hittedagen waargenomen, er is evenwel minder bekend over de oorzakelijke effecten van temperatuur en hitte op ziekte (Wuijts et al., 2014).

In de VS en Canada is een groot aantal studies uitgevoerd die warmte associëren met verhoogde ziekenhuisopnames (Fuhrmann et al., 2016; Isaksen et al., 2015; Liss et al., 2017; Ordon et al., 2016),

- die een hitte gerelateerde toename van nierkoliek, nefritis en nefrotische syndromen, acuut nierfalen, ischemische beroerte en darminfecties laten zien;
- sommige studies wijzen op het belang van het overwegen van menselijke thermische comfortindicatoren die rekening houden met de vochtigheid naast de temperatuur;
- waaruit blijkt dat het aantal ziekenhuisopnames van ouderen in verband met warmte hoog is, vooral tijdens de eerste hittegolf in een seizoen, die afneemt met de daaropvolgende hittegolf-episoden;
- het tonen van een bijzondere kwetsbaarheid, ook van een veel jongere groep, adolescenten, veroorzaakt door een verhoogde blootstelling in verband met de timing van georganiseerde sporten tijdens de zomer.

Naast de toename van ziekenhuisopnames leidt warmte ook tot een toename van het aantal spoedeisende oproepen tijdens hitteperiodes, tot 50 %, zoals blijkt uit studies die in Australië zijn uitgevoerd door (Turner et al., 2013; Williams et al., 2012). Interessant is dat in de eerste studie een toename werd gevonden, niet alleen voor 'gewone' hittegerelateerde ziekten, maar ook voor mentale aandoeningen, zie ook hieronder.

Ook in verschillende studies uitgevoerd in Europa werd een toename van (spoedeisende) ziekenhuisopnames geobserveerd tijdens hittegolven of warme dagen.

- Tijdens een hittegolf in 2004 in Frankrijk was er een significante toename van het aantal spoedopnames voor patiënten ouder dan 75 jaar met gezondheidsklachten als uitdroging, hyperthermie, hyponatriëmie (te weinig natrium in het bloed), malaise, nierkoliek en nierfalen

¹² <https://intego.be/nl/Welkom>

¹³ Private communicatie Gijs Van Pottelbergh, KULeuven - Intego

(Josseran et al., 2009). Het totaal aantal spoedopnames (alle leeftijden) veranderde echter niet significant, er werd ook geen effect op cardiovasculaire morbiditeit gevonden. In de publicatie werd voor de diagnose ICD-10 (International Classification of Diseases) codes gebruikt.

- Michelozzi et al. (Michelozzi et al., 2009) rapporteerden binnen het PHEWE-project een toename van het aantal ziekenhuisopnames voor luchtwegaandoeningen vanaf een maximale gevoelstemperatuur boven een stadspecifieke drempelwaarde in twaalf Europese steden (waaronder Londen en Parijs). Er was wel een grote heterogeniteit tussen de verschillende steden die ze klasseerden als zijnde mediterraan of noord-continentaal. De risicofuncties afgeleid in de meta-analyse geven het extra risico op hospitalisatie per 1 °C toename in de maximale gevoelstemperatuur boven een drempelwaarde, de waarden zijn samengevat in

- Tabel 15. Het aantal ziekenhuisopnames voor cardiovasculaire en cerebrovasculaire aandoeningen, was niet (of negatief) gerelateerd aan warmte. De afgeleide risicofuncties voor respiratoire aandoeningen werden gebruikt binnen het JRC-Peseta-project (Paci, 2014).
- In het statistisch analysemodel werd voor de blootstelling de maximale gevoelstemperatuur met een lagtijd tussen nul en drie dagen gebruikt. Er werd rekening gehouden met covariabelen: blootstelling aan NO₂ (max 1h dagwaarde lag0-1), feestdagen, windsnelheid,...
- Vergelijkbare resultaten werden gevonden door (Mastrangelo et al., 2007) bij een studie uitgevoerd bij mensen ouder dan 75 jaar in Italië. Ze observeerden een verband tussen de duur van hittegolven en het aantal hospitalisaties voor luchtwegaandoeningen en hittegerelateerde aandoeningen, maar niet voor cardiovasculaire aandoeningen. Per extra dag van een hittegolf neemt het risico op hospitalisatie voor hittegerelateerde aandoeningen toe met 16 % en voor ademhalingsaandoeningen met 5 %. Bij tenminste vier opeenvolgende warme vochtige dagen werd een zeer grote toename van het aantal hospitalisaties geobserveerd: een verdubbeling voor hittegerelateerde aandoeningen, een toename met 50 % voor ademhalingsaandoeningen.
In het statistisch model werd een hittegolf gedefinieerd als meer dan drie opeenvolgende dagen met een humidex > 40 °C, het is niet duidelijk of er rekening werd gehouden met covariabelen.
- Een tijdreeksanalyse uitgevoerd op gegevens uit Londen liet een toename zien in het aantal spoedopnames voor ademhalings- en nieraandoeningen bij kinderen jonger dan 5 jaar, en voor ademhalingsaandoeningen in de 75+ leeftijdsgroep. Als blootstelling werd het gemiddelde van de minimum- en maximumtemperatuur genomen. Voor andere aandoeningen werd geen toename gevonden, het totaal aantal spoedopnames veranderde ook niet (Kovats et al., 2004). In het statistisch model werd rekening gehouden met covariabelen: feestdag, influenza, luchtkwaliteit (ozon, fijn stof PM₁₀).

Tabel 15: Resultaten van de meta-analyse, percentage verandering (met 95 % betrouwbaarheidsintervallen) voor cardiovasculaire, cerebrovasculaire en respiratoire aandoeningen, voor alle leeftijden en per leeftijdsgroep, geassocieerd met een 1° C toename in de maximale gevoelstemperatuur boven een stad specifieke drempelwaarde. Tabel overgenomen uit (Michelozzi et al., 2009).

	% Change (95% CI)*	
	Mediterranean cities	North-Continental cities
Cardiovascular causes		
All ages	-0.6 (-1.8 to 0.5)	-0.6 (-1.2 to 0.1)
65-74 age group	-0.5 (-2.7 to 1.7)	-1.1 (-2.3 to 0.1)
75+ age group	-1.1 (-2.5 to 0.3)	-0.6 (-1.4 to 0.3)
Cerebrovascular causes		
All ages	-0.7 (-3.0 to 1.6)	-1.1 (-2.5 to 0.2)
65-74 age group	0.4 (-3.1 to 4.0)	-1.6 (-4.2 to 1.1)
75+ age group	-1.9 (-4.2 to 0.5)	-1.3 (-3.1 to 0.6)
Respiratory causes		
All ages	2.1 (0.6 to 3.6)	1.2 (0.1 to 2.2)
65-74 age group	-0.3 (-4.1 to 3.6)	2.7 (-0.3 to 6.0)
75+ age group	4.5 (1.9 to 7.3)	3.1 (0.8 to 5.5)

Definition of abbreviation: CI = confidence interval.

* Percentage change in hospital admissions for 1°C increase over the 90th percentile of maximum apparent temperature (°C) (lag 0-3).

Tabel 16: Resultaten van de studie, percentage verandering (met 95 % betrouwbaarheidsintervallen) voor cardiovasculaire, cerebrovasculaire en respiratoire aandoeningen, voor alle leeftijden en per leeftijdsgroep, geassocieerd met een 1° C toename in de gemiddelde temperatuur boven een drempelwaarde. Tabel overgenomen uit (Kovats et al., 2004).

Table 3 Thresholds and slopes for relation between high temperature and hospital admission, by selected causes and age groups

Cause of admission	Threshold (th °C) (95% CI)	% increase per °C above threshold (95% CI)
All cause	12 (11 to .)	-0.04 (-0.22 to 0.13)
Diseases of circulatory system	24 (19 to .)	1.71 (-2.70 to 6.33)
Cerebrovascular disease	13 (1 to 17)	-0.88 (-1.55 to -0.21)
Diseases of respiratory system	23 (6 to .)	5.44 (1.92 to 9.09)
Diseases of the renal system	18 (16 to 20)	1.30 (0.27 to 2.35)
Renal failure, kidney stones	21 (5 to .)	2.58 (-0.10 to 5.32)
All other causes	6 (1 to 9)	0.12 (-0.01 to 0.24)
All causes, 0-4 years	12*	0.24 (0.02 to 0.46)
All causes, 5-14 years	12*	0.20 (-0.21 to 0.62)
All causes, 12-64 years	12*	-0.05 (-0.25 to 0.15)
All causes, 65-74 years	12*	-0.14 (-0.46 to 0.19)
All causes, 75+ years	12*	-0.22 (-0.49 to 0.05)
Respiratory, 0-4 years	23†	3.91 (-3.33 to 11.69)
Respiratory, 5-14 years	23†	5.20 (-3.04 to 14.15)
Respiratory, 15-64 years	23†	3.34 (-1.49 to 8.41)
Respiratory, 65-74 years	23†	7.71 (0.22 to 15.76)
Respiratory, 75+ years	23†	10.86 (4.44 to 17.67)

*Assumes same threshold as for all ages.
†Assumes same threshold for respiratory disease across all ages.

- Een in Italië uitgevoerde studie (Ghirardi et al., 2015) duidt aan dat (jonge) kinderen (0-14 jaar) kwetsbaar zijn voor hittegerelateerde ziekten, met een toename van het aantal spoedopnames tot gevolg. Het risico op hospitalisatie werd bepaald per 1 °C toename in de gemiddelde gevoelstemperatuur boven een drempelwaarde rond 28-29 °C en bedraagt 3,75 (90 % B.I.: 3,01 – 4,49). In het statistisch model werd rekening gehouden met luchtkwaliteit (PM₁₀) als covariabele.
- In een studie uitgevoerd in Nederland observeerden (van Loenhout et al., 2018) een positieve relatie tussen toenemende temperaturen boven 21 °C en het relatief risico op ziekenhuisopname via de spoeddienst voor potentieel hittegerelateerde aandoeningen en respiratoire aandoeningen, voornamelijk bij ouderen (85+). Er werd geen toename gevonden in spoedopnames voor hart- en vaataandoeningen. Voor de blootstelling werd de maximale dagtemperatuur gebruikt. In het statistisch model werd geen rekening gehouden met luchtkwaliteit als covariabele.

Tabel 17: Overzicht van de relatieve risico's voor verschillende lagtijden en maximumtemperaturen (in vergelijking met een referentietemperatuur van 21 °C), figuur overgenomen uit (van Loenhout et al., 2018).

Table 1 The relative risk (RR) for urgent emergency room admissions for three different heat scenarios. The RR was obtained as the exponentiated regression coefficient of the model, and the 95% confidence intervals were based on the normal approximation

		Age 0–14	Age 15–64	Age 65–84	Age 85+	p-value
		RR (95% CI)	RR (95% CI)	RR (95% CI)	RR (95% CI)	
Potential heat-related diseases	32 °C, one day	1.15 (1.08 to 1.22)	1.13 (1.08 to 1.20)	1.18 (1.13 to 1.23)	1.19 (1.12 to 1.26)	0.63
	28 °C, two days	1.14 (1.08 to 1.20)	1.14 (1.09 to 1.20)	1.18 (1.13 to 1.22)	1.18 (1.12 to 1.25)	0.64
	26 °C, three days	1.12 (1.07 to 1.17)	1.13 (1.08 to 1.18)	1.15 (1.12 to 1.19)	1.16 (1.10 to 1.22)	0.69
Respiratory diseases	32 °C, one day	1.05 (1.02 to 1.09)	1.07 (1.05 to 1.10)	1.08 (1.06 to 1.11)	1.10 (1.06 to 1.15)	0.22
	28 °C, two days	1.05 (1.02 to 1.09)	1.08 (1.06 to 1.10)	1.09 (1.08 to 1.11)	1.12 (1.08 to 1.16)	0.04
	26 °C, three days	1.05 (1.02 to 1.07)	1.07 (1.06 to 1.09)	1.09 (1.07 to 1.10)	1.11 (1.07 to 1.15)	0.02
Circulatory diseases	32 °C, one day	0.99 (0.91 to 1.09)	1.00 (0.99 to 1.02)	1.00 (0.99 to 1.01)	1.02 (1.00 to 1.04)	0.98
	28 °C, two days	1.00 (0.93 to 1.09)	1.00 (0.99 to 1.01)	1.00 (0.99 to 1.01)	1.03 (1.01 to 1.05)	0.97
	26 °C, three days	1.01 (0.94 to 1.08)	1.00 (0.99 to 1.01)	1.00 (1.00 to 1.01)	1.03 (1.01 to 1.04)	0.97
Fractures of femur	32 °C, one day	0.98 (0.87 to 1.10)	1.00 (0.95 to 1.06)	0.99 (0.95 to 1.02)	1.01 (0.97 to 1.05)	0.98
	28 °C, two days	1.00 (0.90 to 1.11)	1.01 (0.96 to 1.06)	0.99 (0.96 to 1.02)	1.00 (0.96 to 1.03)	0.99
	26 °C, three days	1.01 (0.93 to 1.11)	1.01 (0.97 to 1.05)	1.00 (0.97 to 1.02)	0.99 (0.96 to 1.02)	0.98

RR Relative risk, CI Confidence interval

Heat scenarios are compared to a baseline temperature of 21 °C, specified by age group and disease category. The RR represents the impact on a single day, i.e. the last day of the temperature scenario. The last column contains p-values for Cochran's Q-test

Een systematische review door (Li et al., 2015) die verschillende van bovenvermelde studies bevat, toont aan dat hittegolven op korte termijn een negatief effect hebben op morbiditeit. Voor ouderen, kinderen en mensen met chronische ziekten nam de medische zorgvraag toe. Ze benadrukken dat er op vlak van studiemethoden en hittegolfddefinities inconsistenties en onzekerheden bestaan tussen de verschillende studies.

Een systematische review door (Ye et al., 2012) onderzocht de temperatuur-morbiditeitsrelatie. De meerderheid van de studies rapporteerden een significant verband tussen de omgevingstemperatuur en de totale of oorzaak-specifieke morbiditeit. Echter de metingen van de blootstelling aan de temperatuur en de gezondheidsresultaten die in de opgenomen studies werden gebruikt, liepen sterk uiteen. Er waren inconsistenties omtrent de lagtijden voor het optreden van de gezondheidseffecten en het opnemen van covariabelen als socio-demografische factoren alsook luchtpollutie. De auteurs pleiten ervoor dat verder onderzoek nodig is om een geschikte temperatuurmeting te bepalen, om een breed scala aan morbiditeitseffecten te overwegen en om een consistente methodologie te gebruiken om verschillende studies beter vergelijkbaar te maken.

(Bunker et al., 2016) voerden een systematische review en meta-analyse uit voor de invloed van hitte op morbiditeit (en ook mortaliteit, zie eerder) bij mensen ouder dan 65 jaar. Ze namen geen studies op die de invloed van hittegolven bestuderen omdat deze extremere effecten veroorzaken. De opgenomen studies werden uitgevoerd in Europa, US, China, Australië. Ze leidden per toename van 1 °C in temperatuur boven een drempelwaarde (bepaald voor de zomerperiode of op jaarbasis) het extra risico af voor het optreden van respiratoire aandoeningen, urineweginfecties en andere hittegerelateerde aandoeningen. Er was geen verhoogd risico op cardiovasculaire en cerebrovasculaire aandoeningen.

Er lijkt weinig informatie beschikbaar te zijn over de impact van hittestress op de morbiditeit specifiek voor Vlaanderen. In de zomer van 2019 werd in de kranten melding gemaakt van extra aanmeldingen de spoeddienst voor hittegevoelige aandoeningen van ongeveer 15-20 personen per dag in elk van de ziekenhuizen van Genk, Hasselt en Sint-Truiden tijdens extreem warme dagen¹⁴. Vooral de ouderen waren bezorgd en zochten meestal hulp bij uitdroging en hart- en ademhalingsmoeilijkheden. Extrapolatie van deze cijfers naar Vlaanderen - en rekening houdend met het feit dat in Vlaanderen 62 ziekenhuizen met een spoedafdeling telt¹⁵ - levert ongeveer 1000 extra aanmeldingen op de dienst spoedgevallen per dag op in Vlaanderen op hittegolfdagen. Dit is uiteraard in het beste geval een zeer ruwe schatting van de orde van grootte, waarbij onder andere de regionale verschillen volledig worden genegeerd. Verder maakt het krantenartikel geen melding van het feit of de aanmelding op de dienst spoedgevallen effectief leidde tot een ziekenhuisopname.

Berekening huidige studie

Vermits de relatie (gevoels)temperatuur – ziekenhuisopnames een grote geografische heterogeniteit vertoont, opteren we om gebruik te maken van de Nederlandse studie door (van Loenhout et al., 2018). In deze studie werd afgeleid dat beneden een maximumdagtemperatuur van 21 °C (in de warme periode mei-september) er geen verhoogde ziekenhuisopnames via spoed zijn. We berekenen voor Vlaamse data het gemiddeld aantal ziekenhuisopnames via spoed bij een maximale dagtemperatuur beneden 21 °C, bij een maximale dagtemperatuur boven 21 °C alsook op hittegolfdagen (volgens de KMI definitie¹⁶). Het KMI spreekt van een landelijke, klimatologische hittegolf wanneer de maxima in Ukkel gedurende minstens 5 opeenvolgende dagen tenminste 25 graden halen, waarbij op minstens drie dagen ten minste 30 graden gehaald wordt. We gebruiken hiervoor de data uit de warme periode (mei-september). We houden hierbij enkel rekening met de ziekenhuisopnames via spoed voor een aantal ziektebeelden waarvoor bovenvermelde studies een relatie met hitte werd geobserveerd, we gebruiken hiervoor de ICD-10 codes uit (Josseran et al., 2009).

Op deze manier kunnen we het extra aantal ziekenhuisopnames via spoedopname bij een maximumdagtemperatuur hoger dan 21 °C of bij een hittegolfdag bepalen.

→ Geboorte-effecten

Cox et al. (2016) vonden dat in België een hoge omgevingstemperatuur kan leiden tot een premature bevalling, wat niet alleen een van de belangrijkste oorzaken is voor de kindersterfte, maar ook de gezondheid op latere leeftijd beïnvloedt. Ze leidden af dat het risico op vroegtijdige bevalling toenam met 9,6 % wanneer de maximum dagtemperatuur toeneemt van 14,7 °C tot 26,5 °C en zelfs met 14,5 % voor een maximumtemperatuur van 30,7 °C vs. 14,7 °C. Voor koude temperaturen werden (kleinere) effecten geobserveerd.

Vermits we voor Vlaanderen geen data hebben over het aantal premature bevallingen op dagbasis, kunnen we de effecten van temperatuur op vroeggeboorte niet bepalen.

¹⁴<https://www.hln.be/genk/twintig-patienten-per-dag-extra-op-spoed-door-hitte-ziekenhuizen-zien-aanmeldingen-stijgen~ab944dbb/>

¹⁵<https://www.health.belgium.be/nl/gezondheid/organisatie-van-de-gezondheidszorg/delen-van-gezondheidsgegevens/gezondheidszorginstellingen>

¹⁶ <https://www.meteo.be/nl/info/weerwoorden/hittegolf>

→ Mentale gezondheid

Extreme hitte heeft ook invloed op de geestelijke gezondheid: het wordt in verband gebracht met een hogere incidentie van stemmingsstoornissen, pogingen om zelfmoord te plegen, meer agressie en geweld, en algemene negatieve gevolgen voor de geestelijke gezondheid (Bourque and Cunsolo Willox, 2014; Noelke et al., 2016; Thompson et al., 2018).

Een studie uitgevoerd in België door (Linkowski et al., 1992) geeft aan dat hoge temperaturen, samen met de duur van het zonlicht, leiden tot verhoogde mentale gezondheidsproblemen en verband houden met de waarschijnlijkheid van zelfmoord.

Patiënten met psychische stoornissen zijn gevoeliger voor blootstelling aan hoge temperaturen (Almendra et al., 2019). Antipsychotica kunnen de regulerende temperatuurfuncties verstoren en het vermogen van het lichaam om warmte af te geven verminderen, doordat ze het parasympatische zenuwstelsel nadelig beïnvloeden, d.w.z. door het onderdrukken van het transpiratievocht. Dit kan op zijn beurt weer leiden tot veranderingen in de farmacokinetiek van andere psychotrope middelen, waardoor het risico op toxiciteit van geneesmiddelen toeneemt (Martin-Latry et al., 2007). Daarnaast blijkt een verminderd autonoom functioneren van het zenuwstelsel als gevolg van de inname van antipsychotica bij te dragen aan hittestress en de ontwikkeling van depressies, vooral bij ouderen (Chen et al., 2019). Bovendien vertonen sommige schizofrene patiënten een cognitieve stoornis die hun vermogen om de omgevingstemperatuur te evalueren en adequaat te handelen kan beïnvloeden (Zhao et al., 2016).

De effecten van warmte en andere extreme weersomstandigheden op mentale gezondheid werden onderzocht binnen het H2020 COACCH-project (CO-designing the Assessment of Climate Change costs, M. Ščasný et al., 2020). Er werd geen kwantitatieve analyse uitgevoerd.

(Van Daalen and Van Riet, n.d.) stellen dat de associaties tussen hitte (en andere extreme weersomstandigheden) en menselijk gedrag complex zijn. Mentale gezondheid kan beïnvloed worden door weersomstandigheden maar ook door vele andere factoren. Er zijn kortetermijneffecten maar ook op lange termijn kan menselijk gedrag en welbevinden beïnvloed worden.

(Vida et al., 2012) onderzocht de relatie tussen temperatuur en het aantal spoedopnames voor mentale en psychosociale problemen. De resultaten tonen aan dat het aantal spoedopnames toeneemt met stijgende temperatuur (en luchtvochtigheid) vanaf 20 °C, bij uitstap in stedelijke gebieden.

Vermits er weinig tot geen kwantitatief onderzoek is gedaan naar de relatie tussen hitte en mentale gezondheid, worden de effecten in deze studie niet beschouwd.

2.7.2. DATA**→ Blootstelling voor mortaliteitsberekeningen**

Voor het berekenen van mortaliteit door blootstelling aan hitte met het model van (Huynen et al., 2001) wordt de blootstelling uitgedrukt als gemiddelde maandtemperatuur. Deze waarden zijn publiek beschikbaar op de website van het KMI¹⁷. We gebruiken data voor jaren 2015 – 2019.

→ Blootstelling voor morbiditeitsberekeningen

Voor het analyseren van het aantal ziekenhuisopnames via de spoeddienst, gebruiken we volgens de publicatie van (van Loenhout et al., 2018) de dagelijkse maximumtemperatuur. Deze data zijn niet publiek beschikbaar op de website van het KMI. We gebruiken daarom de KNMI-gegevens van de meetmast in Eindhoven. We gebruiken een tijdsreeks van 2015 t.e.m. 2019 en beschouwen telkens de periode mei - september. Tabel 18 geeft een overzicht van de data voor de periode 2015 – 2019. Het gemiddeld aantal dagen met maximumtemperatuur boven of gelijk aan 21 °C bedraagt 103, er is een beperkte variatie tussen de verschillende jaren.

Tabel 18: Aantal dagen met maximale dagtemperatuur groter of gelijk aan 21 °C (o.b.v. metingen in Eindhoven) voor de jaren 2015-2019 (telkens periode mei-september).

Jaar	Aantal dagen met dagmaximum $\geq 21^{\circ}\text{C}$ (in periode mei – september)
2015	70
2016	109
2017	105
2018	130
2019	102
Gemiddelde	103

We kunnen het aantal ziekenhuisopnames via spoeddiensten ook linken aan het aantal hittegolfdagen, zoals gedaan door (Mastrangelo et al., 2007). Het aantal hittegolfdagen zijn publiek beschikbaar op de website van het KMI¹⁸, Tabel 19 geeft een overzicht van het aantal hittegolfdagen in de periode 2015-2019. Het gemiddeld aantal hittegolfdagen bedraagt twaalf, er is een sterke variatie in het jaarlijks aantal.

Tabel 19: Aantal hittegolfdagen (o.b.v. metingen in Ukkel) voor de jaren 2015-2019.

Jaar	Aantal hittegolfdagen
2015	6
2016	5
2017	5
2018	25
2019	19
Gemiddelde	12

¹⁷ <https://www.meteo.be/nl/klimaat/klimatologisch-overzicht/2020/december>

¹⁸ <https://www.meteo.be/nl/klimaat/waargenomen-klimatologische-trends/te-ukkel/luchttemperatuur/zomer-indices/hittegolven/hittegolven-in-ukkel>

→ **Gezondheidsdata****Gezondheidsdata voor mortaliteitsberekeningen**

We gebruiken in deze studie de methode van (Huynen et al., 2001) voor het bepalen van vroegtijdige overlijdens bij mensen ouder dan 65 jaar. Er werden geen berekeningen uitgevoerd gebruik makend van data uit rapport door (Faes, 2020) omdat dit nog niet finaal beschikbaar is.

Voor het berekenen van het attributief aantal vroegtijdige overlijdens door blootstelling aan hitte, gebruiken we volgende sterftecijfers: jaarlijks aantal sterfgevallen per zorgregio, aantal sterfgevallen per maand, jaarlijks aantal sterfgevallen per jaar per leeftijdscategorie van vijf jaar. Deze gegevens zijn beschikbaar via Agentschap Zorg & Gezondheid t.e.m. het jaar 2017. Voor de jaren 2018 en 2019 gebruiken we de dagelijkse sterftecijfers, beschikbaar via Statbel¹⁹.

In de DALY-berekeningen wordt rekening gehouden met het aantal verloren levensjaren door vroegtijdige sterfte. Deze wordt per leeftijdscategorie van vijf jaar bepaald.

Gezondheidsdata voor morbiditeitsberekeningen

De databank Minimale Ziekenhuis Gegevens²⁰ (MZG) (FOD Volksgezondheid Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, n.d.) beschikt over het aantal ziekenhuisopnames via de spoeddienst. Data van ziekenhuisopnames van mensen woonachtig in Vlaanderen zijn beschikbaar op dagbasis voor de jaren 2016, 2017 en 2018. We gebruikten de dagtotalen telkens voor de warme periode mei-september. Om voldoende statistiek te behouden werd er niet gewerkt in leeftijdscategorieën van vijf jaar maar werd een onderscheid gemaakt tussen de bevolking jonger en ouder dan 65 jaar. De Minimale Ziekenhuis Gegevens zijn gecodeerd met de ICD-10 code, op basis van (Josseran et al., 2009) werden ICD-10 codes geselecteerd van hittegevoelige aandoeningen, deze zijn opgenomen in Tabel 20. We vermelden hierbij ook per groep van ICD-10 codes of er ziekenhuisopnames met hoofddiagnose (HD) en/of met nevendiagnose (ND) beschikbaar zijn.

We merken hierbij op dat voor jaren voor 2016 of jaren na 2019 geen MZG-gegevens beschikbaar zijn. Gegevens omtrent het aantal spoedgevallenregistraties (UREG) zijn niet beschikbaar.

Tabel 20: Overzicht van ICD-10 codes van hittegerelateerde aandoeningen, voor de MZG-data geven we weer of er gegevens met hoofddiagnose (HD) en/of nevendiagnose (ND) beschikbaar zijn.

Gezondheidseindpunt	ICD-10 code(s)	MZG-data
Uitdroging	E86	Enkel ND
Ziekten van ademhalingsstelsel	J00 – J99	HD en ND
Astma	J45	Enkel ND
Urineweginfecties	N10: Subacute en chronische pyelonefritis (N10, N11.9); N30: Acute cystitis door een E. Coli infectie (N30.00, B96.20) N34: urethritis and urethral syndrome	HD en ND

¹⁹https://statbel.fgov.be/sites/default/files/files/documents/bevolking/5.4 %20Sterfte %2C %20levensverwachting %20en %20doodsoorzaken/5.4.3 %20Sterftetafels %20en %20levensverwachting/BE_TM_Reg_NL.xls

²⁰<https://www.health.belgium.be/nl/gezondheid/organisatie-van-de-gezondheidszorg/ziekenhuizen/registratiesystemen/mzg>

	N151: renal and perinephric abscess N390: urinary tract infection, site not specified N410: acute prostatitis	
Nierfalen	N17: Acute nierinsufficiëntie N18: Chronische nierziekte N19: Niet gespecificeerde nierinsufficiëntie	Enkel ND
Nierkoliek	N20: calculus of kidney and ureter N21: calculus of lower urinary tract N22: calculus of urinary tract in diseases classified elsewhere N23: unspecified renal colic	Enkel HD
Malaise	R42: dizziness and giddiness R53: Malaise en vermoeidheid R55: Syncope en collaps	HD en ND
Hypothermie	T67: effects of heat and light, X30: exposure to excessive natural heat	Geen data

Ernst- en duurfactoren

Voor het berekenen van het aantal jaren geleefd met een ziekte (YLD) of het aantal verloren levensjaren (YLL), wordt rekening gehouden met de ernst en de duur van de aandoening. Tabel 21 vat de gebruikte ernst- en duurfactoren samen.

Voor vervroegde mortaliteit door kortetermijn(piek)blootstelling aan hitte wordt een ernstfactor van één en een duur van één jaar gehanteerd, dit resulteert in één verloren levensjaar per geval. We gebruiken hier dezelfde benadering als bij de DALY-berekeningen door piekblootstelling aan ozon (zie sectie 2.6.2). Zoals reeds vermeld in sectie 2.7.1 is het hier ook het oversterfte-effect fenomeen dat ervoor zorgt dat de sterfte vervroegd wordt door piekblootstelling aan hitte. In (Baccini et al., 2013) werd onderzocht welke invloed oversterfte heeft op het aantal verloren levensjaren door hitte. Voor de steden Londen en Parijs kwam dit neer op een afname met een factor zestien. Als we als duurwaarde de gemiddelde levensverwachting bij het overlijden van 65-plussers beschouwen, bekomen we een duur van 11,5 jaar. De aanname van een duurtijd van één jaar zorgt dus voor een lagere inschatting met factor 11,5 (hetgeen in de lijn ligt met de hierboven vermelde factor van 16 van (Baccini et al., 2013)). We merken op dat deze ernst- en duurfactoren voor mortaliteit tot tien maal lager liggen dan deze gebruikt in de vorige evaluatie door (Buekers et al., 2012).

De gemiddelde duur van een ziekenhuisverblijf voor acute opnames (d.w.z. opnames via spoeddienst) bedraagt 4,5 dagen voor België (FPS Health, 2019). Het is moeilijk om één waarde voor de ernstfactor af te leiden, vermits de verschillende pathologieën erg verschillend zijn. We nemen daarom het gewogen (volgens aantal ziekenhuisopnames via spoeddienst) gemiddelde van respiratoire aandoeningen (0,65 volgens (Buekers et al., 2012)) en van nieraandoeningen (0,4 volgens (WHO, 2004)). Dit geeft een gemiddelde ernstfactor van 0,39.

Tabel 21: Waarden van gebruikte ernstfactoren en duur voor verschillende gezondheidseindpunten.

Gezondheidseindpunt	Ernst	Referentie	Duur	Referentie
Sterfte 65-plussers	1		1	(Hänninen et al., 2011)
Hospitalisatie na spoedopname	0,39	(Buekers et al., 2012) en (WHO, 2004)	4,5 dagen	(FPS Health, 2019)

2.7.3. GEZONDHEIDSIMPACT

→ Mortaliteitseffecten van hitte

Voor de jaren 2015-2019 werd met de methode van (Huynen et al., 2001) voor de bevolking vanaf 65 jaar het aantal vroegtijdige overlijdens alsook het aantal DALY's berekend. De resultaten zijn samengevat in Tabel 22.

Tabel 22: Overzicht van het aantal vroegtijdige overlijdens voor de bevolking vanaf 65 jaar en geassocieerd aantal DALY's voor de jaren 2015-2019.

Jaartal	Aantal vroegtijdige overlijdens	DALY's
2015	231	231
2016	230	230
2017	226	226
2018	242	242
2019	238	238
Gemiddeld	233	233

→ Morbiditeitseffecten van hitte

Voor de jaren 2016, 2017 en 2018 werd op dagbasis het aantal ziekenhuisopnames via spoeddienst bekeken in functie van de maximale dagtemperatuur (<21 °C of >=21 °C) en in functie van het feit of de dag uitmaakt van een hittegolf. Tabel 23 vat de gemiddelde resultaten samen, voor de ICD-10 codes N20-N23 en voor de codes T67 en X30 is de statistiek voor de bevolking ouder dan 65 jaar te laag, deze gemiddelde dagwaarden liggen lager dan vijf opnames en worden wegens GDPR-redenen niet opgenomen in de MZG-data.

Tabel 24 geeft het aantal extra ziekenhuisopnames via spoeddienst weer voor een hittegolfdag en op een dag waarop de maximale temperatuur hoger (of gelijk) is aan 21 °C, in vergelijking met een dag waarop de maximale temperatuur lager is dan 21 °C. We merken in bijna alle categorieën een verhoging op buiten de groep J00-J99 (respiratoire aandoeningen) bij personen jonger dan 65 jaar op een dag met maximumtemperatuur hoger dan 21 °C, alsook voor een subgroep hiervan (J45 – astma) bij personen jonger dan 65 jaar. Vermits de groep J00-J99 een groot aandeel van het aantal ziekenhuisopnames via de spoeddienst uitmaakt, is dit ook zichtbaar in de som van het totaal aantal ziekenhuisopnames via de spoeddienst voor de beschouwde ICD10-codes. Op een hittegolfdag is er toename met 61 en 132 gevallen bij de groep jonger en ouder dan 65 jaar, respectievelijk, dit geeft in totaal 193 extra gevallen. Op een dag met maximumtemperatuur groter of gelijk aan 21 °C zien we geen toename in het aantal gevallen bij de bevolking jonger dan 65 jaar, maar wel een toename van

17 bij de bevolking ouder dan 65 jaar. Deze observatie komt overeen met resultaten van de studies (Josseran et al., 2009; Kovats et al., 2004; Michelozzi et al., 2009; van Loenhout et al., 2018).

Tabel 23: Aantal ziekenhuisopnames via spoeddienst per dag, gemiddelde waarden voor de warme periode (mei-september) voor de jaren 2016, 2017 en 2018. Waarden zijn weergegeven per (groepering van) ICD-10 code(s), voor de populatie jonger en ouder dan 65 jaar. Gemiddelde aantallen voor (1) dagen met maximale temperatuur lager dan 21 °C, (2) hittegolfdagen, (3) dagen waarop de maximale temperatuur hoger (of gelijk) is aan 21 °C.

	E86		J00-J99		J45		N10, N30, N34, N151, N390, N410		N17-N19		N20-N23		R42, R53, R55		som		
	0-64	65+	0-64	65+	0-64	65+	0-64	65+	0-64	65+	0-64	65+	0-64	65+	0-64	65+	som
dagmax < 21°C	15.3	28.6	101.1	247.9	13.4	16.5	12.9	74.1	16.1	171.0	11.6	NA	16.6	34.1	173.7	555.7	729.4
hittegolfdag	19.6	46.6	139.0	306.6	12.9	17.2	27.0	102.2	17.2	180.0	14.8	NA	17.9	51.8	235.4	687.3	908.4
dagmax >= 21°C	16.4	33.0	97.5	249.3	13.1	17.3	13.1	77.5	17.5	175.6	12.8	NA	17.4	36.1	174.7	571.5	746.3

Tabel 24: Extra aantal ziekenhuisopnames via spoeddienst op (1) een hittegolfdag, (2) een dag waarop de maximale temperatuur hoger (of gelijk) is aan 21 °C. Waarden zijn weergegeven per (groepering van) ICD-10 code(s), voor de populatie jonger en ouder dan 65 jaar.

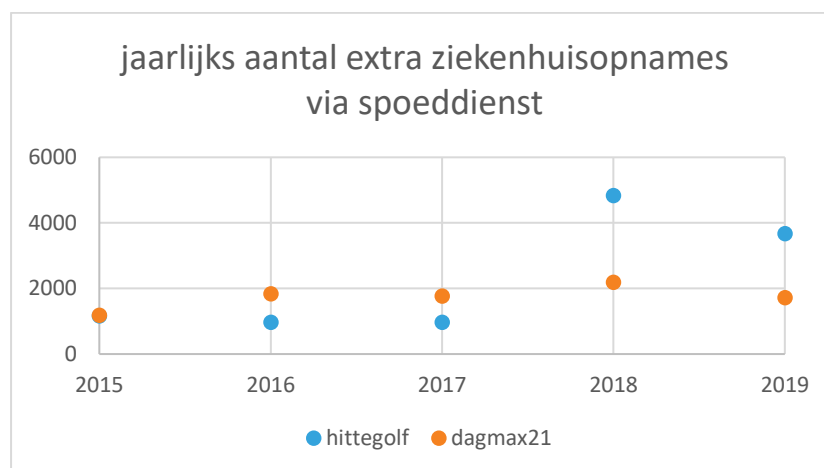
	E86		J00-J99		J45		N10, N30, N34, N151, N390, N410		N17-N19		N20-N23		R42, R53, R55		som		
	0-64	65+	0-64	65+	0-64	65+	0-64	65+	0-64	65+	0-64	65+	0-64	65+	0-64	65+	som
Hittegolf	4.2	18.0	37.8	58.7	-0.5	0.6	14.1	28.1	1.1	9.0	3.1		1.3	17.7	61.2	132.2	193.4
dagmax >= 21°C	1.1	4.5	-3.6	1.4	-0.3	0.8	0.2	3.4	1.4	4.5	1.2		0.8	2.0	0.8	16.6	17.4

Op een hittegolfdag is er toename met 61 en 132 gevallen bij de groep jonger en ouder dan 65 jaar, respectievelijk, dit geeft in totaal 193 extra gevallen. Op een dag met maximumtemperatuur groter of gelijk aan 21 °C zien we amper (1) toename in het aantal gevallen bij de bevolking jonger dan 65 jaar, maar wel een toename van 17 opnames bij de bevolking ouder dan 65 jaar. Deze observatie komt overeen met resultaten van de studies (Josseran et al., 2009; Kovats et al., 2004; van Loenhout et al., 2018).

Procentueel gezien betekent een hittegolfdag een toename van 35,5 % en 23,7 procent in opnames bij bevolking jonger en ouder dan 65 jaar, respectievelijk. In totaal geeft dit een toename van 26,5 %. Procentueel betekent een dag met dagmaximumtemperatuur hoger of gelijk aan 21 °C een toename van 0,6 % en 2,3 procent in opnames bij bevolking jonger en ouder dan 65 jaar, respectievelijk. In totaal geeft dit een toename van 2,3 %.

Op basis van de resultaten van Tabel 24 kunnen we voor de recente jaren 2015-2019 het aantal extra ziekenhuisopnames via de spoeddienst bepalen. We maken hier verder gebruik van de meteodata uit Tabel 18 (aantal dagen met maximumtemperatuur $\geq 21^{\circ}\text{C}$ in periode mei-september) en Tabel 19 (aantal hittegolfdagen).

Figuur 3 geeft het overzicht van het totaal aantal extra ziekenhuisopnames via spoeddienst voor de geselecteerde ICD-10 codes. De aantallen berekend op het aantal dagen met maximumtemperatuur hoger dan of gelijk aan 21 °C is vrij stabiel in de loop van de tijd. De aantallen berekend op basis van het aantal hittegolfdagen vertoont grotere variatie en is beduidend hoger in 2018 en 2019 in vergelijking met de jaren 2015-2017. Vanaf 2018 is de inschatting die gebruik maakt van het aantal hittegolfdagen beduidend hoger dan de inschatting op basis van de maximumtemperatuur.



Figuur 3: Overzicht van het jaarlijks aantal extra ziekenhuisopnames via spoeddienst (voor beperkt aantal ICD-10 codes voor hittegerelateerde aandoeningen) voor de jaren 2015-2019. Berekeningen op basis van het aantal hittegolfdagen en berekeningen op basis van het aantal dagen met maximumtemperatuur $\geq 21^{\circ}\text{C}$.

De gemiddelde jaaraantallen worden weergegeven in Tabel 25 voor de bevolking jonger en ouder dan 65 jaar alsook het totaal. Het valt op dat voor de bevolking jonger dan 65 jaar de inschatting op basis van het aantal hittegolfdagen gemiddeld zeven keer hoger ligt dan de inschatting op basis van

het aantal dagen met maximumtemperatuur hoger of gelijk aan 21 °C. Voor de bevolking ouder dan 65 jaar liggen de resultaten in dezelfde lijn. Als we de totale bevolking bekijken is de inschatting op basis van het aantal hittegolfdagen 30 % hoger dan op basis van het aantal dagen met maximumtemperatuur hoger of gelijk aan 21 °C. Door toepassing van de ernst-en duurfactor bekomen we het aantal DALY's ingeschat op basis van het aantal hittegolfdagen of op basis van het aantal dagen met een dagelijkse maximumtemperatuur ≥ 21 °C. Deze waarden liggen vrij dicht bij elkaar, we rekenen verder met de gemiddelde waarde van 9,8 gevallen.

Tabel 25: Jaarlijks aantal extra ziekenhuisopnames via spoeddienst alsook geassocieerd aantal DALY's, gemiddelde voor de jaren 2015-2019.

	Aantallen 0-64 jaar	Aantallen 65+	Aantallen	DALY's
Hittegolfdagen	741	1579	2320	11,1
dagen met dagmax ≥ 21 °C	106	1634	1740	8,4

→ Opmerking hitte en ozon

Er is een sterke associatie tussen ozon en temperatuur, daarom is het moeilijk om de gezondheidsimpact van temperatuur en ozon te scheiden. In (Faes, 2020) werd het effect van ozon, na correctie voor de temperatuur, op mortaliteit (alle oorzaken) onderzocht. Een kwadratisch model werd gebruikt om de relatie tussen ozon en (gemiddelde) temperatuur te bepalen. In de systematische review en meta-analyse door (Bunker et al., 2016) naar temperatureffecten op mortaliteit en morbiditeit, werd een sensitiviteitsanalyse uitgevoerd naar de effecten van luchtverontreiniging. Een klein verschil werd geobserveerd in de relatieve risico's voor de studies waarbij luchtkwaliteit in rekening werd gebracht, behalve voor respiratoire morbiditeit door koude temperatuur (deze associatie wordt hier niet beschouwd). Ook in (Buekers et al., 2012) werd reeds vermeld dat ozonconcentraties het effect van hitte op mortaliteit slechts weinig beïnvloedt ((Gasparini et al., 2012; Pattenden et al., 2010)).

Voor de jaren 2015-2018 hebben we het aantal gevallen van oversterfte van Sciensano (Tabel 13) en het aantal vroegtijdige overlijdens door blootstelling aan ozon (ganse bevolking) (Tabel 12) en hitte (65-plussers) (Tabel 22). Tabel 26 toont hiervan een overzicht. Terwijl het aantal vroegtijdige overlijdens door hitte vrij constant is (want bepaald op basis van gemiddelde maandtemperaturen) is er een sterke fluctuatie in de oversterftedata alsook in het bereken aantal vroegtijdige overlijdens door blootstelling aan ozon. Er is geen correlatie tussen de metingen, de grootste oversterfte werd geregistreerd in 2016 terwijl dat jaar het laagste aantal vroegtijdige overlijdens door blootstelling aan ozon kende. De grootteorde van de aantallen (enkele honderden) klopt wel.

Tabel 26: Overzicht van zomeroversterfte (Sciensano) en aantal vroegtijdige overlijdens door blootstelling aan hitte en ozon (deze studie).

Jaartal	Oversterfte	Vroegtijdige overlijdens hitte	Vroegtijdige overlijdens ozon
2015	-42	231	129
2016	799	230	104
2017	352	226	128
2018	-48	242	203
Gemiddelde	265	232	141

2.8. LOOD

Lood is een metaal waarvan we al jaren weten dat het een negatief effect heeft op de gezondheid. Blootstelling nu gebeurt nog steeds o.a. via loden drinkwater leidingen (die wel stelselmatig vervangen worden), de aanwezigheid van oude verven, keramiek en glas in keukengerei, via inname van wild of via inname van stof in de buurt van metaalverwerkend industrie (cfr. Hoboken). De Vlaamse FLEHS campagnes tonen aan dat op Vlaams niveau bloedlood concentraties sterk afgenomen zijn doorheen de tijd. Toch is er recent meer bezorgdheid opgetreden rond lood gezien het gebruik ervan is toegenomen in meer energie-efficiënte wagens.

De relatie tussen IQ achterstand en blootstelling aan lood is reeds lange gekend. Lood is neurotoxisch. In 2012 werd de gezondheidsimpact berekend voor IQ achterstand bij kinderen en hypertensie bij volwassenen. Lood concentraties in bloed in Vlaamse jongeren zijn echter sterk gedaald de voorbije jaren (Sylvie Remy et al., 2019). Er is echter meer evidentie voor blootstelling aan lood en vervroegde (cardiovasculaire) sterfte (Landrigan, 2018; Lanphear et al., 2018).

2.8.1. BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIE

→ IQ achterstand kinderen

Voor de blootstelling aan lood en IQ achterstand bij kinderen werd eerder gebruik gemaakt van de blootstelling-respons relatie van Lanphear et al. (2005). De drempelwaarde voor de geobserveerde blootstelling-effectrelatie is 20 µg Pb/L bloed, hoewel effecten bij een lagere concentratie mogelijk zijn. Dit zou kunnen berekend worden in een sensitiviteits analyse zoals voorgesteld door Bellinger (2012). In FLEHSIV (2016-2020) was de concentratie van lood in bloed bij alle adolescenten < 20 µg Pb/L. Dit eindpunt werd dan ook niet meer weerhouden in de basis berekening van de gezondheidsimpact.

→ Hypertensie volwassenen

Voor de blootstelling aan lood en hypertensie bij volwassenen werd eerder (Buekers et al., 2012) gebruik gemaakt van de blootstelling-respons relatie van Fewtrell et al. (2003). Lood in het lichaam accumuleert in de beenderen en heeft daar een halfwaardetijd van 27 jaar. Concentraties in

adolescenten werden gebruikt als proxy voor volwassenen. De drempelwaarde voor deze blootstelling-effectrelatie is 50 µg Pb/L bloed. Zoals hierboven aangegeven, zijn bloed lood concentraties in FLEHSIV < 20 µg/L bij de jongeren. Dit eindpunt werd dan ook niet meer weerhouden. Recente data voor bloed lood in volwassenen zijn ook niet voorhanden. Op Europees niveau is er ook een leemte van recente blootstellingsdata voor lood.

→ **Vervroegde sterfte (>20-jarigen)**

Er is meer evidentie voor de blootstelling aan lood en vervroegde sterfte. De blootstelling-effectrelatie die gebruikt werd is deze van Lanphear et al. (2018). In de VS zou 18 % van de vervroegde sterfgevallen gelinkt zijn aan een blootstelling aan lood (Landrigan, 2018). De hazard ratio voor vervroegde cardiovasculaire sterfte door blootstelling aan lood is gelijk aan 1,70 (95 % BI 1,30 tot 2.22) bij een stijging van de bloed lood concentratie van log (1,0) naar log (6,7) µg/dL. In de verdere berekening werd een drempelwaarde aangenomen van 1,0 µg/dL.

Er is divers bewijs voorhanden voor de cardiovasculaire toxiciteit van lood. Experimentele studies tonen aan dat lood leidt tot hypertensie, oxidatieve stress & inflammatie en de ontwikkeling van atherosclerose bevordert. Gerandomiseerde testen met patiënten die een hartaanval hadden doorgemaakt, tonen o.a. aan dat chelatie met EDTA het risico op cardiovasculaire gebeurtenissen deed afnemen. Algemeen zijn er dus bevindingen dat atherosclerose en hypertensie onderliggend zijn aan de cardiovasculaire toxiciteit van lood maar hier is nog geen direct bewijs voorhanden.

2.8.2. BLOOTSTELLING

Cijfers van FLEHSIV werden gebruikt om de blootstelling aan bloedlood te bepalen in de populatie (>20j). Lood accumuleert in het lichaam over de tijd en wordt gestockeerd in de beenderen. Op latere leeftijd kan het vrijkomen door demineralisatie van het bot. De blootstelling van adolescenten toepassen voor blootstelling bij de volwassen populatie kan leiden tot een onderschatting van de impact.

Op basis van de verdeling werd geschat dat 20 % van de adolescenten blootgesteld is aan concentraties > 10 µg/L en dat de gemiddelde concentratie waaraan deze 20 % blootgesteld is, gelijk is aan 12,8 µg/L.

2.8.3. GEZONDHEIDSIMPACT

Op basis van de HR (1,70) van Lanphear et al. (2018) en de blootstellingcijfers bekomen uit FLEHSIV werd de gezondheidsimpact berekend. De drempelwaarde waaronder geen effect waarneembaar is, is 10 µg/L. Twintig % van de adolescenten is blootgesteld aan concentraties > 10 µg/L en de gemiddelde concentratie waaraan deze 20 % blootgesteld is, is gelijk is 12,8 µg/L.

Het aantal DALY's bedraagt 2 380 (95 % BI 1 180 tot 3 521).

Een sensitiviteitsanalyse toont aan dat indien IQ verlies bij kinderen zou doorgerekend worden tot 0 µg Pb/L bloed dit zou leiden tot een extra impact van 3 400 DALY's.

2.9. PASSIEF ROKEN (OF SHS: SECONDHAND SMOKE)

Blootstelling aan passief roken heeft een grote impact op de gezondheid van niet-rokers. In 2009 werd door de Europese Raad een strengere wetgeving voor rookvrije openbare ruimten aanbevolen. Inmiddels geldt er in 17 EU-landen een uitgebreide antirookwetgeving.

De berekening voor passief roken voor niet-rokers beschreven in Buekers et al. (2012) was volgens de WHO methodologie (Oberg et al., 2011 & Hänninen et al. (2014). Blootstelling aan sigarettenrook via passief roken kan heel wat gezondheidseffecten hebben. Voor de DALY berekening werden hier volgende eindpunten meegenomen: 1) longkanker sterfte, 2) ischemische hartziekte, 3) astma ontwikkeling bij volwassenen, 4) astma ontwikkeling bij kinderen, 5) infecties lagere luchtwegen en 6) otitis media. De DALY's worden berekend per geslacht en leeftijdscategorie.

Deze berekening wordt uitgebreid voor volgende eindpunten: 7) diabetes, 8) beroerte en 9) wiegendood. De berekening vertrok van DALY's op basis van incidentie gerapporteerd door de WHO (2008) waarop de populatie attributieve fractie werd toegepast.

2.9.1. BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIE

→ Diabetes type II

Rokers hebben 30 tot 40 % meer kans de ontwikkeling van diabetes type II dan niet rokers. Mogelijk heeft ook passief roken een invloed op het ontstaan van diabetes type II. De blootstelling-effect gebruikt in deze studie, is gebaseerd op Eze et al. (2014), een studie van Switzerland (SAPALDIA studie). Passief roken verhoogde het risico op diabetes type II in deze studie met 50 % (95 %BI 1,00 tot 2,26), het RR is dus 1,50. Ook de studie van Pan et al. (2015) legde de link tussen blootstelling aan roken, passief roken en diabetes type II. Het is echter niet gekend hoe roken (of passief roken) mechanistisch diabetes type II doet ontstaan. De oorzakelijkheid van het verband is dus onzeker. Mogelijk spelen ook andere factoren een rol (ongezondere eetgewoonte, beweging,...). Het is wel zo dat naarmate men langer gestopt was met roken, het risico op de ontwikkeling van diabetes type II afnam, hetgeen wijst in de richting van een oorzakelijk verband.

→ Beroerte

Roken en passief roken leidt tot een verdikking van de wanden van de slagaders die het hart en de hersenen van zuurstof voorzien. Deze verdikkingen zijn verantwoordelijk voor hartaanvallen en het ontstaan van beroertes.

Blootstelling-effect is gebaseerd op de studie van Mason (2016). Deze gebruikt de blootstelling-effectrelatie van de meta-analyse van Oono et al. (2011). Het relatief risico op beroerte bij passief roken is gelijk aan 1,25 (95 % BI 1,12 tot 1,38).

Recentere studies tonen tevens aan dat het risico op cerebrovasculaire accidenten (beroertes) door passief roken vergroot wordt met 20-30 % (CDC, 2014).

→ **Wiegendood**

Blootstelling-effect is gebaseerd op de studie van Mason (2016). Deze gebruikt de blootstelling-effectrelatie van Anderson and Cook (1997). De odds ratio van wiegendood bij passief roken is gelijk aan 1,94 (95 % BI 1,55 tot 2,43).

Roken bij moeders veroorzaakt een grotere kans op wiegendood. Epidemiologisch is het moeilijk een onderscheid te maken tussen roken tijdens de zwangerschap en postnatale blootstelling aan passief roken. Wanneer gekeken wordt naar rokende vaders en niet rokende moeders is er nog steeds een verhoogd risico op wiegendood voor de baby (Mitchell, 1999). Ook het US CDC legt de associatie tussen passief roken en wiegendood (CDC, 2014). Het mechanisme voor wiegendood is echter niet gekend.

2.9.2. BLOOTSTELLING

Prevalentiecijfers voor roken werden geüpdatet volgens Gisle (2018). Er werd aangenomen dat 15,8 % van de mannen rookt t.o.v. 10,4 % bij de vrouwen.

Prevalentiecijfers voor blootstelling aan passief roken bij niet-rokers werden geüpdatet volgens (Charafeddine and Drieskens, 2020). De gezondheidsenquête die in 2018 werd uitgevoerd door Sciensano liet zien dat het percentage huishoudens waar iemand regelmatig in de woning rookt, was gedaald van 31 % in 2004, 23 % in 2013 en 16 % in 2018 (Charafeddine and Drieskens, 2020). Bijkomend werd in de berekening van Buekers et al. (2012) nog aangenomen dat blootstelling aan passief roken voor personen jonger dan 14j gelijk was aan 26 % en voor personen ouder dan 14j gelijk aan 33 % (man) en 31 % (vrouw). Op basis van het geringe verschil in deze cijfers qua leeftijd werd er van uitgegaan dat de blootstelling voor passief roken voor alle leeftijden gelijk was aan 16 % in huidige berekening (Charafeddine and Drieskens, 2020).

2.9.3. GEZONDHEIDSIMPACT

→ **Diabetes type II (T2DM)**

Van het aantal DALY's gerapporteerd voor diabetes (IHME) is 93 % gerelateerd aan diabetes type II en 7 % aan diabetes type I. Er werd geschat dat 20 % van de mannelijke T2DM gevallen geassocieerd is met roken en 12 % voor vrouwen (Aeschbacher et al., 2014; Campagna et al., 2019).

Het aantal DALY's voor T2DM geassocieerd met passief roken bedraagt 1 474.

→ **Beroerte**

Er werd geschat dat roken verantwoordelijk is voor 20 % van de sterfgevallen door beroerte (Cook et al., 2016).

Het aantal DALY's voor beroerte geassocieerd met passief roken bedraagt 1 839.

→ **Wiegendood**

Op basis van de studie van De Ronne et al. (2010), kon afgeleid worden dat er jaarlijks ongeveer 30 kinderen sterven aan wiegendood in Vlaanderen. Een deel daarvan is mogelijk geassocieerd met blootstelling aan passief roken. Het aantal berekende DALY's is gelijk aan 188.

→ **Totaal**

Een Monte Carlo simulatie (Crystal Ball, Excel) werd uitgevoerd om de gezondheidsimpact van passief roken voor de verschillende eindpunten samen te berekenen. In totaal was deze gelijk aan 7 558 DALY's (95 % BI 5 548 tot 9 971).

Hieronder wordt een overzicht gegeven voor de verschillende gezondheidseindpunten die in rekening gebracht werden.

Tabel 27: DALY's/jaar in Vlaanderen gerelateerd aan blootstelling aan passief roken

Eindpunt	Leeftijdscategorie	Relatief risico blootstelling aan passief roken	DALY's/jaar
Mortaliteit/morbiditeit longkanker	Volwassenen (vanaf 30 jaar)	1,21	214
Mortaliteit/morbiditeit ischemische hartziekte	Volwassenen (vanaf 30 jaar)	1,27	3 007
Ontwikkeling astma	Volwassenen (vanaf 15 jaar)	1,97	660
Ontwikkeling astma	Kinderen (< 14 jaar)	1,32	157
Infecties lagere luchtwegen	Kinderen (< 1 jaar)	1,55	6
Otitis media	Kinderen (< 3 jaar)	1,38	13
Beroerte	Volwassenen (vanaf 30 jaar)	1,50	1839
Diabetes type II	Volwassenen (vanaf 30 jaar)	1,25	1474
Wiegendood	Baby's	1,94	188
Totaal			7 558

2.10. UV-STRALING

De berekening van de DALY's UV werd uitgevoerd voor verschillende gezondheidseffecten, nl. melanoom, basaalcel carcinoom, plaveiselcel carcinoom en staar.

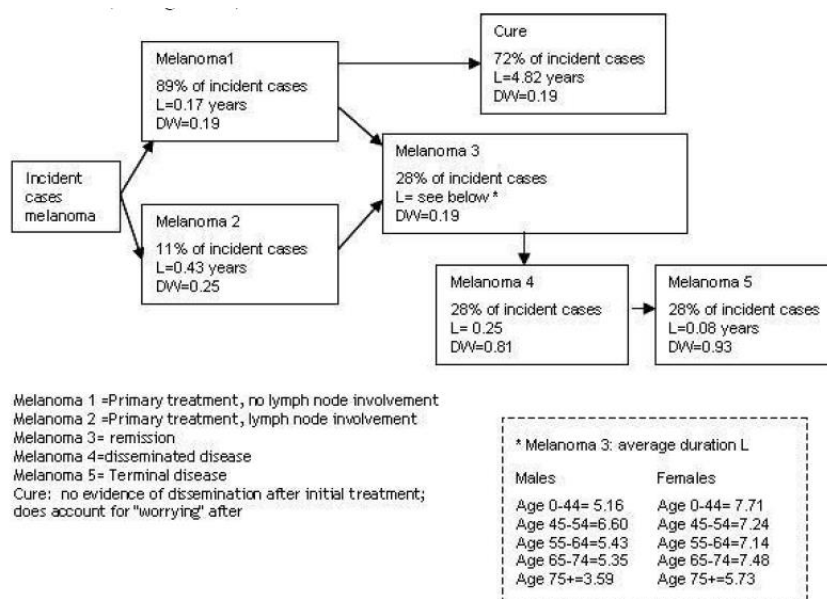
2.10.1. BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIE

De blootstelling aan UV en de gerelateerde gezondheidsimpact werd begroot voor verschillende effecten. In de berekening van 2012 (Buekers et al., 2012a) werden enkel de impact begroot voor melanoom. Eindpunten als basaalcel carcinoom, plaveiselcel carcinoom en staar werden toen niet berekend. In de internationale wetenschappelijke literatuur is er ondertussen ook meer evidentie voor deze eindpunten (RIVM, 2017).

→ Melanoom

Het is bewezen dat blootstelling aan UV van de zon of zonnebank kan leiden tot melanomen. De rol van UV straling in het ontstaan van melanomen is complex. In deze studie werd aangenomen dat 70 % (95BI 50-90 %) van de melanomen veroorzaakt wordt door blootstelling aan UV (Lucas et al., 2006).

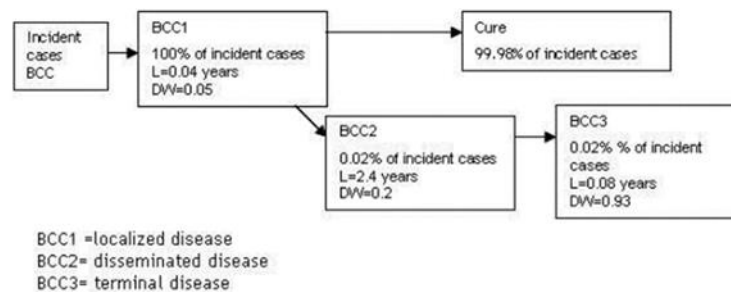
Voor melanoom werd dezelfde methodologie gebruikt als in Buekers et al. (2012). Cijfers voor incidentie van melanoom en sterfte door melanoom werden geüpdatet. Cijfers voor mortaliteit komen van AZG en cijfers voor incidentie van het kankerregister (Stichting Kankerregister, Brussel, 2020). In 2017 stierven er 224 mensen aan maligne melanoom. Onderstaand ziektemodel werd toegepast om de ziektelast voor morbiditeit te berekenen.



Figuur 4: Ziektemodel melanoom volgens Public health Group Victorian Government (2001).

→ **Basaalcel carcinoom**

De ontwikkeling van basaalcel carcinoom is geassocieerd met UV blootstelling. Zowel blootstelling in de jeugd als episoden van zonverbranding lijken belangrijk. Onderstaand ziektemodel werd toegepast om de ziektelast voor morbiditeit te berekenen.



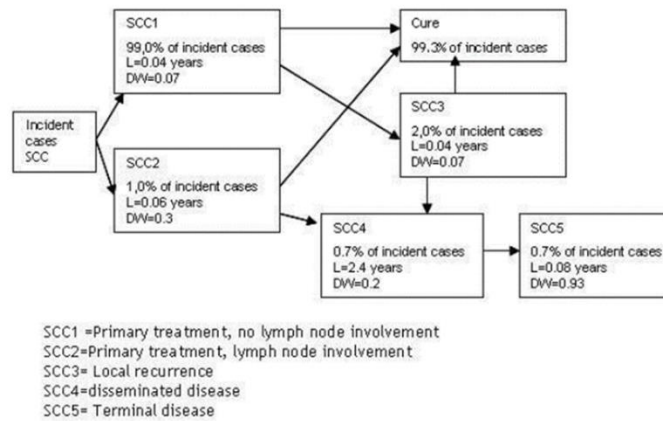
Figuur 5: Ziektemodel basaalcel carcinoom volgens Lucas et al. (2006).

Niet-melanoom huidkankers worden frequent waargenomen op lichaamsdelen blootgesteld aan de zon zoals oren, gezicht, nek en onderarmen. Dit impliceert dat lange en herhaaldelijke blootstelling aan UV een belangrijke factor is voor het ontstaan van deze kankers. Er werd voor de berekening aangenomen dat 100 % van de niet-melanoom kankers veroorzaakt wordt door UV straling ([https://www.who.int/news-room/q-a-detail/radiation-ultraviolet-\(uv\)-radiation-and-skin-cancer](https://www.who.int/news-room/q-a-detail/radiation-ultraviolet-(uv)-radiation-and-skin-cancer)).

Basaalcel carcinoom komt frequent voor (ongeveer 23 000 nieuwe gevallen per jaar in Vlaanderen) maar is niet zo dodelijk als melanoom.

→ **Plaveiselcel carcinoom**

Voor plaveiselcel carcinoom lijkt de totale over het leven opgelopen UV dosis de belangrijkste risicofactor. Het ziektemodel van Lucas and McMichael (2006) voor plaveiselcel carcinoom werd toegepast. In de figuur hieronder is een overzicht gegeven van het model.



Figuur 6: Ziektemodel squamous cell carcinoma volgens Lucas et al. (2006).

Niet-melanoom huidkankers worden frequent waargenomen op lichaamsdelen blootgesteld aan de zon zoals oren, gezicht, nek en onderarmen. Dit impliceert dat lange en herhaaldelijke blootstelling aan UV een belangrijke factor is voor het ontstaan van deze kankers. Er werd voor de berekening aangenomen dat 100 % van de niet-melanoom kankers veroorzaakt wordt door UV straling ([https://www.who.int/news-room/q-a-detail/radiation-ultraviolet-\(uv\)-radiation-and-skin-cancer](https://www.who.int/news-room/q-a-detail/radiation-ultraviolet-(uv)-radiation-and-skin-cancer)).

Niet-melanoom kankers (basaal carcinoom en plaveisel carcinoom) komen vooral voor bij de oudere bevolking. De gemiddelde leeftijd is rond de 70 jaar. Als duur voor de berekening van mortaliteit werd daarom 10 jaar genomen.

→ Staar bij ouderen (>70j)

Ongeveer een derde van de staargevallen wordt veroorzaakt door UV (RIVM, 2017). De WHO schat dit op 20 % (Hoge Gezondheidsraad, 2017a). Voor de DALY-berekening werd aangenomen dat 25 % van de staar gevallen veroorzaakt wordt door UV.

Proefdieronderzoek laat zien dat staar geïnduceerd kan worden door chronische blootstelling aan UV. Bij cataract, vertonen de proteïnen in de lens tekenen van oxidatieve schade. Er wordt gedacht dat UV licht lens proteïnen beschadigt als gevolg van oxidatieve reacties in de lens (Linetsky et al., 2014).

2.10.2. BLOOTSTELLING

Berekeningen starten op basis van incidentie cijfers melanoom, plaveiselcel carcinoom en basaalcel carcinoom (Data Kankerregister). Mortaliteitscijfers zijn verkregen van AZG. Voor staar werd uitgegaan van incidentiecijfers (0,5 %) op basis van Intego.

2.10.3. GEZONDHEIDSIMPACT**→ Melanoom sterfte en morbiditeit (stadium 1 tot en met 6)**

Het aantal DALY's voor melanoom mortaliteit is 2 795, gebaseerd op een ernst van 1 en de leeftijd van overlijden en op basis van de veronderstelling dat 70 % van de melanomen veroorzaakt wordt door blootstelling aan UV.

Het aantal DALY's voor melanoom morbiditeit is 1 538, gebaseerd op een variërende ernst en duur.

Het aantal DALY's is gelijk aan 4 332 (95 % BI 3 108 tot 5 578).

→ Basaalcel carcinoom

Het aantal DALY's is gelijk aan 95. In 2018 werden er in Vlaanderen 23 001 nieuwe gevallen van basaalcel carcinoom geregistreerd (cijfers Kankerregister 2018).

→ Plaveiselcel carcinoom

Het aantal DALY's is gelijk aan 677. Het aantal nieuwe gevallen van plaveiselcelcarcinoom bedroeg in 2018 in Vlaanderen 5 589 (cijfers Kankerregister 2018).

→ Staar

De incidentie van staar werd afgeleid op basis van data van Intego (F92). Voor personen ouder dan 70 jaar was het incidentiecijfer gelijk aan vijf per 1 000 patiënten of 0,5 % en we nemen aan dat 25 % van de staar gevallen veroorzaakt wordt door UV. In totaal was voor de incidentie van cataract het aantal DALY's gelijk aan 563.

→ Totaal UV

Het totaal aantal DALY's is gelijk aan 5 567 met 95BI % geschat op 4 065 tot 7 296. De gezondheidssimpact door UV wordt vooral bepaald door melanoom. Incidentiecijfers tonen dat er een toename is van huidkankers doorheen de tijd.

Hieronder wordt een overzicht gegeven voor de verschillende gezondheidseindpunten die in rekening gebracht werden.

Tabel 28: DALY's/jaar in Vlaanderen gerelateerd aan blootstelling aan UV

Gezondheidseindpunt	DALY's
Melanoom	4 332
Plaveiselcel carcinoom	677
Basaalcel carcinoom	95
Staar	563

Totaal	5 567
---------------	-------

2.11. KOOLSTOFMONOXIDE (CO)

Elk jaar gebeuren er in Vlaanderen intoxicaties met koolstofmonoxide. CO is een kleurloos, geurloos en smaakloos gas dat ontstaat bij de onvolledige verbranding van fossiele brandstoffen (gas, kolen, stookolie, benzine of hout). Belangrijke oorzaken voor CO-intoxicatie zijn te weinig verluchting binnenshuis en slecht werkende of onvoldoende onderhouden schoorstenen of warmwatertoestellen. Naast sterfgevallen heeft blootstelling aan CO ook persistente/uitgestelde neurologische effecten als gevolg. Deze eindpunten werden reeds beschreven in Buekers et al. (2012). Tegenwoordig is er ook meer evidentie voor blootstelling aan CO buitenshuis in omgevingslucht en cardiovasculaire sterfte. Daarom worden deze eindpunten cardiovasculaire mortaliteit en blootstelling aan CO buitenshuis ook opgenomen als eindpunten bij de herberekening van de indicator.

2.11.1. BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIE

→ **Mortaliteit (CO binnenshuis)**

Het aantal sterfgevallen wordt gerapporteerd per leeftijdscategorie door het antigifcentrum (zie verder) voor schaal Vlaanderen.

→ **Neurologische effecten (CO binnenshuis)**

Er wordt aangenomen dat 40 % van de CO intoxicaties gepaard gaat met neurologische effecten (Raub et al., 2000).

→ **Cardiovasculaire mortaliteit (CO buitenshuis)**

Blootstelling aan lage CO-concentraties kan leiden tot verhoogde carboxyhemoglobine concentraties en myocardiale ischemie. Een verhoogde blootstelling buitenshuis leidt tot een stijging in hospitalopnames voor ischemische hartziekte (Hosseinpoor et al., 2005). De jaarlijkse cardiovasculaire mortaliteit ten gevolge van ischemische hartziekte is volgens AZG gelijk aan 4068 gevallen (ICD10 code I20-I25; jaar 2017). De blootstelling-effectrelatie die hierop toegepast werd is deze van Hosseinpoor et al. (2005) met een RR van 1,009 per mg/m^3 . Dit relatief risico was overeenkomstig met de recentere en uitgebreidere studie van Liu et al. (2018) voor cardiovasculaire mortaliteit (RR is 1,011 per mg/m^3). Het RR is lager dan aangenomen voor cardiovasculaire mortaliteit in de studie van Kim et al. (2011).

2.11.2. BLOOTSTELLING

In de het rapport CO-intoxicaties 2018 van het antigifcentrum werden er voor Vlaanderen 10 overlijdens en 503 CO intoxicaties gerapporteerd (Antigifcentrum, 2019). Buitenshuis lag de CO-jaargemiddelde concentratie in Vlaanderen in 2017 tussen 0,24 en 0,30 mg/m³ en de hoogste 8-uurgemiddelden tussen 1,15 en 2,31 mg/m³ (VMM, 2017).

2.11.3. GEZONDHEIDSIMPACT**→ Mortaliteit (CO binnenshuis)**

Op basis van de gemiddelde levensverwachting voor de maximum leeftijd van elke leeftijdscategorie, het aantal overlijdens door CO intoxicatie en het aantal van de CO overlijdens op schaal van Vlaanderen dat niet-accidenteel is (90 %) werd de gezondheidsimpact berekend. Het aantal DALY's bedraagt 233.

→ Neurologische effecten (CO binnenshuis)

Op basis van het aantal CO intoxicaties (totaal populatie), gesommeerd over alle vijf provincies en het percentage dat gepaard gaat met neurologische effecten (40 %) werd de gezondheidsimpact berekend. Het aantal DALY's is 1.

→ Cardiovasculaire mortaliteit (CO buitenshuis)

Het aantal doden als gevolg ischemische hartziekte is 4 068, de blootstelling aan CO buitenshuis is 270 µg/m³ en et RR is 1,009 per 1000 µg/m³ en op basis hiervan is het aantal DALY's 102 met 95 % BI 39 tot 165.

→ Totaal

Het totaal aantal DALY's is gelijk aan 336. Voor mortaliteit door CO vergiftiging binnenshuis kan geen betrouwbaarheidsinterval gegeven worden omdat deze mensen effectief stierven aan CO vergiftiging. De bijdrage van het aantal DALY's voor mortaliteit binnenshuis is groot t.o.v. het totale aantal DALY's voor blootstelling aan CO.

Tabel 29. DALY's/jaar in Vlaanderen gerelateerd aan CO-blootstelling.

Gezondheidseindpunt	DALY's (95 % BI)
Mortaliteit	233
Neurologische effecten	1
Cardiovasculaire mortaliteit	102 (39 tot 165)
Totaal	336 (273 tot 399)

2.12. DIOXINES

2.12.1. BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIE

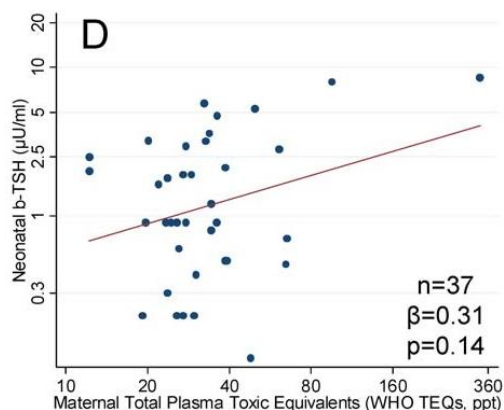
De toxiciteit van dioxines en dioxine-achtige verbindingen (o.a. PCB's en furanen) wordt gekwantificeerd a.d.h.v. "toxische equivalenten" (TEQ's). Deze zijn een maat voor de toxiciteit ten opzichte van het meest toxische dioxine.

→ Mortaliteit door kanker

Blootstelling aan dioxines veroorzaakt op lange termijn kanker. Blootstelling-effectrelatie is identiek al eerder werd beschreven in Buekers et al. (2012), op basis van USEPA (2003) en NAS (2006). Het eenheidsrisico is gelijk aan een levenslang risico op kanker van 1×10^{-3} per pg TEQ/kg lichaamsgewicht/dag. De benadering gevolgd in Buekers et al. (2012) was identiek aan deze van Hänninen et al. (2014) en Leino et al. (2008).

→ Neonatale hypothyreoïdie

Dioxines vertonen naast carcinogene effecten ook als endocrien verstorende effecten. Het aantal DALY's voor neonatale hypothyreoïdie werd berekend op basis van de blootstelling-effectrelatie beschreven in Baccarelli et al. (2008) (Figuur 7). Deze beschrijft de neonatale schildklierwerking in een grote en hoog blootgestelde studiepopulatie in Seveso (Italië), 25 jaar na datum van de blootstelling van de moeder. Men kan een lichte verschuiving van bloed TSH (thyroid stimulerend hormoon) opmerken in relatie tot de blootstelling van de moeder waarvoor de dioxine concentraties in het plasma van de moeder werden bepaald. De blootstelling-effectrelatie wordt vooral bepaald door de twee meest rechtse punten in Figuur 7.



Figuur 7: Associatie tussen b-TSH concentratie in pasgeborenen en concentratie TEQ dioxine-achtige stoffen. b-TSH staat voor bloed-thyroid stimulerend hormoon.

→ **Verlaagde vruchtbaarheid van de man**

Blootstelling aan dioxines kan een effect hebben op de sperma concentratie. Verlaagde vruchtbaarheid bij de man als gevolg van blootstelling aan dioxines tijdens de kindertijd werd afgeleid in studie van Tuomisto et al. (2020), deze studie is gebaseerd op de TWI (tolerable weekly intake) assessment door EFSA (zie publicatie Tuomisto). De verlaagde vruchtbaarheid wordt uitgedrukt door de probabiliteit (P) om niet tot een zwangerschap te komen in de komende vijf jaren, berekend aan de hand van volgende formule:

$$P(a) = \left(1 - 0.65 \left(1 + \frac{-0.39c}{c + 10 \text{ pg/g}} \right) \right)^{2a}$$

Met a het aantal jaren (in dit geval 5) en c de concentratie dioxines (pg/g) in het vet van de jongen.

2.12.2. BLOOTSTELLING

Om het aantal DALY's te berekenen voor mortaliteit door kanker bij volwassenen, werd de inname schatting gebruikt volgens Bilau et al. (2008). De door EFSA geschatte blootstelling via voeding (gemiddeld 0,4 tot 2,6 pg TEQ/kg lichaamsgewicht/dag) was van dezelfde orde grootte als in de eerdere MIRA studie werd aangenomen (EFSA, 2018), zijnde 1,9 pg TEQ/kg lichaamsgewicht/dag.

Voor neonatale hypothyreoïdie werden de blootstellingsdata gebruikt van FLEHSII. Vervolgens werden de data op basis van de transferfactor (0,42) van Mori et al. (2014) terug gerekend naar concentraties in het bloed van de moeder. De blootstelling-effectrelatie vereist namelijk de concentratie van dioxineachtige stoffen in het bloed van de moeder. Op basis van dioxine in moeder werd verandering in TSH (Thyroid Stimulerend Hormoon) bepaald volgens blootstelling-effectrelatie van Baccarelli et al. (2008). Het aantal pasgeborenen met TSH concentratie > 20 µU/mL door dioxines werd berekend. De grens van 20 µU/mL werd gebruikt als screening niveau. Deze waarde wordt wereldwijd dikwijls gebruikt als recall rate om de functie van de schildklier te testen (Bhatia en Rajwaniya, 2018). Aangenomen wordt dat 10 % van de pasgeborenen met TSH boven 20 µU/mL ook daadwerkelijk aan hypothyreoïdie lijdt (Kalantari et al. 2004; Manglik et al., 2005).

Om de verlaagde vruchtbaarheid bij de man te kunnen berekenen, zijn concentraties nodig van dioxineachtige stoffen in het vet van de jongen. Op basis van data FLEHSII (concentraties in bloedvet) en de inname van dioxines door de moeder, werd aangenomen dat 90 % van de jongens een concentratie heeft > 10 pg TEQ/g vet. Data over blootstelling van pasgeborenen aan dioxine-achtige stoffen zijn afkomstig van FLEHSII en op basis van geschatte inname volgens Bilau et al. (2008) in moeder waarvoor de terug rekening naar het kind werd gemaakt. Verschillende ernstfactoren zijn beschikbaar voor infertiliteit (WHO; IHME; Tuomisto et al. 2020). De ernstfactor varieerde tussen 0,008 en 0,1. De factor van 0,056 (WHO; Gibb et al., 2015) werd uiteindelijk gekozen. Deze bevindt zich tussen de twee uitersten.

2.12.3. GEZONDHEIDSIMPACT

→ **Mortaliteit kanker**

Op basis van het eenheidsrisico 0,001 per pg TEQ/kg lichaamsgewicht per dag en een blootstelling van 1,9 pg/kg/dag en een ernst van 1, is het aantal DALY's gelijk aan 2 893 met 95 % BI (1 649 tot 14 753).

→ **Neonatale hypothyreoïdie**

Het aantal DALY's werd geschat op drie. Deze berekening werd uitgevoerd op basis van een concentratie dioxine-achtige stoffen in plasma van pasgeborenen, de transfer coëfficiënt van 0,42 om de concentratie bij de moeder te bepalen en de gemiddelde TSH concentratie bij pasgeborenen van 6,84 µU/mL.

→ **Verlaagde vruchtbaarheid van de man**

Het aantal DALY's werd geschat op 329. De berekening is gebeurd volgens de methode beschreven in Tuomisto et al. (2020) waarbij men de probabiliteit (P) berekend om niet tot een zwangerschap te geraken in de komende vijf jaar als maat voor verlaagde vruchtbaarheid. Het aantal DALY's werd berekend op basis van 32 641 pasgeboren jongens/jaar waarvan 10 % (later) een spermaconcentratie heeft van $< 10 \times 10^6$ /mL en waarvan 90 % van de jongens een dioxineconcentratie > 10 pg TEQ/g vet heeft. De probabiliteit op niet zwanger te geraken bij dergelijk lage spermaconcentraties en bij afwezigheid van dioxines (concentratie = 0 pg TEQ/g vet) is 0,32. De probabiliteit om niet zwanger te geraken bij een concentratie van 10 pg TEQ/g vet is 0,40 en dus is de verhoging van de probabiliteit om niet zwanger te raken tijdens de eerste vijf jaar per 10 pg TEQ/g vet gelijk aan 0,08 (0,40-0,32 = 0,08). Vervolgens kan met het aantal gevallen van infertiliteit berekenen (235 gevallen). Wanneer men dan nog een ernst van 0,056 en een duur van 50 in rekening neemt, is het totaal aantal DALY's 658. Dit aantal moet nog gedeeld worden door twee omdat we enkel jongens in rekening nemen voor dit eindpunt ($658 \text{ DALY's} / 2 = 329 \text{ DALY's}$). De ernstfactor is namelijk gebaseerd op infertiliteit man en vrouw.

→ **Totaal**

Het aantal DALY's werd geschat op 3 225 met een 95 % onzekerheid van 1 838 tot 16 446. Hieronder wordt een overzicht gegeven voor de verschillende gezondheidseindpunten die in rekening gebracht werden.

Tabel 30: DALY's/jaar in Vlaanderen gerelateerd aan blootstelling aan dioxines.

Gezondheidseindpunt	DALY's
Kanker	2 893
Neonatale Hypothyreoïdie	3
Infertiliteit man	329
Totaal	3 225

2.13. CADMIUM (Cd)

2.13.1. BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIE

Blootstelling aan cadmium via o.a. sigarettenrook, inname via voeding, etc. kan een invloed hebben op de nierfunctie en het beendergestel. Tot op heden werden effecten op de nieren beschouwd als meest gevoelige eindpunt. Echter ANSES (*Agence National de Security Sanitaire*) beschouwt effecten op het beendergestel als meest kritisch (ANSES, 2017). Zij baseren zich op een epidemiologische studie van de Zweedse Mammografie cohorte (Engström et al., 2011; Engström et al., 2012) waarbij osteoporose in vrouwen ouder dan 50 jaar geassocieerd was met blootstelling aan Cd. Er was een verhoogd risico op osteoporose bij urinaire concentraties > 0,5 µg/g creatinine. Gelijkaardige resultaten werden gevonden in de NHANES campagne (Gallagher et al., 2008). Recente metingen van Cd in het beendergestel en de link met osteoporose tonen aan dat huidige referentie concentratie waarbij er mogelijk geen toxische effecten van Cd plaatsvinden, een overschatting is (Buha et al., 2019). Echter de concentratie waarbij effecten van Cd op het beendergestel precies plaatsvinden blijft onzeker en is onder discussie (Nordberg et al., 2018).

2.13.2. BLOOTSTELLING

Blootstelling is gebaseerd op data van spot urine in FLEHSIII campagne van 2012-2015 (Steunpunt Milieu en Gezondheid; IPCHEM). 48 % van de vrouwen had een concentratie die hoger was dan 0,5 µg/g creatinine (20 % > 0,75 µg/g creatinine en 28 % tussen 0,5 en 0,75 µg/g creatinine).

2.13.3. GEZONDHEIDSIMPACT

De incidentie van osteoporose bij vrouwen ouder dan 50 jaar werd gebaseerd op data van Intego (ICPC-code L95). Bij vrouwen ouder dan 50 was de incidentie gelijk aan 0,5 %.

De blootstelling-effectrelatie was gebaseerd op de studie van Engström et al. (2011), nl een OR van 1,61 bij een blootstelling tussen 0,5-0,75 µg Cd/g creatinine en een OR van 1,95 bij een blootstelling van ≥ 0,75 µg Cd/g creatinine

De berekening resulteerde in 1 948 nieuwe gevallen/jaar (95 % BI 729 tot 3 192) van osteoporose bij vrouwen ouder dan 50.

Voor de vertaling van aantal osteoporose gevallen naar aantal DALY's stellen we twee benaderingen voor. In een **eerste benadering** werd het aantal gevallen vermenigvuldigd met een ernst factor van 0,009 en een duur van vijftien jaar. Dit resulteert in 263 DALY's per jaar (95 % BI 98-431). De WHO geeft geen ernstfactor voor osteoporose omdat dit niet gezien wordt als een ziekte. De ernstfactor van 0,009 komt van het AIHW (Australian Institute of Health and Welfare) en is volgens de studie van Access Economics (2001) laag t.o.v. de Nederlandse ernstfactor voor osteoartritis (0,14 tot 0,42) (Stouthard et al., 1997).

Een **tweede benadering** gaat uit van de kans op een grote fractuur (pols, wervel, heup) gedurende het leven bij vrouwen met osteoporose. Deze bedraagt in België 44 % (Hilgsmann et al., 2008). De ernstfactor werd gelijk besteld aan het breken van een heup, namelijk 0,468 (Papadimitriou et al., 2017) voor het eerste jaar na de breuk. Dit kan een overschatting zijn omdat breuken aan de pols een lagere ernstfactor hebben. Echter de *disability* van een breuk gaat verder dan één jaar d.w.z. dat men er de jaren nadien nog hinder van ondervindt. Hier werd gerekend met een duur van één jaar wat dan resulteert in een onderschatting. Het aantal DALY's in deze benadering bedraagt 401 (95 % BI 150 tot 657).

De resultaten van de tweede benadering worden verkozen gezien de ernstfactor van osteoporose van de AIHW inderdaad laag werd ingeschat. Het aantal DALY's tussen beiden benaderingen is wel gelijkaardig. Een artikel over de gezondheidsimpact (gevallen en kosten) van Cd-blootstelling en osteoporose bij oudere vrouwen, waar ook VITO aan meewerkte, werd recent gepubliceerd (Ougier et al., 2021).

2.14. ARSEEN EN LONGKANKER

2.14.1. BLOOTSTELLING-EFFECTRELATIE

In deze studie werd gekeken naar blootstelling aan arseen via drinkwater. Dit gaat dan hoofdzakelijk over anorganisch arseen. Dezelfde methodologie werd toegepast als in de studie van Baken et al. (2016). Deze methodologie gaat uit van de ontwikkeling van longkanker (meest gevoelige eindpunt) bij blootstelling aan anorganisch arseen en is gebaseerd op epidemiologische data van een Chileense studie (Ferreccio et al., 2000: case control-studie) welke bij consensus ook bruikbaar geacht werd voor de Vlaamse situatie. Het verloop van de blootstelling-effectrelatie onder een drinkwaterconcentratie van 50 µg/L blijft echter onzeker (Lamm et al., 2018). Er werd geen drempelwaarde voor een effect aangenomen in deze studie. De benadering was dus conservatief (extrapolatie) en mogelijk een overschatting. Het precieze werkingsmechanisme van de toxiciteit van arseen is nog niet helemaal duidelijk, mede door complexe mechanismen van genetische susceptibiliteit. De OR voor longkanker en blootstelling van arseen via drinkwater is gelijk aan 1,41 (95 % BI 1,28 tot 1,54) bij 50 µg/L volgens Ferreccio et al. Lineaire regressie analyses op het OR beschreven door Ferreccio, leidt tot een OR van 1,0082 (95 % BI 1,0056 tot 1,0108) per µg As/L (Baken et al., 2016).

2.14.2. BLOOTSTELLING→ **Leidingwater**

Er is een wettelijke maximale concentratie van 10 µg As/L in leidingwater vastgelegd in Vlaanderen. Dit komt overeen met de max. aangeraden concentratie van 10 µg/L van de WHO en is eerder vastgelegd op basis van wereldwijde technische en haalbaarheid issues, dan op toxicologisch en epidemiologisch onderzoek. In Denemarken en New Jersey (USA) bedraagt de norm 5 µg/L.

De gemiddelde concentraties arseen in drinkwater liggen in de EU in het bereik van 1,1 tot 2 µg/L (EFSA, 2014). Meetgegevens verstrekt door AZG laten echter zien dat de mediane concentratie van arseen in Vlaams drinkwater 5,7 µg/L kan bedragen in sommige regio's (Baken et al., 2016). Maximale drinkwater concentraties in Vlaamse leveringsgebieden (jaartal 2015) zijn gegeven in Tabel 31.

Tabel 31: Maximale drinkwaterconcentraties in Vlaamse leveringsgebieden. Bron: Baken et al. (2016).

Gebied	Maximaal arseen in drinkwater (µg/L)
West-Vlaanderen	0-1,9
Oost-Vlaanderen	0-1,2
Vlaams-Brabant	0-5,4
Limburg	0-7,3
Antwerpen	0-3,9

→ **Grondwater**

In Nederland varieert het arseengehalte in grondwater tussen <0,1 µg/L tot 1500 µg/L (Baken et al., 2016). Grondwater data voor Vlaanderen werd opgevraagd bij VMM. Een log-normale distributie werd gefit voor data van de jaren 2017, 2018 en 2019. De LOD (*limit of detection*) was gelijk aan 5 µg/L. De gemiddelde concentratie was gelijk aan 5 µg/L. 10 % van de stalen had een concentratie hoger dan 9 µg/L, 20 % van de stalen een concentratie hoger dan 8 µg/L, 30 % een concentratie hoger dan 7 µg/L en 40 % een concentratie hoger dan 6 µg/L.

In de Vlaamse 3XG studie (Kempen) waren de arseenconcentraties in grondwater eerder laag tot gematigd (Lambrechts et al., 2017). Arseen in drinkwater wordt beschouwd als anorganisch arseen.

→ **Percentage van totale inname**

De gemiddelde blootstelling aan anorganisch arseen wordt voor Belgische volwassenen geschat op 0,28 µg/lichaamsgewicht/dag (EFSA, 2014). Voor een persoon van 70 kg is dit 19,6 µg/dag. Er wordt geschat dat de bijdrage van drinkwater gelijk is aan 16 % m.a.w. 3,1 µg/dag zou afkomstig zijn van drinkwater. Indien een volwassene 2 liter zou drinken per dag zou de concentratie in drinkwater gelijk zijn aan 1,6 µg/L.

→ **Blootstelling**

Uit de studie van 3XG blijkt dat 18 % van de ondervraagde personen lokaal grondwater of putwater gebruikt als drinkwater (Lambrechts et al., 2017). Op basis van bovenstaande data (leidingwater, grondwater, percentage van totale inname) werd volgende arseen concentratie (zie Tabel 32) aangenomen voor de berekening van de gezondheidsimpact.

Tabel 32: Geschatte blootstelling van arseen in drinkwater.

Percentage bevolking	Bron drinkwater	Blootstelling arseen in drinkwater ($\mu\text{g/L}$)
82 %	leidingwater/fleswater	2
2 %	Putwater	2
2 %	Putwater	3
2 %	Putwater	4
2 %	Putwater	5
2 %	Putwater	6
2 %	Putwater	7
2 %	Putwater	8
2 %	Putwater	9
2 %	Putwater	10
Totaal (gewogen)		2,7

2.14.3. GEZONDHEIDSIMPACT

Voor de berekening van de gezondheidsimpact werd uitgegaan van longkankersterfte en dit omdat binnen de vijf jaar 80 % van de personen waarbij longkanker werd vastgesteld komt te overlijden. Het aantal sterfgevallen door longkanker is gebaseerd op cijfers van AZG. In 2017 stierven er 2 264 mannen en 979 vrouwen aan longkanker. Op basis van de OR van Ferreccio werd de populatie attributieve fractie (PAF) berekend. Voor de berekening van de DALY's werd een duur aangenomen van 15,5 jaren, identiek als de vorige MIRA studie.

Het aantal DALY's/jaar voor blootstelling van arseen in drinkwater is gelijk aan 1 112 (95 % BI 761 tot 1460), op basis van een OR van 1,0082 per $\mu\text{g As/L}$

In Nederland veroorzaakt elke $\mu\text{g As/L}$ in drinkwater jaarlijks 756 DALY's (Van der Wens et al., 2017). Wanneer een correctie uitgevoerd wordt voor aantal inwoners en het aantal inwoners gelijk zou gesteld worden aan deze voor Vlaanderen zou dit neerkomen op een 300 tal DALY's. Wanneer de drinkwater concentratie gelijk zou zijn aan 1 $\mu\text{g/L}$ in Vlaanderen zou dit leiden tot een 400 tal DALY's. De impact is van dezelfde orde van grootte en komt dus overeen.

Op basis van HBM data van FLEHSIV (2016-2020) voor jongeren werd tevens het aantal DALY's berekend voor de ontwikkeling van longkanker. Dit kwam neer op 830 DALY's wat in dezelfde orde van grootte is als de inschatting op basis van de inname van drinkwater arseen. Voorzichtigheidshalve werd het aantal DALY's voor longkanker op basis van blootstelling aan arseen gelijk gesteld aan 1112.

2.15. ARSEEN EN CARDIOVASCULAIRE MORTALITEIT

Het onderzoek naar cardiovasculaire effecten en blootstelling aan arseen is lopende. Op basis van toxicologische en epidemiologische studies is het effect van arseen op het cardiovasculair stelsel aangetoond, echter de concentratie vanaf wanneer dit plaatsvindt is onzeker (States et al., 2009). Bij concentraties onder de WHO drinkwaternorm, werden cardiovasculaire effecten vastgesteld in Spanje (Medrano et al., 2010).

→ **Blootstelling-effectrelatie**

De blootstelling-effectrelatie die werd toegepast, was deze van Moon et al. (2013) op basis van een *Strong Heart Study* in de VSA. De studie geeft meer inzicht in data van een Westerse populatie met een relatief hoog achtergrond cardiovasculair risico. Bij een stijging van de IQR van urinair MMA+DMA+iAS van 5,8 naar 15,7 µg/L bedroeg de HR voor cardiovasculaire mortaliteit 1,25.

→ **Blootstelling**

Blootstellingsdata werden gebaseerd op FLEHSII data (volwassenen, 20-40j; 2007-2011). Voor de som van MMA+DMA+iAS werd toxisch relevant arseen (TRA) geselecteerd. Blootstellingsdata voor arseen in jongeren in FLEHSIV waren vrij gelijkaardig. Blootstelling aan toxisch relevant arseen is dus vrij stabiel overheen de tijd.

→ **Gezondheidsimpact**

Cardiovasculaire mortaliteit (ischemische hartziekte) werd geselecteerd op basis van data van AZG (jaartal 2017). Hieruit bleek dat er per jaar 4 057 mensen sterven (>40j) aan ischemische hartziekte.

Het aantal DALY's gerelateerd aan arseenblootstelling voor dit gezondheidseindpunt was gelijk aan 1 253 (95 % BI 589 tot 1 904).

2.16. TOTAAL ARSEEN (LONGKANKER EN CARDIOVASCULAIR)

Beide effecten (longkanker en cardiovasculaire mortaliteit) werden gecombineerd en een Monte Carlo simulatie uitgevoerd. Voor blootstelling aan arseen bedroeg het aantal DALY's 2 364 (95 % BI 1 617 tot 3 097).

2.17. OVERIGE STRESSOREN

Binnen deze update van gezondheidsimpact voor blootstelling aan verschillende milieustressoren, lag niet de focus op de stressoren vermeld hieronder. Stressoren werden slechts beperkt behandeld.

→ **Schimmels en vocht**

Vochtgerelateerde risicofactoren kunnen bijdragen tot gezondheidseffecten zoals hoesten, piepen en de ontwikkeling van astma. De berekening van de DALY's schimmels en vocht wordt uitgevoerd voor vier gezondheidseffecten, nl. 1) acute infectie van de bovenste luchtwegen, 2) hoesten, 3) piepen en 4) de aanwezigheid van astmasymptomen.

Gezondheidseffecten worden berekend voor de gehele populatie. Incidentiedata voor piepen, hoesten en acute infecties van de bovenste luchtwegen werden afgeleid op basis van Intego (praktijkpopulatie). De blootstellingseffect relaties voor schimmels en vocht werden identiek gehouden als vermeld in Buekers et al. (2012). In 2012 werd ervan uitgegaan dat 10,4 % van de Vlaamse bevolking leeft in een huis met vochtige muren en vloeren en schimmels. Het Grote Woononderzoek liet in 2013 zien dat beperkte vormen van insijpelend of opstijgend vocht voorkomen in 16 % van de Vlaamse woningen en er in 4 % sprake is van een uitgebreide vorm (Vlaamse Woonraad, 2018). In de Gezondheidsenquête 2013 werden afhankelijk van de regio in 4,3 % tot 10,7 % (gemiddeld 5,4 %) van de woningen vocht- of schimmelproblemen gerapporteerd (Charafeddine and Demarest, 2015). In de uiteindelijke DALY berekening werd het aantal woningen met schimmel en vocht bijgesteld van 10,4 % (in 2012) naar 5,4 % (in 2013) naar 4,1 % (in 2018). Dit cijfer is gebaseerd op (Charafeddine and Drieskens, 2020).

Voor het eerste effect, acute infectie van de bovenste luchtwegen, was het aantal DALY's 53, gebaseerd op een OR van 1,7 en 5,4 % van de populatie dat leeft in een huis met vochtige muren en schimmels.

Voor het tweede effect, hoesten, was het aantal DALY's 29, gebaseerd op een OR van 1,67 en 5,4 % van de populatie dat leeft in een huis met vochtige muren en schimmels.

Voor het derde effect, piepen, was het aantal DALY's 1, gebaseerd op een OR van 1,5 en 5,4 % van de populatie dat leeft in een huis met vochtige muren en schimmels.

Voor het vierde effect, ontwikkelen van astmasymptomen, was het aantal DALY's 239, gebaseerd op een OR van 1,56 en 5,4 % van de populatie dat leeft in een huis met vochtige muren en schimmels.

Dit resulteerde in totaal 322 DALY's voor de vier effecten samen.

→ **Benzeen**

Gezondheidseffecten van benzeen worden hier enkel geschat voor het effect eindpunt leukemie (eventuele onderschatting) met mortaliteit als enige "gezondheidseindpunt" (eventuele overschatting van het aantal DALY's). De impact wordt berekend via een eenheidsrisico. De levensverwachting werd geüpdatet. Als blootstelling werd dezelfde waarde behouden als in vorige berekening namelijk $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als jaarlijks gemiddelde op basis van metingen in 85 woningen in België; Swaans et al., 2008). In verschillende Belgische monitoringcampagnes varieerde de mediane concentratie van benzeen tussen 0,8 en $5,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (zie tabel 3 Hoge Gezondheidsraad, 2017b). De

lineaire blootstelling-effectrelatie staat echter ter discussie (AZG, 2017). Het aantal DALY's is gelijk aan veertien.

→ **Formaldehyde**

Blootstelling aan formaldehyde (vaak aanwezig in bouwmaterialen en huishoudelijke producten) kan astmasymptomen verergeren en er bestaat een directe relatie tussen formaldehydeconcentraties binnenshuis en het risico op astma. DALY's voor blootstelling aan formaldehyde worden berekend voor kleuters jonger dan drie jaar.

Voor het risico van astma bij kinderen werd gewerkt met een drempelwaarde van $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ waaronder geen irriterend effect waar te nemen is. Er is echter onduidelijkheid over carcinogene effecten die mogelijk plaatsvinden onder deze drempelwaarde.

In 2012 werd aangenomen dat 0,2 % van de Vlaamse bevolking blootgesteld is aan concentraties boven $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en dat de gemiddelde concentratie waaraan deze groep blootgesteld is, gelijk is aan $122 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Deze blootstellingcijfers werden behouden. Op basis van een rapport van de Hoge Gezondheidsraad kan gezien worden dat de mediane concentraties schommelen tussen 15,1 en $23,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en de maximale concentraties tussen 29 en $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Hoge Gezondheidsraad, 2017b).

Het aantal DALY's is gelijk aan 1 en is gebaseerd op een RR van 1,017 per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en het percentage van de bevolking blootgesteld aan een concentratie $> 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en dat is 0,2 %.

De berekening van de DALY's formaldehyde moet gezien worden als een ruwe schatting wegens de grote onzekerheid op de meeste parameters in de berekening (o.a. dosis-respons, drempelwaarde).

→ **EMF hoogspanningsleidingen**

Er is onzekerheid over de causaliteit van leukemie bij blootstelling aan EMF van hoogspanningsleidingen. De blootstelling werd identiek gehouden als in 2012 (Verschaeve et al., 2004). Het aantal sterfgevallen van leukemie bij kinderen werd geüpdatet.

Het aantal DALY's bedraagt twee (op basis van een RR = 2).

→ **Radon (Rn)**

Radon (Rn) is een radioactief gas dat in bodems voorkomt en wordt gevormd door radioactief verval van uranium. Blootstelling aan Rn is gerelateerd aan het voorkomen van longkanker en er is een synergistisch effect tussen blootstelling aan Rn en roken. Dit gezondheidseffect is berekend voor de gehele populatie. In de berekening wordt een relatief risico ($1,0016$ per Bq/m^3) gebruikt dat rekening houdt met de achtergrondincidentie van longkanker door roken.

Voor radon werd enkel de levensverwachting geüpdatet, de blootstellingsdata zijn identiek gehouden als in 2012. Voor de berekening van de DALY's werd een duur aangenomen van 16 jaren. Het totaal aantal DALY's bedraagt 3 988.

2.18. INPUTGEGEVENEN

Een gedetailleerd overzicht van de verschillende inputsgegevens en de bijbehorende bronnen is weergegeven in de bijlage A (tabel A1).

HOOFDSTUK 3. METHODE

3.1. OVERZICHT DETAILS DALY-BEREKENING

Onderstaande tabel geeft de vijftien beschouwde pollutanten weer samen met de respectievelijke gezondheidseffecten waarvoor DALY's berekend zijn. De impact van fijn stof en NO₂ werd in een afzonderlijk project begroot. Geluid is opgedeeld in geluid afkomstig van wegtransport, spoorwegtransport en luchttransport.

Tabel 33: Berekende stressoren en gerelateerde gezondheidseindpunten.

Stressor	Gezondheidseindpunt
Geluid wegverkeer*	Sterke slaapverstoring Sterke hinder
Geluid spoorverkeer*	Ischemische hartziekte - mortaliteit Sterke slaapverstoring Sterke hinder
Geluid luchtverkeer luchthaven Brussel-Nationaal	Sterke slaapverstoring Sterke hinder
Ozon	Mortaliteit (alle leeftijden) Dagen licht verminderde activiteit (volwassenen) Hospitalisaties ademhalingsproblemen (65-plussers) Hospitalisaties cardiovasculaire aandoeningen (65-plussers)
Hitte	Sterfte (65-plussers) Ziekenhuisopnames via spoeddienst (voor hittegerelateerde aandoeningen)
Lood	Vervroegde sterfte cardiovasculair
Fijn stof (PM _{2,5} en PM ₁₀)	Vervroegde sterfte en morbiditeitseffecten
Stikstofdioxide (NO ₂)	Vervroegde sterfte
Passief roken	Longkanker sterfte Ischemische hartziekte Astma ontwikkeling bij volwassenen Astma ontwikkeling bij kinderen Infecties lagere luchtwegen Otitis media Diabetes type II Beroerte Wiegendood
UV-straling	Melanoom Staar bij ouderen (> 70 jaar) Plaveiselcel carcinoom Basaalcel carcinoom
Koolstofmonoxide	Mortaliteit (CO binnenshuis) Persistente/uitgestelde neurologische effecten (CO binnenshuis) Gezondheidseffecten buitenshuis
Dioxines	Totale kanker en vervroegde sterfte

	Hypothyreoïdie
	Spermakwaliteit
Cadmium	Osteoporose
Arseen	Sterfte longkanker
	Cardiovasculaire sterfte
Schimmels en vocht	Acute infectie van de bovenste luchtwegen
	Hoesten
	Piepen
	Ontwikkelen van astma symptomen
Benzeen	Leukemie sterfte
Formaldehyde	Astma
EMF	Leukemie sterfte
Radon	Sterfte longkanker

* wegen met meer dan drie miljoen voertuigpassages per jaar en spoorwegen met meer dan 30 000 treinpassages per jaar

3.2. ERNST EN DUUR VAN BESCHOUWDE GEZONDHEIDSEINDPUNTEN

Voor de berekening van DALY's in de methodefiche wordt per gezondheidseindpunt een constante waarde genomen voor ernst en duur. Dit is conform de methode toegepast in de EBoDE studie (Hänninen et al., 2014). Onderstaande tabel geeft de parameters ernst en duur per gezondheidseffect weer voor bepaling van de DALY's.

Tabel 34: Parameters ernst en duur per gezondheidseffect voor bepaling van het aantal DALY's.

Stressor	Gezondheidseindpunt	Ernst	Duur (jaren)
Geluid wegverkeer*	Sterke slaapverstoring	0,007	
	Sterke hinder	0,021	
	Ischemische hartziekte – mortaliteit	1	11,8
Geluid spoorverkeer	Sterke slaapverstoring	0,007	
	Sterke hinder	0,021	
Geluid luchtverkeer luchthaven Brussel- Nationaal	Sterke slaapverstoring	0,007	
	Sterke hinder	0,021	
Ozon	Mortaliteit	1	1
	Dagen licht verminderde activiteit	0,005	0,0027 (1 dag)
	Hospitalisaties ademhalingsproblemen	0,65	0,038 (2 weken)
	Hospitalisaties cardiovasculaire aandoeningen	0,71	0,038 (2 weken)
Hitte	Sterfte 65-plussers	1	1
	Hospitalisatie via spoeddienst	0,39	0,012 (4,5 dagen)
Lood	Vervroegde sterfte	1	10
Passief roken (second hand smoke)	Longkanker sterfte	/	/
	Ischemische hartziekte	/	/

	Astma ontwikkeling bij volwassenen	/	/
	Astma ontwikkeling bij kinderen	/	/
	Infecties lagere luchtwegen	/	/
	Otitis media	/	/
	Diabetes	/	/
	Beroerte	/	/
	Wiegendood	/	/
Uv-straling	Melanoom sterfte	1	Leeftijdsafhankelijk
	Morbiditeit (stadium 1)	0,19	0,17
	Morbiditeit (stadium 2)	0,19	4,83
	Morbiditeit (stadium 3)	0,25	0,43
	Morbiditeit (stadium 4)	0,19	Verschilt per leeftijdscategorie/geslacht
	Morbiditeit (stadium 5)	0,81	0,25
	Morbiditeit (stadium 6)	0,93	0,08
	Staar bij ouderen (> 70 jaar)	0,105	10
	Plaveiselcel carcinoom sterfte	1	10
	Morbiditeit (stadium 1)	0,07	0,04
	Morbiditeit (stadium 2)	0,3	0,06
	Morbiditeit (stadium 3)	0,07	0,04
	Morbiditeit (stadium 4)	0,2	2,4
	Morbiditeit (stadium 5)	0,93	0,08
	Basaalcel carcinoom sterfte	1	10
	Morbiditeit (stadium 1)	0,05	0,04
	Morbiditeit (stadium 2)	0,2	2,4
	Morbiditeit (stadium 3)	0,93	0,08
Koolstofmonoxide	Mortaliteit CO binnenshuis	1	Leeftijdsafhankelijk
	Persistente/uitgestelde neurologische effecten na binnenshuis intoxicatie	0,02	0,11
	Mortaliteit CO buitenshuis	1	10
Dioxines	Kankerincidentie - dood tot gevolg	1	16
	Hypothyreoïdie	0,019	80
	Spermakwaliteit	0,056/2	50
Cadmium	Osteoporose (breuk)	0,468	1
Arseen	Ontwikkeling longkanker en sterfte	1	16
	Cardiovasculaire mortaliteit	1	10
Schimmels en vocht	Acute infectie van de bovenste luchtwegen	0,06	0,027
	Hoesten	0,05	0,24
	Piepen	0,05	0,24
	Ontwikkelen van astma symptomen	/	/
Benzeen	Leukemie sterfte	1	16
Formaldehyde	Astma	/	/
EMF	Leukemie sterfte kind	1	66,7
Radon	Sterfte longkanker	1	16

* wegen met meer dan drie miljoen voertuigpassages per jaar en spoorwegen met meer dan 30 000 treinpassages per jaar

HOOFDSTUK 4. **BESLUIT****4.1. RESULTATEN DALY'S**

Onderstaande tabel geeft de DALY's weer voor iedere stressor. De gepresenteerde DALY-waardes zijn gebaseerd op de centrale schatting. De spreiding hierop kan ook gevonden worden in onderstaande tabel.

Tabel 35: Spreiding van aantal geschatte DALY's/jaar voor Vlaamse bevolking.

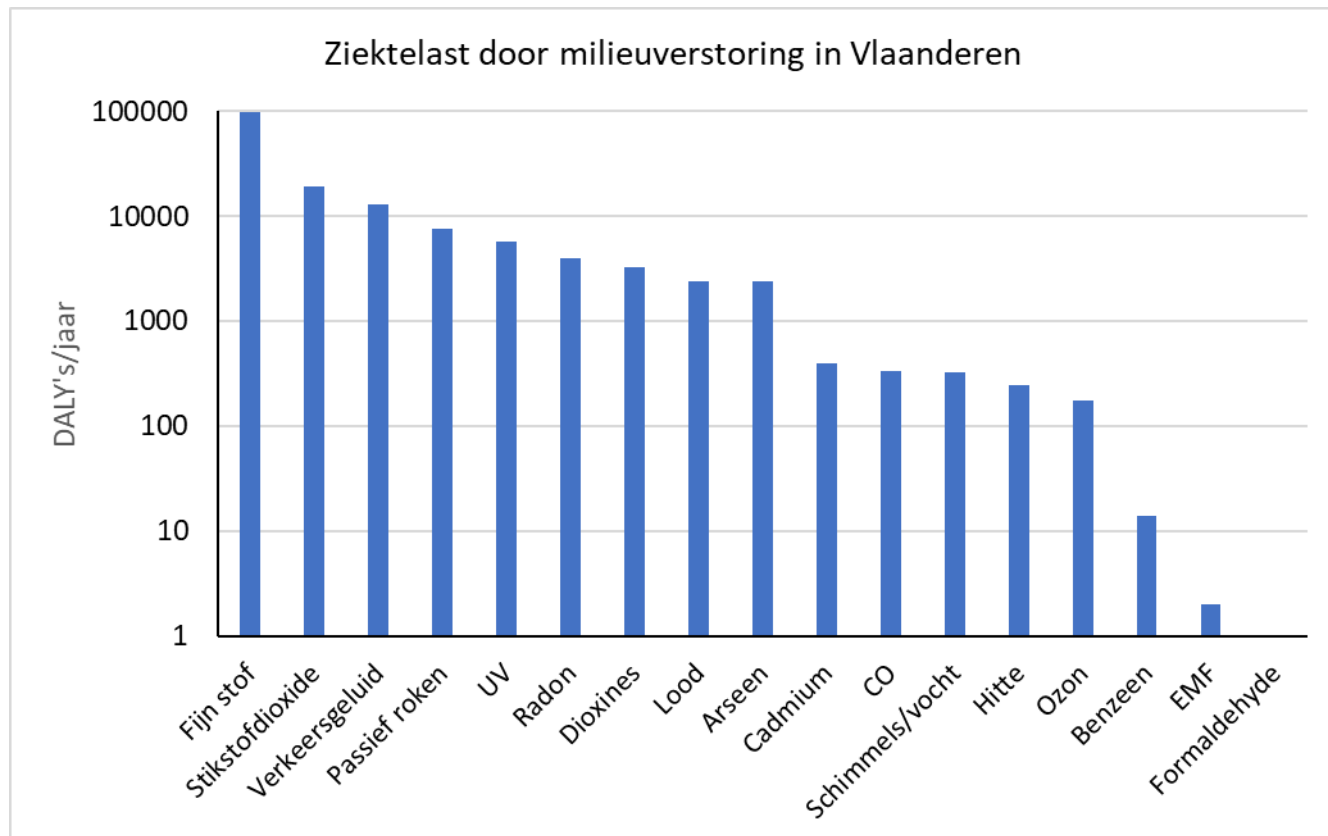
Stressor	Gezondheidseindpunt	DALY's		
		Schatting onderste grenswaarde	Centrale schatting	Schatting bovenste grenswaarde
Fijn stof	Mortaliteit en morbiditeitseffecten	48899	97087	145275
Stikstofdioxide	Mortaliteit	9278	19164	28293
Geluid wegverkeer*	Sterke slaapverstoring		4050	
	Sterke hinder		3963	
	Ischemische hartziekte - mortaliteit		475	
Geluid spoorverkeer*	Sterke slaapverstoring		1618	
	Sterke hinder		973	
Geluid luchtverkeer luchthaven Brussel- Nationaal	Sterke slaapverstoring		1337	
	Sterke hinder		468	
	Totaal – verkeerslawaaï		12884	
Ozon	Mortaliteit	49	144	214
	Dagen licht verminderde activiteit	2	6	10
	Hospitalisaties ademhalingsproblemen	3	0	6
	hospitalisaties cardiovasculaire aandoeningen	22	12	31
	Totaal – ozon	66	177	263
Hitte	Sterfte 65-plussers		233	
	Ziekenhuisopnames via spoeddienst (hittegerelateerde aandoeningen)		10	
	Totaal – hitte		243	
Lood	Vervroegde sterfte	1180	2380	3521
Passief roken (second hand smoke)	Longkanker sterfte	128	214	299
	Ischemische hartziekte	2021	3007	3930
	Astma ontwikkeling bij volwassenen	149	660	1255
	Astma ontwikkeling bij kinderen	115	157	198
	Infecties lagere luchtwegen	4	6	7
	Otitis media	7	13	18

	Diabetes	0	1474	3339
	Beroerte	901	1839	2741
	Wiegendood	116	188	268
	Totaal	5548	7558	9971
Uv-straling	Melanoom	3108	4332	5578
	Staar bij ouderen (> 70 jaar)		563	
	Plaveiselcel carcinoom		677	
	Basaalcel carcinoom		95	
	Totaal	4065	5667	7296
Koolstofmonoxide	Mortaliteit (CO binnenshuis)		233	
	Persistente/uitgestelde neurologische effecten (CO binnenshuis)		1	
	Mortaliteit (CO buitenshuis)	39	102	165
	Totaal	273	336	399
Dioxines	Kanker en vervroegde sterfte	1649	2893	14753
	Neonatale hypothyreoïdie		3	
	Spermakwaliteit		329	
	Totaal	1838	3225	16445
Cadmium	Osteoporose	150	401	657
Arseen	Ontwikkeling longkanker	761	1112	1460
	Cardiovasculaire sterfte	589	1253	1904
	Totaal	1617	2364	3097
Schimmels en vocht	Acute infectie bovenste luchtwegen	34	53	75
	Hoesten	21	29	37
	Piepen	1	1	1
	Ontwikkelen van astma symptomen	129	239	362
	Totaal	198	322	440
Benzeen	Leukemie sterfte	5	14	18
Formaldehyde	Astma	0	1	2
EMF	Leukemie sterfte	0	2	5
Radon	Sterfte longkanker	1271	3988	7466

* wegen met meer dan drie miljoen voertuigpassages per jaar en spoorwegen met meer dan 30 000 treinpassages per jaar

4.2. BESPREKING PER MILIEUSTRESSOR

De ziektelast door milieustressoren uitgedrukt in DALY's wordt weergegeven in Figuur 8.



Figuur 8. Ziektelast in Vlaanderen door milieustressoren.

Resultaten van de gezondheidsimpact worden beschreven in onderstaande paragrafen (4.2.1-4.2.8). Waar mogelijk en relevant wordt de ziektelast vergeleken met de berekening in 2012 (Buekers et al., 2012). Door wijzigingen in methodologie (nieuwe eindpunten, nieuwe blootstelling-effectrelaties,...) is een absolute vergelijking tussen de ziektelast in huidige en voorgaande studie niet altijd zinvol.

4.2.1. FIJN STOF (PM₁₀ EN PM_{2,5})

Zoals blijkt uit huidige berekeningen en aannames (Tabel 35) is fijn stof de milieustressor die verantwoordelijk is voor het meeste aantal DALY's per jaar in Vlaanderen. De bevolkingsgewogen jaargemiddelde concentratie PM_{2,5} en PM₁₀ die gebruikt werd om de ziektelast in te schatten, is respectievelijk 13,5 µg/m³ en 21,9 µg/m³ voor het jaar 2018. Voor de periode 2005–2018 observeren we een duidelijke dalende trend in het aantal DALY's ten gevolge van blootstelling aan fijn stof (zie ook website fiche van deze indicator)²¹. De inspanning om fijnstofemissies te verminderen door de industrie, landbouw, huishoudens en transport vertaalt zich in een duidelijke afname van concentratieniveaus en tot een verminderde gezondheidsimpact. Toch zijn extra inspanningen, o.a. door de landbouw nodig om de ammoniak uitstoot en daarmee gaande de vorming van secundair fijn stof te reduceren. Voor 2018 zien we een lichte stijging van de gezondheidsimpact ten opzichte van 2017 als gevolg van een hogere bevolkingsgewogen blootstelling aan fijn stof in vergelijking met

²¹<https://www.milieurapport.be/milieuthemas/milieu-gezondheid/dalys/verloren-gezonde-levensjaren-dalys-door-blootstelling-aan-fijn-stof>

2017 maar mogelijks ook door de invloed van binnenlandse en buitenlands emissies op de concentratieniveaus van fijn stof in Vlaanderen. In 2018 verklaarde langetermijnblootstelling aan PM_{2,5} 84 % van de gezondheidsimpact: het merendeel komt door vroegtijdige sterfte, maar ook een verhoogd aantal astmapatiënten en longkankergevallen spelen een belangrijke rol. De impact door langetermijnblootstelling aan PM₁₀ (o.a. chronische bronchitis, hypertensie) maakte ruim 15 % uit in 2018. De impact door kortetermijnblootstelling aan PM₁₀ (bv. dagen met astmasymptomen bij astmatici) en de impact door kortetermijnblootstelling aan PM_{2,5} (bv. dagen met verminderde activiteit) maken minder dan 1 % uit van het totaal. Samengevat, bij een levenslange blootstelling met een levensverwachting van 82,3 jaar, zal elke inwoner in Vlaanderen aan de huidige pollutieniveaus gemiddeld veertien gezonde levensmaanden of 1,2 DALY's verliezen. Belangrijk bij fijn stof is dat elementair koolstof (EC) ook een zeer belangrijke bijdrage heeft aan de gezondheidsimpact van fijn stof (tot 32 000 DALY's per jaar volgens (Buekers et al., 2012) maar om dubbel telling met fijn stof te vermijden, werd EC niet verder in beschouwing genomen.

4.2.2. STIKSTOFDIOXIDE (NO₂)

Net zoals fijn stof, werden DALY-berekeningen voor blootstelling aan stikstofdioxide reeds uitgevoerd in een andere studie. Voor stikstofdioxide gebeurden berekeningen voor de jaren 2017 en 2018 (zie website fiche voor deze indicator²²). Enkel het gezondheidseindpunt vervroegd overlijden (m.a.w. overlijden voor de levensverwachting) bij de bevolking ouder dan dertig jaar door lange termijn blootstelling aan stikstofdioxide kon momenteel doorgerekend worden. De blootstelling-effectrelaties werd gecorrigeerd om dubbel telling met fijn stof te vermijden. De gezondheidsimpact van lange termijn blootstelling aan stikstofdioxide was 19 146 DALY's in 2018 en dit betekent dat elke inwoner ouder dan dertig jaar in Vlaanderen bij levenslange blootstelling (levensverwachting 82,3 jaar) aan de huidige concentratieniveaus van stikstofdioxide gemiddeld ongeveer vier gezonde levensmaanden of 0,36 DALY's verliest. De gezondheidsimpact door NO₂-blootstelling in Vlaanderen mag dus zeker niet verwaarloosd worden. Het aantal DALY's daalde in 2018 met 16 % t.o.v. 2017 door verlaagde blootstelling aan NO₂. Globaal gezien daalde het aandeel van de bevolking dat werd blootgesteld aan een jaargemiddelde NO₂-concentraties boven de Vlaamse streefwaarde van 20 µg/m³, van 34,3 in 2017 naar 26,5 % in 2018. In 2000 was dit aandeel nog 86 %.

4.2.3. PASSIEF ROKEN

Blootstelling aan passief roken levert ook een belangrijke bijdrage aan de totale ziektelast en is verantwoordelijk voor 7 558 DALY's. Regelmatige blootstelling aan passief roken heeft een grotere kans tot gevolg om dezelfde ziekten als rokers, zoals hartziekten en longkanker, te ontwikkelen. In 2004 werd geschat dat er jaarlijks wereldwijd ongeveer 600 000 mensen sterven aan de gevolgen van meeroken en de Amerikaanse publieke gezondheidszorg schat dat er sinds 1964 al ongeveer 2,5

²²<https://www.milieurapport.be/milieuthemas/milieu-gezondheid/dalys/dalys-en-externe-gezondheidskosten-door-stikstofdioxide>

miljoen niet-rokers zijn gestorven door de gevolgen van passief roken²³. Bij volwassenen leidt meeroken ook tot de ontwikkeling van andere kankers zoals baarmoederhals- en borstkanker en kanker in de neusholte en er zou mogelijk ook een link zijn tussen roken en dementie op latere leeftijd. Kinderen zijn nog veel gevoeliger aan tabaksrook dan volwassenen en in het rapport van Buekers et al. 2012 werd geschat dat in Vlaanderen ongeveer 116 000 kinderen dagelijks thuis blootgesteld worden aan tabaksrook. Passief roken brengt verschillende eindpunten in de totale ziektelast met zich mee zoals weergegeven in Tabel 27. De totale gezondheidsimpact ten gevolge passief roken is in de huidige berekening groter (7 558 DALY's) in vergelijking met de vorige berekening in 2012 (6 613 DALY's). Dit kan verklaard worden door het feit dat de eindpunten 'beroerte, diabetes type II en wiegendood' toen nog niet waren opgenomen. Als we enkel de eindpunten 'longkanker, ischemische hartziekte, astma bij volwassenen en kinderen, infecties lagere luchtwegen en otitis media' in rekening nemen, is de totale ziektelast 4 056 DALY's in deze studie versus 6 613 DALY's in 2012. De lagere schatting in 2021 van de gezondheidsimpact door passief roken kan verklaard worden door een sterke afname in de prevalentiecijfers voor roken²⁴ en blootstelling aan passief roken tijdens de laatste jaren. De Gezondheidsenquête die in 2018 werd uitgevoerd door Sciensano liet zien dat het percentage huishoudens waar iemand regelmatig in de woning rookt, was gedaald van 31 % in 2004 tot 23 % in 2013, tot 16% in 2018 (Charafeddine and Drieskens, 2020).

4.2.4. VERKEERSLAWAAI

Blootstelling aan verkeerslawaaï is goed voor 12 884 DALY's. Voor blootstelling aan geluid van belangrijke wegen zijn er drie gezondheidseindpunten opgenomen, nl. sterke slaapverstoring, sterke hinder, en ischemische hartziekte met de dood als gevolg waarvoor er respectievelijk 7 005, 5 404 en 475 DALY's zijn. De prevalentie voor sterfte aan ischemische hartziekte is 0,008 %. Voor blootstelling aan geluid van belangrijke spoorwegen en luchthaven Brussel-Nationaal zijn enkel de gezondheidseindpunten sterke slaapverstoring en sterke hinder in rekening genomen. Voor sterke slaapverstoring zijn er voor spoorverkeer en luchtverkeer respectievelijk 1618 en 1 337 DALY's en voor sterke hinder zijn er respectievelijk 973 en 468 DALY's. Voor de blootstelling aan verkeersgeluid steunt de DALY-berekening voor hogervermelde gezondheidseindpunten op de blootstellingsdata zoals gerapporteerd op basis van de strategische geluidsbelastingskaarten, ronde 3 (referentiejaar 2016). We beschouwen hierbij blootstelling vanaf $L_{den}=55$ dB(A) en $L_{night}=50$ dB(A) voor weg- en spoorverkeer en $L_{night}=45$ dB(A) voor luchtverkeer.

In vergelijking met eerdere DALY berekening uitgevoerd door (Buekers et al., 2012) is het totaal aantal DALYs door blootstelling aan verkeersgeluid toegenomen met 37 %. Dit heeft verschillende oorzaken. Zo is de blootstelling toegenomen in de loop van de tijd door hogere verkeersvolumes, er werden meer wegen en spoorwegen in rekening gebracht in de strategische geluidsbelastingskaarten (ref. 2016 t.o.v. 2006). Ook de gebruikte blootstelling-effectrelaties zijn verschillend. Zo ligt voor ernstige hinder en ook ernstige slaapverstoring door blootstelling aan

²³<https://www.gezondleven.be/themas/tabak/rookvrije-plaatsen/dit-doet-passief-roken-met-je-gezondheid#:~:text=Baby's%20en%20jonge%20kinderen%20zijn,schadelijke%20stoffen%20binnen%20dan%20volwassenen.>

²⁴<https://www.gezondbelgie.be/nl/gezondheidstoestand/determinanten-van-gezondheid/tabaksgebruik>

spoor- en luchtverkeer het percentage ernstig gehinderden voor eenzelfde L_{den} -waarde beduidend hoger in de blootstelling-effectrelaties gebruikt in de huidige studie in vergelijking met (Buekers et al., 2012). Voor ernstige slaapverstoring door luchtverkeer werd in de huidige berekeningen blootstelling vanaf L_{night} 45 dB(A) beschouwd, terwijl dit in Buekers *et al.* (2012) vanaf 50 dB(A) was, dit geeft 849 extra DALY's.

4.2.5. UV-STRALING

De berekening van de DALY's voor blootstelling aan UV-straling werd uitgevoerd voor verschillende gezondheidseffecten, nl. melanoom, basaalcel carcinoom, plaveiselcel carcinoom en staar en deze eindpunten leiden in totaal tot 5 667 DALY's. In de berekening van 2012 werd alleen maar melanoom sterfte en morbiditeit meegenomen waardoor het aantal DALY's in 2012 lager was dan in 2021. Niet-melanoom kankers komen vooral voor bij de oudere bevolking. De incidentie van huidkankers is in stijgende lijn (RIVM, 2017; Kankerregister).

4.2.6. LOOD, RADON, DIOXINES EN ARSEEN

Blootstelling aan radon, dioxines, lood en arseen zijn goed voor respectievelijk 3 988, 3 224, 2380 en 2 364 DALY's. Voor lood, radon en dioxines is het aantal DALY's in 2021 hoger in vergelijking met de berekening in 2012. Voor radon is dit te wijten aan een hogere levensverwachting. Bovendien is er een dubbeltelling in het aantal DALY's voor longkanker die hier veroorzaakt wordt door blootstelling aan fijn stof, radon, passief roken, arseen. Bij dioxineblootstelling werd in 2012 enkel rekening gehouden met de sterfte door kanker terwijl in 2021 ook de eindpunten neonatale hypothyreoïdie en een afgenomen spermakwaliteit in rekening werd genomen. Dioxines en dioxine-achtige PCBs zijn persistent en accumuleren in het lichaam. In 2012 werden voor lood mentale achterstand en hypertensie in rekening genomen (drempel 20 μg bloed lood/liter voor IQ verlies). Beide eindpunten werden niet weerhouden in de huidige berekening omdat de loodconcentraties onder de drempelwaarden op basis van de beschouwde blootstelling-effectrelaties voor beide eindpunten liggen, hoewel er voor het neurotoxisch karakter van blootstelling aan lood geen drempelwaarde bestaat. Daarom werd enkel cardiovasculaire vervroegde sterfte meegenomen in de berekening van 2021 en kunnen de huidige resultaten niet vergeleken worden met deze van 2012. Blootstelling aan lood is significant gedaald in Europa in de twee laatste decennia. Dit wordt grotendeels veroorzaakt door het verbod van het gebruik van lood als antiklop middel in brandstof en het verwijderen van loden waterleidingen. Toch is er bezorgdheid om de toegenomen vraag naar lood, bv voor de constructie van energie-efficiënte wagens. Het aantal DALY's voor blootstelling aan arseen werd voor het eerst berekend in deze studie, voor longkanker enerzijds HBM blootstelling en een geschatte inname via water. De blootstelling ligt echter onder de blootstelling-effectrelatie waardoor een extrapolatie nodig was. Het is een conservatieve benadering en mogelijk ligt de reële ziektelast lager. Voor cardiovasculaire mortaliteit is er mogelijk overlap met andere stressoren en zijn er weinig epidemiologische studies voorhanden. Toch geeft de berekening een inzicht in de mogelijke ziektelast.

4.2.7. HITTE, OZON, CADMIUM, SCHIMMELS/VOCHT EN KOOLSTOFMONOXIDE

Blootstelling aan cadmium, koolstofmonoxide (CO), schimmels/vocht, hitte en ozon, brengen respectievelijk 401, 336, 322, 243 en 177 DALY's met zich mee. In vergelijking met de berekening uitgevoerd door (Buekers et al., 2012), is het aantal DALY's voor schimmels/vocht afgenomen van 812 DALY's naar 322 in de huidige evaluatie. Dit komt door een lagere blootstelling in Vlaamse woningen. Voor hitte en ozon werd er in deze studie gewerkt met een oversterfte effect, mensen met een zwakke gezondheidstoestand zullen onder invloed van hitte en ozonpieken iets vroeger sterven, zie ook Baccini et al. (2013). Dit werd in eerdere inschattingen op een andere manier in rekening gebracht waardoor de resultaten moeilijk te vergelijken zijn. Men kan verwachten dat in de toekomst de gezondheidsimpact van hitte en ozon zal toenemen enerzijds doordat de duur en intensiteit van hittegolven zal toenemen door klimaatverandering, anderzijds door de vergrijzing van de bevolking. Voor hitte was het momenteel ook nog niet mogelijk om de gezondheidsimpact van mildere symptomen waarvoor geen spoedopname vereist is te berekenen. Voor cadmium werd in 2021 de impact voor osteoporose bij oudere vrouwen begroot. Echter de drempelwaarde vanaf welk dit effect plaatsvindt, staat ter discussie en is dus onzeker. Voor CO binnenshuis tenslotte zien we ook een afname van 62 % in DALY's (cijfers 2018) t.o.v. 2012. In de huidige berekening is een extra eindpunt (mortaliteit door CO buitenshuis) opgenomen, maar het grootste aandeel wordt verklaard door mortaliteit CO binnenshuis. De daling in DALYs kan te wijten zijn aan een betere bewustwording van de gevaren van CO-vergiftiging onder de bevolking²⁵. Ook weersomstandigheden spelen een rol. Bij koud weer (minder ventilatie), windstil weer (schouw trekt minder) en zeer winderig weer (verbrandingsgassen komen terug in de schouw) is de kans op intoxicatie groter.

4.2.8. BENZEEN, EMF EN FORMALDEHYDE

Benzeen-, EMF- en formaldehydeblootstelling leiden tenslotte tot respectievelijk 14, 2 en 1 DALY's. Stijging van de levensverwachting (benzeen, EMF) is gewijzigd t.o.v. 2012. De blootstelling voor deze drie stressoren werd identiek behouden aan de waarden in 2012. Voor formaldehyde en benzeen gaven recente blootstellingscijfers aan dat de blootstelling weinig veranderd is t.o.v. de vorige schatting, hoewel de spreiding op de cijfers groot is (Hoge Gezondheidsraad, 2017b). Voor EMF is het causaal verband onzeker. Bovendien was de bepaling van de blootstelling van kinderen aan elektromagnetische velden afkomstig van hoogspanningslijnen voor het jaartal 2004. Gezien de bouw van de meeste huidige hoogspanningslijnen dateert van voor deze periode, zal er weinig verandering zijn voor de blootstelling aan deze pollutant in de periode 2004-2021 en uitbreidingen van hoogspanningslijnen zijn aan een strikte reglementering onderworpen.

4.3. ONZEKERHEID EN INTERPRETATIE VAN DE INDICATOR

De onzekerheid op de schatting van de DALY's is relatief groot en de indicator is daarom vooral bruikbaar om verschillende situaties relatief met elkaar te vergelijken. Omdat er veel gegevens nodig zijn voor de berekeningen is het ook niet mogelijk om alle milieustressoren te vertalen naar een specifiek jaartal, m.a.w. de indicator is van toepassing op een bepaalde tijdsperiode (hier 2015-2019)

²⁵ <https://www.antigifcentrum.be/koolstofmonoxide/co-vergiftiging>

(zie ook tabel A1 met inputgegevens in bijlage). Daarnaast is de indicator continu in evolutie en worden nieuwe stressoren, gezondheidseindpunten en dosis-effectrelaties toegevoegd naarmate de wetenschappelijke evidentie toeneemt.

De resultaten geven een ruwe schatting van de bijdrage van de verschillende pollutanten tot de ziektelast. Dit komt o.a. omdat de achtergrondblootstelling afkomstig van natuurlijke bronnen ook kan bijdragen tot de totale blootstelling. Ook is de invloed van individuele (bv. genetische aanleg) en sociaaleconomische factoren op gezondheid niet meegenomen. De resultaten zijn dus gemiddelde waarden.

Onderstaande tekst geeft per stressor wat meer duiding over bronnen van onzekerheid en potentiële verbeterpunten. Specifieke informatie bij de bepaling van de onzekerheid kan gevonden worden in bijlage (tabel A2).

De onzekerheid op de schatting van de DALY's voor **fijn stof** en de gebruikte blootstelling-effectrelaties is relatief groot. Het relatief risico voor vroegtijdige sterfte en blootstelling aan PM_{2,5} is in verschillende meta-analyses bevestigd en sinds jaren niet gewijzigd. Dit RR is grotendeels gebaseerd op cross-sectionele studies. Meer studies (accountability studies) die de relatie tussen de afnemende concentratie door genomen maatregelen en de geobserveerde reductie van de gezondheidsimpact analyseren en begroten zijn nodig.

Voor **stikstofdioxide** werd enkel het eindpunt vervroegd overlijden bij de bevolking ouder dan 30 jaar in rekening genomen. De berekende DALY's zijn het gemiddelde van twee blootstelling-effectrelaties die gebruikt werden, bij beide wordt de overlap met fijn stof in rekening gebracht. Andere gezondheidseffecten door blootstelling aan stikstofdioxide werden niet in rekening genomen omdat hiervoor niet geweten is wat het aandeel van stikstofdioxide is in vergelijking met vb. fijn stof.

De ziektelast door **geluid** is wellicht een onderschatting van de totale impact van geluid op gezondheid. Er werd enkel rekening gehouden met verkeersgeluid afkomstig van de belangrijke wegen, spoorwegen en luchthaven Brussel-Nationaal. Ook zijn de strategische geluidsbelastingskaarten niet gebiedsdekkend voor Vlaanderen omdat niet alle wegen worden meegenomen. Wanneer ook minder drukke wegen zouden worden meegenomen, zouden de blootstellingscijfers een veelvoud hoger liggen (Buekers et al. 2012). De blootstelling werd berekend volgens verschillende methodes en er werd geen rekening gehouden met o.a. de ligging van slaapkamer in huizen, etc. Gezondheidseffecten werden bepaald voor geluidsniveaus vanaf 55 dB L_{den} en 50 dB L_{night}). Voor Brussel-Nationaal zijn blootstellingscijfers voor de geluidsbelastingsklasse L_{night} 45-50 dB beschikbaar en hiervoor werden gezondheidseffecten doorgerekend vanaf 45 dB. Voor **ozon** in omgevingslucht werd er een drempelwaarde (35 ppb of 70 µg/m³) gebruikt waaronder geen korte termijn effecten waar te nemen zijn.

Voor blootstelling aan **hitte** werden DALY's berekend voor vervroegde sterfte en ziekenhuisopnames via spoeddienst. We veronderstellen hierbij dat er geen overlap is tussen vervroegde sterfte en ziekenhuisopnames door blootstelling aan ozon en hitte, dit is overeenkomstig bevindingen van de meta-analyse door Bunker et al. (2016). Omdat de duur en intensiteit van hitteperiodes grote interjaarlijkse variabiliteit vertoont, werd een gemiddelde inschatting voor de jaren 2015-2019. Uit de literatuur blijkt dat er ook een associatie is van temperatuur met vroeggeboorte en mentale gezondheid maar kwantitatieve data ontbreken. Wanneer meer Vlaamse data beschikbaar zouden

zijn (bv. via Intego bank), kan ook een inschatting gemaakt worden van de impact van mildere symptomen (al dan niet met bezoek aan huisarts).

Voor **lood** werd een drempelwaarde van 10 µg/L waaronder geen effect optreedt gebruikt voor het eindpunt vervroegde sterfte. Voor neurologische effecten van lood is er mogelijk geen drempelwaarde. Toch is er voor de geobserveerde blootstelling-effectrelatie voor IQ achterstand een drempelwaarde van 20 µg Pb/L bloed afgeleid op basis van de epidemiologische studie van Lanphear et al. (2005). Asymptotische neurologische effecten kunnen mogelijk plaatsvinden onder deze drempelwaarde. Indien neurologische effecten (mild mental retardation in kinderen) zouden worden doorgerekend onder 20 µg Pb/L zou dit leiden tot 3434 extra DALY's.

Voor **passief roken** werden gezondheidseffecten als gereduceerde longfunctie niet in beschouwing genomen aangezien statistische ziektedata hiervoor ontbreken. DALY's van de WHO werden gebruikt voor de berekening en deze werden geschat op basis van incidentie (WHO, 2008). Recentere DALY's zijn beschikbaar maar de WHO veranderde zijn methodologie in de DALY berekening naar prevalentie. Toch zien we dat de DALY's van 2008 nog steeds een goede schatting zijn van de ziektelast. Een relatief groot deel van de ziektelast van passief roken is toe te schrijven aan diabetes type II. Het mechanisme en het causale karakter hiervan is onzeker.

De aangenomen populatie attributieve fractie (PAF) van melanomen veroorzaakt door **UV-straling** varieert tussen 50 en 90 % (Lucas et al., 2006). Voor het eindpunt staar bij ouderen was de ernstfactor een gemiddelde van 'matige slechtziendheid door staar' en 'ernstige slechtziendheid' (op basis van global burden of disease schatting volgens IHME). Voor de eindpunten plaveisel carcinoom en basaal cel carcinoom werd voor de berekening aangenomen dat 100 % van de niet-melanoom kankers veroorzaakt wordt door UV straling.

Voor **koolstofmonoxide** waren de berekeningen gebaseerd op gerapporteerde intoxicaties en sterfgevallen. Bovendien werden gezondheidseffecten als hartritmestoornissen en hypertensie niet in rekening gebracht. De incidentie van deze effecten na CO-intoxicatie zijn ook niet helemaal duidelijk.

Voor **dioxines** werd een dosis-responscurve gebruikt met eindpunt kanker en sterfte hierdoor. Dit is een overschatting. Tevens is de helling van de blootstelling-effectrelaties onzeker. Bij het eindpunt neonatale hypothyreoïdie werd de grens van 20 µU/mL gebruikt als screening niveau en werd aangenomen dat 10 % van de pasgeborenen met TSH boven 20 µU/mL ook daadwerkelijk aan hypothyreoïdie lijdt. De definitie van hypothyreoïdie is gebaseerd op verschillende schildklierhormonen (TSH en FT4 en FT3) en dus niet enkel TSH. Voor het eindpunt spermakwaliteit werd aangenomen dat 10 % van de pasgeboren jongens (later) een spermaconcentratie heeft van < 10x10⁶/mL en waren er meerdere ernstfactoren beschikbaar voor infertiliteit.

Voor **cadmium** was de vertaling van aantal osteoporose gevallen naar aantal DALY's niet voor de hand liggend en werden er twee benaderingen voorgesteld (één benadering op basis van een relatief laag disability weight en een andere op basis van botbreuken). Het is verder onzeker vanaf welke urinaire Cd concentratie het effect plaatsvindt. In de toekomst zou er meer informatie kunnen

gezocht worden over de ernst van fractures en de duur dat hinder oplevert en zouden DALY's specifiek bepaald kunnen worden.

Bij **arseen** was er ook onzekerheid over de blootstelling-effectrelaties en over het verloop ervan voor longkanker bij lage arseenconcentraties. Voor blootstelling aan arseen en cardiovasculaire sterfte was het aantal epidemiologische studies beperkt.

Voor **schimmels en vocht** werden een aantal gezondheidseffecten waaronder effecten op de huid en ogen en slapeloosheid niet in rekening gebracht. DALY's van de WHO werden gebruikt die geschat werden op basis van incidentie (WHO, 2008). Recentere DALY's zijn beschikbaar maar de WHO veranderde zijn methodologie in de DALY berekening naar prevalentie.

Voor **benzeen** werd enkel leukemie met mortaliteit als enige gezondheidseindpunt beschouwd waardoor er mogelijks een overschatting van het aantal DALY's optreedt. De blootstelling was gebaseerd op metingen in huis zonder rekening te houden met het rookgedrag van de bewoners.

Voor de berekening van **formaldehyde** werd een drempelwaarde van 100 µg/m³ vooropgesteld waaronder geen irriterend effect van formaldehyde waar te nemen is en de berekening moet gezien worden als een ruwe schatting wegens de grote onzekerheid voor de meeste parameters in de berekening (o.a. dosis-respons, drempelwaarde,...).

Voor **elektromagnetische velden (EMF)** van hoogspanningslijnen werd leukemie sterfte als effect genomen. Deze berekening is dus een overschatting. Er moet trouwens benadrukt worden dat het causaal verband tussen de blootstelling aan EMF van hoogspanningslijnen en leukemie nog niet aangetoond is.

Voor **radon** werden blootstellingsdata gemodelleerd voor verschillende regio's in Vlaanderen. Er werd geen rekening gehouden met het aanbrengen van ventilatiesystemen in nieuwe woningen. Bijkomend waren in 2020 enkel sterftecijfers volgens doodsoorzaak beschikbaar voor het jaar 2017 maar deze cijfers zijn niet beschikbaar volgens zorgregio in 2017. Mogelijk is er een dubbeltelling in het aantal DALY's voor longkanker die hier veroorzaakt wordt door blootstelling aan fijn stof, radon, passief roken, arseen.

LITERATUURLIJST

- Access Economics, 2001. The burden of brittle bones: costing osteoporosis in Australia.
- Aeschbachera, S., Schoena, T., Clair, C., Schillinger, P., Schönenberger, S., Risch, M., Risch, L., Conen, D., 2014. Association of smoking and nicotine dependence with pre-diabetes in young and healthy adults. *Swiss Med. Wkly.* 144. <https://doi.org/10.4414/smw.2014.14019>
- Almendra, R., Loureiro, A., Silva, G., Vasconcelos, J., Santana, P., 2019. Short-term impacts of air temperature on hospitalizations for mental disorders in Lisbon. *Sci. Total Environ.* 647, 127–133. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.337>
- Anderson, H.R., Cook, D.G., 1997. Passive smoking and sudden infant death syndrome: Review of the epidemiological evidence. *Thorax* 52, 1003–1009. <https://doi.org/10.1136/thx.52.11.1003>
- ANSES, 2017. Rapport d'expertise collective - Exposition au cadmium: propositions de valeurs toxicologiques de référence par ingestion, de valeurs sanitaires repères dans les milieux biologiques (sang, urines, ...). French Agency for Food, Environmental and Occupational.
- Antigifcentrum, 2019. CO - intoxicaties 2018.
- AZG, 2017. Selectie gezondheidsdeskundige advieswaarde voor parameter benzeen voor gebruik in MER.
- Baccarelli, A., Giacomini, S.M., Corbetta, C., Landi, M.T., Bonzini, M., Consonni, D., Grillo, P., Patterson, D.G., Pesatori, A.C., Bertazzi, P.A., 2008. Neonatal Thyroid Function in Seveso 25 Years after Maternal Exposure to Dioxin. *PLoS Med.* 5, e161. <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.0050161>
- Baccini, M., Biggeri, A., Accetta, G., Kosatsky, T., Katsouyanni, K., Analitis, A., Anderson, H.R., Bisanti, L., D'ippoliti, D., Danova, J., Forsberg, B., Medina, S., Paldy, A., Rabczenko, D., Schindler, C., Michelozzi, P., 2008. Heat effects on mortality in 15 European cities. *Epidemiology* 19, 711–719. <https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e318176bfcd>
- Baccini, M., Kosatsky, T., Biggeri, A., 2013. Impact of Summer Heat on Urban Population Mortality in Europe during the 1990s: An Evaluation of Years of Life Lost Adjusted for Harvesting. *PLoS One* 8, e69638. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0069638>
- Baken, K., Hofman-Caris, R., Arslan, A., 2016. Arseen in Vlaams drinkwater.
- Basner, M., McGuire, S., 2018. WHO environmental noise guidelines for the european region: A systematic review on environmental noise and effects on sleep. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15, 1–39. <https://doi.org/10.3390/ijerph15030519>
- Bellinger, D.C., 2012. A Strategy for Comparing the Contributions of Environmental Chemicals and Other Risk Factors to Neurodevelopment of Children. *Environ. Health Perspect.* 120, 501–507. <https://doi.org/10.1289/ehp.1104170>
- Bilau, M., Matthys, C., Baeyens, W., Bruckers, L., De Backer, G., Den Hond, E., Keune, H., Koppen, G., Nelen, V., Schoeters, G., Van Larebeke, N., Willems, J.L., De Henauw, S., 2008. Dietary exposure to dioxin-like compounds in three age groups: results from the Flemish environment and health study. *Chemosphere* 70, 584–92. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.07.008>
- Bourque, F., Cunsolo Willox, A., 2014. Climate change: The next challenge for public mental health? *Int. Rev. Psychiatry* 26, 415–422. <https://doi.org/10.3109/09540261.2014.925851>
- Briggs, D.J., 2008. A framework for integrated environmental health impact assessment of systemic risks. *Environ. Heal. A Glob. Access Sci. Source.* <https://doi.org/10.1186/1476-069X-7-61>
- Brown, A.L., van Kamp, I., 2017. WHO environmental noise guidelines for the European region: A systematic review of transport noise interventions and their impacts on health. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 14, 1–44. <https://doi.org/10.3390/ijerph14080873>
- Buekers, J., Torfs, R., Deutsch, F., Lefebvre, W., Bossuyt, M., 2012a. Inschatting ziektelast en externe kosten veroorzaakt door verschillende milieufactoren in Vlaanderen, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2012/06, VITO, 2012/MRG/R/187.
- Buekers, J., Torfs, R., Deutsch, F., Lefebvre, W., Bossuyt, M., 2012b. Inschatting ziektelast en externe

- kosten veroorzaakt door verschillende milieufactoren in Vlaanderen. [https://doi.org/MIRA, MIRA/2012/06, VITO, 2012/MRG/R/187](https://doi.org/MIRA,MIRA/2012/06,VITO,2012/MRG/R/187).
- Buekers, J., Van Vel, K., De Nocker, L., Bierkens, J., Baken, K., 2020. Optimaliseren en actualiseren van het gebruik van gezondheidsindicatoren binnen de omgevingsbeleidscontext.
- Buha, A., Jugdaohsingh, R., Matovic, V., Bulat, Z., Antonijevic, B., Kerns, J.G., Goodship, A., Hart, A., Powell, J.J., 2019. Bone mineral health is sensitively related to environmental cadmium exposure- experimental and human data. *Environ. Res.* 176, 108539. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108539>
- Bunker, A., Wildenhain, J., Vandenberg, A., Henschke, N., Rocklöv, J., Hajat, S., Sauerborn, R., 2016. Effects of Air Temperature on Climate-Sensitive Mortality and Morbidity Outcomes in the Elderly; a Systematic Review and Meta-analysis of Epidemiological Evidence. *EBioMedicine* 6, 258–268. <https://doi.org/10.1016/j.ebiom.2016.02.034>
- Campagna, D., Alamo, A., Di Pino, A., Russo, C., Calogero, A.E., Purrello, F., Polosa, R., 2019. Smoking and diabetes: Dangerous liaisons and confusing relationships. *Diabetol. Metab. Syndr.* <https://doi.org/10.1186/s13098-019-0482-2>
- CDC, 2014. The health consequences of smoking: 50 years of progress.
- Cedeño Laurent, J.G., Williams, A., Oulhote, Y., Zanobetti, A., Allen, J.G., Spengler, J.D., 2018. Reduced cognitive function during a heat wave among residents of non-air-conditioned buildings: An observational study of young adults in the summer of 2016. *PLoS Med.* 15, 1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1002605>
- Charafeddine, R., Demarest, S., 2015. Gezondheidsenquête 2013 - Rapport 4: fysieke en sociale omgeving.
- Charafeddine, R., Drieskens, S., 2020. Omgeving, huisvesting en passief roken - gezondheidsenquête 2018.
- Chen, N.T., Lin, P.H., Guo, Y.L.L., 2019. Long-term exposure to high temperature associated with the incidence of major depressive disorder. *Sci. Total Environ.* 659, 1016–1020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.434>
- Clark, C., Paunovic, K., 2018a. WHO environmental noise guidelines for the European region: A systematic review on environmental noise and cognition. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15. <https://doi.org/10.3390/ijerph15020285>
- Clark, C., Paunovic, K., 2018b. Who environmental noise guidelines for the European region: A systematic review on environmental noise and quality of life, wellbeing and mental health. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15. <https://doi.org/10.3390/ijerph15112400>
- Cook, K., Bhatti, L., Tursan D'Espaignet, E., 2016. WHO Tobacco Knowledge Summaries: Tobacco and stroke [WWW Document]. WHO.
- De Hollander, A., 1999. An aggregate public health indicator to present the impact of multiple environmental exposures. *Epidemiology* 10, 606–617.
- De Ronne, N., Naulaers, G., Alliët, P., Denayer, E., Devlieger, H., Hauser, B., Van Reempts, P., 2010. Maatregelen ter preventie van wiegendoed. *Tijdschr. Geneeskd.* <https://doi.org/10.2143/TVG.66.03.2000693>
- EFSA, 2018. Risk for animal and human health related to the presence of dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food.
- EFSA, 2014. Dietary exposure to inorganic arsenic in the European population. *EFSA J.* 12, 3597.
- Engström, A., Michaëlsson, K., Suwazono, Y., Wolk, A., Vahter, M., Åkesson, A., 2011. Long-term cadmium exposure and the association with bone mineral density and fractures in a population-based study among women. *J. Bone Miner. Res.* 26, 486–495. <https://doi.org/10.1002/jbmr.224>
- Engström, A., Michaëlsson, K., Vahter, M., Julin, B., Wolk, A., Åkesson, A., 2012. Associations between dietary cadmium exposure and bone mineral density and risk of osteoporosis and fractures among women. *Bone* 50, 1372–8. <https://doi.org/10.1016/j.bone.2012.03.018>
- European Environment Agency, 2020. Environmental noise in Europe - 2020, European Environment

- Agency.
- Eze, I.C., Schaffner, E., Zemp, E., von Eckardstein, A., Turk, A., Bettschart, R., Schindler, C., Probst-Hensch, N., 2014. Environmental tobacco smoke exposure and diabetes in adult never-smokers. *Environ. Heal.* 13, 74. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-13-74>
- Faes, C., 2020. Modelling hitte: impact op mortaliteit; studie in opdracht van Vlaams Agentschap Zorg en Gezondheid.
- Ferreccio, C., González, C., Milosavjlevic, V., Marshall, G., Sancha, A.M., Smith, A.H., 2000. Lung cancer and arsenic concentrations in drinking water in Chile. *Epidemiology* 11, 673–9.
- 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.
- FOD Volksgezondheid Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, n.d. Minimale Ziekenhuis Gegevens (MZG) [WWW Document]. URL <http://www.health.belgium.be/nl/gezondheid/organisatie-van-de-gezondheidszorg/ziekenhuizen/registratiesystemen>
- Forzieri, G., Cescatti, A., e Silva, F.B., Feyen, L., 2017. Increasing risk over time of weather-related hazards to the European population: a data-driven prognostic study. *Lancet Planet. Heal.* 1, e200–e208. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(17\)30082-7](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(17)30082-7)
- Fouillet, A., Rey, G., Wagner, V., Laaidi, K., Empereur-Bissonnet, P., Le Tertre, A., Frayssinet, P., Bessemoulin, P., Laurent, F., De Crouy-Chanel, P., Jougl, E., Hémon, D., 2008. Has the impact of heat waves on mortality changed in France since the European heat wave of summer 2003? A study of the 2006 heat wave. *Int. J. Epidemiol.* 37, 309–317. <https://doi.org/10.1093/ije/dym253>
- FPS Health, ., 2019. General Hospitals, edition 2019. Federal Public Service Health, Safety of the Food Chain and Environment, Directorate-General Healthcare, Legal deposit: D/2019/2196/41, 38pp.
- Fuhrmann, C.M., Sugg, M.M., Konrad, C.E., Waller, A., 2016. Impact of Extreme Heat Events on Emergency Department Visits in North Carolina (2007–2011). *J. Community Health* 41, 146–156. <https://doi.org/10.1007/s10900-015-0080-7>
- Gallagher, C.M., Kovach, J.S., Meliker, J.R., 2008. Urinary cadmium and osteoporosis in U.S. women ≥ 50 years of age: NHANES 1988-1994 and 1999-2004. *Environ. Health Perspect.* 116, 1338–1343. <https://doi.org/10.1289/ehp.11452>
- Gasparrini, A., Armstrong, B., Kovats, S., Wilkinson, P., 2012. The effect of high temperatures on cause-specific mortality in England and Wales. *Occup. Environ. Med.* 69, 56–61. <https://doi.org/10.1136/oem.2010.059782>
- Gasparrini, A., Guo, Y., Hashizume, M., 2015. Mortalité attributable au froid et à la chaleur : Analyse multi-pays. *Environnement, Risques et Sante* 14, 464–465. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(14\)62114-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(14)62114-0)
- Ghirardi, L., Bisoffi, G., Mirandola, R., Ricci, G., Baccini, M., 2015. The Impact of Heat on an Emergency Department in Italy: Attributable Visits among Children, Adults, and the Elderly during the Warm Season. *PLoS One* 10, e0141054. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141054>
- Gisle, L., 2018. Gebruik van tabak.
- Guski, R., Schreckenber, D., Schuemer, R., 2017. WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region : A Systematic Review on Environmental Noise and Annoyance 1–39. <https://doi.org/10.3390/ijerph14121539>
- Hänninen, O., Knol, A., Kim, R., Prüss-Üstün, A., Buekers, J., Torfs, R., Iavarone, I., Classen, T., Hornberg, C., Mekel, O., Jantunen, M., Kollanus, V., Leino, O., Lim, T.-A., Conrad, A., Rappolder, M., Carrer, P., 2011. Environmental Burden of Disease in European Countries—The EBoDE Project. *Epidemiology* 22, S151. <https://doi.org/10.1097/01.ede.0000392134.95728.b2>
- Hänninen, O., Knol, A.B., Jantunen, M., Lim, T.-A., 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. <https://doi.org/10.1289/ehp.1206154>
- Hilgsmann, M., Bruyère, O., Ethgen, O., Gathon, H.J., Reginster, J.Y., 2008. Lifetime absolute risk of hip and other osteoporotic fracture in Belgian women. *Bone* 43, 991–994. <https://doi.org/10.1016/j.bone.2008.08.119>
- Hoge Gezondheidsraad, 2017a. ADVIES VAN DE HOGE GEZONDHEIDSRAAD nr. 9216 Aanbevelingen over het gebruik van kunstmatige bronnen van UV-straling in België.
- Hoge Gezondheidsraad, 2017b. Indoor air quality Belgium.
- Holland, M., 2014. Implementation of the HRAPIE Recommendations for European Air Pollution CBA work.
- Hosseinpoor, A.R., Forouzanfar, M.H., Yunesian, M., Asghari, F., Naieni, K.H., Farhood, D., 2005. Air pollution and hospitalization due to angina pectoris in Tehran, Iran: A time-series study. *Environ. Res.* 99, 126–131. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2004.12.004>
- Huynen, M., Vliet, A. Van, Staatsen, B., Hall, L., Zwartkruis, J., Kruize, H., Betgen, C., Verboom, J., Martens, P., 2019. Kennisagenda Klimaat en Gezondheid.
- Huynen, M.M.T.E., Martens, P., Schram, D., Weijenberg, M.P., Kunst, A.E., 2001. The impact of heat waves and cold spells on mortality rates in the Dutch population. *Environ. Health Perspect.*
- IARC, 1987. Overall Evaluations of Carcinogenicity: An Updating of IARC Monographs Volumes 1 to 42, Supplement 7.
- Isaksen, T.B., Yost, M.G., Hom, E.K., Ren, Y., Lyons, H., Fenske, R.A., 2015. Increased hospital admissions associated with extreme-heat exposure in King County, Washington, 1990-2010. *Rev. Environ. Health* 30, 51–64. <https://doi.org/10.1515/reveh-2014-0050>
- Josseran, L., Caillère, N., Brun-Ney, D., Rottner, J., Filleul, L., Brucker, G., Astagneau, P., 2009. Syndromic surveillance and heat wave morbidity: A pilot study based on emergency departments in France. *BMC Med. Inform. Decis. Mak.* 9, 14. <https://doi.org/10.1186/1472-6947-9-14>
- Kim, Y.M., Kim, J.W., Lee, H.J., 2011. Burden of disease attributable to air pollutants from municipal solid waste incinerators in Seoul, Korea: A source-specific approach for environmental burden of disease. *Sci. Total Environ.* 409, 2019–2028. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.02.032>
- Kovats, R.S., Hajat, S., Wilkinson, P., 2004. Contrasting patterns of mortality and hospital admissions during hot weather and heat waves in Greater London, UK. *Occup. Environ. Med.* 61, 893–898. <https://doi.org/10.1136/oem.2003.012047>
- Kovats, S., Lloyd, S., Hunt, A., Watkiss, P., 2011. Technical Policy Briefing Note 8: The Impacts and Economic Costs on Health in Europe and the Costs and Benefits of Adaptation, Results of the EC RTD ClimateCost Project.
- Lambrechts, N., Den Hond, E., Morrens, B., Colles, E., Govarts, E., Stappers, E., Van de Mierop, E., Nelen, V., Loots, I., Schoeters, G., 2017. Humane biomonitoring in Dessel, Mol en Retie. In de diepte: arseen in grondwater en effecten op de gezondheid.
- Lamm, S., Boroje, I., Ferdosi, H., Ahn, J., 2018. Lung Cancer Risk and Low (≤ 50 $\mu\text{g/L}$) Drinking Water Arsenic Levels for US Counties (2009–2013)—A Negative Association. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15, 1200. <https://doi.org/10.3390/ijerph15061200>
- Landrigan, P.J., 2018. Lead and the heart: an ancient metal's contribution to modern disease. *Lancet. Public Heal.* 3, e156–e157. [https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(18\)30043-4](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(18)30043-4)
- Lanphear, B.P., Hornung, R., Khoury, J., Yolton, K., Baghurst, P., Bellinger, D.C., Canfield, R.L., Dietrich, K.N., Bornschein, R., Greene, T., Rothenberg, S.J., Needleman, H.L., Schnaas, L., Wasserman, G., Graziano, J., Roberts, R., 2005. Low-Level Environmental Lead Exposure and Children's Intellectual Function: An International Pooled Analysis. *Environ. Health Perspect.* 113, 894–899. <https://doi.org/10.1289/ehp.7688>
- Lanphear, B.P., Rauch, S., Auinger, P., Allen, R.W., Hornung, R.W., 2018. Low-level lead exposure and mortality in US adults: a population-based cohort study. *Lancet Public Heal.* 3, e177–e184. [https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(18\)30025-2](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(18)30025-2)

- Leino, O., Tainio, M., Tuomisto, J.T., 2008. Comparative risk analysis of dioxins in fish and fine particles from heavy-duty vehicles. *Risk Anal.* 28, 127–140. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2008.01005.x>
- Li, M., Gu, S., Bi, P., Yang, J., Liu, Q., 2015. Heat waves and morbidity: Current knowledge and further direction—a comprehensive literature review. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 12, 5256–5283. <https://doi.org/10.3390/ijerph120505256>
- Linetsky, M., Raghavan, C.T., Johar, K., Fan, X., Monnier, V.M., Vasavada, A.R., Nagaraj, R.H., 2014. UVA light-excited kynurenines oxidize ascorbate and modify lens proteins through the formation of advanced glycation end products: Implications for human lens aging and cataract formation. *J. Biol. Chem.* 289, 17111–17123. <https://doi.org/10.1074/jbc.M114.554410>
- Linkowski, P., Martin, F., De Maertelaer, V., 1992. Effect of some climatic factors on violent and non-violent suicides in Belgium. *J. Affect. Disord.* 25, 161–166. [https://doi.org/10.1016/0165-0327\(92\)90001-M](https://doi.org/10.1016/0165-0327(92)90001-M)
- Liss, A., Wu, R., Chui, K.K.H., Naumova, E.N., 2017. Heat-related hospitalizations in older adults: An amplified effect of the first seasonal heatwave. *Sci. Rep.* 7. <https://doi.org/10.1038/srep39581>
- Liu, C., Yin, P., Chen, R., Meng, X., Wang, L., Niu, Y., Lin, Z., Liu, Y., Liu, J., Qi, J., You, J., Kan, H., Zhou, M., 2018. Ambient carbon monoxide and cardiovascular mortality: a nationwide time-series analysis in 272 cities in China. *Lancet Planet. Heal.* 2, e12–e18. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(17\)30181-X](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(17)30181-X)
- Lucas, R., McMichael, T., Smith, W., Armstrong, B., 2006. Solar ultraviolet radiation: global burden of disease from solar ultraviolet radiation.
- M. Ščasný, W.W.J. Botzen, M. Šmíd, A. Alberini, A. Chiabai, J. Hroudová, P. Ignjacevic, O. Kuik, M. Kryl, V. Máca, M. Neumann, J. Spadaro, I.Z., 2020. D2.6 Non-market impacts: health. Deliverable of the H2020 COACCH project.
- Martin-Latry, K., Goumy, M.P., Latry, P., Gabinski, C., Bégaud, B., Faure, I., Verdoux, H., 2007. Psychotropic drugs use and risk of heat-related hospitalisation. *Eur. Psychiatry* 22, 335–338. <https://doi.org/10.1016/j.eurpsy.2007.03.007>
- Mason, K., 2016. Burden of disease from second-hand smoke exposure in New Zealand. *N. Z. Med. J.* 129, 16–25.
- Mastrangelo, G., Fedeli, U., Visentin, C., Milan, G., Fadda, E., Spolaore, P., 2007. Pattern and determinants of hospitalization during heat waves: An ecologic study. *BMC Public Health* 7, 1–8. <https://doi.org/10.1186/1471-2458-7-200>
- Medrano, M.J., Boix, R., Pastor-Barriuso, R., Palau, M., Damián, J., Ramis, R., del Barrio, J.L., Navas-Acien, A., 2010. Arsenic in public water supplies and cardiovascular mortality in Spain. *Environ. Res.* 110, 448–454. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2009.10.002>
- Michelozzi, P., Accetta, G., De Sario, M., D'Ippoliti, D., Marino, C., Baccini, M., Biggeri, A., Anderson, H.R., Katsouyanni, K., Ballester, F., Bisanti, L., Cadum, E., Forsberg, B., Forastiere, F., Goodman, P.G., Hojs, A., Kirchmayer, U., Medina, S., Paldy, A., Schindler, C., Sunyer, J., Perucci, C.A., 2009. High temperature and hospitalizations for cardiovascular and respiratory causes in 12 European cities. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 179, 383–389. <https://doi.org/10.1164/rccm.200802-217OC>
- Mitchell, E., 1999. Smoking and sudden infant death syndrome.
- Moon, K.A., Guallar Dr., E., Umans Dr., J.G., Devereux Dr., R.B., Best Dr., L.G., Francesconi Dr., K.A., Goessler Dr., W., Pollak, J., Silbergeld Dr., E.K., Howard Dr., B. V., Navas-Acien Dr., A., 2013. Association between exposure to low to moderate arsenic levels and incident cardiovascular disease. *Ann. Intern. Med.* 159, 649–659. <https://doi.org/10.7326/0003-4819-159-10-201311190-00719>
- Mora, C., Dousset, B., Caldwell, I.R., Powell, F.E., Geronimo, R.C., Bielecki, C.R., Counsell, C.W.W., Dietrich, B.S., Johnston, E.T., Louis, L. V., Lucas, M.P., McKenzie, M.M., Shea, A.G., Tseng, H., Giambelluca, T.W., Leon, L.R., Hawkins, E., Trauernicht, C., 2017. Global risk of deadly heat. *Nat. Clim. Chang.* 7, 501–506. <https://doi.org/10.1038/nclimate3322>

- Mori, C., Nakamura, N., Todaka, E., Fujisaki, T., Matsuno, Y., Nakaoka, H., Hanazato, M., 2014. Correlation between human maternal-fetal placental transfer and molecular weight of PCB and dioxin congeners/isomers. *Chemosphere* 114, 262–267. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.04.095>
- Murray, C., Lopez, A., 1996. The global burden of disease: a comprehensive assessment of mortality and disability from diseases, injuries and risk factors in 1990 and projected to 2020.
- Murray, C., Lopez, A., 1990. On the comparable quantification of health risks: lessons from the global burden of disease study. *Epidemiology* 10, 594–605.
- NAS, 2006. Health Risks from Dioxin and Related Compounds: Evaluation of the EPA Reassessment; Committee on EPA's Exposure and Human Health, Reassessment of TCDD and Related Compounds.
- NEEDS, 2007a. New Energy Externalities Developments for Sustainability. A set of concentration-response functions for health impact assessment and externalities assessment. Edited by Torfs R., Hurley F., Miller B and Rabl A. <http://www.needs-project.org/docs/results/RS1>.
- NEEDS, 2007b. New Energy Externalities Developments for Sustainability. A set of concentration-response functions for health impact assessment and externalities assessment.
- Nielsen, J., Vestergaard, L.S., Richter, L., Schmid, D., Bustos, N., Asikainen, T., Trebbien, R., Denissov, G., Innos, K., Virtanen, M.J., Fouillet, A., Lytras, T., Gkolfinopoulou, K., Heiden, M. an der, Grabenhenrich, L., Uphoff, H., Paldy, A., Bobvos, J., Domegan, L., O'Donnell, J., Scortichini, M., de Martino, A., Mossong, J., England, K., Melillo, J., van Asten, L., de Lange, M.M., Tønnessen, R., White, R.A., da Silva, S.P., Rodrigues, A.P., Larrauri, A., Mazagatos, C., Farah, A., Carnahan, A.D., Junker, C., Sinnathamby, M., Pebody, R.G., Andrews, N., Reynolds, A., McMenamin, J., Brown, C.S., Adlhoch, C., Penttinen, P., Mølbak, K., Krause, T.G., 2019. European all-cause excess and influenza-attributable mortality in the 2017/18 season: should the burden of influenza B be reconsidered? *Clin. Microbiol. Infect.* 25, 1266–1276. <https://doi.org/10.1016/j.cmi.2019.02.011>
- Nieuwenhuijsen, M., Ristovska, G., Dadvand, P., 2017. WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Adverse Birth Outcomes. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 14, 1252. <https://doi.org/10.3390/ijerph14101252>
- Noelke, C., McGovern, M., Corsi, D.J., Jimenez, M.P., Stern, A., Wing, I.S., Berkman, L., 2016. Increasing ambient temperature reduces emotional well-being. *Environ. Res.* 151, 124–129. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.06.045>
- Nordberg, G., Bernard, A., Diamond, G., Duffus, J., Illing, P., Nordberg, M., Bergdahl, I., Jin, T., Skerfving, S., 2018. Risk assessment of effects of cadmium on human health (IUPAC Technical Report). *Pure Appl. Chem.* 90.
- Oberg, M., Jaakkola, M.S., Woodward, A., Peruga, A., Prüss-Ustün, A., 2011. Worldwide burden of disease from exposure to second-hand smoke: a retrospective analysis of data from 192 countries. *Lancet* 377, 139–46. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(10\)61388-8](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(10)61388-8)
- Obradovich, N., Migliorini, R., Mednick, S.C., Fowler, J.H., 2017. Nighttime temperature and human sleep loss in a changing climate. *Sci. Adv.* 3, 1–7. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1601555>
- Omgeving, V. overheid D., 2019. Nota: geluidsblootstellingsgegevens vervat in de strategische geluidsbelastingkaarten voor belangrijke luchthaven(s), belangrijke wegen en belangrijke spoorwegen gelegen op het grondgebied van het Vlaamse Gewest in het kader van de uitvoering van ronde 3 .
- Oono, I.P., MacKay, D.F., Pell, J.P., 2011. Meta-analysis of the association between secondhand smoke exposure and stroke. *J. Public Health (Bangkok)*. 33, 496–502. <https://doi.org/10.1093/pubmed/fdr025>
- Ordon, M., Welk, B., Li, Q., Wang, J., Lavigne, E., Yagouti, A., Copes, R., Cakmak, S., Chen, H., 2016. Ambient Temperature and the Risk of Renal Colic: A Population-Based Study of the Impact of Demographics and Comorbidity. *J. Endourol.* 30, 1138–1143.

- <https://doi.org/10.1089/end.2016.0374>
- Ougier, E., Fiore, K., Rousselle, C., Assunção, R., Martins, C., Buekers, J., 2021. Burden of osteoporosis and costs associated with human biomonitoring cadmium exposure in three European countries: France, Spain and Belgium. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 234, 113747. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2021.113747>
- Paci, D., 2014. Human health impacts of climate change in Europe. Report for the PESETA II project. <https://doi.org/10.2791/64481>
- Pan, A., Wang, Y., Talaei, M., Hu, F.B., Wu, T., 2015. Relation of active, passive, and quitting smoking with incident type 2 diabetes: A systematic review and meta-analysis. *Lancet Diabetes Endocrinol.* 3, 958–967. [https://doi.org/10.1016/S2213-8587\(15\)00316-2](https://doi.org/10.1016/S2213-8587(15)00316-2)
- Papadimitriou, N., Tsilidis, K.K., Orfanos, P., Benetou, V., Ntzani, E.E., Soerjomataram, I., Künn-Nelen, A., Pettersson-Kymmer, U., Eriksson, S., Brenner, H., Schöttker, B., Saum, K.U., Hollecsek, B., Grodstein, F.D., Feskanich, D., Orsini, N., Wolk, A., Bellavia, A., Wilsgaard, T., Jørgensen, L., Boffetta, P., Trichopoulos, D., Trichopoulou, A., 2017. Burden of hip fracture using disability-adjusted life-years: a pooled analysis of prospective cohorts in the CHANCES consortium. *Lancet Public Heal.* 2, e239–e246. [https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(17\)30046-4](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(17)30046-4)
- Pattenden, S., Armstrong, B., Milojevic, A., Heal, M.R., Chalabi, Z., Doherty, R., Barratt, B., Kovats, R.S., Wilkinson, P., 2010. Ozone, heat and mortality: Acute effects in 15 British conurbations. *Occup. Environ. Med.* 67, 699–707. <https://doi.org/10.1136/oem.2009.051714>
- Prüss-Ustün, A., Wolf, J., Corvalán, C., Neville, T., Bos, R., Neira, M., 2017. Diseases due to unhealthy environments: an updated estimate of the global burden of disease attributable to environmental determinants of health. *J. Public Health (Bangkok).* 39, 464–475. <https://doi.org/10.1093/pubmed/fdw085>
- Public health Group Victorian Government, 2001. Burden of Disease Victoria.
- Raub, J.A., Mathieu-Nolf, M., Hampson, N.B., Thom, S.R., 2000. Carbon monoxide poisoning - A public health perspective. *Toxicology* 145, 1–14. [https://doi.org/10.1016/S0300-483X\(99\)00217-6](https://doi.org/10.1016/S0300-483X(99)00217-6)
- Remy, S., Hambach, R., Van Sprundel, M., Teughels, C., Nawrot, T.S., Buekers, J., Cornelis, C., Bruckers, L., Schoeters, G., 2019. Intelligence gain and social cost savings attributable to environmental lead exposure reduction strategies since the year 2000 in Flanders, Belgium. *Environ. Heal. A Glob. Access Sci. Source* 18. <https://doi.org/10.1186/s12940-019-0548-5>
- Remy, Sylvie, Hambach, R., Van Sprundel, M., Teughels, C., Nawrot, T.S., Buekers, J., Cornelis, C., Bruckers, L., Schoeters, G., 2019. Intelligence gain and social cost savings attributable to environmental lead exposure reduction strategies since the year 2000 in Flanders, Belgium. *Environ. Heal. A Glob. Access Sci. Source* 18, 113. <https://doi.org/10.1186/s12940-019-0548-5>
- RIVM, 2017. UV-straling en gezondheid Probleemveld en kennisbasis bij het RIVM.
- Saha, M. V., Davis, R.E., Hondula, D.M., 2014. Mortality displacement as a function of heat event strength in 7 us cities. *Am. J. Epidemiol.* 179, 467–474. <https://doi.org/10.1093/aje/kwt264>
- Śliwińska-Kowalska, M., Zaborowski, K., 2017. WHO environmental noise guidelines for the European region: A systematic review on environmental noise and permanent hearing loss and tinnitus. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 14. <https://doi.org/10.3390/ijerph14101139>
- States, J.C., Srivastava, S., Chen, Y., Barchowsky, A., 2009. Arsenic and cardiovascular disease. *Toxicol. Sci.* <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfn236>
- Stouthard, M., Essink-Bot, M., Bonsel, G., Barendregt, J., Kramers, P., van de Water, H., Gunnin-Schepers, L., Maas, P. van der, 1997. Disability weights for diseases in the Netherlands.
- Tersago, K; Bustos Sierra, N., 2017. Korte termijn impact van luchtvervuiling op mortaliteit Hoofdstuk 2 : Analyse van de impact van korte termijn blootstelling aan externe luchtvervuiling op alle oorzaken mortaliteit in België (11 / 2008-09 / 2016).
- Thompson, R., Hornigold, R., Page, L., Waite, T., 2018. Associations between high ambient temperatures and heat waves with mental health outcomes: a systematic review. *Public Health* 161, 171–191. <https://doi.org/10.1016/j.puhe.2018.06.008>
- Torfs, 2003. Kwantificering van gezondheidsrisico's aan de hand van DALY's en externe

gezondheidskosten.

- Toulemon, L., Barbieri, M., 2008. The mortality impact of the August 2003 heat wave in France: Investigating the “harvesting” effect and other long-term consequences. *Popul. Stud. (NY)*. 62, 39–53. <https://doi.org/10.1080/00324720701804249>
- Tuomisto, J.T., Asikainen, A., Meriläinen, P., Haapasaari, P., 2020. Health effects of nutrients and environmental pollutants in Baltic herring and salmon: A quantitative benefit-risk assessment. *BMC Public Health* 20. <https://doi.org/10.1186/s12889-019-8094-1>
- Turner, L.R., Connell, D., Tong, S., 2013. The effect of heat waves on ambulance attendances in Brisbane, Australia. *Prehosp. Disaster Med.* 28, 482–487. <https://doi.org/10.1017/S1049023X13008789>
- USEPA, 2003. Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD) and Related Compounds National Academy Sciences (NAS) Review Draft Part III Chapt. 5.2.1.
- Van Daalen, E., Van Riet, N.F., n.d. Onderzoek naar warmtebeleving bij ouderen – zomer 2010. Brabant Zeeland: Bureau Gezondheid, Milieu en Veiligheid GGD; 2010.
- Van der Wens, P., Baken, K., Schriks, M., 2017. Arsenic at low concentrations in Dutch drinking water: Assessment of removal costs and health benefits - 11th annual DWF meeting.
- van Kamp, I., 2018. Study on methodology to perform environmental noise and health assessment.
- van Kempen, E., Casas, M., Pershagen, G., Foraster, M., 2018. WHO environmental noise guidelines for the European region: A systematic review on environmental noise and cardiovascular and metabolic effects: A summary. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15, 1–59. <https://doi.org/10.3390/ijerph15020379>
- van Loenhout, J.A.F., Delbiso, T.D., Kiriliouk, A., Rodriguez-Llanes, J.M., Segers, J., Guha-Sapir, D., 2018. Heat and emergency room admissions in the Netherlands. *BMC Public Health* 18, 108. <https://doi.org/10.1186/s12889-017-5021-1>
- Verschaeve, L., Decat, G., Maes, A., 2004. Inventarisatie van blootstellingsniveaus van niet-ioniserende elektromagnetische straling voor de bevolking in Vlaanderen.
- Vida, S., Durocher, M., Ouarda, T.B.M.J., Gosselin, P., 2012. Relationship between ambient temperature and humidity and visits to Mental Health Emergency Departments in Québec. *Psychiatr. Serv.* 63, 1150–1153. <https://doi.org/10.1176/appi.ps.201100485>
- Vinçotte, nv; G., 2018. Opmaak geluidskarten 3de ronde weg- en spoorverkeer, Eindrapport, in opdracht van Vlaamse Overheid - Departement Omgeving.
- Vlaamse Woonraad, 2018. ADVIES WONEN EN GEZONDHEID.
- VMM, 2017. Jaarrapport lucht - Emissies 2000-2016 en luchtkwaliteit in 2017 in Vlaanderen.
- 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, 2004. GLOBAL BURDEN OF DISEASE 2004 UPDATE: DISABILITY WEIGHTS FOR DISEASES AND CONDITIONS.
- WHO European Centre for Environment and Health, 2018. Environmental Noise Guidelines for the European Region, WHO Report.
- Williams, S., Nitschke, M., Sullivan, T., Tucker, G.R., Weinstein, P., Pisaniello, D.L., Parton, K.A., Bi, P., 2012. Heat and health in Adelaide, South Australia: Assessment of heat thresholds and temperature relationships. *Sci. Total Environ.* 414, 126–133. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.11.038>
- Wuijts, S., Vros, C., Schets, F.M., Braks, M.A.H., 2014. Effecten klimaat op gezondheid Actualisatie voor de Nationale Adaptatiestrategie (2016).
- Ye, X., Wolff, R., Yu, W., Vaneckova, P., Pan, X., Tong, S., 2012. Ambient temperature and morbidity: A review of epidemiological evidence. *Environ. Health Perspect.* 120, 19–28. <https://doi.org/10.1289/ehp.1003198>
- Zhao, D., Zhang, X., Xie, M., Cheng, J., Zhang, H., Wang, S., Li, K., Yang, H., Wen, L., Wang, X., Su, H.,

2016. Is greater temperature change within a day associated with increased emergency admissions for schizophrenia? *Sci. Total Environ.* 566–567, 1545–1551. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.045>

BIJLAGE A

Tabel A1. Informatie gebruikte data berekening

Stressor	Gezondheidseindpunt	blootstelling-respons	Blootstelling	Incidentie/prevalentie	DALY's totaal	Eenheidsrisico	RR/HR/OR	Drempelwaarde	Andere data
Geluid wegtransport	Sterke slaapverstoring	(Basner and McGuire, 2018)	strategische geluidsbelastingskaarten, ronde 3 (referentiejaar 2016)				impactfunctie	Lnight = 50 dB(A)	
	Sterke hinder	(Guski et al., 2017)	strategische geluidsbelastingskaarten, ronde 3 (referentiejaar 2016)				impactfunctie	Lden = 55 dB(A)	
	Ischemische hartziekte met de dood tot gevolg	(van Kempen et al., 2018)	strategische geluidsbelastingskaarten, ronde 3 (referentiejaar 2016)	AZG (statistiek van de doodoorzaak)			RR = 1,05 per 10 dB(A) Lden	Lden = 53 dB(A)	
Geluid spoorweg	Sterke slaapverstoring	(Basner and McGuire, 2018)	strategische geluidsbelastingskaarten, ronde 3 (referentiejaar 2016)				impactfunctie	Lnight = 50 dB(A)	
	Sterke hinder	(Guski et al., 2017)	strategische geluidsbelastingskaarten, ronde 3 (referentiejaar 2016)				impactfunctie	Lden = 55 dB(A)	
Geluid luchttransport	Sterke slaapverstoring	(Basner and McGuire, 2018)	strategische geluidsbelastingskaarten, ronde 3 (referentiejaar 2016)				impactfunctie	Lnight = 50 dB(A)	
	Sterke hinder	(Guski et al., 2017)	strategische geluidsbelastingskaarten, ronde 3 (referentiejaar 2016)				impactfunctie	Lden = 55 dB(A)	
Ozon	Mortaliteit alle oorzaken	HRAPIE (2013)	IRCEL (SOMO35 2015-2019)	Statbel, 2015-2019			1,0029 (1,0014 – 1,0043) per 10 µg/m ³	O3 max. 8-uurgemiddelde van dag > 35 ppb	
	Ziekenhuisopname hartproblemen +65	HRAPIE (2013)	IRCEL (SOMO35 2015-2019)	FOD volksgezondheid (MZG) 2015, 2016, 2017			1,0089 (1,0050 – 1,0127) per 10 µg/m ³	O3 max. 8-uurgemiddelde van dag > 35 ppb	
	Ziekenhuisopname ademhalingsproblemen +65	HRAPIE (2013)	IRCEL (SOMO35 2015-2019)	FOD volksgezondheid (MZG) 2015, 2016, 2017			1,0044 (1,0007 – 1,0083) per 10 µg/m ³	O3 max. 8-uurgemiddelde van dag > 35 ppb	
	Dagen licht verminderde activiteit volwassenen	HRAPIE (2013)	IRCEL (SOMO35 2015-2019)			0,01150			
Hitte	Sterfte 65-plussers	(Huynen et al., 2001)	KMI (gemiddelde maandtemperatuur)	AZG (2015, 2016, 2017), Statbel (2018, 2019)			Impactfunctie		
	Hospitalisatie via spoeddienst	(van Loenhout et al., 2018)	KNMI (dagmaximumtemperatuur) KNMI (hittegolfdag)	FOD volksgezondheid (MZG)				Dagmaximumtemperatuur >= 21 °C	

Lood	Vervroegde sterfte cardiovasculair	Lanphear et al., 2018	FLEHSIV jongeren	AZG, 2017			1,70 per log(µg/dL)	1 µg/dL	
Passief roken (SHS)	Longkanker sterfte	Oberg, 2011; Hanninen & Knol, 2014	Charafeddine and Demarest et al., 2015; Gisle et al. 2018		WHO 2008		1,21		
	Ischemische hartziekte	Oberg, 2011; Hanninen & Knol, 2014	Charafeddine and Demarest et al., 2015; Gisle et al. 2018		WHO 2008		1,27		
	Astma ontwikkeling bij volwassenen	Oberg, 2011; Hanninen & Knol, 2014	Charafeddine and Demarest et al., 2015; Gisle et al. 2018		WHO 2008		1,97		
	astma ontwikkeling bij kinderen	Oberg, 2011; Hanninen & Knol, 2014	Charafeddine and Demarest et al., 2015; Gisle et al. 2018		WHO 2008		1,32		
	Infecties lagere luchtwegen	Oberg, 2011; Hanninen & Knol, 2014	Charafeddine and Demarest et al., 2015; Gisle et al. 2018		WHO 2008		1,55		
	Otitis media	Oberg, 2011; Hanninen & Knol, 2014	Charafeddine and Demarest et al., 2015; Gisle et al. 2018		WHO 2008		1,38		
	Diabetes	Eze et al., 2014; Aeschbacher et al., 2014; Campagna et al., 2019	Charafeddine and Demarest et al., 2015; Gisle et al. 2018		WHO 2008		1,50		
	Beroerte	Mason et al., 2016; Cook et al., 2016	Charafeddine and Demarest et al., 2015; Gisle et al. 2018		WHO 2008		1,25		
	Wiegendood	Mason et al., 2016; Anderson and Cook, 1997	Charafeddine and Demarest et al., 2015; Gisle et al. 2018		De Ronne et al. (2010)		1,94		
Uv-straling	Melanoom sterfte	Public Health Group Victorian Government, 2001; Lucas et al., 2006		AZG, 2017; Stichting Kankerregister, 2018					
	Morbiditeit (stadium 1)	Public Health Group Victorian Government, 2001; Lucas et al., 2006		AZG, 2017; Stichting Kankerregister, 2018					
	Morbiditeit (stadium 2)	Public Health Group Victorian Government, 2001; Lucas et al., 2006		AZG, 2017; Stichting Kankerregister, 2018					
	Morbiditeit (stadium 3)	Public Health Group Victorian Government, 2001; Lucas et al., 2006		AZG, 2017; Stichting Kankerregister, 2018					
	Morbiditeit (stadium 4)	Public Health Group Victorian Government, 2001; Lucas et al., 2006		AZG, 2017; Stichting Kankerregister, 2018					
	Morbiditeit (stadium 5)	Public Health Group Victorian Government, 2001; Lucas et al., 2006		AZG, 2017; Stichting Kankerregister, 2018					
	Morbiditeit (stadium 6)	Public Health Group Victorian Government, 2001; Lucas et al., 2006		AZG, 2017; Stichting Kankerregister, 2018					

Bijlage A

	Staar bij ouderen (> 70 jaar)	RIVM, 2017		Intego (2013-2015)					
	Plaveiselcel carcinoom	Lucas et al., 2006		AZG, 2017; Stichting Kankerregister, 2018					
	Basaalcel carcinoom	Lucas et al., 2006		AZG, 2017; Stichting Kankerregister, 2018					
Koolstofmonoxide	Mortaliteit (CO binnenshuis)			Federaal Register van de CO intoxicaties (2017)					
	Persistente/uitgestelde neurologische effecten (CO binnenshuis)	Raub et al., 2000		Federaal Register van de CO intoxicaties (2017)					
	Gezondheidseffecten buitenshuis	Hosseinpour et al., 2005; Liu et al., 2018	VMM, 2017	AZG, 2017				1,009 per mg/m ³	
Dioxines	Kankerincidentie - dood tot gevolg	USEPA, 2003	Bilau et al., 2008; EFSA, 2018					1 × 10 ³ per pg TEQ/kg/dag	
	Hypothyreoïdie	Baccarelli et al., 2008	FLESHIII pasgeborenen	Kalantari et al., 2004; Manglik et al., 2005				0.012 µU/mL TSH per pg TEQ/g moeder	> 20 µU/ml dioxine-achtige stoffen in plasma
	Spermakwaliteit	Tuomisto et al., 2020	FLESHII pasgeborenen	Tuomisto et al., 2020				Probabiliteitsformule	< 10x10 ⁶ /mL spermaconcentratie
Cadmium	Osteoporose	Engström et al., 2011	FLESHIII volwassen vrouwen	Intego (2013-2015)				2 waarden afhankelijk van Cd conc.	0,5 µg Cd/g creatinine
Arseen	Longkanker op basis van drinkwater	Baken et al. 2016; Ferreccio et al., 2000	Baken et al., 2016; Lambrechts et al., 2017; EFSA, 2014 ; VMM2017-2019	AZG, 2017				1,0082 per µg As/L	
	Longkanker op basis van HBM	Hays et al., 2010	FLEHSII jongeren	AZG, 2017				0,0001 per 0,84 TRA	
	Cardiovasculaire mortaliteit (ischemisch) op basis van HBM	Moon et al., 2013	FLEHSII volwassenen	AZG, 2017				1,25 per 9,9 µg/g crea TRA	
Schimmels en vocht	Acute infecties van de bovenste luchtwegen	Fisk et al., 2007	Charafeddine and Demarest et al., 2015	Intego (2013-2015)				1,7	

	Hoesten	Fisk et al., 2007	Charafeddine and Demarest et al., 2015	Intego (2013-2015)			1,67		
	Piepen	Fisk et al., 2007	Charafeddine and Demarest et al., 2015	Intego (2013-2015)			1,5		
	Ontwikkelen van astmasymptomen	Fisk et al., 2007	Charafeddine and Demarest et al., 2015		WHO 2008		1,56		
Benzeen	Leukemie (sterfte)	WHO, 2000	Swaans et al., 2008; Hoge gezondheidsraad, 2017			0,000006 per µg benzeen/m ³			
Formaldehyde	Astma	Hänninen & Knol 2014	Swaans et al., 2008; Hoge Gezondheidsraad, 2017		WHO 2008		1,017 per µg/m ³	100 µg/m ³	
EMF	Leukemie (sterfte)	Kheifets et al., 2010	Verschaeve et al., 2004	AZG, 2017			2	0,4 µT	
Radon	Sterfte longkanker	Darby et al., 2005	FANC; Buekers et al., 2012	AZG, 2017			1,0016 per Bq/m ³		

Tabel A2 Onzekerheid bij berekeningen

Stressor	Gezondheidseffecten niet beschouwd	Blootstelling	Gebruikte blootstelling-effectrelaties	Aannames	Mogelijke onder/overschatting
Benzeen	Bloedarmoede; thrombocytopenie; andere kankers; acute effecten;...	Stabiel doorheen tijd; relatief grote spreiding (factor 5 tot 10) tussen studies	Niet leeftijdspecifiek; voor werkers bestaat er een drempelwaarde afgeleid dr ECHA die ook beschermt tegen hematologische effecten	Elk leukemiegeval vroegtijdige sterfte	Onduidelijk; Overschatting door eenheidsrisico en aan te nemen dat elk leukemie geval vroegtijdig dodelijk is; Onderschatting door niet meegenomen gezondheidseffecten
Dioxines	Effecten op het zenuwstelsel; effect op immuunsysteem; ontwikkeling van verscheidene types kanker...	Voor kanker: Geschat op basis van concentraties in voedsel en voedsel inname welke sterk kan variëren volgens o.a. leeftijd	Kanker: Onzekerheid over helling; Helling is gebaseerd op additiviteit van effecten (kankers); Effecten bij lage blootstelling moeilijker te bepalen; Drempelwaarden effecten?	Alle kankers zijn dodelijk; voor hypothyreoïdie aangenomen dat 10 % met waarde > 20 µU/mL TSH hieraan lijdt; voor spermakwaliteit aangenomen dat 10 % van de pasgeboren jongens een concentratie heeft < 10x10 ⁶ /mL; meerdere ernstfactoren vr infertiliteit (0,008 - 0,1)	Onduidelijk; Overschatting door eenheidsrisico (dat alle kankers dodelijk zijn); Onderschatting door niet meegenomen gezondheidseffecten

Bijlage A

Passief roken	Laag geboortegewicht; gereduceerde longfunctie; dementie;...	Data voor België	Gebaseerd op questionnaire; onzekerheid causaliteit/mechanisme vr diabetes type II; relatief hoog OR voor diabetes type II voor passieve rokers t.o.v. rokers	OR als benadering voor RR; Aangenomen dat rokers niet blootgesteld zijn aan secundaire rook; berekening op basis van DALY's burden of disease (WHO); aannname dat 20 % van de diabetes type II gevallen geassocieerd zijn met roken; aangenomen dat 20 % van de beroerte gevallen geassocieerd zijn met roken	Mogelijke onderschatting door gezondheidseindpunten niet in rekening gehouden; mogelijke overschatting vr diabetes type II; eerder getypeerd volgens experts als hoge zekerheid inschatting Hänninen & Knol (2001)
Formaldehyde	Acute symptomen zoals irritatie van ogen en keel; kankers van sinus en neus;...	Geen rekening gehouden met blootstelling piekconcentraties	Gebruik drempelwaarde (100 µg/m ³ waaronder geen irriterende effecten worden waargenomen); mogelijk wel carcinogene effecten onder 100 µg/m ³ ; effecten op verschillende leeftijds-categoriën;	Geen carcinogene effecten meegenomen; berekening op basis van totale DALY's WHO	Mogelijke onderschatting door gezondheidseindpunten niet in rekening gehouden; onderschatting door gebruik drempelwaarde
Lood	Schade aan nieren; afname vruchtbaarheid; carcinogeen (maagkanker); groei-afwijkingen, neurotoxische effecten onder 20 µg Pb/L bloed bij kinderen, stijgende bloeddruk en hypertensie bij volwassenen	Sterke afname van bloedlood doorheen tijd; mogelijk recente toename door toegenomen vraag; weinig data rond blootstelling volwassenen dus moeilijk om huidige blootstelling in te schatten	Relatief hoog RR vervroegde sterfte op basis van NHANES data; weinig epidemiologische studies over cardiovasculaire mortaliteit	Weinig studies bij zeer lage concentraties; Gebruik van drempelwaarde voor IQ verlies bij kinderen hoewel geen drempel voor neurotoxiciteit; drempelwaarde van 10 µg/L waaronder geen vervroegde sterfte optreedt	Mogelijke onderschatting door gezondheidseindpunten niet in rekening gehouden; onderschatting door gebruik drempelwaarde voor cardiovasculaire mortaliteit; Overschatting door relatief hoog RR voor cardiovasculaire sterfte
Verkeersgeluid	Cognitieve effecten; lichte slaapverstoring en lichte hinder; effecten laag frequent geluid;...	Enkel verkeersgeluid: belangrijke (spoor)wegen; enkel luchthaven Brussel Nationaal; geen rekening met plaats meting tov ligging slaapkamer bv; In Lden straffactor voor avond en nachtwaarde	Mogelijke effecten bij lage blootstellingsniveaus; Enkel relaties op basis van Lden- en Nlight-metriek, geen piekgeluid (cfr. slaapverstoring t.g.v. 1 auto die door straat raast)	Enkel verkeersgeluid, geen rekening gehouden met andere geluidsbronnen; onzekerheid disability weights (inschatting RIVM lager dan WHO)	Onderschatting omdat enkel rekening werd gehouden met geluid van verkeer; Voor verkeer: enkel blootstelling aan geluid van (spoor)wegen met veel passage en luchthaven Brussel Nationaal; Onderschatting door gezondheidseindpunten niet in rekening genomen;

					Underschatting door gebruik drempelwaarde
Hitte	Cognitieve effecten, slaapverstoring, mentale gezondheid, hittegerelateerde aandoeningen met consultatie huisarts	Mortaliteit o.b.v. gemiddelde maandtemperatuur (mogelijk afvlakking van hittepieken) Morbiditeit o.b.v. dagmaximumtemperatuur (data van KNMI-Eindhoven)	Blootstelling-effectrelatie mortaliteit o.b.v. gemiddelde maandtemperatuur (mogelijk afvlakking van hittepieken)	aangenomen 1 YOLL/geval door harvesting; Geen overlap met ozon in rekening genomen; Ernstfactoren ziekenhuisopnames met spoed: niet duidelijk want verschillende aandoeningen	Onduidelijk; onderschatting door meenemen beperkt aantal gezondheidseffecten en uitmiddelen van temperatuur naar maandbasis, maar ook overlap met ozon
Ozon	Langtermijneffecten; minder gezondheidseindpunten (o.b.v. HRAPIE) dan eerder aangenomen in CAFÉ studie, onzekerheid over deze eindpunten?	Blootstelling bepaald met RIO-luchtkwaliteitsmodel (resolutie 4x4 km ²); Impact in steden soms moeilijk in te schatten; SOMO35/365 indicator interjaarlijkse variabiliteit (gemiddelde 2015-2019 genomen)	Drempelwaarde voor ozon	Onduidelijk hoeveel levensjaren verloren; aangenomen 1 YOLL/geval door harvesting; Geen overlap met hitte in rekening genomen	Onduidelijk; onderschatting door uitsluiting langtermijneffecten, maar ook overlap met hitte
Fijn stof	Gezondheidseffecten met mogelijk overlap met geselecteerde effecten	Totaal fijn stof (niet enkel antropogeen fijn stof)	Geen drempelwaarde gebruikt, mogelijke drempelwaardes bij lage concentraties	Overlap met andere stressoren bv voor longkanker; Gebrek aan accountability studies	Mogelijke overschatting door natuurlijk fijn stof mee te nemen; RR vervroegde sterfte dr PM2,5 uit meta-analyse en reeds jaren hetzelfde; eerder getypeerd volgens experts als hoge zekerheid inschatting Hänninen & Knol (2001)
Stikstofdioxide	Morbiditeitseffecten	Blootstelling bepaald met RIO-luchtkwaliteitsmodel (resolutie 4x4 km ²), geen street canyons (met hoge NO2-concentraties) in rekening genomen	Drempelwaarde voor effecten NO2 terwijl meer evidentie uit Europees, US en Canadees onderzoek dat gezondheidseffecten blijven bij lage concentraties	Voor vroegtijdige sterfte overlap met fijn stof; Minder evidentie effecten op basis van toxicologische en vrijwilligersstudies	Mogelijk onderschatting door niet meenemen van morbiditeitseffecten
Radon		Gemodellerde data en gemeten data; blootstelling in moderne huizen met ventilatie?	Overlap met andere stressoren bv voor longkanker maar berekening RR en UR weinig verschil		Schatting in grootteorde in overeenstemming met deze van IHME en EBoDE; eerder getypeerd volgens experts als hoge zekerheid inschatting Hänninen & Knol (2001)

Bijlage A

CO	Complicaties (hartritme stoornissen, hypertensie, longoedeem);...		Weinig epidemiologische studies CO buitenlucht en cardiovasculaire sterfte - Invloed van mogelijk andere polluenten in luchtmengsel	Relatief grote variatie in incidentie van neurologische effecten (3-40 %)	Onduidelijk
Schimmels en vocht	Effecten op huid en ogen; slapeloosheid; vermoeidheid;...	Blootstellingscijfers gebaseerd op survey (hoeveelheid schimmels/vocht niet kwantitatief); exact percentage onduidelijk	blootstelling-effectrelaties niet geheel duidelijk (hoeveel vocht nodig voor gezondheidseffecten? En mogelijk zijn er interacties tussen verschillende organismen)	Methode voor berekening DALYs eindpunt astma op basis van de totale burden WHO	Mogelijke onderschatting gezien verschillende gezondheidseffecten niet zijn meegenomen
EMF hoogspanningsleidingen		GIS gebaseerd; Onzekerheid werkingscapaciteit hoogspanningslijnen; blootstellingscijfers verouderd	Sommige epidemiologische studies vinden geen significant verhoogd effect	Aangenomen dat elk leukemie geval dodelijk is; onduidelijkheid causaal karakter blootstelling-effectrelatie	Overschatting door aannahme dat elk leukemiegeval dodelijk is
UV	Immuunsysteem effecten; zonverbranding		Startend van huidkankers, staargevallen	Onzekerheid attributieve fracties: aangenomen dat 25 % van de staargevallen, 70 % van de melanoomgevallen en 100 % van de basaal- en plaveiselcelcarcinoom wordt veroorzaakt door UV	Onderschatting niet meegenomen effecten; toename kankergevallen gerelateerd aan UV blootstelling in de tijd
Arseen	Laag geboorte gewicht; blaaskanker; diabetes mellitus; huidkanker; hypertensie; huidbeschadiging bij lage concentraties => mogelijk komen deze effecten enkel voor bij hoge blootstelling		Bestaan van drempelwaade voor longkanker?; weinig epidemiologische studies voor cardiovasculaire mortaliteit: RR cardiovasculaire mortaliteit gebaseerd op populatie met relatief hoog achtergrond risico	Geen correctie voor overlap longkanker met andere stressoren	Overschatting door eenheidsrisico longkanker; Mogelijke onderschatting door gezondheidseindpunten niet in rekening gehouden
Cadmium	Effecten op nieren;		Onzekerheid over concentratie waarbij effect (osteoporose) start (threshold); slechts enkele epidemiologische studies	Onzekerheid op disability weight osteoporose; duur last van botbreuken door osteoporose? De ernstfactor werd gelijk gesteld aan het breken van	Onduidelijk, mogelijk onderschatting omdat hier werd gerekend met een duur van 1 jaar terwijl de disability van een breuk verder gaat dan 1 jaar.

				een heup, voor het eerste jaar na de breuk. Dit kan een overschatting zijn omdat breuken aan de pols een lagere ernstfactor hebben. Slechts aanname voor 1 jaar. Indien andere beschikbare (onzekere) ernstfactor voor osteoporose, lagere impact	Overschatting omdat disability weight gelijk gesteld werd aan breuk heup.
--	--	--	--	---	---