



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu

Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport



De bijdrage van
Tata Steel Nederland aan
de gezondheidsrisico's
van de omwonenden en
de kwaliteit van
hun leefomgeving

**De bijdrage van Tata Steel Nederland aan de
gezondheidsrisico's van omwonenden en de
kwaliteit van hun leefomgeving**

RIVM-rapport 2023-0171

Colofon

© RIVM 2023

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave.

Het RIVM hecht veel waarde aan toegankelijkheid van zijn producten. Op dit moment is het echter nog niet mogelijk om dit document volledig toegankelijk aan te bieden. Als een onderdeel niet toegankelijk is, wordt dit vermeld. Zie ook www.rivm.nl/toegankelijkheid.

DOI 10.21945/RIVM-2023-0171

L.M.J. Geelen (auteur), RIVM
R.P. Bogers (auteur), RIVM
J.E. Elberse (auteur), RIVM
D. Houthuijs (auteur), RIVM
M.H.M.M. Montforts (auteur), RIVM
M. Schuijff (auteur), RIVM
R.C.G.M. Smetsers (auteur), RIVM
A. de Vries (auteur), RIVM
J. Wesseling (auteur), RIVM
J.H.J. Wijten (auteur), RIVM

Contact:

Leendert Gooijer
Veiligheid\Milieu-incidenten, Veiligheid en Security
leendert.gooijer@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat binnen de Kaderopdracht Tata Steel en maatwerkbedrijven.

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven

Nederland

www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

De bijdrage van Tata Steel Nederland aan de gezondheidsrisico's van omwonenden en de kwaliteit van hun leefomgeving

Vanuit het terrein van Tata Steel Nederland (TSN) worden verschillende chemische stoffen uitgestoten. Het RIVM heeft uitgezocht in hoeverre de huidige uitstoot van verschillende van deze stoffen naar de lucht effect heeft op de gezondheid van omwonenden. Dit is gedaan door de effecten van meerdere stoffen en hinder door stof, geluid en stank in samenhang te bekijken.

Het onderzoek bevestigt dat de uitstoot van het Tata Steel-terrein bijdraagt aan de hoeveelheid fijnstof, stikstofdioxide, PAK en metalen in de directe leefomgeving. Vooral de uitstoot van fijnstof, stikstofoxiden en de hinder door stof, stank en geluid vergroten de kans op gezondheidseffecten. Omwonenden hebben hierdoor een iets grotere kans op astma, longkanker en om eerder te overlijden. De kans op effecten is het grootst in Wijk en Zee en neemt af naarmate mensen verder weg wonen van het Tata Steel terrein.

Naar verwachting leven bewoners van Wijk aan Zee gemiddeld 2,5 maand korter door de blootstelling aan fijnstof en stikstofdioxide uitgestoten vanaf het Tata Steel-terrein. Daarnaast leidt de uitstoot tot een grotere kans op longkanker. We hebben berekend dat ongeveer 4 procent van toekomstige gevallen van longkanker in Wijk aan Zee is toe te schrijven aan de huidige uitstoot van fijnstof van het TSN-terrein. De blootstelling aan stikstofdioxide vergroot de kans op astma bij kinderen. Ook hierbij is het effect het grootst in Wijk aan Zee: ongeveer 3 procent van toekomstige gevallen hangen met de huidige uitstoot samen.

Een groot deel van de bewoners van de IJmond ervaart hinder door stof, stank en geluid afkomstig van bedrijven. In Wijk aan Zee loopt het percentage op tot 80 procent. Bewoners melden hierbij slaapverstoring. Ook maken zij zich zorgen over hun gezondheid door de nabijheid van het industrieterrein. Hinder kan gezondheidseffecten veroorzaken zoals stress en hart- en vaatziekten.

De meeste winst voor de gezondheid is te bereiken door de uitstoot van stof, stank, geluid, fijnstof en stikstofoxiden te verminderen, zodat de blootstelling in de leefomgeving afneemt. Verder is er nog gezondheidswinst te halen door de uitstoot van PAK en lood te verminderen zodat ook deze stoffen minder in de leefomgeving terechtkomen.

Om gezondheidsrisico's te kunnen berekenen, heeft het RIVM de 'keten' van bron tot gezondheid bekeken. Hiervoor is onderzocht hoeveel chemische stoffen worden uitgestoten vanaf het terrein van Tata Steel, hoe deze zich via de lucht in de omgeving verspreiden en hoeveel ervan

op de bodem terechtkomen. Daarna is gekeken wat dat betekent voor de kans op gezondheidseffecten onder omwonenden.

De uitstoot van het terrein van Tata Steel draagt aanzienlijk bij aan de luchtvervuiling en de neerslag van lood en PAK in de omgeving. Deze komt voor omwonenden bovenop de blootstelling aan de stoffen van andere bronnen in Nederland, zoals scheepvaart, en uit het buitenland.

Omwonenden van Tata Steel worden aan verschillende stoffen tegelijk blootgesteld, waardoor er kansen op uiteenlopende gezondheidseffecten kunnen ontstaan. Het RIVM vindt het belangrijk meer kennis over de mogelijke gevolgen van deze stapeling van risico's te krijgen. Ook is meer inzicht nodig in de gevolgen van hinder voor de gezondheid.

De resultaten van het onderzoek kunnen gebruikt worden om de gezondheid en de leefomgeving in de IJmond te verbeteren. De ketenaanpak (proof-of-concept) kan ook voor andere situaties worden gebruikt om gezondheidseffecten in een gebied in samenhang te bekijken.

Kernwoorden: gezondheidsrisico's, Tata Steel Nederland, uitstoot, blootstelling, de IJmond, proof-of-concept

Synopsis

The contribution of Tata Steel to the health risks of local residents and the quality of their surroundings

The Tata Steel Netherlands (TSN) site is the source of a variety of chemical emissions. RIVM has investigated the extent to which several of these substances – at the levels they are currently being emitted into the air – affect the health of local residents. This was done by examining the effects of multiple substances and dust, noise and odour nuisance, all considered in conjunction with one another.

The research confirmed that the emissions from the Tata Steel site contribute to the quantities of particulate matter, nitrogen dioxide, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and metals in the immediate surroundings. In particular, the emissions of particulate matter and nitrogen dioxide and dust, odour and noise nuisance increases the likelihood of adverse health effects. As a result, local residents are at a slightly elevated risk of asthma, lung cancer and premature death. The likelihood of these effects is highest in Wijk aan Zee and decreases the further away from the Tata Steel site.

Due to exposure to particulate matter and nitrogen dioxide emitted from the Tata Steel site, Wijk aan Zee residents have a life expectancy that is 2.5 months lower on average. The emissions also lead to an increased risk of lung cancer. We have calculated that approximately 4% of the future cases of lung cancer in Wijk aan Zee will be attributable to the current emissions of particulate matter from the Tata Steel site. The exposure to nitrogen dioxide increases the likelihood of asthma among children under the age of 18 in the surrounding area. Here, the effect is also greatest in Wijk aan Zee: around 3% of future cases will be associated with the current emissions.

A large portion of people living in the IJmond region experience dust, odour and noise nuisance from industry. In Wijk aan Zee, the percentage can be as high as 80%. Residents have also reported sleep disturbance. In addition, they have concerns about their health in connection with the proximity to the industrial estate. Nuisance can result in adverse health effects, such as stress and cardiovascular disease.

The best way to mitigate these effects is to reduce the quantities of dust, odour, noise, particulate matter and nitrogen dioxides being emitted, thereby decreasing the exposure to these factors in the surrounding area. Public health will also benefit from reducing the emissions of PAHs and lead, so that less of these substances end up in the environment as well.

In order to calculate the health risks, RIVM has examined the 'chain' from source to health. It did so by studying the quantities of chemicals being emitted from the Tata Steel site, how these spread through the

environment via the air and how much of them is ultimately deposited onto the ground. Next, RIVM looked at how these factors affect the local residents' chances of experiencing adverse health effects.

Emissions from the Tata Steel site contribute significantly to air pollution and the deposition of lead and PAHs in the surrounding area. For local residents, this comes on top of their exposure to these substances from other sources in the Netherlands, such as shipping, and from sources in other countries.

People living near Tata Steel are exposed to a variety of substances at the same time, increasing the risk of a wide range of adverse health effects. RIVM feels it is important to learn more about the possible effects of these cumulative risks. Additionally, greater insight is needed into the effects of nuisance on health.

The results of the research can be used to improve health and the environment in the IJmond region. The chain approach (proof of concept) could also be applied in other situations in order to study health effects in a given region in conjunction with each other.

Keywords: health risks, Tata Steel Netherlands, emissions, exposure, IJmond region, proof of concept

Inhoudsopgave

Samenvatting – 13

1 Algemene inleiding – 21

- 1.1 Aanleiding en doel van het rapport – 21
- 1.2 Uitwerking van het gebruikte concept en reikwijdte – 22
 - 1.2.1 Bron – 23
 - 1.2.2 Uitstoot, verspreiding, concentratie, blootstelling – 23
 - 1.2.3 Gezondheid – 24
- 1.3 Proof-of-concept – 25
- 1.4 Leeswijzer – 26

DEEL I Algemene beschrijving van de keten 'industriële bron → emissies naar lucht → verspreiding en depositie van stoffen → blootstellingsroutes → gevolgen voor gezondheid en welzijn' – 29

2 Van industriële bron tot en met blootstelling – 31

- 2.1 Bronnen en emissies – 31
 - 2.1.1 Emissies bij staalproductie – 32
 - 2.1.2 Potentieel belangrijke stoffen en stofgroepen – 33
 - 2.1.3 Invloed van fysisch/chemische vorm en van emissiekenmerken – 33
 - 2.1.4 Andere bronnen van schadelijke stoffen in de IJmond – 35
- 2.2 Verspreiding en depositie – 35
 - 2.2.1 Invloed emissiehoogte en warmte-inhoud – 35
 - 2.2.2 Verspreiding en depositie van gasvormige verontreinigingen en fijnstof – 36
 - 2.2.3 Verspreiding en depositie van grof stof – 36
 - 2.2.4 Rekenmodellen – 37
 - 2.2.5 Metingen in de omgeving – 39
- 2.3 Blootstelling – 40
 - 2.3.1 Rekenvoorschriften voor blootstelling – 40
 - 2.3.2 Relevante blootstellingsroutes in de IJmond – 41

3 Gezondheid en kwaliteit leefomgeving – 43

- 3.1 Stoffen en mogelijke gezondheidsrisico's en effecten – 43
 - 3.1.1 Stoffen met en zonder drempelwaarde – 43
 - 3.1.2 Zeer Zorgwekkende Stoffen – 44
 - 3.1.3 Stikstofoxiden (NO_x) – 44
 - 3.1.4 Fijnstof – 45
 - 3.1.5 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) – 47
 - 3.1.6 Metalen – 48
 - 3.1.7 Cumulatie van stoffen – 48
- 3.2 Hinder en effecten van hinder op gezondheid en welbevinden – 48
- 3.3 Determinanten van ervaren hinder – 49
- 3.4 Omgevingsveiligheid – 51
- 3.5 Normen en gezondheidsdeterminanten – 52
 - 3.5.1 Maximaal Toelaatbaar Risico – 52
 - 3.5.2 Luchtkwaliteitsnormen – 53
 - 3.5.3 DALY's, QALY's, LXL en MGR – 53
 - 3.5.4 Meten en berekenen van gezondheidseffecten – 54
 - 3.5.6 Gezondheidsbevorderende maatregelen – 55

DEEL II Samenvatting van vijftien jaar onderzoek naar de invloed van TSN en andere industriële bronnen in de IJmond op gezondheid en welzijn van omwonenden — 57

4 Resultaten van een breed onderzoeksprogramma uit de periode 2008-2009 — 59

- 4.1 Rapport 1: De invloed van Corus op de luchtkwaliteit in de leefomgeving — 59
- 4.2 Rapport 2: Historische immissies en depositie in de omgeving van Corus — 61
- 4.3 Rapport 3: Geografisch patroon van kanker in de IJmond en omstreken — 63
- 4.4 Rapport 4: Gezondheidsproblemen in de regio IJmond, zoals geregistreerd door de huisarts — 65
- 4.5 Acties volgend op de resultaten van het onderzoeksprogramma uit de periode 2008-2009 — 66
- 4.6 Overige rapporten — 67

5 Onderzoeksresultaten van meer recente datum — 69

- 5.1 Registratie van emissies — 69
- 5.1.1 ZZS-emissie-inventarisatie Tata Steel: — 70
- 5.2 Concentraties van luchtverontreinigende stoffen in lucht — 71
- 5.2.1 Luchtmeetnet — 71
- 5.2.2 Luchtkwaliteitsindex (LKI) — 74
- 5.2.3 Ultrafijnstof (UFP) — 75
- 5.3 PM₁₀-metingen met sensoren — 76
- 5.4 Bronnenonderzoek en inconsistenties tussen gemeten en berekende waarden — 78
- 5.5 Depositie van grof stof, met daarin PAK en metalen — 80
- 5.6 Gezondheid en beleving van hinder in de IJmondregio — 86
- 5.6.1 Ervaring van hinder en bezorgdheid over de woonsituatie. Acute gezondheidseffecten en chronische aandoeningen — 86
- 5.6.2 Incidentie van medicijngebruik — 87
- 5.6.3 Incidentie en prevalentie van kanker — 90
- 5.6.4 Ervaring van hinder en bezorgdheid over de woonsituatie — 92
- 5.7 Algemeen beeld — 93

DEEL III Kwantitatieve uitwerking van de bijdrage van emissies (fijnstof, NO₂, PAK en metalen) en hinder door TSN aan de gezondheidsrisico's van omwonenden: een 'proof-of-concept' — 95

6 Achtergrond, uitgangspunten en methode van de 'proof-of-concept' — 97

- 6.1 Aanleiding — 97
- 6.2 Uitgangspunten en methode proof-of-concept — 98

7 Fijnstof — 103

- 7.1 Inleiding — 103
- 7.2 Meetdata van fijnstof in de IJmond — 105
- 7.2.1 Trend van meetwaarden in de tijd — 112
- 7.2.2 Bijdragen van wegverkeer — 115
- 7.3 Beschikbare emissiegegevens en verspreidingsberekeningen — 118
- 7.3.1 Gehanteerde jaren — 118
- 7.3.2 Emissiegegevens — 118
- 7.3.3 Verspreidingsberekeningen in de huidige studie — 121
- 7.3.4 Invloed van bronhoogte en warmte-inhoud — 124
- 7.4 Schatting van de blootstelling aan fijnstof, afkomstig van TSN — 124
- 7.4.1 Ruimtelijk beeld — 125
- 7.5 Luchtkwaliteitsindex in de IJmond — 127

7.6	Gezondheidsrisico's en -effecten van fijnstof — 128
7.6.1	Inleiding — 128
7.6.2	Methode van kwantificering van de gezondheidsrisico's van fijnstof — 130
7.7	Schatting van de invloed van de uitstoot van fijnstof door TSN op de gezondheid van omwonenden — 137
7.7.1	Kwantificering van de gezondheidsrisico's van lange-termijnblootstelling — 137
7.7.2	Kwantificering van de gezondheidsrisico's van korte-termijnblootstelling — 141
7.7.3	Discussie over kwantificering van de gezondheidsrisico's van fijnstof — 148
7.8	Conclusies met betrekking tot fijnstof — 155
8	Stikstofdioxiden — 159
8.1	Inleiding — 159
8.2	Beschikbare emissiegegevens en verspreidingsberekeningen — 159
8.3	Meetdata van stikstofdioxide in de IJmond — 159
8.4	Schatting van de blootstelling aan NO ₂ , afkomstig van TSN — 164
8.5	Bijdragen van wegverkeer aan NO ₂ — 166
8.6	Luchtkwaliteitsindex — 167
8.7	Gezondheidsrisico's en effecten van NO ₂ — 168
8.7.1	Inleiding — 168
8.7.2	Methode van kwantificering van de gezondheidsrisico's van NO ₂ — 169
8.8	Schatting van de invloed van de uitstoot van NO ₂ door TSN op de gezondheid van omwonenden — 171
8.8.1	Kwantificering van de gezondheidsrisico's van lange-termijn blootstelling — 171
8.8.2	Kwantificering van de gezondheidsrisico's van korte-termijnblootstelling — 173
8.8.3	Discussie over kwantificering van de gezondheidsrisico's van NO ₂ — 175
8.9	Conclusies met betrekking tot NO ₂ — 177
9	Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) — 179
9.1	Inleiding — 179
9.2	Meetdata van PAK in de IJmond in lucht — 180
9.3	Beschikbare emissiegegevens en verspreidingsberekeningen voor lucht — 185
9.4	Meetdata van PAK aan in de IJmond neergedaald grof stof — 188
9.5	Bronnen, emissies, verspreiding en depositie van PAK in grof stof in de IJmond — 188
9.5.1	Bronnen, emissies, verspreiding en depositie van grof stof algemeen — 188
9.5.2	Bronnen, emissies, verspreiding en depositie van PAK in grof stof — 189
9.6	Schatting van de blootstelling aan PAK — 191
9.6.1	Lucht — 191
9.6.2	Gedeponeerd stof: ingestie en opname via de huid — 194
9.6.3	Lucht – inhalatieroute — 195
9.6.4	Bodem – ingestie en opname via de huid — 195
9.6.5	Voedsel — 195
9.7	Gezondheidsrisico's en -effecten van PAK — 196
9.8	Schatting van de invloed van de uitstoot van PAK door TSN op de gezondheid van omwonenden — 196
9.9	Discussie en conclusies met betrekking tot PAK — 199
10	Metalen — 201
10.1	Inleiding — 201
10.2	Meetdata van metalen in de lucht in de IJmond — 203
10.3	Beschikbare emissiegegevens en verspreidingsberekeningen voor lucht — 204
10.4	Meetdata van de depositie van metalen in de IJmond in neergedaald stof — 206
10.5	Bronnen, emissies, verspreiding en depositie van metalen in grof stof in de IJmond — 208

10.6	Schatting van de blootstelling aan lood en vanadium, afkomstig van TSN — 210
10.6.1	Lucht — 210
10.6.2	Gedeponneerd stof buiten — 212
10.6.3	Bodemingestie — 213
10.6.4	Voedsel — 213
10.7	Gezondheidsrisico's en -effecten van lood — 213
10.8	Discussie en conclusies met betrekking tot metalen — 216
11	Hinder — 219
11.1	Inleiding — 219
11.2	Stofhinder — 221
11.3	Geluidhinder — 223
11.3.1	Slaapverstoring — 224
11.4	Geurhinder — 224
11.5	Bezorgdheid over hinder — 226
11.6	Discussie en conclusie met betrekking tot hinder — 227
11.6.1	Meldingen van hinder — 227
11.6.2	Totaalbeeld — 228
12	Conclusies en beschouwing — 231
12.1	Inleiding — 231
12.2	Context en uitgangspunten — 233
12.2.1	Populatie — 233
12.2.2	Bronnen — 234
12.2.3	Emissies — 234
12.2.4	Correcties berekende luchtconcentraties — 235
12.3	Resultaten: milieukwaliteit en blootstelling — 236
12.3.1	Fijnstof: deeltjesvormige luchtverontreiniging kleiner dan 10 micrometer — 236
12.3.2	NO ₂ — 237
12.3.3	PAK — 238
12.3.4	Metalen (Lood) — 240
12.4	Resultaten: Gezondheidsrisico's en weging naar ziektelast — 242
12.4.1	Invloed op het dagelijkse leven: hinder, ongerustheid en slaapverstoring — 243
12.4.2	Risico op vervroegde sterfte door luchtverontreiniging fijnstof en NO ₂ — 244
12.4.3	Risico op (long)kanker door luchtverontreiniging fijnstof en PAK — 245
12.4.4	Risico op kanker door depositie PAK — 245
12.4.5	Risico op voorkomen van astma bij kinderen en adolescenten door luchtverontreiniging NO ₂ — 245
12.4.6	Risico op neurologische schade door luchtverontreiniging en depositie lood — 246
12.4.7	Acute effecten door kortdurende hogere blootstelling aan luchtverontreiniging PM ₁₀ , PM _{2.5} , NO ₂ — 246
12.4.8	Naar ziektelast gewogen risico's — 249
12.4.9	Ruimtelijke spreiding in gezondheidsrisico's — 251
12.5	Conclusies — 251
12.5.1	Wat is de invloed van emissies van het TSN-terrein op de omgevingskwaliteit? — 252
12.5.2	Wat is de invloed van emissies van het TSN-terrein op de blootstelling? — 252
12.5.3	Wat is de invloed van emissies van het TSN-terrein op de gezondheid? — 253
12.5.4	Wat weten we over het relatieve belang van verschillende emissies van het TSN-terrein voor ziektelast? — 254
12.6	Beschouwing en toepasbaarheid — 254
12.6.1	Beschouwing proof-of-concept — 254
12.6.2	Mogelijke toepassing van de resultaten voor de situatie TSN — 256
12.6.3	Generieke toepasbaarheid van de aanpak — 257

Dankwoord – 259

Referenties – 261

Bijlage 1 – 275

Bijlage 2 – 281

Bijlage 3 – 283

Bijlage 4 – 289

Bijlage 5 – 293

Bijlage 6 – 307

Bijlage 7 – 318

Samenvatting

Hoofdboodschap

De huidige uitstoot vanaf het terrein van Tata Steel Nederland (TSN) zorgt voor extra gezondheidsrisico's voor bewoners van de IJmond. De extra gezondheidsrisico's zijn vooral toe te schrijven aan hinder door neergedaald stof, geur, geluid en blootstelling aan fijnstof en stikstofdioxide. Daarom kan de meeste gezondheidswinst worden behaald door de uitstoot van stof, geur, geluid, fijnstof en stikstofoxiden te verminderen die daadwerkelijk leidt tot verminderde blootstelling in de leefomgeving. Verder is er nog gezondheidswinst te halen door de uitstoot van PAK en lood te verminderen, zodat deze ook minder in de leefomgeving terechtkomen.

Het RIVM heeft inzichtelijk gemaakt wat voor bewoners van de IJmond de gezondheidsrisico's zijn van een deel van de chemische stoffen die Tata Steel uitstoot en van geluid, geur en stof. Hiervoor is gekeken naar de keten van uitstoot, verspreiding, concentratie en blootstelling tot gezondheidsrisico's. Voor de situatie van de leefomgeving rondom het terrein van TSN is dit als proof-of-concept gedaan door de effecten van meerdere stoffen en hinder door stof, geluid en geur in samenhang te bekijken. De gezondheidsrisico's zijn berekend op basis van de huidige uitstoot.

Uit de analyses volgt dat huidige uitstoot vanaf het TSN-terrein aanzienlijk bijdraagt (tientallen procenten) aan luchtconcentraties en depositie van fijnstof, stikstofdioxide, PAK en metalen in de omgeving. Deze bijdrage zorgt voor hogere concentraties op leefniveau, waardoor bewoners van de IJmond extra aan deze stoffen worden blootgesteld. Het komt namelijk bovenop een blootstelling aan deze stoffen uit andere bronnen. Daarnaast ervaart een groot deel van de bewoners van de IJmond, (ernstige) hinder door stof, geur en geluid, evenals slaapverstoring en zorgen over de gezondheid in relatie tot de aanwezigheid van industrie.

De bijdrage van het TSN-terrein aan de gezondheidsrisico's (astma bij kinderen, kanker, vroegtijdige sterfte, acute luchtwegklachten) is in dit onderzoek zoveel mogelijk in getallen uitgedrukt. Een groot deel van de bewoners van de IJmond (oplopend tot 80 procent in Wijk aan Zee) ervaart hinder door stof, geur en geluid. Door de blootstelling aan fijnstof en stikstofdioxide leven bewoners van Wijk aan Zee naar verwachting gemiddeld 2,5 maanden korter. Daarnaast veroorzaakt de uitstoot een grotere kans op longkanker. Er is berekend dat ongeveer 4 procent van de nieuwe gevallen van longkanker in Wijk aan Zee is toe te schrijven aan de blootstelling aan fijnstof door de uitstoot vanaf het TSN-terrein. De blootstelling aan stikstofdioxide vergroot de kans op astma bij kinderen tot 18 jaar. Ook hierbij is het effect het grootst in Wijk aan Zee: verwacht wordt dat ongeveer 3 procent van de toekomstige gevallen met de huidige uitstoot zal samenhangen. De resultaten van het onderzoek kunnen gebruikt worden om de gezondheid en de leefomgeving in de IJmond te verbeteren. De

ketenaanpak (proof-of-concept) kan ook voor andere situaties worden gebruikt om gezondheidsrisico's in een gebied in samenhang te bekijken, waarbij elke situatie wel vraagt om maatwerk in keuzen voor onder andere stoffen en gezondheidseffecten die worden beschouwd. Dit zijn de belangrijkste resultaten van de studie die het RIVM heeft uitgevoerd in opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat.

Aanleiding en doelstelling

Al heel lang zijn er vragen over de relatie tussen de activiteiten op het TSN-terrein en de mogelijke gezondheidseffecten voor bewoners van de IJmond. Veel omwonenden van het industrieterrein van TSN maken zich zorgen over hun gezondheid en over de kwaliteit van hun leefomgeving vanwege de uitstoot van chemische stoffen van TSN. Ook de politiek en de overheid maken zich zorgen en willen met het bedrijf afspraken maken ('maatwerkafspraken') om de kwaliteit van de leefomgeving te verbeteren door minder uit te stoten en minder hinder te veroorzaken. In de afgelopen jaren is veel onderzoek gedaan naar de situatie in de IJmond. Dat heeft veel kennis opgeleverd. De meeste studies behandelen een (beperkt) deel van 'de keten' van bron tot gezondheid, waardoor ze niet voldoende inzicht geven voor de maatwerkafspraken. Er is daarom behoefte aan een overzicht van de beschikbare kennis en aan een breder inzicht in de keten van bron, via emissie, verspreiding, concentraties en depositie, blootstelling, tot gezondheidsrisico's en de kwaliteit van de leefomgeving.

Het doel van dit onderzoek is om inzichtelijk te maken wat de bijdrage van de huidige emissies van stoffen door TSN is aan de blootstellingen en gezondheidsrisico's voor bewoners in de IJmond en de kwaliteit van de leefomgeving.

Om hier inzicht in te krijgen heeft het RIVM de ketenbenadering als methode uitgewerkt als *proof-of-concept* voor de situatie van TSN. Dit is gedaan op basis van de beschikbare informatie en kennis.

Werkwijze proof-of-concept

Het basisconcept van deze studie is vereenvoudigd samen te vatten tot:

Bron → Uitstoot → Verspreiding → Concentratie → Blootstelling → Gezondheid

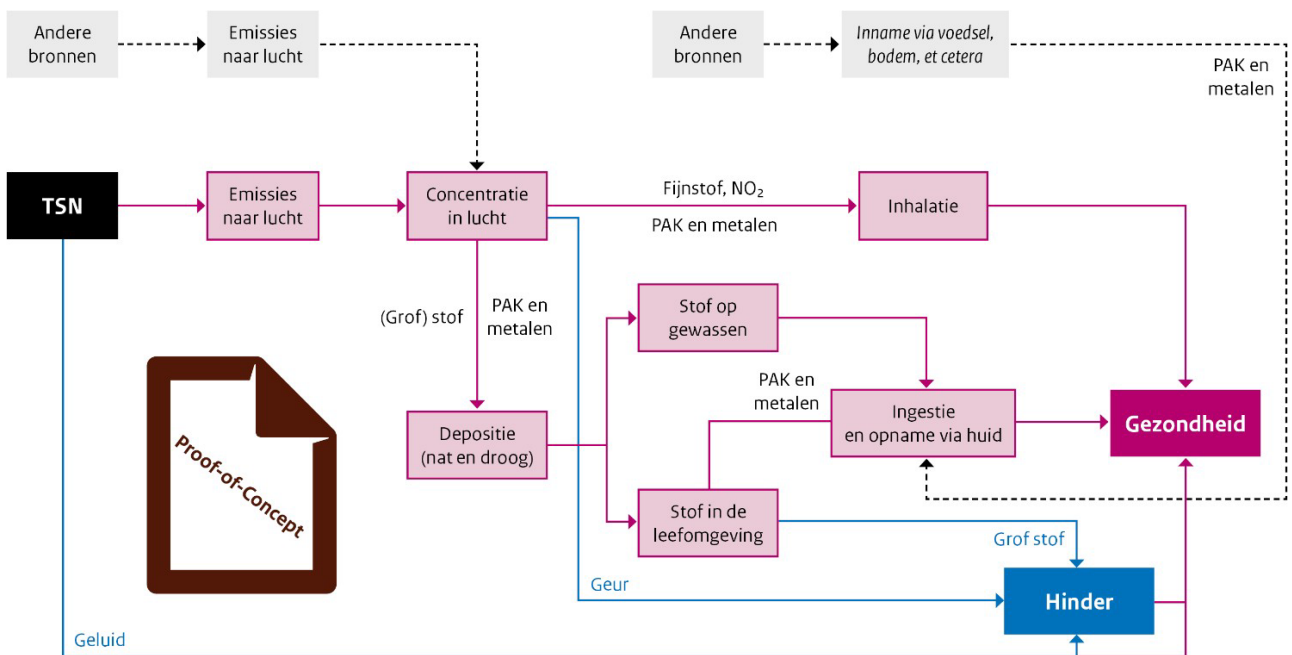
Hierbij staat 'uitstoot' voor stoffen, en stressoren die ook hinder kunnen veroorzaken. Uiteindelijk hebben die stoffen en stressoren verschillende effecten op de gezondheid die voor de omwonenden weer bij elkaar komen en opstapelen. Elk onderdeel van dit concept is in de studie ingevuld op basis van bestaande kennis en informatie. Dit onderzoek bevat een algemene beschrijving van de keten (deel 1) en een overzicht van vijftien jaar onderzoek naar de invloed van TSN en andere industriële bronnen in de IJmond op gezondheid en de leefomgeving van omwonenden (deel 2). De resultaten van deze twee delen vormen de input voor de proof-of-concept (deel 3).

Bij de invulling van de onderdelen van het concept voor de situatie van TSN zijn keuzes gemaakt, waarvan de belangrijkste hieronder zijn benoemd. Dit laat ook de scope van het onderzoek zien.

- De focus voor de studie zijn de emissies van chemische stoffen die op het TSN-terrein (naast TSN zijn er andere bronnen op het terrein) worden uitgestoten. Het TSN-terrein is niet de enige bron in de IJmond die uitstoot veroorzaakt. Die komt bijvoorbeeld ook van andere bedrijven, verkeer en scheepvaart. In de uitwerking van het concept wordt hier zo goed mogelijk rekening mee gehouden.
- Er is alleen naar uitstoot naar de lucht gekeken. Als vuistregel geldt namelijk dat uitstoot naar lucht eerder tot gezondheidsproblemen leidt dan een lozing van eenzelfde hoeveelheid stof naar water of bodem. Een deel van de emissies naar lucht zal via depositie als stof in de omgeving neerkomen.
- Hinder door stof, geur en geluid wordt ook in deze studie meegenomen, omdat bekend is dat hinder van invloed is op de gezondheid en de leefomgeving van mensen.
- De proof-of-concept is uitgewerkt voor een geselecteerd aantal stoffen waarvan bekend is dat ze voor de gezondheid belangrijk zijn én waarover al relatief veel kennis bestaat over de relatie tussen emissies, verspreiding, blootstelling en gezondheidseffecten en risico's.
- De selectie van de relevante stoffen/stressoren en blootstellingsroutes (inademen, inhalatie), huidcontact (dermaal), inslikken (ingestie)) is gebaseerd op informatie uit beschikbare onderzoeken uit de afgelopen jaren. Daarmee kwamen we uit op fijnstof, stikstofdioxide, PAK, metalen (lood) en hinder door stof, geur en geluid.
- We kijken naar gezondheidsrisico's voor omwonenden en de kwaliteit van de leefomgeving als gevolg van huidige emissies en hinder vanaf het TSN-terrein. Daarvoor maken we gebruik van beschikbare informatie over de uitstoot vanaf het TSN-terrein in de afgelopen jaren. Dit houdt in dat de resultaten van deze studie antwoord geven op de vraag welke gezondheidsrisico's omwonenden lopen als de situatie blijft zoals die nu is.
- Op basis van de meest recente inzichten over (eventuele) gezondheidseffecten van de geselecteerde stoffen en blootstellingsroutes is de invloed van de desbetreffende stof op het gezondheidsrisico voor omwonenden berekend. Daarbij is kwantitatief gekeken naar:
 - Sterfterisico (uitgedrukt in verkorting van levensduur) als gevolg van fijnstof (PM_{2,5}, PM₁₀) en stikstofdioxide (NO₂);
 - Longkanker als gevolg van fijnstof (PM_{2,5}, PM₁₀) en inademing van PAK;
 - Astma bij kinderen en adolescenten als gevolg van stikstofdioxide;
 - Kanker door blootstelling aan PAK via inslikken of huidcontact;

- (Spoed)opname in het ziekenhuis door astma-aanval als gevolg van fijnstof ($PM_{2,5}$, PM_{10}) en stikstofdioxide (NO_2);
- Dagelijkse luchtwegklachten onder volwassenen met COPD als gevolg van fijnstof (PM_{10});
- Neurologische schade (uitgedrukt in IQ-verlies) als gevolg van lood.
- Bij de effecten van hinder is bekeken in welke mate en frequentie bewoners hinder hebben door stof, geur en geluid in hun leefomgeving. Dit is gedaan op basis van percentages gehinderden.

Op grond van bovenstaande is het concept uitgewerkt tot onderstaande figuur.



Figuur 1 Basisconcept van het verband tussen emissies en gezondheidsrisico's.

De meerwaarde van deze proof-of-concept is dat het de gezondheidsrisico's en de kwaliteit van de leefomgeving in samenhang beschouwt, gerelateerd aan de uitstoot van verschillende stoffen en stressoren van het TSN-terrein. Hierbij moet worden gezegd dat de studie niet volledig is, onder andere vanwege grenzen aan beschikbare informatie en kennis.

Uitwerking

In de proof-of-concept zijn eerst per stof (fijnstof, stikstofdioxide, PAK, metalen) de gezondheidsrisico's bepaald en voor hinder het percentage gehinderden in kaart gebracht. Daarna zijn deze verschillende resultaten bij elkaar gebracht.

De beschikbaarheid en het gebruik van meet- en emissiedata is een belangrijke factor geweest bij de uitwerking van de effecten van de

geselecteerde stoffen. In de studie zijn beschikbare meetdata (onder andere van het luchtmeetnet) en emissiedata, onder andere via de Emissieregistratie en via ZZS-informatie van TSN, gebruikt. Bij meetdata heb je te maken met data over milieukwaliteit waar de bijdragen van meerdere bronnen in zitten. Voor de analyse zijn de windrichtingen (pollutierozen) verdisconteerd in de data, om zo tot een dataset te komen van concentratiebijdragen die van het TSN-terrein komen. Vervolgens is met berekeningen nagegaan of de data over de uitstoot en de metingen met elkaar corresponderen. Dat bleek niet altijd voldoende het geval te zijn. Daarom zijn de concentratiebijdragen, die zijn berekend op basis van de emissiedata, geschaald om ze beter te laten overeenkomen met de meetdata.

Daarna zijn modelberekeningen gedaan om de blootstelling van de omwonenden aan de uitstoot van TSN te bepalen. Hierbij is rekening gehouden met de locaties van de meetpunten en de locaties waar de inwoners in de beschouwde woonclusters wonen. Vervolgens zijn op basis van kennis over depositie, concentraties, blootstelling, dose-responsrelaties de gezondheidsrisico's bepaald. Door de gemaakte keuzen en aannames ontstaan uiteraard onzekerheden in de resultaten van het onderzoek.

Resultaten

Hieronder staan de bijdragen vanaf het TSN-terrein ten opzichte van totale concentraties, depositiehoeveelheden of hinder in de omgeving. Daarna laten we zien wat dat betekent voor de blootstelling van omwonenden en de gezondheidsrisico's.

Uit onze studie volgt dat emissies vanaf het TSN-terrein relatief een groot aandeel leveren aan fijnstof en NO₂, en dat het terrein de grootste bron is van PAK, lood en metalen in de omgeving. De (afgeronde) bijdragen van het TSN-terrein ten opzichte van de totale concentraties zijn:

- PM₁₀ luchtconcentraties 6-28% (bijdrage van 1,0-6,5 µg/m³);
- PM_{2.5} luchtconcentraties 3-17% (bijdrage van 0,3-1,7 µg/m³);
- NO₂ luchtconcentraties 10-20% (bijdrage van 1,7-2,8 µg/m³);
- PAK(BaP) luchtconcentraties 45-83% (bijdrage van 0,04-0,24 ng/m³);
- PAK depositie 0-64% (bijdrage van 0-0,54 µg/m²/d);
- Lood luchtconcentraties 14-50% (bijdrage van 0,56-3,3 ng/m³);
- Looddepositie 0-62% (bijdrage van 0-23 µg/m²/d).

In de meeste gevallen is de hoogste bijdrage in Wijk aan Zee en dat neemt af naarmate het wooncluster verder van het TSN-terrein aflight. Om de bijdragen van het TSN-terrein in perspectief te plaatsen, zijn voor de stoffen in de lucht de totale luchtconcentraties op leefniveau vergeleken met wettelijke grenswaarden en gezondheidskundige advieswaarden. Daaruit volgt dat de wettelijke grenswaarden niet worden overschreden. Dat is veelal wel het geval bij de referentiewaarden die de WHO gebruikt en de gezondheidskundige advieswaarden.

De totale luchtconcentraties PM_{2,5}, PM₁₀, en NO₂ leiden tot blootstellingen via inhalatie die, ook zonder bijdrage van TSN, al boven de gezondheidkundige advieswaarde (GAW) liggen. Daar komt de blootstelling aan concentratiebijdragen vanaf het TSN-terrein nog bovenop. Daarnaast is er een extra blootstelling aan lood en PAK door emissies vanaf het TSN-terrein via inhalatie, inslikken en huidcontact. Ook hier geldt dat deze blootstelling bovenop de blootstelling komt die, bijvoorbeeld voor lood via voeding en drinkwater, al boven het niveau ligt dat als wenselijk wordt beschouwd.

In alle woonclusters in de IJmond zorgen emissies vanaf het TSN-terrein van fijnstof, NO₂, PAK en lood voor extra gezondheidsrisico's door blootstelling via inademing, inslikken en huidcontact. De bijdragen van emissies vanaf het TSN-terrein en de hiermee samenhangende gezondheidsrisico's verschillen per wooncluster, waarbij de grootste bijdrage meestal in Wijk aan Zee is. De volgende gezondheidsrisico's zijn toe te schrijven aan luchtmissies vanaf het TSN-terrein. Bij hinder, slaapverstoring en bezorgdheid wordt dit weergegeven in het percentage omwonenden uit de omgeving die hinder ervaren:

- Hinder door stof: 81% in Wijk aan Zee tot 20% in Heemskerk;
- Hinder door geur: 77% in Wijk aan Zee tot 9% in Heemskerk;
- Hinder door geluid: 62% in Wijk aan Zee tot 13% in Heemskerk;
- Slaapverstoring: 42% in Wijk aan Zee tot 4% in Heemskerk;
- Bezorgdheid over hun gezondheid door industrie: 79% in Wijk aan Zee tot 18% in Heemskerk;
- Berekende levensduurverkorting door fijnstof en NO₂: ongeveer 2,5 maand in Wijk aan Zee tot 0,6 maand in Heemskerk;
- Berekende (long)kankerrisico's door fijnstof en PAK: ongeveer 4% van de jaarlijkse nieuwe gevallen van longkanker in Wijk aan Zee is hieraan toe te schrijven; dit is 0,7% in Heemskerk;
- Astma bij kinderen en adolescenten door NO₂: er is berekend dat ongeveer 3% van de jaarlijkse nieuwe gevallen van astma in Wijk aan Zee hieraan is toe te schrijven; dit is 2% in Heemskerk;
- Neurologische schade door lood: ongeveer 0,2 punt IQ verlies in Beverwijk tot 0,02 in Heemskerk.
- Voor acute luchtwegklachten bij volwassenen met COPD door verhoogde fijnstofconcentraties is berekend dat 5-9% van de acute luchtwegklachten in Wijk aan Zee hieraan is toe te schrijven. Echter kan hierbij niet worden bepaald wat het aandeel van het TSN-terrein is.

Voor omwonenden van het TSN-terrein komen verschillende stoffen en stressoren en hiermee gezondheidsrisico's van één enkele bron samen. Er zijn weliswaar plekken in Nederland met veel hinder en/of hoge(re) concentraties van één of twee stoffen, maar daarbij is niet of minder dan in de IJmond sprake van een stapeling van risico's door een enkele bron. Door de ketenbenadering van deze proof-of-concept hebben we inzichtelijk gemaakt hoe de huidige emissies van het TSN-terrein bijdragen aan de gezondheidsrisico's in de IJmond.

Voor kortdurende verhoogde blootstellingen is het nog niet goed mogelijk om de gezondheidseffecten van deze pieken in de uitstoot te kwantificeren. Wel zijn de gezondheidsrisico's en de hinder die worden

veroorzaakt door piekblootstellingen te verminderen door piekblootstelling minder vaak te laten plaatsvinden.

Het onderzoek bevestigt dat de uitstoot van het Tata Steel-terrein bijdraagt aan de hoeveelheid fijnstof, stikstofdioxide, PAK en metalen in de lucht en op de grond in de directe leefomgeving. Vooral de uitstoot van fijnstof, stikstofoxiden en de hinder door stof, geur en geluid vergroten de kans op gezondheidseffecten. De meeste winst voor de gezondheid is te bereiken door de hinder van geur, geluid en stof en de uitstoot van fijnstof en stikstofoxiden te verminderen, die gericht is op de afname van de blootstelling in de leefomgeving. Er is verder nog gezondheidswinst te halen door de uitstoot van PAK en lood te verminderen zodat deze ook minder in de leefomgeving terecht komen.

De resultaten van deze studie kunnen gebruikt worden bij keuzes om de gezondheidsrisico's van omwonenden van het TSN-terrein te verminderen. Bij de afweging van beleidsopties en maatregelen kunnen verschillende indicatoren en beschermdoelen worden gebruikt. Bij de indicatoren kan gekeken worden naar cijfers over hinder, risico op verschillende gezondheidseffecten, vergelijking van concentraties of blootstelling met advieswaarden. Bij de beschermdoelen kan gekeken worden naar gezondheidswinst of vermindering van gezondheidsrisico's bij de hele blootgestelde bevolking of bij subgroepen zoals kinderen of de meest belaste woonclusters.

Ten slotte kunnen de ketenaanpak en resultaten van de proof-of-concept verder ontwikkeld en gebruikt worden in andere situaties om de gevolgen van blootstelling aan verschillende stoffen en stressoren met kans op verschillende gezondheidseffecten in een gebied in samenhang te bekijken. Voor dit laatste zijn enkele lessen getrokken, onder andere over de beschikbaarheid van gegevens, stapeling van risico's en het duiden van hinder op gezondheidseffecten.

1 Algemene inleiding

1.1 Aanleiding en doel van het rapport

Veel omwonenden van het industrieterrein van Tata Steel Nederland (TSN) in de IJmond, zowel dichtbij als verder weg, maken zich zorgen over hun gezondheid en over de kwaliteit van hun leefomgeving. Die zorgen zijn niet van vandaag of gisteren: de staalfabriek in de IJmond¹ ligt vanwege zijn uitstoot van milieuschadelijke stoffen al tientallen jaren met enige regelmaat onder het vergrootglas. Ook de afgelopen jaren is er veel publieke en politieke aandacht voor de emissies door TSN geweest. Ditmaal onder andere getriggerd door frequente emissies van stof, zogenoemde 'grafietregens' waarin relatief hoge concentraties bleken te zitten van polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) en metalen als lood, ijzer en vanadium (Geraets and Schulpen 2019, Mennen et al. 2021, Elberse et al. 2021b, Mennen et al. 2022, Mennen et al. 2023).

De zorgen van omwonenden worden gedeeld door politiek en overheid. Er zijn daarom meerdere initiatieven opgestart om de situatie te verbeteren (IenW 2021). Naast de gangbare manieren via vergunningverlening, toezicht en handhaving en initiatieven van het bedrijf zelf (TSN 2023a) willen de ministeries van Economische Zaken en Klimaat (EZK) en van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) met TSN² 'bovenwettelijke' afspraken maken: in ruil voor subsidie moet TSN dan – sneller dan wettelijk kan worden afgedwongen – de uitstoot reduceren van CO₂, stoffen en hinderlijke factoren die de gezondheid van omwonenden en de kwaliteit van de leefomgeving aantasten. Bij deze zogenoemde maatwerkafspraken krijgt gezondheid dus een prominente rol (EZK 2022, IenW 2022). EZK en IenW willen de maatwerkafspraken met TSN begin 2024 vastleggen (IenW 2023a). Medio 2022 is door betrokkenen hieromtrent al een intentieverklaring getekend (EZK et al. 2022).

In de afgelopen jaren is veel onderzoek gedaan naar de situatie in de IJmond. Dat heeft veel kennis opgeleverd. Tegelijkertijd behandelen de meeste studies een (beperkt) deel van 'de keten' van bron tot gezondheid en zijn daardoor niet voldoende om inzicht te geven voor de maatwerkafspraken. Er is daarom behoefte aan een samenvatting van de beschikbare kennis en aan een breder inzicht in de keten van bron, via emissie, verspreiding, concentratie en depositiehoeveelheden, blootstelling, tot gezondheidsrisico's en de kwaliteit van de leefomgeving. Daarvoor wil je voor iedere relevante stof, stofgroep en stressor weten wat er gebeurt in die keten, van de bron tot uiteindelijk het (eventueel) gecombineerde effect. Centraal staat daarom de vraag wat het (kwantitatieve) verband is tussen de huidige uitstoot op het

¹ Tussen 1918 en 1996 heette deze staalfabriek Koninklijke Nederlandse Hoogovens en Staalfabrieken en daarna tot 1999 Koninklijke Hoogovens. Tussen 1999 en 2007 stond deze fabriek bekend als Corus IJmuiden. Vanaf 2007 werd de naam Tata Steel gebruikt: tot 2021 was dat Tata Steel Europe IJmuiden en vanaf 2021 Tata Steel Nederland IJmuiden. Als we het in dit rapport over Tata Steel Nederland of TSN hebben, bedoelen we het Tata Steel terrein bij IJmuiden.

² En met andere bedrijven uit de top-20 van grootste uitstoters van CO₂ in Nederland.

terrein van TSN en de kwaliteit van de leefomgeving en de gezondheidsrisico's voor de omwonenden. Voor de beantwoording van de vraag zal een methode worden gebruikt die, op basis van de beschikbare informatie en kennis, voor de situatie van TSN zoveel mogelijk kan worden ingevuld als proof-of-concept.

Dit leidt tot de volgende doelstelling:

Inzichtelijk maken wat de bijdrage van de huidige emissies van stoffen door TSN is aan de blootstellingen en gezondheidsrisico's voor bewoners in de IJmond en de kwaliteit van de leefomgeving.

De resultaten van deze studie kunnen door beleidsmakers en TSN gebruikt worden bij keuzes om de gezondheidsrisico's van omwonenden door emissies te verminderen en de kwaliteit van hun leefomgeving te verbeteren. Daarnaast kunnen de ontwikkelde werkwijze en de resultaten van de proof-of-concept gebruikt worden voor andere situaties waar dezelfde soort inzichten nodig zijn.

Bij de bovenstaande doelstelling komen verschillende vragen naar voren, zoals:

- Wat is de uitstoot van TSN?
- Wat is de relatie tussen de uitstoot van TSN en de gezondheidsrisico's voor omwonenden?
- Welke invloed heeft de uitstoot van TSN op de kwaliteit van de leefomgeving en hinder?
- Welke effecten heeft hinder op de gezondheid?
- In hoeverre is het mogelijk om de relatie tussen uitstoot en gezondheid voor de verschillende stoffen/stressoren te kwantificeren?
- Hoe verhouden de effecten van blootstelling aan de verschillende stoffen en stressoren zich tot elkaar? Wat is bijvoorbeeld het effect van al die stoffen en stressoren samen ('cumulatie')?

1.2 Uitwerking van het gebruikte concept en reikwijdte

De invulling van de doelstelling en de beantwoording van de bijbehorende vragen over de situatie rondom TSN is onder andere afhankelijk van de beschikbare informatie over de verschillende relevante stoffen en stressoren, kennis over de blootstellingsroutes en de vertaling daarvan naar gezondheid, de kwaliteit van de leefomgeving en hinder. In deze paragraaf hebben we daarom het concept dat we hanteren op hoofdlijnen beschreven en gaan we in op de keuzes die zijn gemaakt voor de situatie van TSN. Dit geeft aan welke scope we hebben gehanteerd in deze studie.

Het basisconcept van deze studie is vereenvoudigd samen te vatten tot:

Bron → Uitstoot → Verspreiding → Concentratie → Blootstelling → Gezondheid

Hierbij staat 'uitstoot' voor vele stoffen en stressoren die ook hinder kunnen veroorzaken. Uiteindelijk hebben die stoffen en stressoren verschillende effecten op de gezondheid die voor de omwonenden weer bij elkaar komen en cumuleren. Elk onderdeel van dit concept is in de

studie nader ingevuld. Ook geldt dat bij elk van de onderdelen keuzes zijn gemaakt, waarvan de belangrijkste hieronder zijn benoemd.

1.2.1 *Bron*

De focus voor de studie zijn de bronnen van milieuverontreinigende stoffen die op het TSN-terrein (naast TSN zijn er andere bronnen op het terrein) worden uitgestoten. Het TSN-terrein is niet de enige bron in de IJmond die uitstoot veroorzaakt, ook andere bedrijven en bijvoorbeeld activiteiten als verkeer en scheepvaart veroorzaken uitstoot. In de uitwerking van het concept wordt hiermee rekening gehouden door onderscheid te maken tussen 'TSN als bron' (dat wil zeggen, bronnen op het TSN-terrein) en 'andere bronnen'.

Hierbij is het belangrijk op te merken dat we niet inzoomen op activiteiten buiten het terrein van TSN die wel zijn gerelateerd aan TSN. Een deel van het verkeer en scheepvaart vindt bijvoorbeeld plaats vanwege TSN. Dat kan ook gelden voor andere industriële bedrijven die leverancier of afnemer van TSN zijn. Ook activiteiten op gebied van afvalstromen zoals staalslakken³ worden niet meegenomen. Die gerelateerde activiteiten vallen buiten de scope van de analyse en worden in deze studie dus niet toegerekend aan TSN.

1.2.2 *Uitstoot, verspreiding, concentratie, blootstelling*

In de studie kijken we naar milieuverontreinigende stoffen die op het TSN-terrein worden uitgestoten. Milieuverontreinigende stoffen kunnen worden geloosd naar de compartimenten water, lucht of bodem. In deze studie is ervoor gekozen om alleen naar emissies naar de lucht te kijken. Daarvan gaan we na wat die betekenen voor de gezondheid en kwaliteit van de leefomgeving van omwonenden. Als vuistregel geldt namelijk dat een emissie naar lucht eerder tot gezondheidsproblemen leidt dan een lozing van eenzelfde hoeveelheid stof naar water of bodem. Bij emissie naar lucht is het traject tussen emissie en blootstelling van de mens over het algemeen korter en directer. Aanvullend hierop geldt dat uitstoot die leidt tot hinder door stof, geur en geluid ook wordt beschouwd in deze studie, omdat bekend is dat hinder van invloed is op de gezondheid en de leefomgeving van mensen. Eventuele schadelijke effecten voor milieu en klimaat vallen buiten de scope van deze studie.

Bij de verspreiding van de uitstoot spelen emissiekenmerken en weersomstandigheden een belangrijke rol. Dit leidt vervolgens tot blootstelling in de leefomgeving. Voor de keten van uitstoot-verspreiding-blootstelling is de keuze van de stoffen/stressoren die worden meegenomen zeer relevant. Er is voor gekozen om het concept uit te werken voor een geselecteerd aantal stoffen/stressoren. De aanname hierbij is dat het beschouwen van de emissies van, voor zover bekend, de meest relevante stoffen/stressoren een dusdanig inzicht geeft in de gevolgen hiervan voor de gezondheid en de kwaliteit van de leefomgeving van omwonenden, dat betrokkenen (overheid en bedrijf) op basis hiervan doelmatige verbeterafspraken kunnen maken. Voor de selectie van de relevante stoffen/stressoren baseren we ons op

³ Voor de duidelijkheid: lozingen die het gevolg zijn van verwerking staalslak op het terrein zelf worden wel meegenomen, maar wat er buiten het terrein met staalslak gebeurt (afvoerfase) dus niet.

beschikbare informatie uit een groot aantal onderzoeken dat afgelopen jaren is uitgevoerd. Dit heeft geleid tot de selectie van fijnstof, NO₂, PAK, metalen en hinder door stof, geur en geluid.

Een belangrijke vraag is hoe blootstellingen aan verschillende stoffen en stressoren cumuleren. Op relevante aspecten waarover momenteel wetenschappelijke inzichten voorhanden zijn, wordt deze vraag geadresseerd. De kennis hierover is echter nog zeer beperkt.

1.2.3

Gezondheid

In deze studie kijken we naar gezondheidsrisico's voor omwonenden en naar de kwaliteit van de leefomgeving, die het gevolg zijn van huidige emissies door TSN. Daarvoor maken we gebruik van beschikbare informatie over de uitstoot door TSN in de afgelopen jaren. De inzichten die hieruit voortkomen, kunnen gebruikt worden voor verbeterafspraken tussen overheid en bedrijf.

De studie richt zich op de gezondheidsrisico's voor de bewoners in de IJmond, waarbij we rekening houden met de verschillende woonclusters van de IJmond. We kijken niet naar risico's voor werknemers op het TSN-terrein door blootstellingen op de werkvloer van TSN. Verder kijken we ook niet naar de risico's die samenhangen met klimaatverandering door CO₂-emissies van TSN. CO₂ speelt wel een grote rol bij de vraagstukken rondom klimaatverandering, maar niet bij gezondheidsrisico's waar deze studie zich op richt.

De '*huidige*' blootstelling is het uitgangspunt van de studie, waarbij aangenomen wordt dat die blootstelling de komende jaren *niet* verandert. De resultaten moeten dus ook in dit licht geïnterpreteerd worden. Kort gezegd: de resultaten van deze studie geven antwoord op de vraag welke gezondheidsrisico's omwonenden lopen *als de situatie blijft zoals die nu is*. Deze inzichten kunnen (door overheid en bedrijf) gebruikt worden om helder te krijgen welke gezondheidswinst behaald kan worden door specifieke emissiereducties te realiseren.

In deze studie verklaren we niet in welke mate de huidige gezondheidssituatie te wijten is aan (historische) emissies door de staalfabriek. Een deel van de huidige gezondheidssituatie vindt namelijk zijn oorzaak in blootstellingen die in het (verre) verleden hebben plaatsgevonden. Dit houdt in dat dit rapport *geen* antwoord geeft op vragen of huidige gezondheidsklachten of ziekten bij omwonenden door uitstoot van bronnen van het TSN-terrein (kunnen) zijn veroorzaakt.

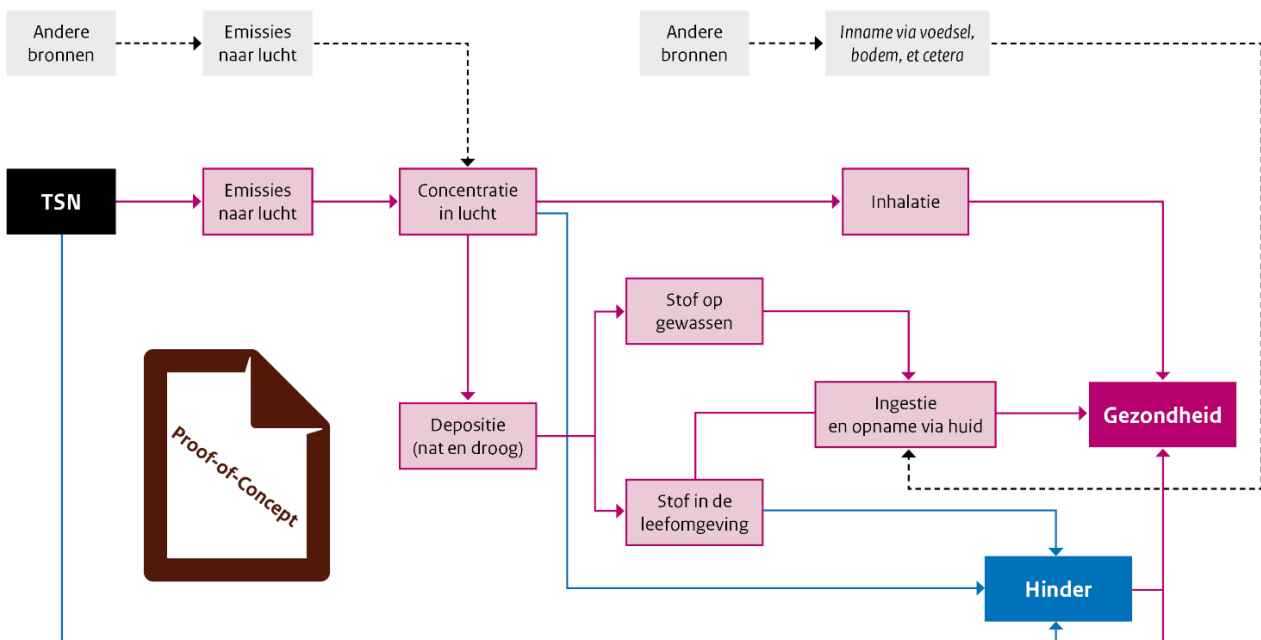
Wat de gezondheidsrisico's betreft, wordt in de uitwerking nagegaan in hoeverre het mogelijk is om die te kwantificeren en wordt bekeken hoe de uitkomsten van de verschillende stoffen/stressoren onderling te duiden zijn. Naast gezondheidsrisico's wordt ingegaan op de kwaliteit van de leefomgeving. Vaak worden in de omschrijving van een 'gezonde leefomgeving' de volgende drie aspecten uitgelicht:

1. het beschermen tegen nadelige gezondheidsrisico's en -effecten,
2. het beleven van een prettige leefomgeving,
3. het bevorderen van gezond gedrag.

In deze studie richten we ons op gezondheidsbescherming, waarbij we bij hinder ook ingaan op het beleven van een prettige leefomgeving. Het derde aspect (bevordering gezond gedrag) valt buiten de scope.

1.3 Proof-of-concept

Op grond van bovenstaande is het basisconcept (bron → gezondheid) uitgewerkt in de volgende figuur.



Figuur 2 Basisconcept van het verband tussen emissiebronnen enerzijds en gezondheid en hinder anderzijds.

Om dit concept nader in te vullen maken we onderscheid naar de volgende hoofdonderdelen:

1. Het in kaart brengen van de keten van 'TSN als bron' tot 'de kwaliteit van de leefomgeving en gezondheidsrisico's voor de omwonenden'. Deze keten bestaat uit verschillende onderdelen of factoren;
2. De beschikbare kennis en informatie over de stoffen/stofgroepen/stressoren die door TSN worden uitgestoten samenvatten en vervolgens gebruiken als input voor de onderdelen van de keten;
3. De betekenis van onderdelen 1 en 2 voor de gezondheidsrisico's voor omwonenden en de kwaliteit van hun leefomgeving inzichtelijk maken.

Er is voor gekozen om het rapport ook volgens deze driedeling op te bouwen (zie de leeswijzer). In onderdeel 3 van dit rapport wordt voor de selectie van stoffen/stressoren het (kwantitatieve) verband tussen uitstoot, gezondheid en hinder in onderlinge samenhang nader uitgewerkt. Dat is het 'proof-of-concept'-onderdeel van deze studie naar de bijdrage van TSN aan de huidige blootstelling, gezondheid en leefomgeving van de omwonenden in de IJmond.

De meerwaarde van het proof-of-concept ligt vooral in het in samenhang beschouwen van de gezondheidsrisico's en de kwaliteit van de leefomgeving, gerelateerd aan de emissies van meerdere stoffen en stressoren van het TSN-terrein. Hierbij geldt dat de voorliggende studie niet volledig is, onder andere vanwege grenzen aan beschikbare informatie en kennis. Tegelijkertijd geeft deze studie inzicht in een aanmerkelijk gedeelte van de problematiek en biedt ze aanbevelingen voor verdere aanpak.

1.4 Leeswijzer

Eind 2022 heeft het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat aan het RIVM gevraagd om een rapport op te stellen dat meer helderheid verschaft over de bijdrage van de emissies door TSN en de kwaliteit van de leefomgeving en gezondheidsrisico's voor omwonenden. Dat rapport ligt nu voor u. Het bestaat uit drie delen, die afzonderlijk leesbaar zijn:

- I. Algemene beschrijving van de keten 'industriële bron à emissies naar lucht à verspreiding en depositie van stoffen à blootstellingsroutes à gevolgen voor gezondheid';
- II. Samenvattingen van vijftien jaar onderzoek naar de invloed van TSN en andere industriële bronnen in de IJmond op gezondheid en de leefomgeving van omwonenden;
- III. Kwantitatieve uitwerking van de bijdrage van emissies door TSN (voor fijnstof, NO₂, PAK, metalen en hinder door stof, geur en geluid, slaapverstoring en bezorgdheid) aan de gezondheidsrisico's voor omwonenden en de kwaliteit van de leefomgeving: een proof-of-concept.

Deze onderdelen worden hieronder nader toegelicht.

Deel I van dit rapport (de hoofdstukken 2 en 3) geeft een algemene beschrijving van de keten van industriële bron tot de kwaliteit van de leefomgeving en gezondheidsrisico's, met nadruk op zaken die relevant zijn voor TSN. We willen hiermee inzichtelijk maken welke processen, parameters en begrippen relevant zijn in zo'n ketenanalyse en waarom het soms erg moeilijk is om de benodigde informatie boven water te krijgen. Dit rapportonderdeel is speciaal bedoeld voor mensen die bij dit dossier betrokken zijn, of zich betrokken voelen, maar geen technisch-wetenschappelijke achtergrond hebben.

In Deel II (de hoofdstukken 4 en 5) zetten we de resultaten van vijftien jaar onderzoek door met name RIVM, GGD en NIVEL naar de situatie in de IJmond op een rij. De meeste studies zijn in twee tijdclusters uitgevoerd, in 2008-2010 en in 2018-2022. In de tussenliggende jaren lag het accent op 'monitoring van de situatie'. Ongeveer vijftien jaar geleden is een uitgebreid onderzoeksprogramma uitgevoerd naar de impact van het toenmalige Corus op de gezondheid van de omwonenden. De resultaten daarvan zijn samengevat in hoofdstuk 4. Hoofdstuk 5 geeft een overzicht van de belangrijkste resultaten uit meer recent uitgevoerd onderzoek. De onderzoeksresultaten van Deel II dienen als onderbouwing voor de selectie van stoffen en stressoren en blootstellingsroutes die samen het meest bijdragen aan de invloed van TSN op de gezondheid en leefomgeving van omwonenden.

In Deel III van dit rapport (hoofdstukken 6 t/m 12) wordt voor deze selectie, op basis van het huidige kennisniveau, het kwantitatieve verband uitgewerkt tussen de huidige emissies door TSN, de gezondheidsrisico's voor omwonenden en de kwaliteit van hun leefomgeving. Ofwel: hoe kunnen inzichten over gezondheidsrisico's en de kwaliteit van de leefomgeving, zowel voor stoffen als voor hinder, worden gekoppeld aan (gemeten en/of berekende) emissies door TSN? Het betreft hier de eerder genoemde proof-of-concept.

De eindconclusies en beschouwing van dit rapport kunt u vinden in het afsluitende hoofdstuk 12. Dit hoofdstuk is zelfstandig leesbaar en kan ook als een samenvattend hoofdstuk worden gelezen.

DEEL I Algemene beschrijving van de keten 'industriële bron → emissies naar lucht → verspreiding en depositie van stoffen → blootstellingsroutes → gevolgen voor gezondheid en welzijn'

Als je wilt weten wat emissies van schadelijke stoffen door een industriële bron betekenen voor de gezondheid van omwonenden en de kwaliteit van hun leefomgeving, dan moet je de hele keten van emissiebron tot (kans op) effecten zorgvuldig analyseren. In zo'n keten spelen veel processen en factoren een rol. Wat er allemaal gebeurt in de keten moet je onderzoeken door zowel te meten als te rekenen. Met alleen meten kom je er niet: sommige grootheden, zoals bijvoorbeeld het toegevoegd risico op overlijden, kun je niet of slechts gedeeltelijk meten, en wat je wel kunt meten is beperkt in tijd en plaats. Met alleen rekenen kom je er evenmin: het resultaat van een modelberekening is immers sterk afhankelijk van de gebruikte invoergegevens en kan (mede) daarom afwijken van de werkelijkheid. Om de kwaliteit van een rekenresultaat te toetsen, zijn er validatiemetingen nodig. Complexe situaties, zoals hier, moet je dus altijd analyseren door metingen en berekeningen op een slimme manier te combineren. En ook dan zijn er nog onzekerheden, waar je bij de interpretatie rekening mee moet houden.

Om alles niet ingewikkelder te maken dan nodig, is het tevens zinvol om hoofd- en bijzaken te onderscheiden. Daarnaast zijn er bepaalde fenomenen aanwezig in de context die zich niet (gemakkelijk) in kwantitatieve waarden laten vangen. Naast meten en rekenen is het daarom van belang aandacht te hebben voor het kwalitatief duiden van relevante situaties.

In Deel I van dit rapport bespreken we in algemene zin welke processen, parameters en begrippen van betekenis zijn bij een kwantitatieve analyse van de keten van industriële bron tot gezondheid en beleving van hinder. Daarbij ligt de nadruk op aspecten die relevant zijn voor de situatie in de IJmond.

Deel I van dit rapport is geschreven door Ronald Smetsers.

2 Van industriële bron tot en met blootstelling

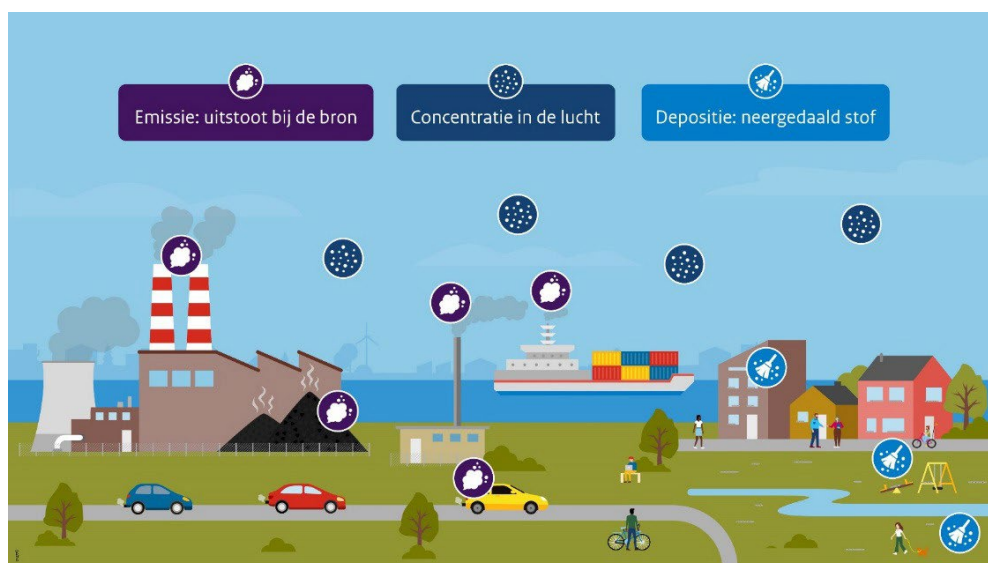
2.1 Bronnen en emissies

Of een stof die naar het milieu geloosd wordt schadelijk is voor de gezondheid van omwonenden, hangt van veel factoren af. Belangrijke factoren in de keten tussen bron en mogelijke effecten zijn onder meer:

- Is de stof potentieel gevaarlijk voor de gezondheid en voor welke vorm(en) van blootstelling is dat het geval?
- Hoeveel van die stof komt er vrij in een bepaald tijdsframe?
- Wat zijn de karakteristieken van de emissie (naast omvang ook locatie, hoogte, warmte-inhoud, et cetera)?
- Gaat het om lozingen naar lucht, bodem of water?
- In welke chemische en fysische vorm komt de stof vrij?
- Welke chemische en fysische veranderingen ondergaan stoffen tussen bron en ontvanger?
- Hoe verspreidt de stof zich door de omgeving (weersomstandigheden, terreinkenmerken, et cetera) en waar komt het dan terecht?

Op basis van deze gegevens kun je schatten hoeveel van deze stof in de omgeving terecht komt, hoe mensen hieraan kunnen worden blootgesteld en wat dat dan betekent voor de gezondheid. Pas aan het eind van de analyse kun je vaststellen of de emissie van deze stof in de genoemde hoeveelheden en vormen al dan niet schadelijk is voor de gezondheid, en wat dan de mogelijke gevolgen kunnen zijn.

In Figuur 3 is de relatie tussen emissie, luchtkwaliteit en depositie schematisch weergegeven.

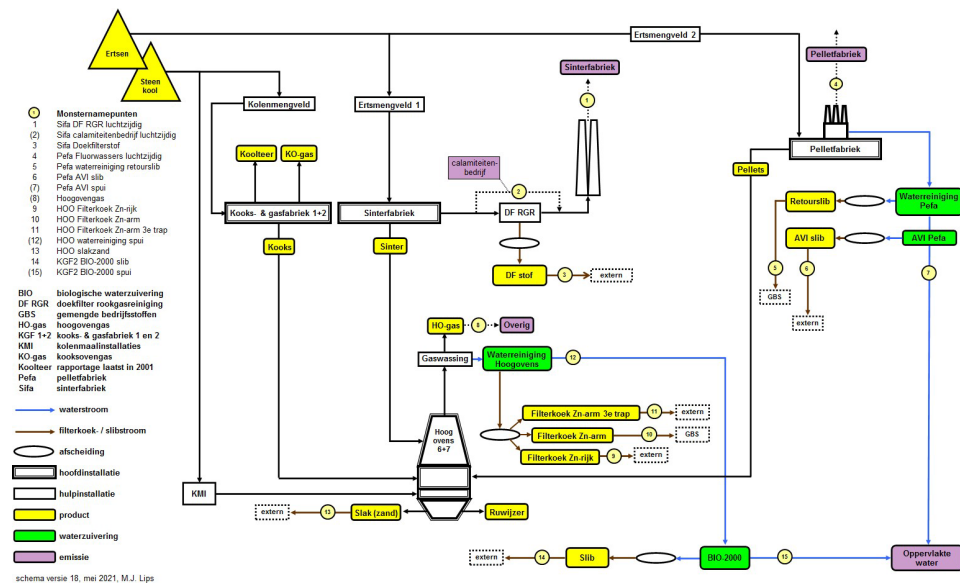


Figuur 3 Schematische weergave van emissie, concentratie en depositie

2.1.1

Emissies bij staalproductie

De productie van staal bestaat uit een serie activiteiten die op verschillende locaties, in verschillende installaties en fabrieken worden uitgevoerd. Tussen de locaties vindt vervoer plaats van grondstoffen, tussenproducten, eindproducten en afvalstoffen. Sommige daarvan worden in bulkhoeveelheden op het terrein opgeslagen. Er zijn dus veel plaatsen waar emissies van milieuverontreinigende stoffen op kunnen treden, met sterk verschillende emissiekenmerken.



Figuur 4 Schematisch overzicht van de productie van ruwrijzer uit erts en steenkool (Lips and Vooijs 2022)

De belangrijkste grondstoffen voor de productie van staal bij Tata Steel Nederland zijn steenkool, ijzererts en een aantal hulpstoffen. Steenkool wordt in twee kook- en gasfabrieken (KGF 1 en 2) omgezet in kooks.⁴ Het erts wordt na menging in een sinterfabriek (Sifa) omgezet in sinter⁵ en in een pelletfabriek (Pefa) in pellets.⁶

Kooks, gemalen kolen, sinter en pellets worden in hoogovens bij hoge temperaturen samengebracht. Op die manier wordt ruwrijzer geproduceerd (Figuur 4). Om van ruwrijzer ruwstaal te maken, wordt in een zogenoemde *oxystaalfabriek* zuurstof door het vloeibare ruwrijzer geblazen. Bij deze behandeling loopt de temperatuur zo hoog op dat de koolstof in het ruwrijzer met het zuurstof reageert: er ontstaan koolstofmonoxide (CO) en koolstofdioxide (CO₂). Ook worden er oxiden gevormd van andere aanwezige metaalelementen en silicium. Deze oxiden vormen samen met de toegevoegde hulpstoffen (kalksteen en ongebluste kalk) vloeibaar slak dat boven op het gesmolten ijzer drijft. De slak moet van het gesmolten staal worden gescheiden voordat het

⁴ Kooks is vermalen steenkool die via een speciale warmtebehandeling van verontreinigingen is ontdaan. Op die manier is de brandstof zuiverder geworden.

⁵ Sinter is een (tussen)product dat ontstaat uit het samen bakken van erts en smeltmiddelen (kalksteen bijvoorbeeld).

⁶ Pellets zijn in deze context knikkervormige korrels van voorgebakken ijzererts.

staal verder kan worden verwerkt. Uiteindelijk blijft er ruwstaal over, dat vervolgens tot staalplaten gewalst wordt. Bij veel van deze stappen ontstaan er restproducten (slak, met name), gassen en stofdeeltjes die milieuverontreinigende stoffen bevatten.

Met behulp van verschillende filter- en zuiveringssystemen wordt uitstoot van deze stoffen naar het milieu gereduceerd. Zo zijn er bij TSN de doekfilters in de sinterfabriek, de fluorwassers en de arseenverwijderingsinstallatie in de pelletfabriek en is er een systeem van gaswassing en waterreiniging in de hoogovens. Het grootste deel van de vaste restproducten die aan het eind van het afvang- en reinigingssysteem ontstaan (doekfilterstof, slib en filterkoek), met daarin het grootste deel van de afgevangen verontreinigingen, wordt afgevoerd naar daarvoor aangewezen opslagplaatsen. Het gaat daarbij om grote hoeveelheden: gemiddeld ontstaat er bij normale bedrijfsvoering zo'n 8.000 ton doekfilterstof per jaar, circa 33.000 ton filterkoek en meer dan 1.000 ton slib. Gezuiverd afvalwater wordt geloosd naar het oppervlaktewater. Een groot deel van de bij het proces gevormde slak wordt als grondstof verkocht aan de cementindustrie en andere externe partijen. Staalslakken worden onder meer toegepast als 'vulmateriaal' in constructiewerken, zoals dijklichamen en taluds van wegen en spoorwegen.⁷

2.1.2 *Potentieel belangrijke stoffen en stofgroepen*

Niet alle milieuverontreinigende stoffen leveren bij blootstelling een gezondheidsrisico op. Sommige stoffen, bijvoorbeeld CO₂, tasten het klimaat aan maar zijn bij uitstoot niet schadelijk voor de mens. Van andere stoffen is de uitstoot ongewenst omdat ze een bedreiging vormen voor de natuur (aantasting biodiversiteit). Er zijn ook stoffen die in meerdere categorieën vallen, zoals bijvoorbeeld stikstofoxiden (schadelijk voor mens en natuur). In dit rapport kijken we alleen naar stoffen die schadelijk zijn voor de gezondheid van de mens. Uit eerder onderzoek weten we welke milieuverontreinigende stoffen uit gezondheidskundig oogpunt relevant (kunnen) zijn rond Tata Steel Nederland. Belangrijk⁸ zijn onder meer fijnstof, stikstofoxiden (NO_x), polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) en een aantal metalen (Schols 2009).

2.1.3 *Invloed van fysisch/chemische vorm en van emissiekenmerken*

De mate waarin de emissie van een stof schadelijk kan uitpakken wordt mede bepaald door de vorm waarin de stof vrijkomt (bijvoorbeeld als gas of gebonden aan stofdeeltjes) en de wijze waarop een stof geloosd wordt. Deze factoren beïnvloeden immers de verspreiding door het milieu en de wijze en mate van blootstelling. De chemische samenstelling is soms ook van invloed op de schadelijkheid van de stof. Zo is bijvoorbeeld zeswaardig chroom (Cr(VI)) kankerverwekkend, maar driewaardig chroom (Cr(III)) niet.

⁷ Het RIVM heeft in 2023 een literatuurstudie naar staalslakken uitgevoerd: Milieuhygiënische kwaliteit LD-staalslakken (<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2022-0180.pdf>)

⁸ In de delen II en III van dit rapport wordt hier dieper op ingegaan.

Milieuverontreinigende stoffen kunnen worden geloosd naar water, lucht of bodem. Als vuistregel geldt dat een luchtlozing eerder tot gezondheidsproblemen leidt dan een lozing van eenzelfde hoeveelheid stof naar water of bodem. Bij een luchtlozing is het traject tussen lozing en blootstelling van de mens immers korter en directer. We schenken in dit rapport daarom alleen aandacht aan lozingen van schadelijke stoffen naar het compartiment lucht⁹ (*'luchtverontreiniging'*) en gaan na wat die emissies betekenen voor de gezondheid van omwonenden. Eventuele schadelijke effecten voor milieu en klimaat worden niet besproken.

Per luchtverontreinigende stof is het belangrijk om vast te stellen welke blootstellingsroutes essentieel zijn. Bij sommige stoffen is inhalatie (inademen) heel belangrijk en ingestie (inslikken) veel minder, terwijl dat bij andere stoffen net andersom kan zijn. Zo levert fijnstof een risico op bij inademen, terwijl dat bij grof stof veel minder het geval is. Maar grof stof, dat net als fijnstof PAK en metalen bevat, kan juist problematisch zijn bij inname via de mond (bijvoorbeeld via hand-mondcontact).

Luchtverontreinigende stoffen die in gasvorm vrijkomen, gaan op in de buitenlucht en bewegen mee met de heersende luchtstromen. Of, en in welke mate, er depositie van deze stof plaatsvindt, hangt af van de eigenschappen van de stof en/of de drager van die stof. Sommige gasvormige stoffen lossen op in water en kunnen via natte depositie op de bodem neerslaan. Er zijn ook gasvormige stoffen die reageren met andere chemische stoffen, waarna het reactieproduct kan deponeren. Opname van gasvormige verontreinigingen door gewassen komt ook voor. De depositie van gasvormige stoffen (en/of reactieproducten) is dus erg stofafhankelijk.

Bij luchtverontreinigende stoffen die aan kleine stofdeeltjes zijn gebonden (aerosolen) zijn het niet zozeer de eigenschappen van de stoffen, maar die van de aerosolen (deeltjesgrootte en -vorm) die van invloed zijn op het proces van verspreiding en depositie. Andere bepalende factoren zijn de hoogte waarop geloosd wordt, de eventuele warmte-inhoud van de bron, de weersomstandigheden en de karakteristieken (*'ruwheid'*) van de omgeving. Kleine deeltjes (van typisch 1 μm) die uit een hoge, hete schoorsteen worden geloosd, stijgen eerst op en zullen vaak pas op grote afstand van de bron, als de wolk al sterk verdund is, op leefniveau terechtkomen en daar in beperkte mate neerslaan. Het merendeel van de verontreinigingen uit een hoge schoorsteen gaat dus *'hoog over'* de nabije leefomgeving heen. Grotere stofdeeltjes (veel groter dan 10 μm), die bijvoorbeeld verwaaien vanaf een opslag van stuifgevoelige materialen, slaan wel in de nabije omgeving neer. Het maakt dan veel uit of de emissie op korte of op langere afstand van de leefomgeving plaatsvindt. De verschillen in verspreiding van stoffen tussen dit soort emissies naar lucht worden in sectie 2.2 inzichtelijk gemaakt.

⁹ Hieronder valt ook de verspreiding vanaf het terrein van grof stof en de daarin aanwezige schadelijke componenten.

Of een emissie naar de lucht nadelig uitpakt, wordt dus bepaald door de potentiële schadelijkheid van de geloosde stoffen, de hoeveelheden die geloosd worden, de fysische (deeltjesgrootte) en fysisch-chemische vorm van de stoffen en de karakteristieken van de emissie (emissiehoogte, warmte-inhoud, locatie ten opzichte van de leefomgeving).

Naast directe gezondheidseffecten en gezondheidsrisico's kunnen emissies van luchtverontreinigende stoffen ook hinder veroorzaken, zoals overlast door stank en frequente neerslag van (grof) stof in de leefomgeving. Industriële activiteiten kunnen ook geluidsoverlast veroorzaken. Dit wordt behandeld in sectie 3.2.

2.1.4 *Andere bronnen van schadelijke stoffen in de IJmond*

Van sommige stoffen waar bewoners van de IJmond aan blootstaan is het aannemelijk dat die voor het grootste deel afkomstig zijn van Tata Steel Nederland (De Jonge 2020, Elberse et al. 2021b). Van andere stoffen is dat veel minder duidelijk. Denk bijvoorbeeld aan fijnstof en NO_x. Die stoffen worden, in meer of mindere mate, ook uitgestoten door scheepvaart, luchtvaart, wegverkeer, agrarische bronnen en andere industrieën, en kunnen zich over grote afstanden verspreiden. Zelfs de natuur levert een bijdrage (RIVM 2023a). Denk bijvoorbeeld aan het aandeel zeezout in fijnstof, vooral in deze regio. Als je een helder verband wilt leggen tussen de uitstoot van TSN en eventuele gevolgen voor de gezondheid van omwonenden, moet je hier allemaal rekening mee houden.

2.2 **Verspreiding en depositie**

Milieuverontreinigende stoffen die na emissie naar de lucht terechtkomen, worden met de heersende windvelden meegevoerd. De verspreiding, verdunning en eventuele depositie die dan optreden, hangen af van de weersomstandigheden, de omgeving en de fysische en chemische eigenschappen van de vrijgekomen deeltjes. Sommige chemische stoffen breken in de loop van de tijd af: het afbraakproduct kan dan minder schadelijk zijn dan het origineel, of zelfs onschadelijk, maar het komt ook voor dat afbraakproduct schadelijker is dan het product waaruit het ontstaat.

2.2.1 *Invloed emissiehoogte en warmte-inhoud*

Windvelden op grote hoogte zijn anders dan op leefniveau: de windsnelheid is op hoogte doorgaans groter dan op leefniveau, en ook de windrichting kan verschillend zijn. De verspreiding van hoog uitgestoten stoffen verschilt dus van de verspreiding van stoffen die dicht bij de grond vrijkomen. Als de wolk waarin de milieuverontreinigende stoffen zitten heet is ('grote warmte-inhoud'), en met grote snelheid uit het emissiepunt gestuwd wordt, zal de pluim na emissie stijgen, net zolang totdat de pluim volledig in de omgeving is opgenomen.¹⁰ Er is dan sprake van een effectieve emissiehoogte die hoger is dan het feitelijke emissiepunt. De invloed van warmte kan groot

¹⁰ Als een pluim door de zogenoemde menglaag breekt – en dat komt bij hoge bronnen geregeld voor – verspreidt de pluim zich vrijwel volledig in de lucht boven de menglaag. Op leefniveau merk je daar dan weinig van. Pas als de menglaag sterk daalt, bijvoorbeeld 's nachts, komen de verontreinigingen op leefniveau terecht. Maar dan zijn de concentraties door verdunning al sterk afgenomen.

zijn. En hoe hoger de emissie, hoe langer het duurt voordat de randen van de pluim op leefniveau terechtkomen. Als dat – op flinke afstand van de bron – gebeurt, zijn de concentraties van verontreinigende stoffen onderweg door verdunning al sterk afgenomen (zie sectie 2.2.4).

2.2.2 *Verspreiding en depositie van gasvormige verontreinigingen en fijnstof*
Na emissie van gassen en kleine stofdeeltjes (fijnstof: diameter van 10 µm en kleiner) uit een puntbron (schoorsteen) zal de inhoud van de pluim zich in horizontale en verticale richting verspreiden. De concentratie van luchtverontreinigende stoffen neemt gaandeweg het transport af.

Soms vinden er gedurende het transport chemische veranderingen plaats, die van invloed kunnen zijn op de blootstelling aan en/of de schadelijkheid van de stof. Dat geldt bijvoorbeeld voor Cr(VI): onder invloed van vocht en reducerende stoffen wordt het kankerverwekkende Cr(VI) omgezet in het veel minder schadelijke Cr(III). Een ander voorbeeld is de vorming (onder invloed van zonlicht) van ozon uit stikstofdioxide en koolwaterstoffen.

Gedurende het transport vindt ook depositie plaats. Dat kan droge of natte depositie zijn. Depositieprocessen zijn ingewikkeld en hangen af van de weersomstandigheden (turbulentie, neerslag, et cetera), de karakteristieken van de omgeving (bos, weiland, heuvelig terrein zoals een duingebied, gebouwde omgeving, et cetera) en de eigenschappen van de stof (bij gasvormige verontreinigingen) of van de stofdeeltjes (bij aerosol-gebonden verontreinigingen).

2.2.3 *Verspreiding en depositie van grof stof*
Stofdeeltjes, en dan vooral grof stof (diameter groter dan 10 µm), komen vrij uit puntbronnen (schoorstenen) en uit zogenoemde open of diffuse bronnen. Het gaat dan bijvoorbeeld om de opslag van kolen, ertsen en andere grondstoffen. Grof stof komt extra in de lucht terecht bij *handelingen*, zoals het verladen en transporteren van deze materialen. Hierbij spelen factoren als stuifgevoeligheid en vochtigheid van het materiaal een rol. Een andere open bron betreft het bedrijfsterrein zelf. Door verkeersbewegingen en bij stevige wind kunnen eerder neergedaalde stofdeeltjes opnieuw opwaaien en in de omgeving terechtkomen.

In de jaren negentig is aan de hand van een aantal grootschalige meetcampagnes met verschillende typen instrumenten en op basis van windroosanalyses vastgesteld dat het grof stof in de omgeving van de staalfabriek voor het grootste deel afkomstig is van deze open bronnen. Daarnaast komt er grof stof vrij uit de sinterfabriek, de oxystaalfabriek en de pelletfabriek. Op basis van deze metingen werden de emissies destijds geschat op 324 ton/jaar voor de 10-35 µm fractie, 369 ton/jaar voor de 35-70 µm fractie en 863 ton/jaar voor de fractie >70 µm. De grootste bijdrage (op massabasis) bestaat dus uit zeer grof stof (deeltjes groter dan 70 µm). Sindsdien zijn er, voor zover bekend, geen systematische metingen meer gedaan van grof-stofconcentraties in de nabije omgeving van het TSN-terrein.

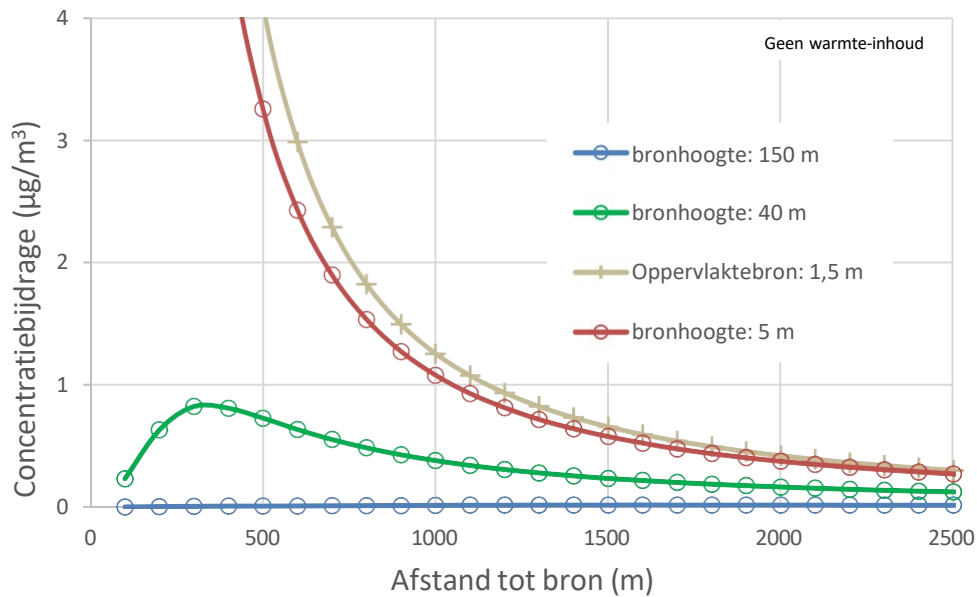
De verspreiding en depositie van grof-stofdeeltjes is complexer dan die van gasvormige componenten en fijnstof, waardoor minder goed voorspelbaar is waar grof stof precies neerkomt. De grootte en vorm van de stofdeeltjes bepalen in sterke mate de verspreiding en depositie via de lucht. Grof stof komt op relatief korte afstand van de bron in de omgeving terecht. Ter illustratie: bij een windsnelheid van 5 m/s en een bronhoogte van 10 meter legt een fijnstofdeeltje van 2,5 μm gemiddeld genomen een afstand van ruim 50 kilometer af voordat het op de bodem komt. Maar een grof stofdeeltje van 50 μm slaat op zo'n 100 meter van de bron neer. Het gevolg van dit alles is dat de depositie en samenstelling van grof stof sterk varieert, zowel in tijd als plaats. Deze variaties zien we terug in metingen: op locaties die 100 meter van elkaar af liggen kunnen de verschillen in depositie al tot een factor 2 uiteenlopen (Mennen et al. 2023).

2.2.4 *Rekenmodellen*

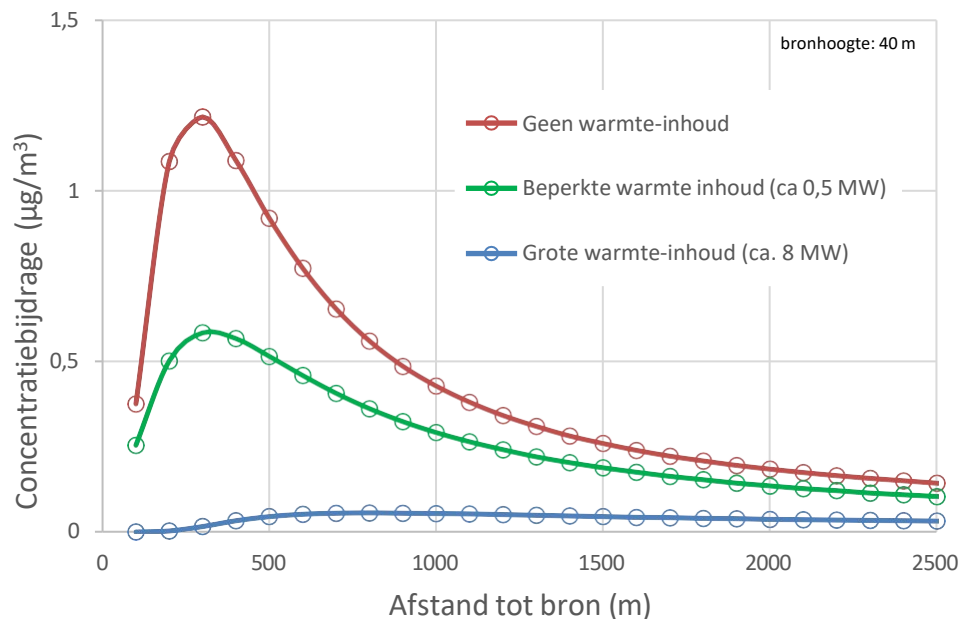
Na tientallen jaren van onderzoek zijn er vandaag de dag modellen beschikbaar die de verspreiding en depositie van luchtverontreinigende stoffen (gasvormig en deeltjes gebonden aan fijnstof) binnen bepaalde ranges voor onder andere concentraties betrouwbaar kunnen berekenen.¹¹ Deze modellen zijn uitgebreid gevalideerd met metingen van concentraties in lucht en deposities op de bodem. Ook zijn er voorschriften opgesteld voor het juiste gebruik van die modellen, die ervoor zorgen dat berekeningen voor verschillende situaties en uitgevoerd door verschillende instanties onderling goed vergelijkbaar zijn. Veel gebruikte modellen zijn ISL3a, Stacks en OPS.

Met een rekenmodel kun je de verspreiding op een gedefinieerd moment berekenen, gebruikmakend van de situatie die geldt voor dat moment, maar je kunt ook kijken naar verspreidingspatronen van doorlopende (continue) emissies gedurende bijvoorbeeld een jaar. Je moet dan rekening houden met de verschillende weersomstandigheden gedurende die lange periode. Binnen de modellen OPS en ISL3a zijn daarvoor rekenroutines ontwikkeld.

¹¹ Een uitzondering geldt voor de berekening van de depositie van grof stof, afkomstig van diffuse emissiebronnen, zoals bergen steenkool.



Figuur 5 Effect van de hoogte van een emissiebron op de concentratie ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) van gassen of fijnstof op leefniveau, als functie van de afstand tot de emissiebron.



Figuur 6 Effect van de warmte-inhoud van een emissiebron op de concentratie ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) van gassen of fijnstof op leefniveau, als functie van de afstand tot de emissiebron.

Zoals eerder genoemd zijn – naast de emissiesterkte en de weersomstandigheden – ook de bronhoogte en de warmte-inhoud van invloed op de verspreiding van stoffen. Rekenmodellen houden daar rekening mee. Figuur 5 toont, bij gelijke emissiesterkte en warmte-inhoud, de (berekende) verschillen in concentratie op leefniveau bij

verschillende bronhoogtes. Vooral dicht bij de bron leveren lage bronhoogtes een beduidend grotere concentratie op leefniveau op, dan op grote bronhoogtes.

Ook de warmte-inhoud heeft invloed op de concentratiebijdrage. Dat is geïllustreerd in Figuur 6. De emissiesterkte en bronhoogte zijn daar constant gehouden, terwijl de warmte-inhoud verandert. Bij hogere warmte-inhouden is de concentratie op leefniveau lager dan bij lagere warmte-inhouden.

Een groot voordeel van rekenmodellen is dat je op voorhand kunt inschatten wat de gevolgen zijn van veranderingen bij de bron. Denk daarbij aan (voorgenomen) verbetermaatregelen, zoals het plaatsen van extra filtersystemen. Maar voor iedere berekening moet je wel van elk type verontreiniging weten hoeveel er, waar en onder welke omstandigheden, geloosd wordt. Veel van de onzekerheid in de resultaten van modelberekeningen is terug te voeren op onzekerheden in de emissiekenmerken en de gegevens hierover.

2.2.5 *Metingen in de omgeving*

Hoe goed deze modellen ook zijn, het is (onder andere vanwege onzekerheden in de invoer van emissiedata) raadzaam om ook metingen uit te voeren. In de IJmond, en ook elders in Nederland, gebeurt dat standaard met meetapparatuur van het luchtmeetnet¹² (DCMR et al. 2022, De Jonge 2022, De Jonge 2023). Van sommige stoffen wordt ieder uur volautomatisch de luchtconcentratie bepaald. Dat geldt bijvoorbeeld voor stikstofmonoxide (NO) en stikstofdioxide (NO₂), fijnstof (PM₁₀ en PM_{2,5}), roet, koolmonoxide (CO), zwaveldioxide (SO₂) en waterstofsulfide (H₂S). De analyses van metalen en PAK in fijnstof (PM₁₀) worden na monsterneming uitgevoerd in laboratoria. De meetresultaten daarvan zijn gemiddelden over vier dagen (voor metalen) en drie, vier of vijf dagen (voor PAK). Het aantal stoffen dat wordt bepaald, verschilt per meetpunt en hangt af van lokale omgevingsfactoren (De Jonge 2022, De Jonge 2023). Zie paragraaf 5.2 voor meer gegevens over luchtmetingen in de IJmond.

De *depositie* van luchtverontreinigende stoffen wordt in Nederland veel minder structureel gemonitord. In de IJmond zijn en worden daarom enkele aanvullende meetprogramma's uitgevoerd, die zich speciaal richten op depositie van PAK en metalen. Zie voor meer details paragraaf 5.5.

Metingen geven een goed beeld van de concentratie of depositie van een stof op de meetlocatie gedurende de bemonsteringsperiode, maar niet over de situatie voor en na de monsternamen, of op andere locaties. En zonder nader onderzoek weet je ook niet van welke bron de gemeten stoffen afkomstig zijn. Meetgegevens zijn dus belangrijk, maar om de situatie goed te begrijpen, zijn er, naast metingen, ook modelberekeningen nodig en is het wenselijk om andere

¹² 'Het luchtmeetnet' is in feite een combinatie van meerdere meetnetten, met verschillende eigenaren en uitvoerders, die op technisch niveau in hoge mate geharmoniseerd zijn (www.luchtmeetnet.nl).

informatiebronnen mee te nemen in de beoordeling. Alleen samen kunnen ze een compleet beeld opleveren.

2.3 Blootstelling

Als je de blootstelling van een persoon aan een gevaarlijke stof wilt vaststellen, moet je bepalen op welke manier, hoe vaak en hoe lang deze persoon met die stof in aanraking komt, respectievelijk ervan binnen krijgt. Daarnaast moet je vaststellen wie wordt blootgesteld, bijvoorbeeld kinderen, volwassenen, of specifieke kwetsbare groepen.

Blootstelling verschilt per situatie. In de buurt van een fabriek kun je langere tijd blootstaan aan verhoogde, maar nog altijd relatief lage concentraties van schadelijke stoffen (chronische blootstelling). Bij een ongeval of incident kun je kortstondig aan hogere concentraties van schadelijke stoffen worden blootgesteld (acute blootstelling). Je kunt een stof in je lichaam krijgen door die in te ademen (inhalatie) of in te slikken (ingestie). Dat laatste gaat via de inname van voedsel of drinkwater waarin deze stof is opgenomen, maar in een omgeving waar stof is neergedaald kan dat ook via hand-mondcontact. Vooral bij kleine kinderen kan dat een belangrijke route van blootstelling zijn, als ze tijdens het spelen stofdeeltjes aan hun handen krijgen; dat kan neergedaald stof zijn, maar ook stofdeeltjes uit de bodem. Een stof kan ook via de huid in het lichaam komen: deze *dermale* blootstelling vormt vooral een risico in arbeidssituaties en bij zware ongevallen met chemische stoffen.

2.3.1 Rekenvoorschriften voor blootstelling

Berekening van de inname van een luchtverontreinigende stof door inademing is relatief gemakkelijk: de blootstelling door inhalatie is het product van de concentratie van die stof in lucht, de hoeveelheid lucht die je per tijdseenheid inademt (ademvolume) en de blootstellingsduur.¹³ Gegevens over de luchtconcentratie van de stof waar je naar kijkt, vaak uitgedrukt in microgram per m³, komen uit berekeningen, metingen of een combinatie daarvan. Het ademvolume hangt af van de persoon (kind, volwassen man, volwassen vrouw) en de mate van inspanning die geleverd wordt. Rekenvoorschriften voor blootstelling door inhalatie zijn standaard verwerkt in normen en streefwaarden voor luchtverontreiniging.

Voor ingestie, het binnenkrijgen van een stof via voedsel of hand-mondcontact, bestaan ook rekenvoorschriften voor het bepalen van de blootstelling. Uit veiligheidsoverwegingen worden bij deze rekenvoorschriften vaak veilige aannamen gemaakt. Een berekende blootstelling kan daarom beschouwd worden als een bovenschatting van de werkelijke blootstelling.

Onder gelijke omstandigheden is de blootstelling van (kleine) kinderen en volwassenen verschillend. Dat komt doordat kinderen zich anders gedragen (belangrijk voor bijvoorbeeld hand-mondcontact) en andere soorten en hoeveelheden voedsel nuttigen. Veel vormen van

¹³ Als de luchtconcentratie varieert, moet je de concentratie maal het ademvolume integreren over de blootstellingsduur.

blootstelling zijn dus leeftijdsafhankelijk, en daarmee ook de rekenvoorschriften om de blootstelling te bepalen. Niet alleen de blootstelling, maar ook de gevolgen daarvan voor de gezondheid pakken voor kinderen en volwassenen verschillend uit: vooral in de groeiperiode zijn kinderen kwetsbaarder.

2.3.2 *Relevante blootstellingsroutes in de IJmond*

In de IJmond is er sprake van verhoogde luchtconcentraties van milieuverontreinigende stoffen en depositie daarvan (De Jonge 2021, Mennen et al. 2021, De Jonge 2022, Mennen et al. 2022, Mennen et al. 2023). De meest relevante blootstellingsroutes zijn daarom inhalatie (iedereen), ingestie via hand-mondcontact en opname via de huid (met name kinderen) en mogelijk ook ingestie via lokaal voedsel (beperkte groep).

3 Gezondheid en kwaliteit leefomgeving

In het vorige hoofdstuk is gekeken naar de vraag welke processen en factoren belangrijk zijn tussen de emissies van een milieuverontreinigende stof door een industriële bron en de blootstelling daaraan door omwonenden. Vervolgens is het belangrijk om uit te zoeken wat dat betekent voor de gezondheid van de mensen die zijn blootgesteld. Omdat het thema 'gezondheid en kwaliteit leefomgeving' zo veel omvat, is hier een apart hoofdstuk aan gewijd: het gaat achtereenvolgens over gezondheidsrisico's en effecten door blootstelling aan verschillende soorten stoffen, omgevingsveiligheid, hinder, verschillende normen en gezondheidsmaten en gezondheidsbevorderende maatregelen.

3.1 Stoffen en mogelijke gezondheidsrisico's en effecten

In dit rapport hebben we het over *gezondheidseffecten* als gevolg van blootstelling aan schadelijke stoffen en over *gezondheidsrisico's*. Met *gezondheidseffecten* bedoelen we waarneembare (schadelijke) gevolgen voor de gezondheid. Die kunnen op relatief korte termijn optreden (bijvoorbeeld toename van luchtwegklachten) of op langere termijn (bijvoorbeeld het ontstaan van kanker). Bij *gezondheidsrisico's* hebben we het over een toegenomen *kans* dat een (ernstig) *gezondheidseffect* (op langere termijn) tot uiting komt. Longkanker is een ernstig gezondheidseffect, roken verhoogt de kans om (na tientallen jaren) longkanker te krijgen. Door te roken neemt het *gezondheidsrisico* dus toe, maar dat wil niet zeggen dat het hiermee geassocieerde gezondheidseffect daadwerkelijk op zal treden. Een veelgebruikte maat voor gezondheidsrisico's is '*toegenomen kans op vroegtijdige sterfte*'.

Bij blootstelling aan chemische stoffen wordt onderscheid gemaakt tussen stoffen waarvoor geen drempelwaarde in de effecten is aan te geven (dat zijn vooral kankerverwekkende stoffen) en stoffen die wel een drempelwaarde hebben. In paragraaf 3.1.1 wordt dit nader toegelicht. Vervolgens wordt uitgelegd wat *Zeer Zorgwekkende Stoffen* (ZZS) zijn, worden de effecten van enkele belangrijke stofgroepen besproken en besteden we aandacht aan het begrip *cumulatie*.

3.1.1 Stoffen met en zonder drempelwaarde

Veel toxische (giftige) stoffen hebben een zogenoemde toxicologische werkingsdrempel. Dat wil zeggen dat er bij een blootstelling beneden die drempel geen nadelige gezondheidseffecten optreden.¹⁴ Het vaststellen van zo'n drempelwaarde is in de regel gebaseerd op onderzoek bij proefdieren of mensen.¹⁵ Bij dat onderzoek wordt proefondervindelijk het zogenoemde geen-effect-niveau vastgesteld. Vervolgens worden veiligheidsfactoren toegepast om het veilige niveau te schatten dat geldig is voor de gehele bevolking. Het zo bepaalde niveau wordt ook

¹⁴ Veel stoffen hebben meerdere werkingsmechanismen, en dus ook meerdere drempelwaarden voor verschillende effecten.

¹⁵ Dat betreft vooral arbeidshygiënisch onderzoek, waarbij men vaak aan hoge concentraties is of kan worden blootgesteld.

wel *gezondheidskundige advieswaarde* genoemd. Een blootstelling beneden de gezondheidskundige advieswaarde is dus veilig. Dat wil niet zeggen dat een blootstelling boven de gezondheidskundige advieswaarde gelijk onveilig is. Vanwege de toegepaste veiligheidsfactoren is er sprake van een veiligheidsmarge.

Genotoxische stoffen zijn stoffen die het DNA kunnen beschadigen. Daardoor kan er (op lange termijn) kanker ontstaan. Genotoxische stoffen hebben geen drempel voor effecten: iedere blootstelling, hoe gering ook, verhoogt de kans op het krijgen van een tumor. Bij risicoberekeningen gaat men uit van de aanname dat het risico op kanker *lineair* toeneemt met de blootstelling. Er is dus geen niveau zonder een kans op effecten, maar beleidsmatig is er wel een niveau vastgesteld waarbij het risico toelaatbaar geacht wordt. Dit wordt verderop nader toegelicht. Voorbeelden van genotoxische stoffen of stofgroepen zijn *polycyclische aromatische koolwaterstoffen* (PAK), *fijnstof*¹⁶ en sommige *metalen*, zoals kwik en zeswaardig chroom (Cr(VI)).

3.1.2 Zeer Zorgwekkende Stoffen

Zeer Zorgwekkende Stoffen (ZZS) vormen in bestuurlijke zin een aparte groep binnen het geheel aan schadelijke stoffen. De overheid wil deze stoffen namelijk met voorrang zoveel mogelijk uit de leefomgeving weren. Voor (de reductie van) ZZS is daarom speciaal beleid ontwikkeld.

Een stof wordt als zeer zorgwekkend beschouwd als voldaan wordt aan een of enkele van de volgende criteria: de stof is

- kankerverwekkend;
- mutageen¹⁷;
- giftig voor de voortplanting;
- persistent¹⁸, bioaccumulerend¹⁹ en giftig;
- zeer persistent en zeer bioaccumulerend;
- hormoonverstorend.

Tot de categorie van ZZS behoren onder meer de *polycyclische aromatische koolwaterstoffen* (PAK, zie paragraaf 3.1.5) en een aantal *metalen*, bijvoorbeeld lood (zie paragraaf 3.1.6).

3.1.3 Stikstofoxiden (NO_x)

Lucht bestaat voor een groot gedeelte uit zuurstof (O₂) en stikstof (N₂). Bij hoge temperaturen (meer dan 1000 °C) reageren deze stoffen met elkaar. Daarbij worden stikstofoxiden (NO_x) gevormd, waarbij NO_x een verzamelnaam is voor stikstofmonoxide (NO) en stikstofdioxide (NO₂). Stikstofoxiden ontstaan bij allerlei verbrandingsprocessen. De belangrijkste bronnen van stikstofoxiden in lucht zijn wegverkeer, industrie en energiesector.

¹⁶ Zie voor een opsomming van andere effecten de aparte paragraaf over fijnstof.

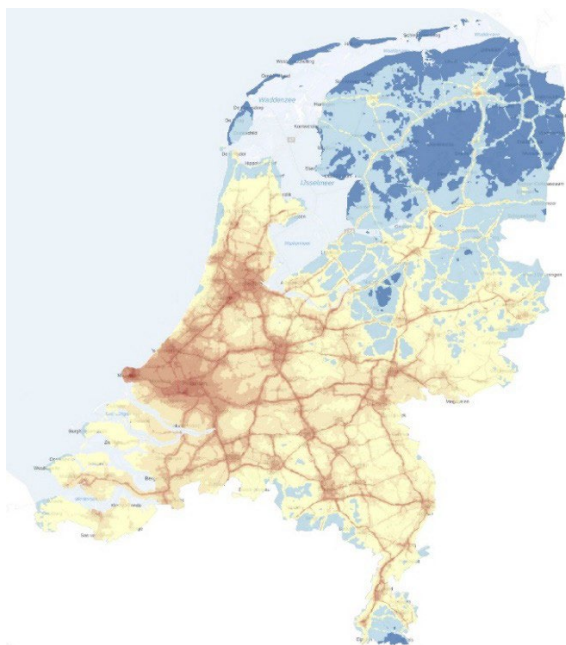
¹⁷ Mutagene stoffen kunnen veranderingen in erfelijke eigenschappen veroorzaken.

¹⁸ Persistente stoffen zijn chemische verbindingen die zeer langzaam worden afgebroken en als gevolg daarvan lange tijd in het milieu aanwezig blijven.

¹⁹ Een bioaccumulerende stof is een chemische verbinding die na inname erg langzaam door het organisme wordt uitgescheiden. Bij langdurige blootstelling hoopt zo'n stof zich dus in het organisme op.

Eenmaal in de lucht wordt het uitgestoten NO vrij snel omgezet naar NO₂. In tegenstelling tot NO is NO₂ schadelijk voor de gezondheid. Blootstelling aan NO₂ kan irritatie en ontsteking van de luchtwegen, de ogen, keel en neus veroorzaken. Door hoge concentraties van NO₂ kan het aantal astma-aanvallen en ziekenhuisopnamen toenemen. Het komt ook voor dat mensen gevoeliger worden voor infecties. Je wordt dan bijvoorbeeld sneller verkouden.

Stikstofoxiden slaan ook neer in de natuur (depositie). Daardoor worden de natuur en de bodem verrijkt met stikstof, waardoor de biodiversiteit afneemt.

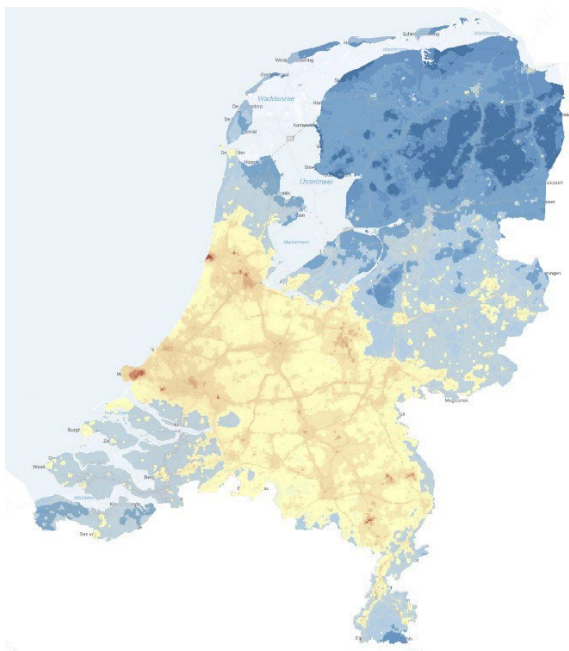


Figuur 7 Jaargemiddelde waarden (2020) voor NO₂. In de blauwe gebieden is de jaargemiddelde waarde lager dan de advieswaarde van de WHO (10 µg/m³). In de gele en rode gebieden is die waarde hoger. De kaart toont duidelijk de invloed van wegverkeer en industrie op de aanwezigheid van NO₂ in lucht (RIVM et al. 2023a).

3.1.4 *Fijnstof*

Bij luchtverontreiniging kun je kijken naar individuele stoffen, maar ook naar het geheel aan stofdeeltjes dat aangeduid wordt met de term *fijnstof*. Fijnstof bestaat grotendeels uit ammonium-, nitraat- en sulfaatverbindingen, elementair koolstof en koolstofhoudende verbindingen zoals PAK (zie paragraaf 3.1.5). Fijnstof bevat ook zeezout, bodemstof en metalen. Belangrijke niet-natuurlijke bronnen voor fijnstof zijn wegverkeer, industrie, veestallen en houtstook.

Via inademing komt fijnstof terecht in de neus, de bovenste en onderste luchtwegen en in de longen. Hoe kleiner de diameter van het stof, hoe dieper het in de longen binnendringt. Fijnstof met een diameter van 10 µm (PM₁₀) kan bij inademen binnendringen tot in de bovenste luchtwegen, fijnstof met een diameter van rond de 2,5 µm (PM_{2,5}) komt tot in de diepere luchtwegen. Ultrafijnstof (UFP, diameter < 0,1 µm) kan de longblaasjes bereiken en daar in het bloed worden opgenomen.



Figuur 8 Jaargemiddelde waarden (2020) voor fijnstof (PM_{10}). In de blauwe gebieden is de jaargemiddelde waarde lager dan de advieswaarde van de WHO ($15 \mu\text{g}/\text{m}^3$). In de gele en rode gebieden is die waarde hoger. De kaart toont duidelijk de invloed van wegverkeer, industrie en veestallen op de aanwezigheid van fijnstof (PM_{10}) in lucht (RIVM et al. 2023a).

Blootstelling aan fijnstof kan leiden tot effecten op de luchtwegen en hart en bloedvaten. In de longen kan fijnstof ontstekingsreacties veroorzaken en de zuurstofopname hinderen. Ook ontstaan er reactieve zuurstofdeeltjes die weefselschade veroorzaken. Dat veroorzaakt vooral een probleem bij mensen met een lagere longgezondheid (door bijvoorbeeld astma of COPD). Ook kunnen ontstekingsreacties en hierbij vrijgekomen radicaalverbindingen zich via de bloedvaten naar de rest van het lichaam verspreiden en op andere plaatsen schade veroorzaken, onder andere aan het hart- en vaatstelsel.

Effecten door blootstelling aan fijnstof kunnen zich uiten in gezondheidsklachten en chronische aandoeningen die de kwaliteit van leven beïnvloeden. Dat kan leiden tot toename in medicijngebruik, ziekenhuisopnamen en soms zelfs vervroegde sterfte. Effecten van fijnstof treden vooral op bij gevoelige groepen. Daarbij dient te worden opgemerkt dat de effecten van fijnstof afhangen van de precieze samenstelling. Die verschilt per locatie en varieert over de tijd. Volgens de Gezondheidsraad hebben de volgende effecten een oorzakelijk verband met langdurige blootstelling aan fijnstof (Gezondheidsraad 2018a):

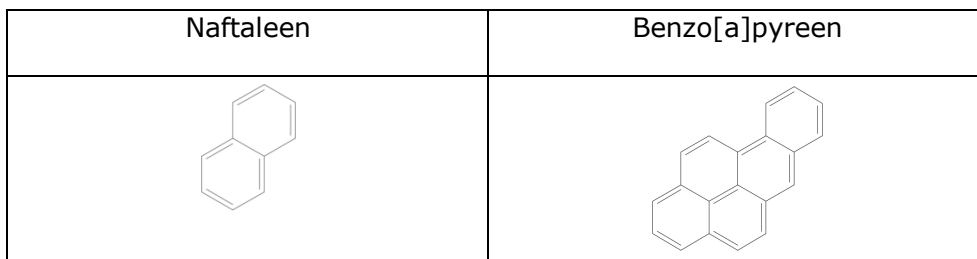
- Sterfte of verkorting van de levensduur;
- Hart- en vaatziekten, vaatvernauwing, verhoogde bloedstolling en verhoogde hartslag;
- Longkanker en chronische, obstructieve longziekte (COPD), vermindering van de longfunctie, verergering (en ontstaan) van astma (vooral bij kinderen) en toename van luchtwegklachten als piepen, hoesten en kortademigheid.

Daarnaast zijn er andere effecten die geassocieerd worden met langdurige blootstelling aan fijnstof, maar is de wetenschappelijke onderbouwing nog onvoldoende om daar van een oorzakelijk verband te kunnen spreken (Gezondheidsraad 2018a).

De laatste tijd is er groeiende aandacht voor ultrafijnstof (UFP). UFP wordt niet uitgedrukt in massa per volume-eenheid, maar in aantal deeltjes per volume-eenheid. UFP is afkomstig van weg- en vliegverkeer, scheepvaart en industrie. Het is plausibel dat blootstelling aan UFP tot nadelige gezondheidseffecten kan leiden, maar daarover is nog onvoldoende bekend (Gezondheidsraad 2021).

3.1.5 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK)

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) zijn organische verbindingen die bestaan uit gekoppelde aromatische ringen zonder functionele groepen. PAK bestaan uitsluitend uit koolstof en waterstof. Simpele vormen van PAK zijn naftaleen, bifenyl, antraceen en fenaleen. In totaal gaat het om een groep van honderden verschillende verbindingen. Polycyclische aromatische koolwaterstoffen ontstaan bij onvolledige verbranding van materialen die koolstof bevatten en worden onder meer aangetroffen in steenkool. Ze ontstaan bijvoorbeeld ook bij het barbecueën en zitten in de rook van sigaretten. De meeste PAK zijn kankerverwekkend. Maar niet alle PAK zijn even kankerverwekkend of schadelijk.



Figuur 9 Twee voorbeelden van een PAK-verbinding. Naftaleen is de simpelste verbinding van alle PAK. Benzo[a]pyreen (BaP) wordt vaak gebruikt als marker voor de aanwezigheid van PAK in lucht.

Veel kennis over de additionele kankerrisico's van PAK-mengsels is gebaseerd op epidemiologische studies waarbij mensen (via inhalatie) langdurig zijn blootgesteld aan PAK-mengsels, bijvoorbeeld afkomstig van kookoven-emissies. In zo'n mengsel wordt de stof *benzo[a]pyreen* (BaP) doorgaans als marker gehanteerd. Het carcinogene risico van het volledige PAK-mengsel is vervolgens 'toegewezen' aan de concentratie van BaP. Voor levenslange blootstelling aan een PAK-mengsel in lucht met 1 ng BaP/m³ is een additioneel kankerrisico vastgesteld van 1 op 10.000. Dit risico is dus niet het gevolg van blootstelling aan uitsluitend BaP, maar van blootstelling aan het volledige PAK-mengsel. Voor ingestie van PAK wordt de blootstelling op een andere manier bepaald: daar wordt de inname vaak gerelateerd aan de zogenoemde '*som EFSA PAK8*'. Zie Bijlage 1 voor meer informatie over PAK en PAK-mengsels.

Behalve dat PAK schadelijk zijn voor de gezondheid, kunnen veel PAK-verbindingen (of mengsels daarvan) ook stankoverlast veroorzaken. Dat geldt bijvoorbeeld voor naftaleen.

3.1.6 *Metalen*

Metalen kunnen onderling sterk verschillen in de uitwerking die ze hebben op onze gezondheid. Sommige metalen zijn nodig voor een goede gezondheid, andere metalen zijn schadelijk, en er zijn metalen die (bij in de praktijk voorkomende blootstellingen) noch gunstig, noch schadelijk zijn. In deze paragraaf beperken we ons tot de schadelijke werking van (sommige) metalen.

Voor sommige metalen met een schadelijke werking geldt dat er sprake is van een drempel­effect. Bloot­stelling onder het drempel­niveau brengt voor deze metalen dus geen gezondheidsrisico's met zich mee. Dit geldt bijvoorbeeld voor driewaardig chroom (Cr(III)).

Bij sommige andere metalen is dat niet het geval. Dat geldt onder meer voor metalen die kankerverwekkend zijn. Voorbeelden hiervan zijn arseen (As), cadmium (Cd) en zeswaardig chroom (Cr(VI)). Voor dat soort metalen wil je de risico's van bloot­stelling laag houden. Dit wordt nader toegelicht in paragraaf 3.4.

De volgende metalen zijn geclassificeerd als zeer zorgwekkende stof (ZZS): arseen (As), beryllium (Be), cadmium (Cd), zeswaardig chroom (Cr(VI)), kobalt (Co), nikkel (Ni) en lood (Pb).

Metalen kunnen in verschillende chemische vormen voorkomen, bijvoorbeeld als puur metaal, als metaalzout of als metaaloxide. Metalen kunnen ook opgesloten zitten in een matrix, bijvoorbeeld van glas. De fysisch/chemische vorm van het metaal waaraan je wordt bloot­gesteld bepaalt mede de schadelijkheid van de bloot­stelling.

3.1.7 *Cumulatie van stoffen*

Bij gelijktijdige bloot­stelling aan mengsels van verschillende chemische stoffen heb je te maken met een diversiteit aan gezondheidsrisico's. Deze kunnen niet zonder meer bij elkaar opgeteld worden. Dit komt door de uiteenlopende aard van de mogelijke effecten van deze stoffen. De stapeling van gezondheidsrisico's door gelijktijdige bloot­stelling aan verschillende chemische stoffen wordt *cumulatie* genoemd. Het bepalen van de risico's van mengsels van stoffen voor mens en milieu is ingewikkeld, maar er zijn inmiddels meerdere wetenschappelijk onderbouwde methoden beschikbaar om daarvoor een inschatting te kunnen maken. In praktijksituaties wordt dit echter nog maar zelden toegepast (Bodar et al. 2022).

3.2 **Hinder en effecten van hinder op gezondheid en welbevinden**

Tot nu toe hebben we vooral gekeken naar (de kans op) nadelige gezondheidseffecten die het gevolg zijn van bloot­stelling aan gevaarlijke stoffen. Naast de bloot­stelling aan gevaarlijke stoffen worden omwonenden van grote industriële complexen ook regelmatig bloot­gesteld aan ongewenste (andere soorten) stof-, geur- en/of geluiden die ook kunnen zorgen voor ongewenste gezondheidseffecten zoals irritatie van (oog)slijmvliezen, hoesten, hoofdpijn, misselijkheid en slaap­verstoring. Stankoverlast kan bijvoorbeeld hoofdpijn, hoesten en braken veroorzaken (Guadalupe-Fernandez et al. 2021). Geluidsoverlast kan bijvoorbeeld door een verhoogde hartslag tijdens de slaap leiden tot

hart- en vaatziekten, zelfs zonder dat mensen zich van de overlast bewust zijn (Stansfeld et al. 2000, Munzel et al. 2014, Eriksson et al. 2018, Kempen et al. 2018).

Een ongewenste aanwezigheid van stof-, geur- en/of geluiden in de leefomgeving heeft ook invloed op de kwaliteit van de leefomgeving. Een gezonde leefomgeving wordt gedefinieerd:

- door de aanwezigheid van positieve factoren en de afwezigheid van negatieve factoren;
- als een omgeving die ervaren wordt als gezond, veilig en prettig; en
- als een omgeving die uitnodigt tot gezond en veilig gedrag.

Een gezonde leefomgeving draagt bij aan het welbevinden van de bewoners. Aspecten in een leefomgeving die als hinderlijk worden ervaren, dragen niet bij aan een gezonde leefomgeving en kunnen daarom zorgen voor een verslechtering van het welbevinden van mensen. Geurhinder kan bijvoorbeeld gezondheidseffecten als misselijkheid of hoofdpijn veroorzaken maar is ook een negatieve factor in de omgeving, waardoor de leefomgeving niet als gezond of schoon wordt ervaren, maar als vies en ongezond. Daarnaast nodigt geurhinder niet uit tot gezond gedrag als mensen besluiten niet naar buiten te gaan om te sporten of wandelen omdat het stinkt. Ervaren hinder vormt bovendien een extra gezondheidsrisico door de stress die het kan opleveren bij omwonenden. Mensen die langdurig stress ervaren, hebben vaker hart- en vaatziekten, diabetes, kanker, auto-immuunziekten, depressie en angststoornissen (Mariotti 2015).

3.3 Determinanten van ervaren hinder

Of de stof, geur en/of geluiden afkomstig van een bedrijf door omwonenden als hinder worden ervaren, wordt bepaald door de wisselwerking van zowel de aanwezigheid en omvang van verschillende typen stof, geur en/of geluiden, de zicht-, ruik- of hoorbaarheid ervan als hoe deze wordt beleefd (zie Figuur 10). Daarnaast speelt ook de context waarin dit plaatsvindt een belangrijke rol. (Elliott et al. 1999, Stallen 1999, Claeson et al. 2013). Het is niet gemakkelijk om de mate van hinder en de gevolgen daarvan kwantitatief te beoordelen (Roels et al. 2014a).



Figuur 10 Determinanten van hinder.

Sommige stoffen, geuren en geluiden worden eerder waargenomen dan andere. Grof stof op de grond is bijvoorbeeld zichtbaar, terwijl fijnstof in lucht dit niet is. Ook zijn er individuele verschillen in waarnemingsgevoeligheid. Dat geldt bijvoorbeeld voor stankoverlast: uit proeven blijkt dat de geurdrempel van een stof, het niveau waarop men de stof nog net ruikt, van persoon tot persoon verschilt. De mediane geurdrempel is de concentratie van die stof die door de helft van de mensen nog onderscheiden wordt van geurvrije lucht. De laagste geurdrempel is de waarde die sommige mensen met een gevoelig reukorgaan nog kunnen ruiken. Het verschil tussen de mediane en de laagste geurdrempel kan groot zijn. Voor bijvoorbeeld naftaleen zijn die waarden 800 respectievelijk $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (IenW 2012). Dat scheelt dus een factor 16.

Hoe een stof, geur of geluid (omgevingsprikkel) wordt waargenomen hangt ook af van de aandacht die deze prikkel krijgt en hoe de prikkel wordt beleefd: de mate waarin de prikkel als hinder wordt ervaren. Voor de één is bijvoorbeeld een laag geluidsniveau al hinderlijk, waardoor deze ook eerder aandacht krijgt en wordt opgemerkt, terwijl een ander een veel hoger geluidsniveau amper opmerkt (verschillen in *geluidgevoeligheid*).

Voor de beleving van een omgevingsprikkel zijn beheersbaarheid en voorspelbaarheid belangrijk. Zo is het geluid van een boormachine dat je zelf voor een korte tijd maakt vaak niet zo hinderlijk, maar hetzelfde geluid is wel hinderlijk als het van buiten komt. Dat komt doordat een geluid van buiten vaak niet voorspelbaar is, en je er geen invloed op hebt.

Vertrouwen in de aanpak van de hinder door veroorzaker, beheer en regelgeving kunnen de ervaren beheersbaarheid en voorspelbaarheid vergroten. Maar regelmatige negatieve ervaringen en daarmee samenhangend teleurstellingen kunnen dit vertrouwen ondermijnen. Eerdere ervaringen met hinder van stof, geur en/of geluid worden dan versterkt door negatieve ervaringen met de veroorzaker, zoals gebrekkige communicatie, gebrek aan inspraak, onvoldoende of onrechtvaardige maatregelen en niet nagekomen afspraken.

Wat ook meespeelt in het ervaren van hinder zijn de ideeën en gevoelens die mensen hebben over de aanwezigheid van stoffen, geuren en geluiden in hun omgeving. Mensen kunnen zich bijvoorbeeld zorgen maken over de effecten op de gezondheid van henzelf of van hun dierbaren. Deze zorgen kunnen worden versterkt door de waarneming zelf; een sterke nare geur wordt vaak beschouwd als een signaal dat de omgeving ongezond is. Ook andere negatieve associaties met omgevingsprikkels, zoals 'vies', 'naar' en 'lelijk', hebben invloed op de beleving van hinder.

Onder context valt te denken aan wanneer en waar er (veel) stof, geur en/of geluid is, hoe vaak dat eerder is voorgekomen en hoe groot de variatie is. Zo wordt een continue aanwezigheid of een zeer geleidelijke verandering in de omvang van stof, geur en geluid in de omgeving veelal niet (meer) opgemerkt (veranderingsblindheid). Verder speelt de kwaliteit van de leefomgeving een belangrijke rol. Een aantrekkelijke fysieke omgeving, bijvoorbeeld met veel groen, kan de hinderlijke aspecten compenseren, maar ze aan de andere kant ook juist opvallender maken. Ook de sociale omgeving kan de waarneming en ervaring van prikkels zowel versterken als verzwakken. Als bijvoorbeeld veel andere mensen in de omgeving hinder ervaren, zal de aandacht daar meer op gericht worden, en wordt het waarschijnlijker dat de prikkels door meer mensen worden waargenomen en als hinder worden ervaren. Een andere belangrijke contextuele factor is de communicatie. Hierbij gaat het om informatie over emissies, onderzoek, maatregelen of voorgenomen veranderingen die door de veroorzaker, controlerende overheden of juist door andere bronnen, zoals buurtgenoten of op sociale media, wordt gedeeld. Goede communicatie kan mensen grip geven op de situatie en draagt bij aan het onderlinge vertrouwen. Als er daarentegen niet goed geluisterd wordt, als informatie moeilijk te vinden, lastig te begrijpen of onjuist is, of als mensen geen antwoord krijgen op belangrijke vragen, kunnen zij minder grip op de situatie ervaren en (nog) minder vertrouwen hebben in de acties van veroorzaker of controlerende overheden. En dat kan de beleving van hinder versterken.

3.4 Omgevingsveiligheid

Nabij industrie moeten mensen beschermd worden tegen de gevolgen van ernstige ongevallen met gevaarlijke stoffen. Denk daarbij aan branden en explosies. Die bescherming wordt geborgd door bepaalde afstanden te verplichten tussen de risicovolle activiteiten die plaatsvinden en de aanwezigheid van kwetsbare locaties (bijvoorbeeld sport- en recreatieterreinen) en gebouwen (woningen, scholen, ziekenhuizen, et cetera).

Bij omgevingsveiligheid (vroeger 'externe veiligheid' genoemd) gaat het om het (voorkomen van) acute gezondheidseffecten, letsel en sterfte als gevolg van kortstondige blootstelling aan hoge concentraties van gevaarlijke stoffen en de gevolgen van explosies en brand. De meest bepalende maat voor omgevingsveiligheid is het plaatsgebonden risico, ofwel de kans per jaar dat één (fictieve) persoon, die zich onafgebroken en onbeschermd op één bepaalde plaats bevindt, overlijdt door een ongeval met gevaarlijke stoffen. Het plaatsgebonden risico wordt aan de hand van voorschriften en risicogetallen ('faalkansen') berekend ('risicocontouren'). In het Besluit kwaliteit leefomgeving is voor kwetsbare locaties en gebouwen een grenswaarde voor het plaatsgebonden risico opgenomen van ten hoogste één op de miljoen per jaar. In concrete situaties moet deze grenswaarde ruimtelijk vertaald worden naar in acht te nemen afstanden tussen de activiteiten die plaatsvinden en de kwetsbare locaties en gebouwen in de omgeving.

Zie voor uitgebreide informatie over dit onderwerp het *Handboek omgevingsveiligheid* (RIVM-HO 2022).

3.5 Normen en gezondheidsdeterminanten

Binnen het omgevingsbeleid bestaan er allerlei soorten normen, die vanuit verschillende (nationale en internationale) perspectieven zijn ontwikkeld. Het is daardoor niet altijd gemakkelijk om de betekenis van een norm, en de overschrijding of onderschrijding daarvan, goed te duiden. De meeste normen zijn wetenschappelijk onderbouwd, maar sommige zijn inmiddels aan actualisatie toe. Normen voor de omgevingskwaliteit zijn per stof of bron afzonderlijk vastgesteld: met cumulatie van gezondheidsrisico's en -effecten wordt nog onvoldoende rekening gehouden.

Veel normen zijn gebaseerd op de gezondheidsindicator 'sterfte'. Dat was enkele decennia geleden namelijk gebruikelijk in het nationale risicomanagement en wordt bijvoorbeeld nog steeds toegepast bij normen voor acute blootstelling bij incidenten. Later zijn daar andere gezondheidsdeterminanten en indicatoren bij gekomen. Hieronder worden de meest relevante normen en begrippen toegelicht. Zie (Roels et al. 2014a) voor een uitgebreide behandeling van dit onderwerp in zijn historische context.

3.5.1 *Maximaal Toelaatbaar Risico*

Eind jaren tachtig van de vorige eeuw hanteerde de overheid in het risicomanagement de kans op sterfte als dominante maat. In die tijd is vastgelegd dat de jaarlijkse kans op sterfte als gevolg van industriële activiteiten voor geen enkele burger groter mag zijn dan één op de miljoen per jaar. Dat werd het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) genoemd. Het MTR gold voor straling (per individuele bron), toxische stoffen (per individuele stof) en de kans op grote ongevallen. Sindsdien is het risicobeleid door allerlei oorzaken sterk veranderd, maar voor blootstelling aan toxische stoffen geldt het MTR nog steeds. Het MTR geldt voor langdurige (chronische) blootstelling.

Genotoxische (= kankerverwekkende) stoffen hebben geen drempel voor een kans op een effect. Iedere blootstelling, hoe gering ook,

verhoogt de kans op het krijgen van een tumor. In standaard risicoberekeningen gaat men uit van de veronderstelling dat het risico op kanker lineair toeneemt met de blootstelling. Voor deze stoffen is het MTR gedefinieerd als het niveau waarop bij langdurige blootstelling het toegevoegde (berekende) risico op overlijden gelijk is aan één op de miljoen per jaar. Bij levenslange blootstelling kom je dan uit op een risico van ongeveer 1 op 10.000.

Bij het vaststellen van MTR's wordt ervoor gezorgd dat niet alleen de mens, maar ook het milieu wordt beschermd. MTR's zijn onder meer afgeleid voor de concentratie van stoffen in lucht. Bij het vaststellen van die waarden is aangenomen dat je chronisch aan deze concentratie wordt blootgesteld.

Tegelijk met de ontwikkeling van het MTR is destijds het Verwaarloosbaar Risico (VR) geïntroduceerd. Het VR was per definitie één honderdste van het MTR. Het begrip 'Verwaarloosbaar Risico' is inmiddels uit het beleid verdwenen, of wordt in ieder geval minder strikt gehanteerd. Een van de redenen is dat het nationale beleid tegenwoordig in hoge mate bepaald wordt door Europese wet- en regelgeving, waar geen equivalent bestaat van het Nederlandse verwaarloosbaar risiconiveau (Smit 2011). Wel zijn veel nog steeds gehanteerde nationale *streefwaarden* op het VR gebaseerd.

3.5.2 *Luchtkwaliteitsnormen*

Voor de kwaliteit van de buitenlucht bestaan verschillende soorten normen (InfoMil 2022a, RIVM 2022a). Sommige hebben een wettelijke status en zijn als zodanig vastgelegd in de Wet milieubeheer (WMB 2023). Het gaat dan om wettelijke grens- en drempelwaarden, die vaak een compromis zijn tussen haalbaarheid en gezondheid. Zo gelden voor stikstofdioxide (NO₂) de volgende grenswaarden voor de bescherming van de gezondheid van de mens: 200 µm/m³ als uurgemiddelde concentratie (deze waarde mag maximaal 18 keer per jaar worden overschreden) en 40 µm/m³ als jaargemiddelde concentratie. Veel van de huidige wettelijke normen komen voort uit Europese richtlijnen.

Beleidsnormen en wetenschappelijke of gezondheidskundige advieswaarden zijn vrijblijvender van aard. Het gaat dan bijvoorbeeld om richt- of streefwaarden, waarvoor een inspanningsplicht geldt. Voor door de EU vastgestelde streefwaarden geldt dat ze binnen een vastgestelde termijn gehaald moeten worden.

Bij wetenschappelijke of gezondheidskundige advieswaarden staat gezondheidsbescherming centraal. Veel van dit soort advieswaarden zijn in de afgelopen decennia op nationaal niveau vastgesteld. Maar ook de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) heeft voor meerdere stoffen op gezondheidsbescherming gebaseerde advieswaarden afgegeven. Omdat bij die advieswaarden veel minder rekening gehouden wordt met (economische) haalbaarheid, zijn ze vaak strenger dan nationale normen.

3.5.3 *DALY's, QALY's, LXL en MGR*

De DALY (Disability-Adjusted Life Years) is een gezondheidsindicator die de *ziektelast* in rekening brengt. De ziektelast is de optelsom van het

aantal *verloren levensjaren door sterfte* (Years of Life Lost: YLL) en het aantal *verloren gezonde levensjaren door ziekte* (Years Lost due to Disability: YLD). Een verloren gezond levensjaar telt minder zwaar mee dan een verloren jaar door sterfte. In de berekening van de DALY worden voor verschillende aandoeningen weegfactoren gehanteerd die een maat zijn voor de ernst van de ziekte.

Toepassing van de DALY maakt het mogelijk om de gezondheidslast van verschillende ziektes en effecten onderling te vergelijken. De DALY kan ook nuttig gebruikt worden om verschillende situaties te vergelijken, bijvoorbeeld de situatie voor en na de invoering van verbetermaatregelen. Merk op dat uitspraken over gezondheidsverliezen, uitgedrukt in aantallen DALY's, alleen zinvol zijn als duidelijk is hoe groot de populatie is waarover je het hebt.

Naast DALY's wordt soms ook gesproken over QALY's (Quality-Adjusted Life Years). De definitie van de QALY lijkt veel op die van de DALY, maar de DALY is een maat voor gezondheidsverlies, en de QALY voor gezondheidswinst.

De LXL (Life eXpectancy Loss) is ook een maat voor gezondheidswinst. De LXL is de potentieel te behalen (gemiddelde) winst in levensduurverwachting voor een nul-jarige, door verminderde blootstelling aan luchtverontreiniging. In dit rapport kijken we naar de risico's en wordt hiervoor de term levensduurverkorting gebruikt.

Het *MilieuGezondheidsRisico* (MGR) is een uitdrukkingsmaat voor de milieugerelateerde ziektelast. Het MGR, dat wordt uitgedrukt in DALY's, vertegenwoordigt in Nederland gemiddeld circa 4% van de totale ziektelast (VTV 2018a). De belangrijkste milieustressoren zijn luchtverontreiniging en geluid. Het MGR is locatieafhankelijk en varieert tussen ruwweg 3 en 12% (RIVM et al. 2023b).

3.5.4 *Metten en berekenen van gezondheidseffecten*

Veel gezondheidseffecten die het gevolg zijn van luchtverontreiniging en andere omgevingsfactoren worden noodgedwongen berekend. Dat geldt bijvoorbeeld voor de kans op sterfte, maar ook voor DALY's en QALY's. Dat komt doordat (1) gezondheidseffecten door specifieke oorzaken in praktijksituaties vaak te weinig voorkomen om waar te kunnen nemen, (2) effecten vaak pas vele jaren na blootstelling optreden, en (3) er veel andere factoren zijn die het beeld beïnvloeden, zoals leefstijlfactoren (roken, alcohol, overgewicht), erfelijke eigenschappen en beroepsmatige blootstelling. Voor dit soort berekeningen wordt gebruikgemaakt van blootstelling-effectrelaties die verkregen zijn uit internationaal wetenschappelijk onderzoek, zoals grootschalige studies (bijvoorbeeld in arbeidssituaties) en langjarige epidemiologische onderzoeken.

Sommige effecten van milieu- en omgevingsfactoren op de gezondheid kun je wel meten. Je kunt bijvoorbeeld in meerdere gebieden kijken naar het medicijngebruik voor bepaalde aandoeningen, en dat dan relateren aan de verschillende niveaus van blootstelling (Houthuijs et al. 2022). En je kunt mensen vragen hoe ze hun eigen gezondheid beleven, en dat dan vergelijken met ervaren hinder en de mate van blootstelling. Dat laatste gebeurt in Nederland periodiek via de zogenoemde

Gezondheidsmonitor Volwassenen en Ouderen van de GGD. Dit onderzoek vindt elke vier jaar plaats en geeft inzicht in de gezondheid en leefstijl van Nederlanders van 18 jaar en ouder (GGD et al. 2022). Ook kun je bijvoorbeeld onderzoeken of er in een regio met veel luchtverontreiniging vaker acute klachten gerapporteerd worden dan elders (Baliatsas et al. 2021). Of dat bepaalde vormen van kanker er al dan niet vaker voorkomen dan elders (Oosterlee and Nijbroek 2020).

3.6 Gezondheidsbevorderende maatregelen

In de tekst hierboven lag het accent op gezondheidsbescherming: het ging daarbij vooral over de negatieve invloed van de leefomgeving op de gezondheid, door hinder en blootstelling aan schadelijke stoffen. De leefomgeving kan ook een gunstige invloed hebben op de gezondheid van mensen, bijvoorbeeld door het mogelijk en aantrekkelijk te maken om veel te bewegen. Dat stelt wel hoge eisen aan de kwaliteit en de inrichting daarvan. Verbetering van de leefomgeving (*'schoner, veiliger, gezonder'*) leidt dus zowel tot minder negatieve gezondheidseffecten als tot gezondheidswinst.

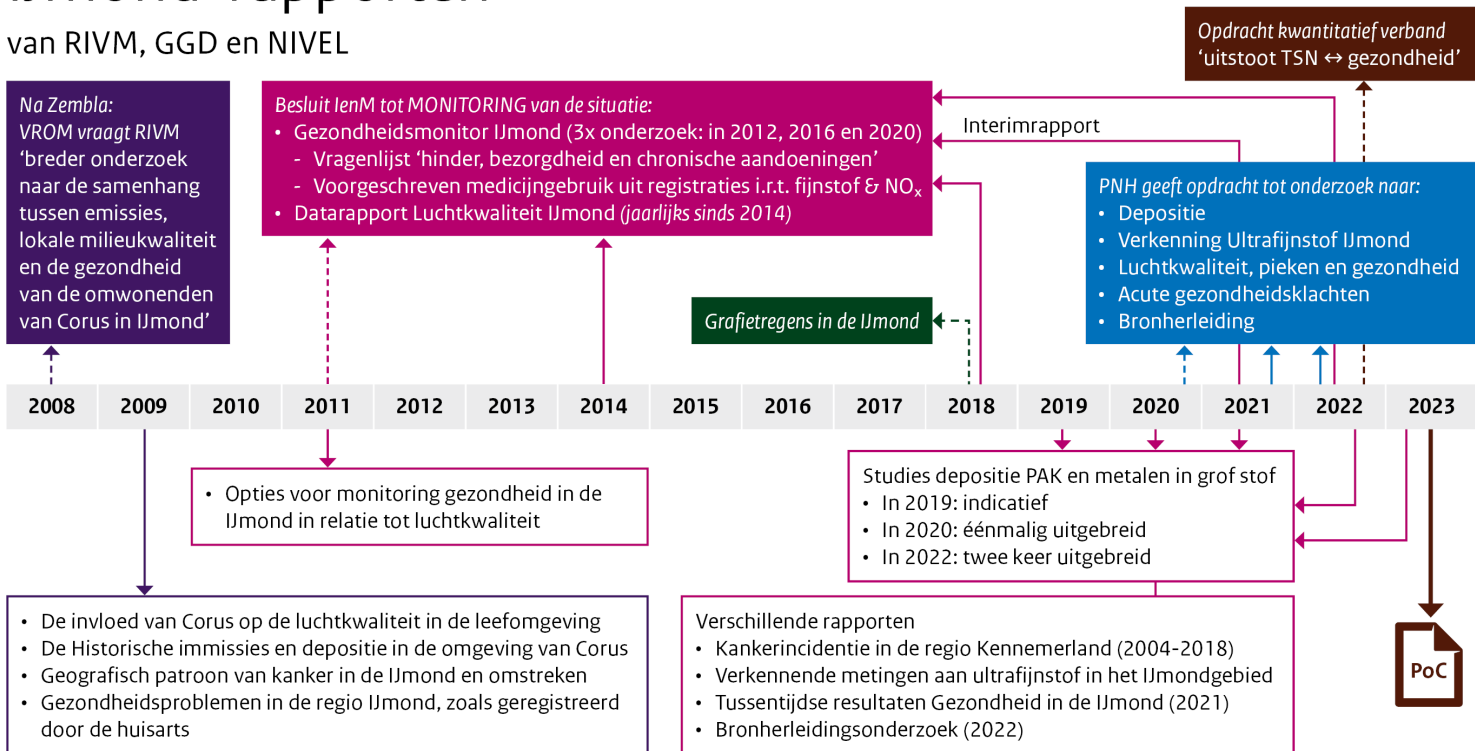
In een recent advies pleit de Gezondheidsraad ervoor om het thema gezondheid expliciet mee te wegen in de plan- en besluitvorming over de leefomgeving. Op die manier kun je de ziektelast terugdringen (minder hinder, lagere blootstelling aan schadelijke stoffen) en tegelijkertijd de gezondheid bevorderen (stimulatie van gezond gedrag) (Gezondheidsraad 2022).

DEEL II Samenvatting van vijftien jaar onderzoek naar de invloed van TSN en andere industriële bronnen in de IJmond op gezondheid en welzijn van omwonenden

In de afgelopen vijftien jaar zijn er veel studies uitgevoerd die zich direct of indirect hebben gericht op de gezondheid van bewoners van de IJmond regio en de kwaliteit van hun leefomgeving (Figuur 11).

IJmond-rapporten

van RIVM, GGD en NIVEL



Figuur 11 Schematisch overzicht van relevante publicaties sinds 2008 over de gevolgen van de uitstoot van de staalfabriek in de IJmond voor de luchtkwaliteit, de gezondheid van omwonenden, de kwaliteit van de leefomgeving en hinder.

Ongeveer vijftien jaar geleden is er een uitgebreid onderzoeksprogramma uitgevoerd naar de impact van het toenmalige Corus op de gezondheid van de omwonenden. De resultaten daarvan zijn in 2009 gepubliceerd. Begin 2011 volgde een rapport waarin aanbevelingen stonden voor hoe de situatie het best kon worden gevolgd. Een deel van die aanbevelingen is toen door de overheid overgenomen.

In 2018 ontstonden er nieuwe onderzoeksvragen, getriggerd door een aantal emissies bij de verwerking van slakken op het terrein van Tata Steel Nederland (TSN), zoals de staalfabriek inmiddels heette. Bij die werkzaamheden kwamen er regelmatig grafietregens in de omgeving

terecht. Maar de zorgen over de uitstoot van TSN reikten de afgelopen jaren verder dan uitsluitend de problematiek van grafietregens.

In Deel II worden de belangrijkste resultaten van vijftien jaar onderzoek van RIVM, GGD en NIVEL naar de situatie in de IJmond op een rij gezet. Deze dienen als onderbouwing voor de selectie van stoffen, stressoren en blootstellingsroutes die samen het meest bijdragen aan de invloed van TSN op de gezondheid van omwonenden en hinder door stof, geur en geluid.

Deel II van dit rapport is geschreven door Ronald Smetsers, Janneke Elberse en Joost Wesseling.

4 Resultaten van een breed onderzoeksprogramma uit de periode 2008-2009

In mei 2008 leidde een uitzending van het actualiteitenprogramma Zembla over de gevolgen van de emissies door staalproducent Corus, de voorganger van Tata Steel Nederland, voor de gezondheid van omwonenden tot vragen in de Tweede Kamer. In reactie daarop heeft de toenmalige minister van VROM het RIVM in juni 2008 gevraagd om *'een breder onderzoek naar de samenhang tussen emissies, lokale milieukwaliteit en de gezondheid van de omwonenden van Corus in IJmond'* te starten.

Dat onderzoek, dat in 2009 werd afgerond, resulteerde in drie RIVM-rapporten en één rapport van het NIVEL:

1. Rapport 1 beschrijft de invloed van Corus op de luchtkwaliteit in de IJmond en vergelijkt de concentraties uit die tijd met de toen gehanteerde luchtkwaliteitsnormen (Schols 2009);
2. Rapport 2 geeft een reconstructie van de luchtconcentraties in de periode voor 2009 die het gevolg waren van vroegere emissies door de staalproductie in de IJmond, en van de verspreiding, depositie en bijdrage daarvan aan de bodemverontreiniging (Lijzen 2009);
3. Rapport 3 bracht voor de periode 1995-2006 in een honderdtal postcodegebieden op verschillende afstanden van Corus alle nieuwe gevallen van kanker in beeld (Van Wiechen 2009);
4. Rapport 4, uitgevoerd door het NIVEL, beschrijft de gezondheidsklachten die een twintigtal huisartsenpraktijken in de jaren 2005-2007 hadden geregistreerd (Ten Veen et al. 2009).

Begin 2011 bracht het RIVM ten slotte een vijfde rapport uit, waarin aanbevelingen stonden voor monitoring van de gezondheid in de IJmond in relatie tot luchtkwaliteit (Van Wiechen et al. 2011). Deze aanbevelingen zijn deels opgevolgd. In deze sectie worden de belangrijkste conclusies van deze vijf onderzoeksrapporten samengevat.

4.1 **Rapport 1: De invloed van Corus op de luchtkwaliteit in de leefomgeving**

Dit rapport beschrijft de invloed van Corus rond 2008 op de luchtkwaliteit in het IJmond-gebied en toetst deze aan de toen geldende luchtkwaliteitsnormen (Schols 2009). Dat is gedaan door voor de meest relevante stoffen die door Corus naar de lucht werden geloosd een risicobeoordeling uit te voeren. Bij deze studie is gebruikgemaakt van:

- gegevens van bestaande emissiemetingen en gegevens over de jaarvracht, zoals in het kader van de vergunningverlening en de milieujaarverslagen zijn opgenomen;
- resultaten van bestaande verspreidingsberekeningen;
- resultaten van speciaal voor dit onderzoek uitgevoerde verspreidingsberekeningen;
- milieukwaliteitsmetingen uit de omgeving van Corus (*'luchtmeetnet'*).

Voor de juistheid van de emissiegegevens is afgegaan op het oordeel van de provincie Noord-Holland als bevoegd gezag.

Van alle stoffen die werden geloosd, zijn voor de beoordeling in eerste instantie die stoffen geselecteerd waarvan verwacht werd dat deze in potentie gezondheids- of milieueffecten in de omgeving van Corus zouden kunnen veroorzaken. Niet beoordeeld zijn klimaatgassen, stoffen zonder directe effecten op de gezondheid en enkele stoffen waarvoor onvoldoende gegevens beschikbaar waren. In Tabel 1 staan de stoffen die wel in de beoordeling zijn meegenomen.

Bij de toetsing is gekeken naar wettelijke grens- en richtwaarden en naar niet-wettelijke waarden, zoals MTR, streefwaarden en gezondheidskundige normen.

Tabel 1 Lijst van beoordeelde stoffen in een studie uit 2009 (Schols 2009)

Ammoniak	Lood
Arseen	Naftaleen
Benzeen	Nikkel
Cadmium	Stikstofoxiden (NO _x)
Chroom en Chroom(VI)	PAK (VROM-10, zie Bijlage 1)
Dioxines en furanen	Tolueen
Etheen	Vanadium
Fijnstof (<10 µm)	Waterstofchloride
Fluoriden	Waterstoffluoride
Koolmonoxide	Zwavedioxide (SO ₂)
Kwik	Zwavelwaterstof (H ₂ S)

De belangrijkste conclusies van dit onderzoek uit 2009 kunnen als volgt worden samengevat:

1. Gezondheidskundig van belang waren de concentraties in de omgevingslucht van fijnstof en benzo[a]pyreen (als gidsstof voor PAK). Van de andere stoffen die zijn beoordeeld, waren de concentraties in de woonomgeving lager dan de grenswaarden en gezondheidskundige normen. Die conclusie gold voor de toenmalige situatie (2008) en voor de jaren daarna (op basis van de vergunde emissies en de toenmalige normen en inzichten in gezondheidskundige effecten).
2. Voor fijnstof is er rond Corus in Wijk aan Zee en bij de sluizen te IJmuiden in enkele jaren sprake geweest van overschrijding van grenswaarden. Vooral de grenswaarde voor het aantal overschrijdingen van de daggemiddelde concentratie is overschreden. Emissies bij Corus droegen in belangrijke mate bij aan de overschrijding, maar er waren ook andere bronnen (verkeer, scheepvaart). Geconstateerd werd dat de toenmalige (en latere) fijnstofconcentraties in het IJmond-gebied tot gezondheidseffecten leidden: *"Bekend is dat er ook gezondheidseffecten optreden bij concentraties beneden de huidige grenswaarden. Ook in het IJmond-gebied, één van de zwaarder belaste gebieden in Nederland, zullen de komende jaren gezondheidseffecten optreden, ondanks dat voldaan wordt aan de nu geldende grenswaarden"*.
3. Benzo[a]pyreen-metingen in Beverwijk-West duiden op concentraties in de woonomgeving onder de richtwaarde die

vanaf 2013 gold. Dit was consistent met verspreidingsberekeningen die de bijdrage van Corus in beeld brachten. In Wijk aan Zee werden vergelijkbare concentraties als in Beverwijk-West berekend. Indicatieve metingen in Wijk aan Zee duiden echter op concentraties rond, tot iets boven, het niveau van de richtwaarde. Het verschil in resultaten in Wijk aan Zee en Beverwijk-West was op basis van de beschikbare gegevens niet te verklaren. Mogelijke verklaringen waren het beperkte aantal metingen, het verschil in analyses tussen verschillende laboratoria, onderschatting van de bijdrage van Corus of emissies door andere bronnen. De benzo[a]pyreenconcentraties lagen op beide meetpunten boven de streefwaarde.

4. Ten aanzien van zwavelwaterstof gold dat er volgens de gegevens geen sprake was van overschrijding van gezondheidskundige normen. Wel was de concentratie van zwavelwaterstof in lucht door emissies bij Corus van tijd tot tijd groter dan de geurdrempel. Dit kon periodiek leiden tot geurhinder.

4.2 Rapport 2: Historische immissies en depositie in de omgeving van Corus

In het tweede rapport uit 2009 is voor een aantal belangrijke stoffen gereconstrueerd hoe hoog de emissies en luchtconcentraties zijn geweest in de periode 1950-2007, en wat dat heeft betekend voor de blootstelling van omwonenden van Corus. Daarnaast is gekeken in welke mate deposities de bodemkwaliteit kunnen hebben beïnvloed. Om de uitkomst van de berekeningen te toetsen, zijn daarbij ook gegevens uit bodemonderzoeken gebruikt. In de rapportage wordt benadrukt dat er onzekerheden zijn in de historische emissies en in de concentraties in lucht die op basis daarvan zijn afgeleid. Die onzekerheden nemen toe naarmate je verder in het verleden kijkt.

De belangrijkste conclusies van het tweede onderzoeksrapport uit 2009 kunnen als volgt worden samengevat:

1. *Polycyclische aromatische koolwaterstoffen*
Voor de bepaling van PAK-concentraties in lucht is uitgegaan van twee emissiescenario's. Emissiescenario I (op basis van de emissieregistratie) was mogelijk aan de conservatieve kant, emissiescenario II (bevat mogelijk alleen de emissies door de kookfabrieken) was mogelijk te gunstig. De PAK-concentraties in lucht waren waarschijnlijk het hoogst in de jaren zeventig en tachtig, gezien het hogere productievolume in deze periode vergeleken met daarvoor en het toen nog ontbreken van de belangrijke emissiebeperkende maatregelen. Volgens berekeningen kwam de concentratie van benzo[a]pyreen in lucht volgens emissiescenario I net buiten het Corusterrein boven de grenswaarde van 1 ng/m^3 , maar in bebouwd gebied (Wijk aan Zee en IJmuiden) was de concentratie lager. De metingen van benzo[a]pyreen van begin jaren tachtig en begin jaren negentig bevestigden de ordegrrootte van de berekende concentraties. Uitgaande van emissiescenario II werden lagere waarden berekend. Een en ander betekent dat er een verhoogde blootstelling is geweest, maar dat dit in de woongebieden buiten

het terrein waarschijnlijk binnen het gestelde Maximaal Toelaatbaar Risico voor levenslange blootstelling is gebleven.

Door de depositie van emissies van PAK in de omgeving van Corus is tot 1 km afstand van de bron de bijdrage aan het bodemgehalte totaal PAK in 2000 in de bovenste 20 cm naar schatting bijna 5 mg/kg geweest; op 5 km afstand lag deze bijdrage naar schatting op 1 mg/kg. Metingen van bodemgehalten uit verschillende bodemonderzoeken in ondersteunen deze berekeningen voor het jaar 2000. Na 2000 zijn de bodemgehalten waarschijnlijk gedaald door de afname van de depositie aan het eind van de jaren negentig. Bij gehalten van 1-5 mg/kg kan sprake zijn van beperkte potentiële ecologische effecten. De waarde voor goede bodemkwaliteit voor gebruik door de mens (maximale waarde wonen van 6,8 mg/kg totaal PAK) is – uitgaande van de 75-percentielwaarde van de metingen per gebied – niet overschreden.

2. *Metalen*

Voor de onderzochte metalen (cadmium, lood, koper en zink) bestaat een relatief betrouwbaar beeld van de emissies na 1985. De concentraties van cadmium in lucht overschrijden in de jaren tachtig de gezondheidskundige norm van 5 ng/m³ alleen binnen de grenzen van het Corusterrein. Buiten het terrein lagen de concentraties lager. Voor lood en koper zijn de grenswaarde en gezondheidskundige norm niet overschreden. Voor zink bestaat geen gezondheidskundige norm.

Door depositie van metalen in de omgeving van het Corusterrein is volgens de berekeningen tot circa 2 km afstand van de bron (met name in noordelijke richting) een beïnvloeding zichtbaar ten opzichte van de regionale achtergrondgehalten. Deze verhogingen leiden niet tot overschrijding van de achtergrondwaarden van het Besluit bodemkwaliteit. Dit betekent dat de bodem geschikt is voor elk bodemgebruik.

3. *Fijnstof*

De beoordeling (in 2009) voor fijnstof (PM₁₀) was gebaseerd op de berekeningen in combinatie met gegevens over de ontwikkeling van de fijnstofemissies in de 25 jaar daarvoor. Tevens zijn daarbij de beschikbare historische metingen betrokken. Op basis van deze beperkte gegevens van fijnstof is geconcludeerd dat de PM₁₀-concentraties als gevolg van historische emissies door Corus en andere bronnen tot overschrijding hebben geleid van de in 2009 geldende jaargemiddelde gezondheidskundige grenswaarde voor PM₁₀ van 40 µg/m³. In de jaren tachtig en negentig bestond deze grenswaarde echter niet. Wat betreft de exacte bijdrage van Corus in de jaren tachtig zijn er onzekerheden. Met de beschikbare informatie kon worden afgeleid dat in de jaren zeventig, tachtig en begin negentig de bijdrage van Corus voor PM₁₀ op de grens van het terrein in de orde grootte van 20-40 µg/m³ is geweest en circa 20 µg/m³ in de aangrenzende bebouwde omgeving (Wijk aan Zee en IJmuiden). Op basis van deze gegevens en de beperkte gegevens over de huidige fracties van het meer gezondheidsrelevante PM_{2,5} is in 2009 een

historische PM_{2,5}-concentratie afgeleid van 4-5 µg/m³ (range 2-9) in Wijk aan Zee en IJmuiden.

4. *Grof stof*

De verwaaiing van (vooral grof) stof van open opslag van kolen en erts heeft waarschijnlijk niet geleid tot een meetbare oplading van de bodem. De depositie van totaal stof (PM₁₀ en > PM₁₀) heeft via blootstelling aan huisstof waarschijnlijk bijgedragen aan de blootstelling aan lood en PAK. Met de beschikbare informatie was dat (in 2009) niet te kwantificeren.

5. *Dioxine*

Op basis van berekeningen en metingen uit de jaren negentig zijn de risico's beoordeeld van blootstelling aan dioxinen. Hieruit bleek dat de gezondheidkundige grenswaarde voor dioxine in de jaren tachtig en negentig naar verwachting niet is overschreden.

4.3 **Rapport 3: Geografisch patroon van kanker in de IJmond en omstreken**

Nadat een GGD-onderzoek naar kanker in de regio Kennemerland had aangegeven dat er vaker longkanker in de IJmond optrad dan gemiddeld in Nederland (GGD-Kennemerland 2007), ontstond er onrust in de omgeving. In dat onderzoek was echter geen rekening gehouden met rookgedrag, simpelweg omdat daar geen gegevens over waren. Maar omdat ongeveer negen op de tien gevallen van longkanker het gevolg zijn van roken, was dat een serieuze tekortkoming in de onderzoeksmethode. Het ministerie van VROM heeft daarom destijds aan het RIVM gevraagd om dit onderzoek te verfijnen. De resultaten van dat nieuwe onderzoek zijn in 2009 gepresenteerd (Van Wiechen 2009).

In het nieuwe onderzoek is de kankerincidentie op het niveau van het viercijferige postcodegebied in kaart gebracht. Ook omvatte het onderzoeksgebied meer gemeenten, zodat het optreden van kanker in de IJmond vergeleken kon worden met gebieden die niet of nauwelijks door de emissies door Corus waren beïnvloed. De kankerincidentie is in dat rapport ook vergeleken met regionale referentiecijfers, in plaats van met landelijke, zodat er geen vertekening kon optreden door de aanwezige regionale verschillen van kankerincidentie binnen Nederland.

De invloed van roken op het optreden van longkanker in het onderzoeksgebied is onderzocht met een *indirecte* indicator voor het rookgedrag, namelijk sociaaleconomische status (SES). Bruikbare historische rookgegevens waren immers niet voorhanden. De relatie tussen de blootstelling in het verleden aan luchtverontreiniging van Corus en het optreden van longkanker is onderzocht door de samenhang vast te stellen tussen het historische verspreidingspatroon van de luchtverontreiniging en het geografisch patroon van het optreden van longkanker. PAK en cadmium zijn daarbij als gidsstoffen voor de historische situatie gebruikt.

Het onderzoek is uitgevoerd met gegevens van het Integraal Kankercentrum Amsterdam over de periode 1995-2006, in 106 postcodegebieden in de GGD Kennemerland en uitgebreid met de gemeenten Castricum, Graft-de Rijk, Heiloo, Wormerland en Zaanstad, en het zuidelijke deel van de huidige gemeente Bergen. Het onderzoeksgebied strekte zich dus uit tot gebieden ver buiten de

reikwijdte van de emissies door Corus en omvatte circa 600.000 inwoners.

De belangrijkste conclusies van het 3^{de} onderzoeksrapport uit 2009 kunnen als volgt worden samengevat:

1. *In postcodegebieden van de gemeenten Beverwijk en Velsen waren incidenties van longkanker verhoogd*
Er was sprake van verhoogde incidenties van longkanker in bepaalde postcodegebieden in de gemeenten Beverwijk en Velsen. Voor de andere onderzochte typen kanker zijn geen statistisch significant verhoogde incidenties gevonden. De in Beverwijk en Velsen aangetroffen verhoogde incidenties van longkanker waren niet uniek. Ook elders in het onderzoeksgebied (gemeente Haarlem) werden vergelijkbare verhogingen aangetroffen.
2. *Samenhang met sociaaleconomische status (SES)*
In postcodegebieden met een lage SES trad longkanker anderhalf tot tweemaal vaker op dan in postcodegebieden met een hoge SES. De meest waarschijnlijke oorzaak hiervan is het verschil in rookgedrag. Wanneer rekening wordt gehouden met de SES, zijn de verschillen in longkankerincidentie tussen postcodegebieden kleiner. SES verklaart dus in belangrijke mate het verschil in longkankerincidenties tussen postcodegebieden.
3. *Samenhang met luchtverontreiniging in het verleden*
In de delen van Beverwijk en Velsen (10 postcodegebieden, circa 45.000 inwoners), waar de niveaus van luchtverontreiniging in het verleden afkomstig van Corus het hoogst waren, kwam longkanker circa 33% vaker voor dan in gebieden waar de emissies door Corus niet of nauwelijks hebben bijgedragen aan de lokale luchtverontreiniging. Na een indirecte correctie voor roken middels SES bleek dat longkanker in dezelfde gebieden nog circa 22% vaker voorkomt.
4. *Onzekerheid oorzaken verhoogde longkankerincidenties*
Met dit onderzoek was het niet mogelijk om de 22% extra gevallen van longkanker toe te schrijven aan de uitstoot van Corus. Er konden ook andere oorzaken zijn. Zo konden de bewoners vroeger in het hoogbelaste gebied meer hebben gerookt dan in dit onderzoek is aangenomen met de correctie voor SES. De correctie voor SES is dan onvoldoende geweest. De verhoging van 22% kan dan (deels) een resteffect zijn van het onvoldoende corrigeren voor de rookgewoonten in het verleden. Uit gegevens van de GGD over rookgewoonten in de IJmond ten tijde van het onderzoek bleek dat in de tien desbetreffende postcodegebieden inderdaad meer werd gerookt dan op grond van de SES te verwachten was. Door gebrek aan betrouwbare gegevens over de rookgewoonten in het verleden was een nauwkeuriger benadering van de invloed van roken dan via SES echter niet mogelijk.
5. *Meer onzekere factoren*
Misschien is de invloed van andere milieueffecten die voor longkanker relevant zijn met de correctie voor SES weggevallen (overcorrectie). Ook kon het zo zijn dat de extra longkanker een relatie had met beroepsgerelateerde blootstelling in de Corusfabrieken; in de directe omgeving van Corus woonden

immers veel (ex-)werknemers. Rondom het Corusterrein zijn er ook andere bronnen van luchtverontreiniging aanwezig, zoals andere industrie, de scheepvaart en het wegverkeer. In dit onderzoek was het niet mogelijk om de afzonderlijke bijdragen in het verleden van al deze bronnen te bepalen.

6. *De eventuele bijdrage van historische luchtverontreiniging*
Stoffen als PAK, cadmium, chroom(VI) en fijnstof kunnen bij inademing longkanker veroorzaken. Corus stootte deze stoffen uit, maar de gegevens over historische concentraties zijn beperkt en onzeker. De berekende of geschatte historische concentraties van PAK, cadmium en chroom(VI) zijn over het algemeen te laag om de extra longkankergevallen te kunnen verklaren. De fijnstofconcentraties in de jaren zeventig en tachtig lagen boven de huidige grenswaarde voor fijnstof (PM₁₀), maar dat kon de verhoging van 22% slechts voor een deel verklaren. Met gegevens uit de wetenschappelijke literatuur werd berekend dat circa 6% (met een spreiding van 3% tot 12%) extra gevallen van longkanker gerelateerd kon worden aan de uitstoot van fijnstof door Corus uit die periode. Onbekend was of het inademen van een combinatie van alle genoemde stoffen nog een extra risico met zich mee bracht.
7. *Stellige conclusies waren niet te trekken*
Het onderzoek in 2009 over de kankerincidenties rond Corus is met de best beschikbare gegevens en methoden uitgevoerd. Toch was het met de resultaten uit dat onderzoek niet mogelijk om een onomstotelijk antwoord te geven op de vraag of luchtverontreiniging door Corus in het verleden heeft bijgedragen aan het verhoogde risico op longkanker, en zo ja, in welke mate. Er is een verhoogde longkankerincidentie in de IJmond signaleerd die deels samenhangt met het verspreidingspatroon van luchtverontreiniging in het verleden afkomstig van Corus. De verschillende onzekerheden in het onderzoek stonden echter niet toe om stellige conclusies te trekken over de oorzaak van deze verhoging. Verwacht werd dat deze onzekerheden niet binnen enkele jaren konden worden weggenomen.

4.4 Rapport 4: Gezondheidsproblemen in de regio IJmond, zoals geregistreerd door de huisarts

In opdracht van het RIVM heeft het NIVEL in 2009 een studie uitgevoerd naar gezondheidsproblemen die geregistreerd waren in huisartspraktijken in de regio IJmond/Midden-Kennemerland (Ten Veen et al. 2009). Daarbij is gekeken naar drie mogelijk relevante aandoeningen van de luchtwegen (COPD, astma en longontsteking) en twee aandoeningen van het hartvaatstelsel (hartinfarct en drie chronische aandoeningen van hart en vaten). Het vóórkomen van deze aandoeningen werd gerelateerd aan de afstand tot het industrieterrein en het viercijferige postcodegebied van het woonadres.

Van de 32 huisartspraktijken in Beverwijk, Heemskerk en Velsen-Noord namen er 19 aan het onderzoek deel, alsmede één praktijk uit Castricum en twee uit IJmuiden. Uit de registratiesystemen van de 22 deelnemende praktijken werden voor de periode 1 januari 2006 t/m 31 oktober 2008 van 64.552 patiënten gegevens geëxtraheerd.

Resultaten:

Met uitzondering van astma werden de aandoeningen tot 4 kilometer van de fabrieken op het industrieterrein meer frequent geregistreerd dan verder weg (tussen 4 en 10 kilometer). In geen van de gevallen kwam een aandoening echter statistisch significant vaker voor dan in de rest van het land. De onderzoekers konden geen (causale) relaties leggen tussen de gezondheidsproblemen en de nabijheid van het industrieterrein. Daarvoor waren meer achtergrondgegevens nodig, zoals blootstelling, woonmilieu, rookgedrag, gegevens over het werk van de betrokkenen en de tijdsduur dat men in de regio woont.

4.5 Acties volgend op de resultaten van het onderzoeksprogramma uit de periode 2008-2009

In reactie op de vier hierboven besproken onderzoeksrapporten (en een samenvatting daarvan (Van Bruggen 2009)) heeft het toenmalige ministerie van Infrastructuur en Milieu (IenM, voorheen VROM) op de volgende punten actie ondernomen:

- Maatregelen aan de bron om emissies te reduceren;
- Monitoring van emissies en luchtkwaliteit;
- Monitoring van gezondheid.

De resultaten, die zijn toegelicht in een Brief aan de Tweede Kamer (IenM 2011), zijn hieronder verkort weergegeven.

1. Maatregelen aan de bron om emissies te reduceren.
De provincie Noord-Holland heeft DCMR opdracht gegeven om een nadere analyse te maken van de brongegevens van alle emissies in de IJmond. Daaruit kwam naar voren dat, door gebruik te maken van nauwkeurigere gegevens, het verschil tussen gemeten en berekende waarden kleiner werd dan in het RIVM-onderzoek naar voren was gekomen. Ook bleek dat de bijdrage van andere industriële bronnen en de scheepvaart aan de lokale luchtkwaliteit beperkt is (Molenaar 2010, Molenaar 2011a, Molenaar 2011b).
DCMR concludeerde dat voor het jaar 2009 88% van de lokale emissies afkomstig waren van Corus, 2% wegverkeer en 2,4% van scheepvaart. DCMR merkt ook in haar rapporten op dat de impact van bronnen die op een lage hoogte uitstoten op de concentratie op leefniveau veel groter is dan de uitstoot uit hoge schoorstenen. DCMR concludeert dat de bijdrage van Corus aan de fijnstofconcentraties in de IJmond dominant is ten opzichte van andere lokale bronnen. De grootste bijdragen van fijnstof in de leefomgeving komt van oppervlaktebronnen van het Corusterrein.
2. Monitoring van emissies en luchtkwaliteit
Provincie, Tata Steel (voorheen Corus), het RIVM en de GGD Amsterdam als beheerder van het meetnet hebben onderzocht welke mogelijkheden er zijn om het luchtmeetnet te optimaliseren. Het RIVM heeft daarbij advies aan de provincie uitgebracht hoe een meetnet in de IJmond er idealiter uit zou moeten zien. Als gevolg is het meetnet met twee nieuwe punten uitgebreid, voor de meting van fijnstof (PM₁₀), BaP en metalen.
3. Monitoring van gezondheid
Het ministerie wilde 'de vinger aan de pols' houden als het gaat

om de gezondheid in de IJmond. Op verzoek van IenM heeft het RIVM toen, in nauwe samenwerking met de GGD Kennemerland, verschillende opties uitgewerkt voor de monitoring van de gezondheid in de regio IJmond (Van Wiechen et al. 2011).

Het doel van die monitoring was om periodiek de gezondheidstoestand in de regio IJmond te bepalen, om zo ontwikkelingen in het optreden van mogelijke gezondheidseffecten door luchtverontreiniging in de tijd te kunnen volgen. Indien de resultaten uit het monitoringprogramma daar aanleiding toe zouden geven, zou diepgaander onderzoek kunnen worden geadviseerd. Voor de monitoring van gezondheidsindicatoren werden de volgende databronnen voorgesteld (Van Wiechen et al. 2011):

1. Gegevens van bestaande landelijke registraties:
 - a. medicatiegebruik, op basis van apothekersgegevens (SFK);
 - b. sterftestatistieken (CBS);
 - c. landelijke ziekenhuisinformatie over ziekenhuisopnamen (LZI);
 - d. kankerregistratie (IKA) – periodieke heranalyse.
Geadviseerd werd om tien jaar na de vorige analyse, die t/m 2006 liep (Van Wiechen 2009), de periode 2007 t/m 2016 te analyseren.
2. Zelf te verzamelen nieuwe gegevens:
 - a. enquêtegegevens (GGD: met name luchtwegklachten, hinder en beleving);
 - b. longfunctiemetingen.

Tevens werd aanbevolen om gegevens te verzamelen over andere gezondheidsdeterminanten, zoals leeftijd, geslacht, opleiding, sociaaleconomische status en leefstijlfactoren, waaronder rookgewoonte.

Medio 2011 heeft het ministerie van IenM ervoor gekozen om het RIVM periodiek onderzoek te laten doen naar medicatiegebruik op basis van apothekersgegevens en hierbij, wat betreft ritme, aan te sluiten bij de reguliere gezondheidsmonitor die de GGD Kennemerland periodiek uitvoert. De IJmondgemeenten hebben gezamenlijk aan de GGD Kennemerland de opdracht gegeven om, in aanvulling op de reguliere gezondheidsmonitor van de GGD, een verdiepende gezondheidsmonitor in de IJmond uit te voeren: (*Gezondheidsmonitor IJmond*). Dat resulteerde in de jaren daarna in een serie rapporten van het RIVM over medicijngebruik in relatie tot luchtkwaliteit (Ameling et al. 2014, Houthuijs et al. 2019, Houthuijs et al. 2022) en periodieke uitgaven van de *Gezondheidsmonitor IJmond* (Ameling et al. 2014, Oosterlee et al. 2018, Oostvogels et al. 2022).

4.6 Overige rapporten

Los van de acties in het kader van de Gezondheidsmonitor IJmond zijn vanaf 2014 jaarlijks de gegevens van het luchtmeetnet over de luchtkwaliteit in de IJmond gerapporteerd (De Jonge 2019, De Jonge 2020, De Jonge 2021, De Jonge 2022, De Jonge 2023). De resultaten van deze periodieke uitgaven komen in Deel III van dit rapport aan de orde.

5 Onderzoeksresultaten van meer recente datum

In 2018 laaide de aandacht voor de uitstoot van de staalfabriek in de IJmond, inmiddels Tata Steel Nederland (TSN) geheten, weer op. Aanleiding vormden grafietregens, die zorgden voor stofoverlast in de leefomgeving. Dit stof veroorzaakte onrust en riep vragen op over de gezondheid. Deze aandacht leidde tot nieuwe onderzoeksvragen en meerdere (aanvullende of meer verdiepende) studies. In deze sectie worden de belangrijkste resultaten van deze onderzoeksinspanningen samengevat. Eerst behandelen we rapportages en informatiebronnen waarin de nadruk ligt op het begin van de keten (bron-emissie-luchtverspreiding-depositie). Daarna bespreken we de rapporten waarin de nadruk op het eind van de keten ligt (gezondheidseffecten en risico's).

5.1 Registratie van emissies

Gegevens over de uitstoot van milieugevaarlijke stoffen door alle relevante bronnen in Nederland worden verzameld en/of berekend door de *Emissieregistratie*. De Emissieregistratie is een samenwerkingsverband tussen vijf kennisinstellingen (RIVM, CBS, PBL, WUR en Deltares). De eindverantwoordelijkheid ligt bij het RIVM.

Veel emissies, bijvoorbeeld door verkeer, worden door de Emissieregistratie (ER) berekend. De ER doet dat op basis van gegevens (zoals aantallen gereden kilometers en emissiefactoren voor voertuigen) die door andere partijen zijn aangeleverd. Bedrijven hebben de plicht om zelf gegevens over hun uitstoot aan te leveren. Ze moeten de gerealiseerde uitstoot vaststellen door metingen, berekeningen en op basis van bepaalde kengetallen, veelal conform voorschriften in (Europese) regelgeving en hun vergunning. De aanlevering van de emissiedata gebeurt in de vorm van een elektronisch milieujaarverslag (e-MJV). Na afloop van een emissiejaar hebben bedrijven drie maanden de tijd om hun bedrijfsemisies (hoeveelheid en emissiekenmerken als locatie, bronhoogte en warmte-inhoud) in het e-MJV in te vullen. De bedrijfsdata worden geaccordeerd door het bevoegd gezag en gecontroleerd door de Emissieregistratie. De Nederlandse emissiedata zijn openbaar toegankelijk. Dat geldt dus ook voor de emissiedata van bedrijven (RIVM et al. 2022a). Gegevens kunnen desgewenst vanaf de website gedownload worden voor nadere analyse (RIVM et al. 2022b). Hier zijn wel wat kanttekeningen bij te plaatsen: niet alle emissies hoeven verplicht gerapporteerd te worden en niet alle gegevens zijn openbaar. Zo zijn specifieke emissiekenmerken, zoals emissiehoogte en warmte-inhoud, niet altijd voorhanden. Deze gegevens zijn essentieel voor betrouwbare modelberekeningen van de verspreiding van de geëmitteerde stoffen. Tabel 2 toont als voorbeeld de emissies van stoffen naar lucht, uitgestoten door Tata Steel Nederland (locatie Velsen-Noord) in 2020, zoals opgenomen in de Emissieregistratie.

Tabel 2 Emissies door TSN (locatie IJmuiden, Velsen-Noord) van stoffen naar lucht in 2020. Opgave volgens het bedrijf zelf (RIVM et al. 2022a).

Stof	kg/j naar lucht
Ammoniak	2,379E+04
Antraceen	9,160E+00
Arseenverbindingen (als As)	5,541E+01
Benzeen	2,638E+03
Benzo[a]pyreen	3,494E+01
Benzo[b]Fluoranteen	1,421E+01
Benzo[k]Fluoranteen	5,489E+00
Cadmiumverbindingen (als Cd)	3,470E+01
Chloriden	2,306E+04
Chroomverbindingen (als Cr)	1,419E+02
Dioxinen (PCDD/PCDF, 1-TEQ)	2,480E-04
Distikstofoxide	2,196E+04
Elementair koolstof (EC2.5)	9,868E+03
Fijnstof (PM ₁₀)	6,751E+05
Fijnstof (PM _{2,5})	3,580E+05
Fluoranteen	2,938E+01
Fluoriden anorganisch (als HF)	5,889E+02
Grof stof	1,125E+06
HCFK's of H-CI-F-KWS	1,970E+01
HFK's of H-F-KWS	2,464E+03
Halogeenverbindingen org.	2,484E+03
Indeno[1,2,3-c,d]Pyreen	5,436E+00
Koolstofdioxide	5,786E+09
Koolstofmonoxide	4,618E+07
Koperverbindingen (als Cu)	1,125E+02
Kwikverbindingen (als Hg)	7,523E+01
Loodverbindingen (als Pb)	1,062E+03
Methaan	2,052E+05
NMVOS	4,238E+05
Naftaleen	1,599E+03
Nikkelverbindingen (als Ni)	1,181E+02
PAK (4 van PRTR)	6,007E+01
Stikstofoxiden (als NO ₂)	5,132E+06
Tolueen	7,949E+02
VOS	6,290E+05
Waterstofsulfide	1,009E+05
Zinkverbindingen (als Zn)	1,272E+03
Zwaveloxiden (als SO ₂)	3,035E+06

5.1.1

ZZS-emissie-inventarisatie Tata Steel:

In het kader van het ZZS-beleid in Nederland zijn bedrijven verplicht de best beschikbare technieken in te zetten om te voorkomen dat ZZS in het milieu terecht komen. Ook zijn bedrijven sinds 2016 verplicht iedere vijf jaar een compleet overzicht van hun ZZS-emissies op te leveren. Verder moeten ze, waar mogelijk, (potentiële) ZZS vervangen door andere, minder schadelijke stoffen. Tata Steel heeft over het jaar 2019 een ZZS-inventarisatie opgeleverd aan de ODNZKG. Naar aanleiding van het RIVM-rapport over het herleiden van bronnen in de IJmond en de daaropvolgende expertmeetings heeft Tata Steel voor een aantal stoffen

haar ZZS-inventarisatie verbeterd. De inventarisaties zijn ook beschikbaar op de website van Tata Steel (TSN 2023b).

5.2 Concentraties van luchtverontreinigende stoffen in lucht

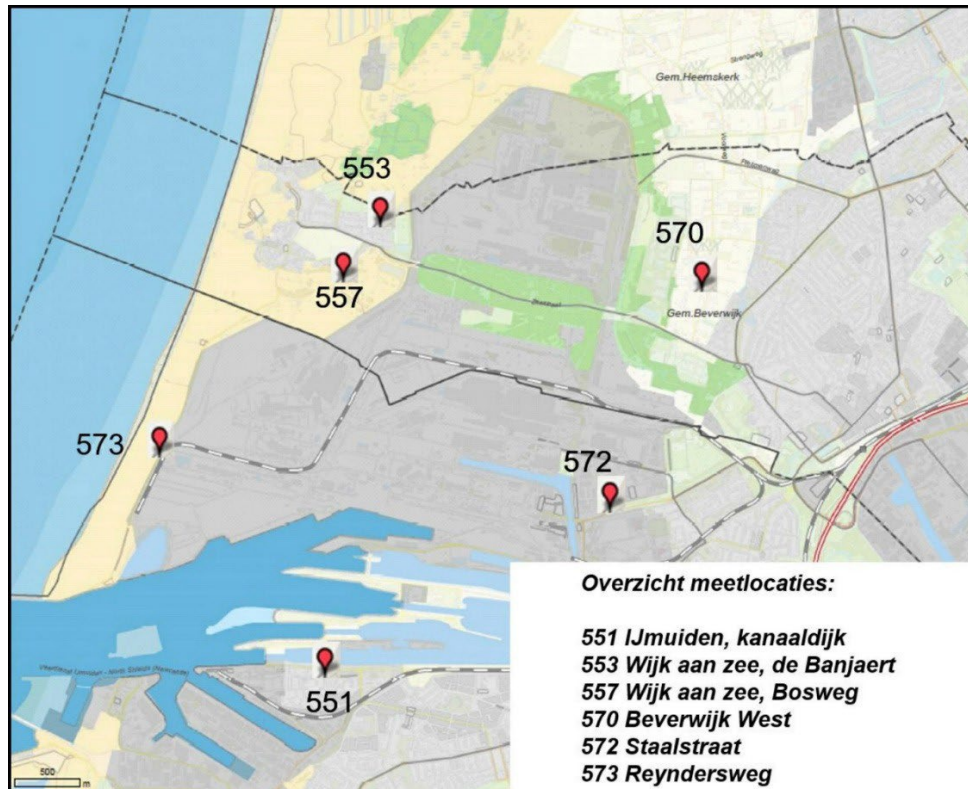
5.2.1 Luchtmeetnet

Al vele jaren worden meerdere luchtverontreinigende stoffen gemeten met het luchtmeetnet. Meetlocaties van het luchtmeetnet in de regio IJmond worden beheerd door de GGD Amsterdam. De GGD Amsterdam rapporteert de meetgegevens sinds 2014 jaarlijks en toetst deze aan grens- en advieswaarden (De Jonge 2019, De Jonge 2020, De Jonge 2021, De Jonge 2022, De Jonge 2023).

Veel metingen vinden dus al lang plaats, waardoor het mogelijk is om trends te bepalen. Wel zijn er door de jaren heen wijzigingen in de locaties en in de gemeten componenten doorgevoerd. De meetstations IJmuiden, Kanaaldijk (551), Wijk aan Zee, de Banjaert (553), Wijk aan Zee, Bosweg (557) en achtergrondlocatie De Rijp (556)²⁰ bestaan meer dan twintig jaar. Meetstation Beverwijk West (570) is in 2007 toegevoegd en de meetstations Staalstraat (572) en Reyndersweg (573) zijn sinds 2011 in gebruik. In december 2020 heeft de GGD Amsterdam het beheer van meetstation Wijk aan Zee, Bosweg (557) overgenomen van Tata Steel Nederland (De Jonge 2022). De meetlocaties anno 2022 zijn weergegeven in Figuur 12.

In het luchtmeetnet wordt een variëteit aan componenten gemeten. Veel daarvan worden automatisch op uurbasis gegenereerd. Op luchtmeetnet.nl kunnen de actuele resultaten van de continue metingen bekeken worden. Dat geldt onder meer voor NO, NO₂, CO, H₂S, SO₂, BC (roet), PM₁₀ en PM_{2,5}. Dat geldt *niet* voor PAK en metalen. Deze componenten worden gemeten door PM₁₀-stof uit de lucht gedurende enkele dagen te verzamelen op filters, die vervolgens in het laboratorium worden geanalyseerd. Het betreft dan gemiddelde waarden over enkele dagen. Hier geldt één uitzondering: sinds maart 2022 wordt op uurbasis op meetstation Wijk aan Zee, Bosweg (557) *naftaleen* (een vluchtige PAK-verbinding) gemeten. En ook *benzeen*, *tolueen* en *xyleen*. Alle data van het luchtmeetnet kunnen per meetjaar worden gedownload vanaf [Luchtmeetnet dataset \(rivm.nl\)](https://luchtmeetnet.dataset.rivm.nl).

²⁰ Achtergrondlocatie De Rijp ligt ongeveer 25 km ten noordoosten van het Tata Steel-terrein.



Figuur 12 Locaties van het luchtmeetnet in de regio IJmond in 2022. Achtergrondlocatie De Rijp (556) is niet getoond (De Jonge 2023).

Het aantal componenten dat wordt bepaald, verschilt per meetlocatie. Tabel 3 toont een overzicht van de gemeten componenten van de meetstations in de IJmondregio in 2021 (De Jonge 2022).

Het laatst gepubliceerde 'Datarapport Luchtkwaliteit IJmond' betreft het jaar 2022 (De Jonge 2023). In dat jaar voldeden alle meetresultaten aan de wettelijke grenswaarden, zoals opgenomen in Bijlage 2 van de Wet Milieubeheer.

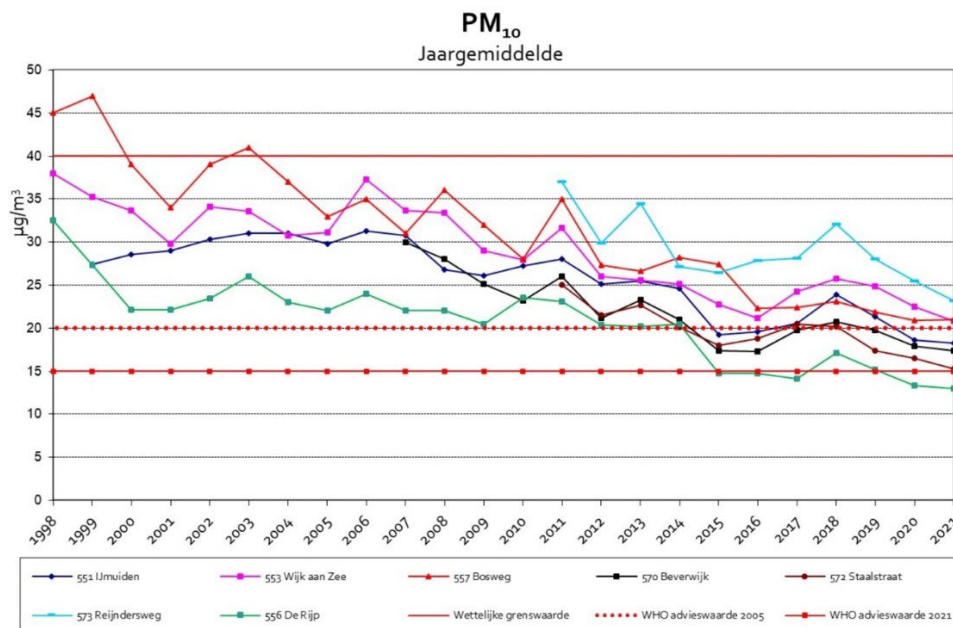
De meetresultaten zijn ook getoetst aan WHO-advieswaarden uit 2005 en 2021. Het gaat dan in totaal om 36 toetsingen (acht criteria en meerdere meetstations). Met betrekking tot de WHO-advieswaarden uit 2005 werd hier in ruim de helft van de gevallen niet aan voldaan. In ruim 80% van de gevallen werd niet voldaan aan de WHO-advieswaarden uit 2021.²¹ De overschrijdingen gelden vooral voor fijnstof (PM₁₀ en PM_{2,5}) en in mindere mate voor NO₂ (voldoet wel aan de WHO-advieswaarden uit 2005, maar niet aan die uit 2021).

²¹ Het niet voldoen aan WHO-advieswaarden in 2021 is niet specifiek voor de regio IJmond, in Nederland zijn meer locaties waar niet aan (alle) nieuwe WHO-advieswaarden wordt voldaan.

Tabel 3 Overzicht van de aanwezigheid per meetstation van apparatuur voor de meting van luchtverontreinigende stoffen in 2022 (De Jonge 2023).

Meetlocatie	Num	NO, NO ₂ , CO, H ₂ S, SO ₂ en BC	PM ₁₀ en PM _{2,5}	PAK en metalen
IJmuiden, Kanaaldijk	551	Ⓡ	Ⓡ	Ⓡ
Wijk aan Zee, de Banjaert	553	Ⓡ	Ⓡ	Ⓡ
Wijk aan Zee, Bosweg ¹⁾	557	-	Ⓡ	Ⓡ
Beverwijk-West	570	-	Ⓡ	Ⓡ
Staalstraat	572	-	Ⓡ	-
Reyndersweg	573	-	Ⓡ	-
De Rijk	556	-	Ⓡ	Ⓡ

¹⁾ Sinds maart 2022 wordt hier ook benzeen, toluen, xyleen en naftaleen gemeten.



Figuur 13 Afnemende trend in jaargemiddelde PM₁₀-waarden, zoals bepaald met het luchtmeetnet op zes locaties in de regio IJmond en op achtergrondlocatie De Rijk. De jaargemiddelde waarden worden in de figuur vergeleken met de wettelijke grenswaarde en met de WHO-advieswaarde uit 2005 respectievelijk uit 2021 (De Jonge 2022).

Een lange termijn trendanalyse laat zien dat de jaargemiddelde waarden voor veel stoffen en locaties een dalende trend vertoont. Dat geldt op alle locaties voor onder meer PM₁₀, PM_{2,5}, NO, NO₂, BaP en lood.²² De

²² De dalende trend is significant, met uitzondering van lood in Wijk aan Zee, Beverwijk en Reyndersweg.

daling van fijnstofconcentraties in lucht is ook buiten de IJmond zichtbaar en wordt daarom (mede) toegeschreven aan een afname in de achtergrondconcentratie. Als voorbeeld is in Figuur 13 de trendmatige afname getoond van PM₁₀ over de periode 1998-2021.²³

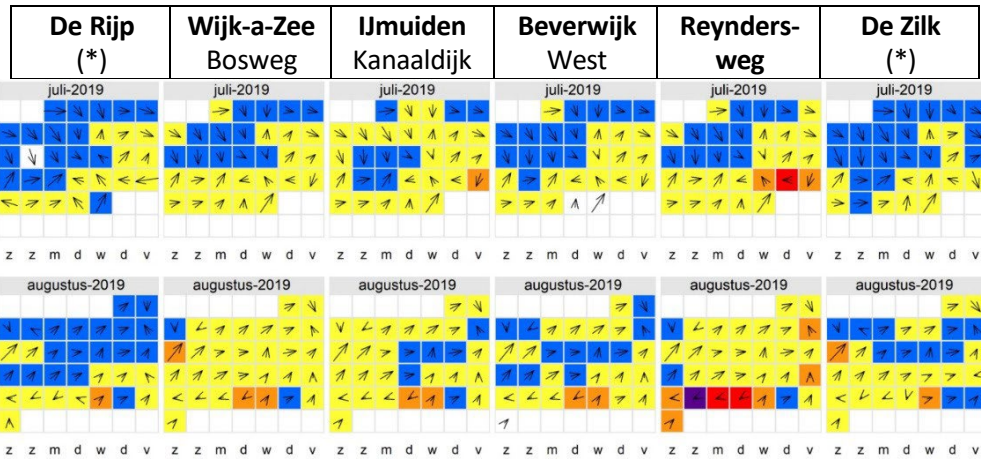
5.2.2 *Luchtkwaliteitsindex (LKI)*

In 2021 zijn tussentijdse resultaten gepresenteerd van verschillende onderzoeken in de IJmond. De onderzoeksonderwerpen en -vragen waren gebaseerd op de zorgen en vragen van omwonenden van Tata Steel, die in 2019 geïnventariseerd zijn (Elberse et al. 2021a). Onderdeel van dat onderzoek was een studie om nader inzicht te krijgen in de luchtkwaliteit in de IJmond, met name gericht op pieken in de luchtkwaliteit. Voor dat doel heeft het RIVM in samenwerking met de GGD Amsterdam een gevalideerde database opgezet met beschikbare meetdata uit het luchtmeetnet. Een essentiële stap hierbij was de ontsluiting van bestaande, in laboratoria bepaalde meetdata van de GGD Amsterdam. Het gaat dan met name om metingen van PAK en metalen. De database is zo opgezet dat meetinformatie met een verschillend tijdsverloop in samenhang bekeken kan worden. Zo kunnen nu relatief eenvoudig uurgemiddelde, daggemiddelde en meerdaags-gemiddelde meetdata worden gecombineerd voor nadere analyses.

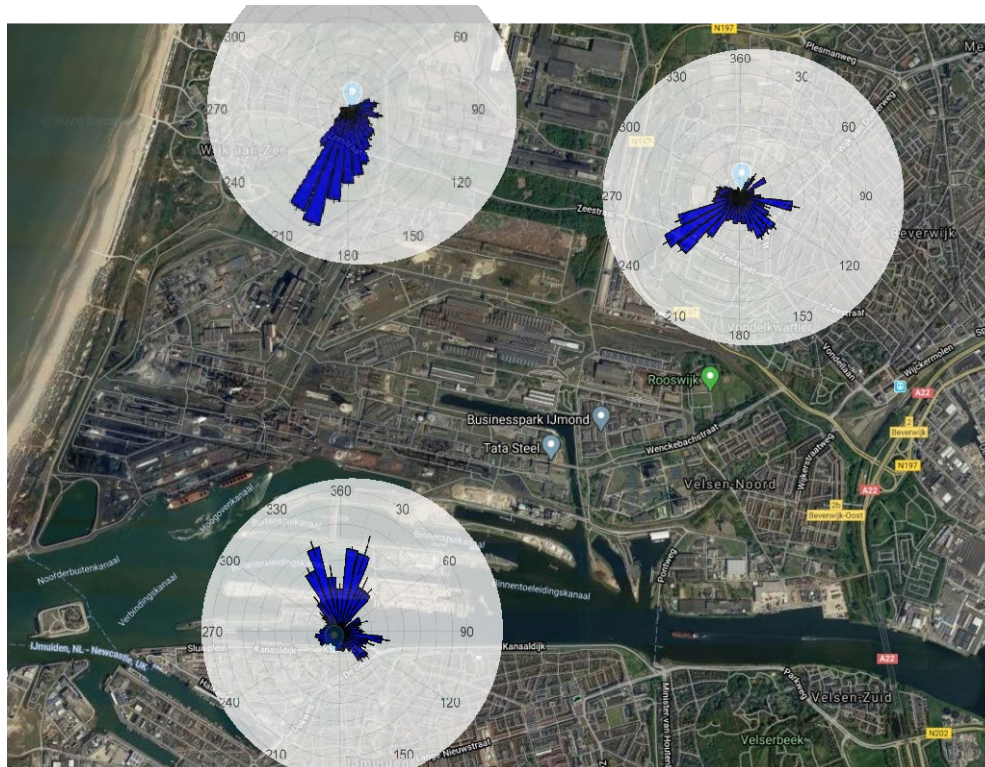
Om effecten van kortdurende (hoge) concentraties vanuit gezondheidskundig perspectief inzichtelijk te maken, is een Nederlandse luchtkwaliteitsindex (LKI) opgesteld. Voor de LKI is de luchtkwaliteit ingedeeld in vijf kwaliteitsklassen, die gebaseerd zijn op kennis over de gezondheidseffecten van fijnstof (PM₁₀ en PM_{2,5}), ozon en stikstofdioxide. (Korte) blootstelling aan hogere niveaus van fijnstof kunnen acute gezondheidseffecten geven, zoals hoesten of benauwdheid. Sommige mensen, zoals kinderen, ouderen en mensen met luchtwegproblemen als astma, zijn hier gevoeliger voor dan anderen. De klachten gaan vaak weer over als het fijnstofniveau daalt.

Op basis van PM₁₀-data uit de database en de kwaliteitsklassen van de LKI zijn vervolgens visualisaties gemaakt van de luchtkwaliteit in de IJmond op dag- en uurniveau. Daarbij zijn ook de windrichting en windsnelheid meegenomen. Deze figuren geven, vergeleken met jaargemiddelde concentraties van fijnstof, meer inzicht in de variatie van de luchtkwaliteit op leefniveau. Zie voor een voorbeeld van een kalenderweergave op dagniveau Figuur 14. De weergaven lieten zien dat de PM₁₀-concentratie op leefniveau in de IJmond in 2019, in vergelijking met achtergrondlocaties, vaker als 'matig' of 'onvoldoende' geassocieerd werd. In 2022 was dat nog steeds het geval (De Jonge 2023).

²³ Uit het recent uitgekomen rapport over 2022 blijkt dat de jaargemiddelde PM₁₀-waarden in de IJmond in 2022 licht verhoogd zijn ten opzicht van 2021 (De Jonge 2022).



Figuur 14 Kalenderweergave LKI-klasse daggemiddelde PM₁₀-concentratie in juli en augustus 2019, voor vier locaties in de IJmond en twee achtergrondlocaties (*). De pijltjes geven een indicatie van de windrichting en -sterkte. De kleuren geven de LKI-klasse aan (blauw = goed; geel = matig; oranje = onvoldoende; rood = slecht; paars = zeer slecht) (Elberse et al. 2021a).



Figuur 15 Pollutierozen van ultrafijnstof in de IJmond.

5.2.3

Ultrafijnstof (UFP)

In de periode december 2019 – januari 2020 heeft het RIVM op verzoek van de provincie Noord-Holland in de IJmond metingen uitgevoerd van 'ultrafijne deeltjes' (UFP). Ultrafijnstof is aanzienlijk kleiner dan gewoon fijnstof: het gaat om deeltjes kleiner dan 0,1 µm. Het onderzoek richtte zich op de hoeveelheid ultrafijnstof in IJmuiden, Wijk aan Zee en Beverwijk. Doel was om te weten te komen hoeveel UFP er (gemiddeld)

aanwezig is en of er verschillen te zien zijn tussen locaties, tijdstippen en weersomstandigheden. Er is gedurende 54 dagen op drie plekken gemeten, in Wijk aan Zee, Beverwijk en IJmuiden. Daarnaast is ter vergelijking ook op één locatie buiten de IJmond (Ookmeer, GGD Amsterdam) gemeten (Weijers and Vonk 2020).

Tijdens de meetperiode kwam de wind vooral uit het zuiden en zuidwesten. Gemiddeld werd in de IJmond in Wijk aan Zee het meeste UFP gemeten. Daarna kwam Beverwijk en ten slotte IJmuiden. In Wijk aan Zee en Beverwijk werd meer UFP gemeten dan in Ookmeer. De hoeveelheid UFP in Wijk aan Zee was bijna net zo hoog als die in een drukke straat in een stad. Voor elk meetpunt is gekeken welke windrichtingen meer respectievelijk minder bijdroegen. De meest voorkomende windrichting was zuidzuidwest (290 van in totaal ruim 1300 uur). Bij deze windrichting trof je in Wijk aan Zee bijna vier keer zo veel UFP aan als in IJmuiden. Bij wind uit het noorden of noordwesten waren de aantallen deeltjes in Wijk aan Zee veel lager. Het hogere niveau in Beverwijk trad op als de wind uit het zuidwesten kwam.

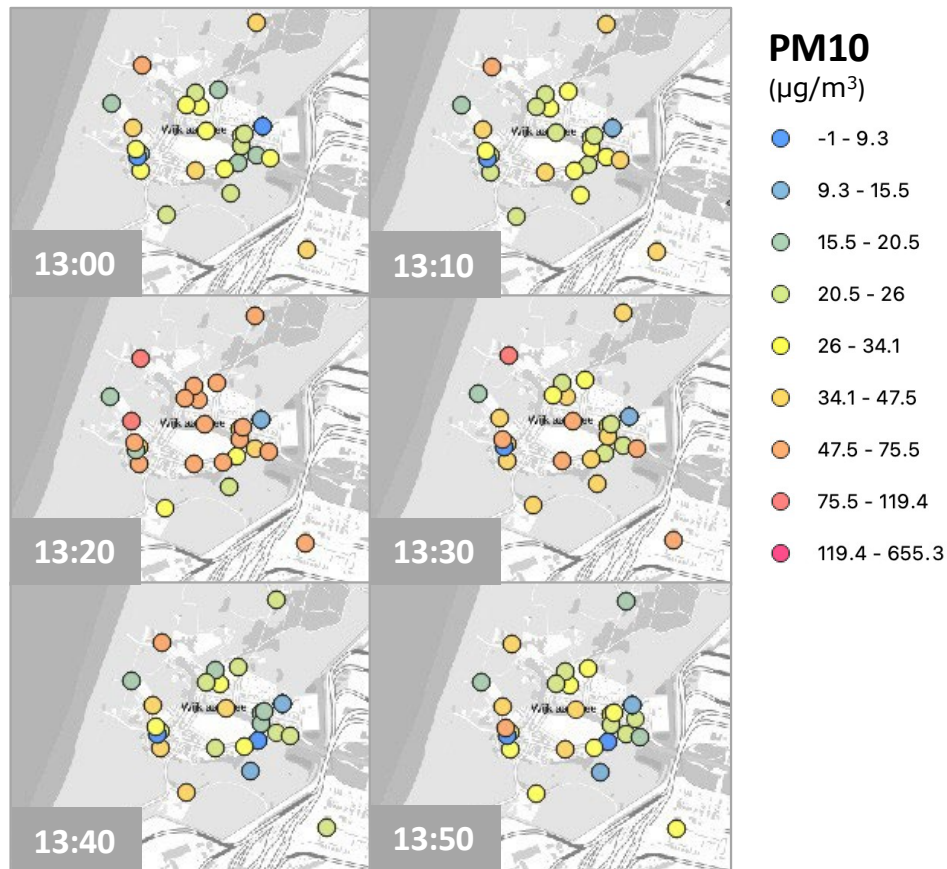
Het verschil in UFP-niveaus toont de aanwezigheid aan van UFP-bronnen in het gebied tussen IJmuiden en Wijk aan Zee. De vraag welke van de bekende emissiebronnen (industrie, scheepvaart, zwaar transport) het meest bijdraagt, is niet eenvoudig te beantwoorden. Zo liggen de genoemde bronnen dicht bij elkaar en zijn gegevens over hun eventuele UFP-emissies niet bekend.

De pollutierozen van ultrafijnstof op Wijk aan Zee en IJmuiden wijzen in ruwweg dezelfde richtingen als die van gewoon fijnstof. Op station Beverwijk is de verdeling van richtingen in de roos scherper dan voor gewoon fijnstof. Net als in andere gevallen moet worden bedacht dat niet alle windrichtingen in een periode even vaak voorkomen. Zeker als er maar een deel van het jaar wordt gemeten, hoeft de meteorologie niet representatief te zijn voor een heel jaar. Ook de emissies door bronnen in een gebied variëren over het jaar en zijn in een kortere periode niet noodzakelijk representatief voor een heel jaar.

5.3 **PM₁₀-metingen met sensoren**

De aanwezigheid van TSN, en zorgen en vragen die mensen hebben over de luchtkwaliteit en gezondheid, uiteten zich in een relatief hoge interesse in 'Citizen Science'. In opdracht van provincie Noord-Holland wordt het project 'Hollandse Luchten' uitgevoerd, waarbij bewoners zelf een meetplan ontwikkelden voor het meten van luchtkwaliteit, en daarna met sensoren zelf zijn gaan meten (HL 2023). Er wordt in de IJmond dus al verschillende jaren fijnstof gemeten met behulp van goedkope sensoren (PNH et al. 2023). De gebruikte sensoren zijn gevoelig voor luchtvochtigheid, waardoor ze soms hogere concentraties aangeven dan er feitelijk zijn. De sensoren zijn verder minder gevoelig voor de grotere deeltjes, met diameters tussen 2,5 en 10 µm (RIVM 2023e). Als er in een gebied voldoende sensoren zijn opgesteld, alsmede enkele officiële meetpunten, kan er een effectieve kalibratie van de sensoren worden uitgevoerd. Hierdoor worden de effecten van luchtvochtigheid voor een belangrijk deel gecorrigeerd. Deze

kalibratieprocedure is en wordt uitgebreid onderzocht in het kader van het Europese FAIRMODE-project (JRC 2023). Omdat de via wifi verbonden sensoren in principe elke paar minuten data rapporteren, is het mogelijk om met dit soort sensoren naar snelle veranderingen in de concentraties te kijken.



Figuur 16 Tien-minuutgemiddelde PM_{10} -waarden van sensoren in Wijk aan Zee op 15 januari 2020, tussen 13:00 en 13:50u.

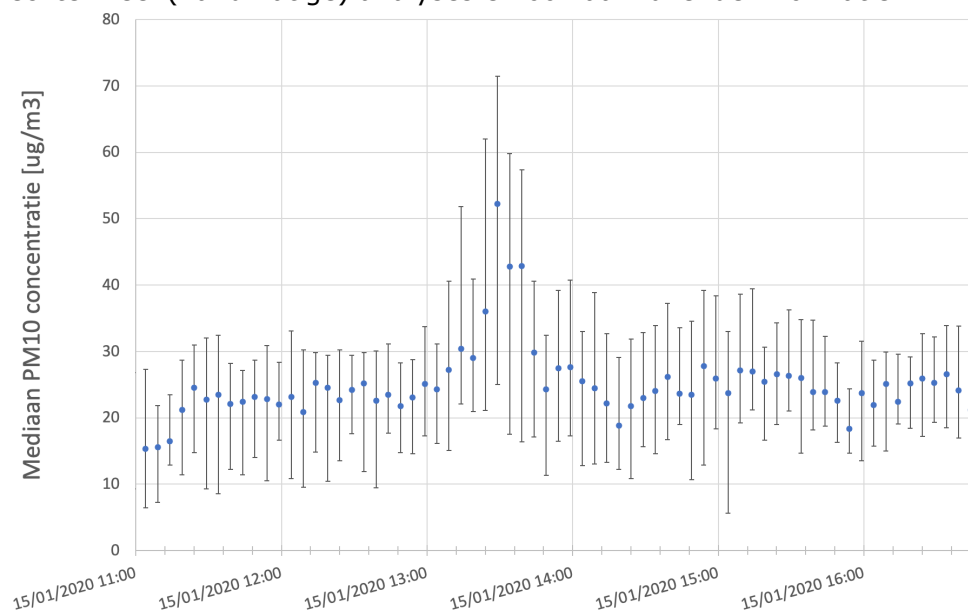
Uiteraard gaat dit gepaard met veel en aanzienlijke onzekerheden. Als een enkele sensor korte tijd hogere concentraties aangeeft, is er een goede kans dat dit het gevolg is van ruis in de sensor. Als meerdere sensoren in een klein gebied tegelijk hogere waarden aangeven, is de kans groot dat daar een externe reden voor is: hetzij echt in de zin van hogere concentraties, hetzij vals vanwege een lokale verstoring door plotselinge hogere luchtvochtigheid. Als sensoren hogere waarden aangeven, is het dus belangrijk om de mogelijke redenen hiervoor te onderzoeken. Figuur 16 toont als voorbeeld de gemiddelde resultaten van sensoren in Wijk aan Zee in zes opeenvolgende intervallen van tien minuten.

Om het verloop van de concentraties te bepalen, moeten de data van de sensoren worden gefilterd, aangezien er in de praktijk altijd wel enkele sensoren zijn die foutieve waarden geven, doorlopend veel te hoog of juist te laag. Vervolgens moeten de resultaten van groepjes sensoren

over korte perioden worden gemiddeld of, nog beter, moet de *mediaan* worden bepaald. Ook kan per groepje worden bepaald wat de 5% laagste en 95% hoogste concentraties zijn in elk tijdsinterval. Deze waarden geven dan een schatting van de gemeten concentraties en de spreiding daarin. Voor 15 januari 2020 zijn deze verschillende analysestappen uitgevoerd. De resultaten zijn te zien in Figuur 17.

Op het moment dat bijna alle sensoren oranje/rood kleuren (Figuur 16), is er in het tijdsverloop (Figuur 17) in de mediaan van de concentraties een kortdurende piek van circa $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ te zien. De spreiding in de resultaten van de sensoren is ook groot. Alles wijst er echter op dat er op 15 januari 2020, rond 13:20 een reden was waarom de sensoren hogere waarden aangaven. Wat die reden was, is zonder nadere informatie en/of analyse niet te zeggen.

Gegeven voldoende en goed werkende sensoren, lijkt het mogelijk om in de IJmond kortdurende pieken van $\text{PM}_{2,5}/\text{PM}_{10}$ te observeren. Dit vereist echter veel (handmatige) analyses en ook aanvullende informatie.



Figuur 17. Mediaan van de in Wijk aan Zee met goedkope sensoren gemeten PM_{10} -concentraties, in intervallen van vijf minuten. De onzekerheidsbanden geven de 5% laagst en 95% hoogst gemeten concentraties in elk tijdsinterval aan.

5.4 Bronnenonderzoek en inconsistenties tussen gemeten en berekende waarden

In de IJmond was er dus aantoonbaar sprake van verhoogde concentraties van schadelijke stoffen in lucht en in gedeponeed grof stof. Een van de kernvragen daarbij was waar die verhoogde concentraties precies vandaan komen. En dan met name op dagen die als ongezond worden ervaren. Het is zeer aannemelijk dat TSN hier een rol van betekenis bij speelt, maar in welke mate andere emissiebronnen een bijdrage leveren, was niet volledig duidelijk. Om die reden heeft het RIVM dit in 2021, op verzoek van de provincie Noord-Holland en de

gemeenten Velsen, Beverwijk en Heemskerk, nader onderzocht. Deze studie was vooral gericht op fijnstof, PAK en metalen gehecht aan fijnstof in lucht en aan (grof) stof dat deponert in de omgeving. De herkomst van deze verontreinigingen is op drie manieren onderzocht:

1. Depositie: Analyses van de gemeten hoeveelheden PAK en metalen in neergedaald stof op negentien locaties in de IJmond op basis van patroonherkenning, data uit de Emissieregistratie en wetenschappelijke literatuur.
2. Lucht (1): Vergelijking van gemeten concentraties in de lucht (data luchtmeetnet) met waarden berekend met het verspreidingsmodel OPS op basis van emissie gegevens zoals opgenomen in de Emissieregistratie.
3. Lucht (2): Bron- en patroonherkenning op basis van gemeten concentraties van stoffen in de lucht en weergegevens met behulp van *Positive Matrix Factorization*. Hiervoor is gebruikgemaakt van gegevens uit het luchtmeetnet van de jaren 2017, 2018 en 2019.

De resultaten van het onderzoek zijn in januari 2022 gerapporteerd (Elberse et al. 2021b). Onderdeel 3 van het onderzoek is ook gepubliceerd in de wetenschappelijke literatuur (Mooibroek et al. 2022).

Uit analyse bleek dat er van de PAK en metalen in *fijnstof*, zoals gemeten met het luchtmeetnet, een aanzienlijk deel afkomstig was van activiteiten op het TSN-terrein. Dit volgde uit een analyse van de samenstelling van het fijnstof. Fijnstof is een mengsel van meerdere stoffen. Verschillende bronnen stoten deze stoffen in andere verhoudingen uit. Aan de hand van de precieze verhoudingen kon het RIVM twee categorieën bronnen relateren aan TSN: een *verkeer/remstof*-profiel en een *industrie*-profiel. Deze profielen zijn dominant voor de hoeveelheden PAK en metalen in lucht. Daarnaast bleek het Tata Steel-terrein de grootste lokale bron voor fijnstof in de leefomgeving.

Ook bleek dat PAK en metalen in het *neergedaalde stof* voor een aanzienlijk deel afkomstig waren van verschillende processen voor de staalproductie. Of ze komen van op- en overslag van materialen die worden gebruikt bij de staalproductie. Deze analyses gaven echter onvoldoende informatie over de precieze bijdragen van deze en andere bronnen aan PAK en metalen in het neergedaalde stof.

Verder bleek dat de gemeten en de met OPS berekende bijdragen van TSN aan de hoeveelheid fijnstof in de leefomgeving redelijk goed met elkaar overeenkwamen. Maar de gemeten hoeveelheden metalen en PAK waren (veel) hoger dan berekend op basis van data van de Emissieregistratie. De gegevens over de uitstoot door TSN leken dus niet volledig te zijn aangeleverd. Om hier goed inzicht in te krijgen, adviseerde het RIVM om de informatie over de uitstoot van bronnen op het terrein van TSN te verbeteren en deze op een transparante manier te ontsluiten (Elberse et al. 2021b).

In twee expertmeetings met experts van RIVM, Tata Steel Nederland, ILT, ODNZKG, op 17 februari 2022 en 31 mei 2022 (PNH 2023), is vervolgens gekeken of op basis van *expert opinion* de gevonden

verschillen tussen gemeten en berekende waarden nader verklaard konden worden. Voor de tweede expertmeeting had het RIVM een aantal nieuwe berekeningen uitgevoerd op basis van een update van emissiegetallen over 2019, aangeleverd door TSN. Over de nieuwe berekeningen is onder meer het volgende geconcludeerd (RIVM 2022b):

- Het gebruikte model is niet een verklaring voor de gevonden verschillen tussen berekende en gemeten concentraties.
- De nieuwe berekeningen voor 2019 komen op de meetpunten beter overeen met de gemeten concentraties van metalen en PAK dan eerder het geval was. Of de nieuw aangeleverde emissiegetallen daarmee 'gevalideerd', 'goed' of 'correct' zijn, kan het RIVM niet beoordelen.
- Het 'gat tussen meten en rekenen' is met de nieuwe gegevens van TSN niet volledig verklaard. Ten eerste is er alleen gekeken naar en gerekend met de gegevens van de ZZS-studie voor het jaar 2019. Ook is alleen een beperkte set PAK (BaP, IND en BGP)²⁴ en metalen (vanadium en lood) doorgerekend. Voor twee soorten PAK (BGP en IND) was eertijds door TSN aangegeven dat ze bij hoge temperaturen uit een 150 meter hoge schoorsteen kwamen. Uit de nieuw aangeleverde gegevens van mei 2022 bleek dat de emissies op relatief lage hoogte vrijkwamen, rond de kookfabrieken. En dat de emissies 2-3 keer hoger waren dan eerder gemeld. Samen verklaart dat waarom er meer stoffen in de directe omgeving terechtkomen.
- Er blijft nog steeds een verschil tussen de berekende en gemeten concentratiebijdragen van de verschillende stoffen in 2019, tot een factor 5. NB: 2019 was niet het jaar waar de grootste verschillen tussen gemeten en berekende concentraties geconstateerd waren. De conclusies over 2019 voor deze stoffen kunnen niet worden vertaald naar andere jaren die eerder zijn doorgerekend (2012 t/m 2020).

5.5 Depositie van grof stof, met daarin PAK en metalen

Rond 2018 zijn er bij de verwerking van slakken op het terrein van Tata Steel meerdere malen emissies geweest waarbij zogenoemde grafietregens in de omgeving terechtkwamen. Bewoners van Wijk aan Zee vonden dit niet alleen hinderlijk, ze waren ook bezorgd over hun gezondheid. Op verzoek van de provincie Noord-Holland heeft het RIVM daarom in 2019 veegmonsters genomen, die zijn onderzocht op de aanwezigheid van gevaarlijke stoffen. In die monsters zijn verhoogde waarden van PAK en metalen aangetroffen. Op basis van de gevonden waarden is een risicobeoordeling uitgevoerd voor jonge kinderen die buiten spelen (dermale blootstelling en orale blootstelling via hand-mondcontact). De conclusie van dit indicatieve onderzoek was dat de geschatte blootstelling aan lood, mangaan en vanadium zodanig hoog was dat dit ongewenst is voor de gezondheid. Voor PAK concludeerde men in dit onderzoek dat het risiconiveau onder het niveau ligt dat in Nederland verwaarloosbaar wordt geacht (VR: één extra geval van kanker per miljoen levenslang blootgestelde individuen) (Geraets and Schulpen 2019).

²⁴ BaP = Benzo[a]pyreen, IND = indeno[1,2,3-cd]pyreen, BGP = Benzo[ghi]peryleen.

In reactie op deze studie hebben de Provincie Noord-Holland en de IJmondgemeenten Heemskerk, Beverwijk en Velsen aan het RIVM de opdracht gegeven om de depositie van PAK en metalen in de IJmond regio uitvoeriger te onderzoeken. Voor dat doel is op 29 locaties, waarvan de meeste in woonwijken, gedurende 3 keer circa 2 weken, het grof stof verzameld dat daar was neergedaald. De monstername vond plaats tussen 5 oktober en 26 november 2020. Op twaalf van deze locaties is ook in woningen stof bemonsterd. Bij het selecteren van de meetlocaties is rekening gehouden met verschillende windrichtingen en afstanden ten opzichte van het terrein van TSN. Om achtergrondwaarden te bepalen zijn er ook metingen gedaan op vier locaties buiten de IJmond (De Zilk, De Rijp, Castricum en Amersfoort). Na afloop van de monsterperiode zijn de stofmonsters geprepareerd en geanalyseerd op de aanwezigheid van PAK en metalen.

De analyseresultaten van de monsters uit 2020 lieten zien dat er in Wijk aan Zee, Beverwijk, Velsen en IJmuiden meer PAK en metalen waren neergedaald dan op de achtergrondlocaties. De meetwaarden in Wijk aan Zee en bij meetstation Reyndersweg waren verreweg het hoogst: PAK en sommige metalen, zoals ijzer, mangaan, vanadium en chroom, werden 20 tot 100 keer meer aangetroffen dan op de achtergrondlocaties. De hoogste waarden in Wijk aan Zee werden gevonden op de locaties die het dichtst bij het terrein van Tata Steel liggen. Uit de metingen bleek dat een deel van de PAK en metalen in het neergedaalde stof wegspoelt door neerslag. Binnenshuis was de depositie aan PAK en metalen veel lager dan buiten: voor PAK gemiddeld 100 keer zo laag en voor metalen, afhankelijk van het type metaal, 10 tot 400 keer zo laag (Mennen et al. 2021).

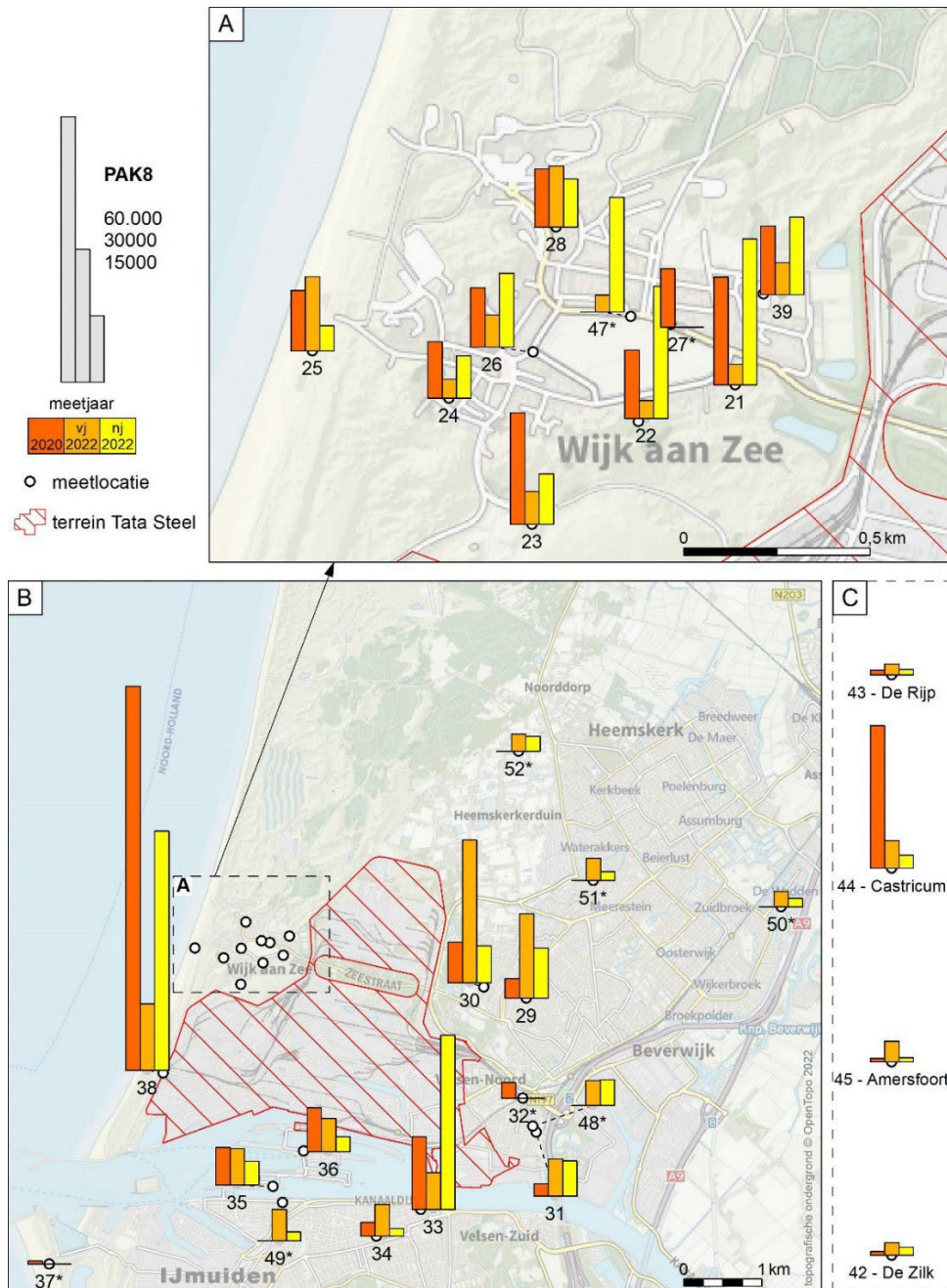
Op basis van deze meetresultaten is wederom een risicobeoordeling uitgevoerd. Daarbij is uitgegaan van het blootstellingsscenario van een spelend kind in de leeftijd van 1 tot en met 12 jaar. Uit de risicobeoordeling bleek dat het geschatte extra risico door blootstelling aan PAK via gedeponeerde stof voor de verschillende IJmondclusters ligt tussen het Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR) en het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR). Voor de meeste metalen werd geen gezondheidsrisico door blootstelling via neergedaald stof aangetoond. Echter, voor lood was de geschatte blootstelling via neergedaald stof zodanig dat dit ongewenst is voor de gezondheid van kinderen. Daarnaast is van lood bekend dat de dagelijkse blootstelling via onder andere voeding en drinkwater ook al hoger is dan wat veilig beschouwd wordt. Extra blootstelling dient dan ook beperkt te worden (Mennen et al. 2021).

Op basis van de resultaten van dit onderzoek en een studie naar de herkomst van het neergedaald stof (zie volgende sectie) heeft het RIVM aanbevolen om gedurende enkele jaren de depositie van PAK en metalen in de IJmond herhaaldelijk te meten (monitoren). Dat maakt het mogelijk om trends vast te stellen en antwoord te geven op de vraag of de maatregelen die TSN heeft aangekondigd om de stofuitstoot te verminderen al dan niet effect hebben in de leefomgeving. In reactie hierop hebben de provincie Noord-Holland en het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat aan het RIVM opdracht verleend om in 2022 twee keer een vergelijkbaar onderzoek uit te voeren, één in het

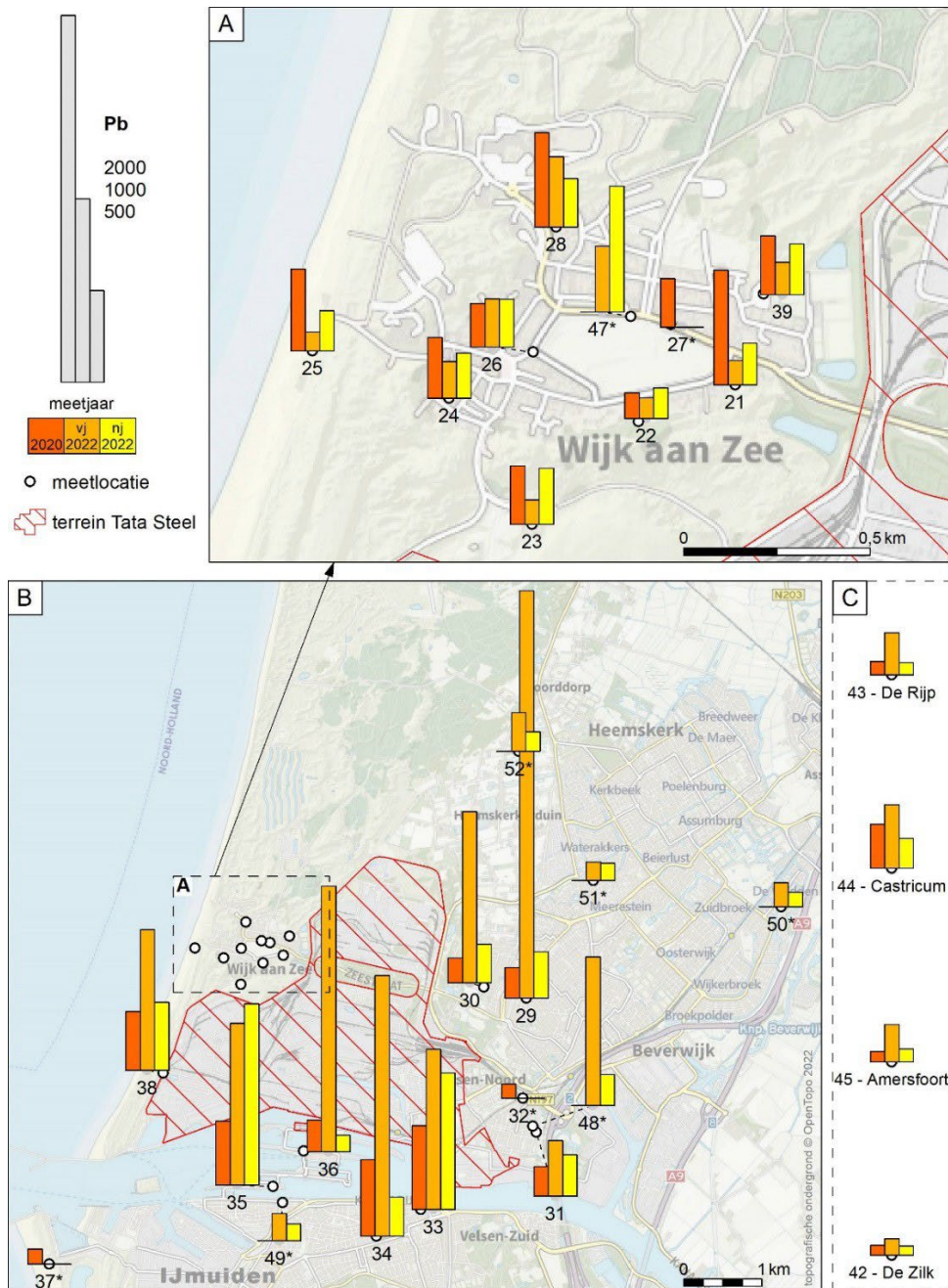
voorjaar en één in het najaar. Omdat de bijdrage van blootstelling aan grof stof binnenshuis zeer gering gebleken is, zijn er in 2022 geen metingen verricht in woningen.

De herhalingsmetingen van de depositie zijn gedaan in het voorjaar (11 mei t/m 30 juni) en najaar (4 oktober t/m 25 november) van 2022. De resultaten van beide onderzoeken bevestigen de bevindingen van het onderzoek uit 2020 dat er in de IJmond grotere hoeveelheden PAK en metalen in neergedaald stof worden aangetroffen dan elders in Nederland, vooral in Wijk aan Zee. Wel was de ruimtelijke verdeling van de depositie verschillend: In 2020 en in het najaar van 2022 werden sterk verhoogde waarden gemeten in Wijk aan Zee, en licht verhoogde tot verhoogde waarden in de andere woongebieden in de IJmond. In het voorjaar van 2022 waren de hoeveelheden in Wijk aan Zee lager dan in beide andere onderzoeken (overigens nog steeds verhoogd), terwijl toen in Beverwijk en in mindere mate in IJmuiden en Velsen-Noord, vergeleken met 2020, juist hogere waarden werden gevonden. Deze verschillen konden voor een belangrijk deel verklaard worden door andere weersomstandigheden: de meetperiode in het voorjaar van 2022 kende meer wind uit zuidwestelijke en noordelijke richting dan normaal, terwijl er tijdens de monsterperioden in 2020 en het najaar van 2022 sprake was van meer zuiden- en zuidoostenwind dan gemiddeld.

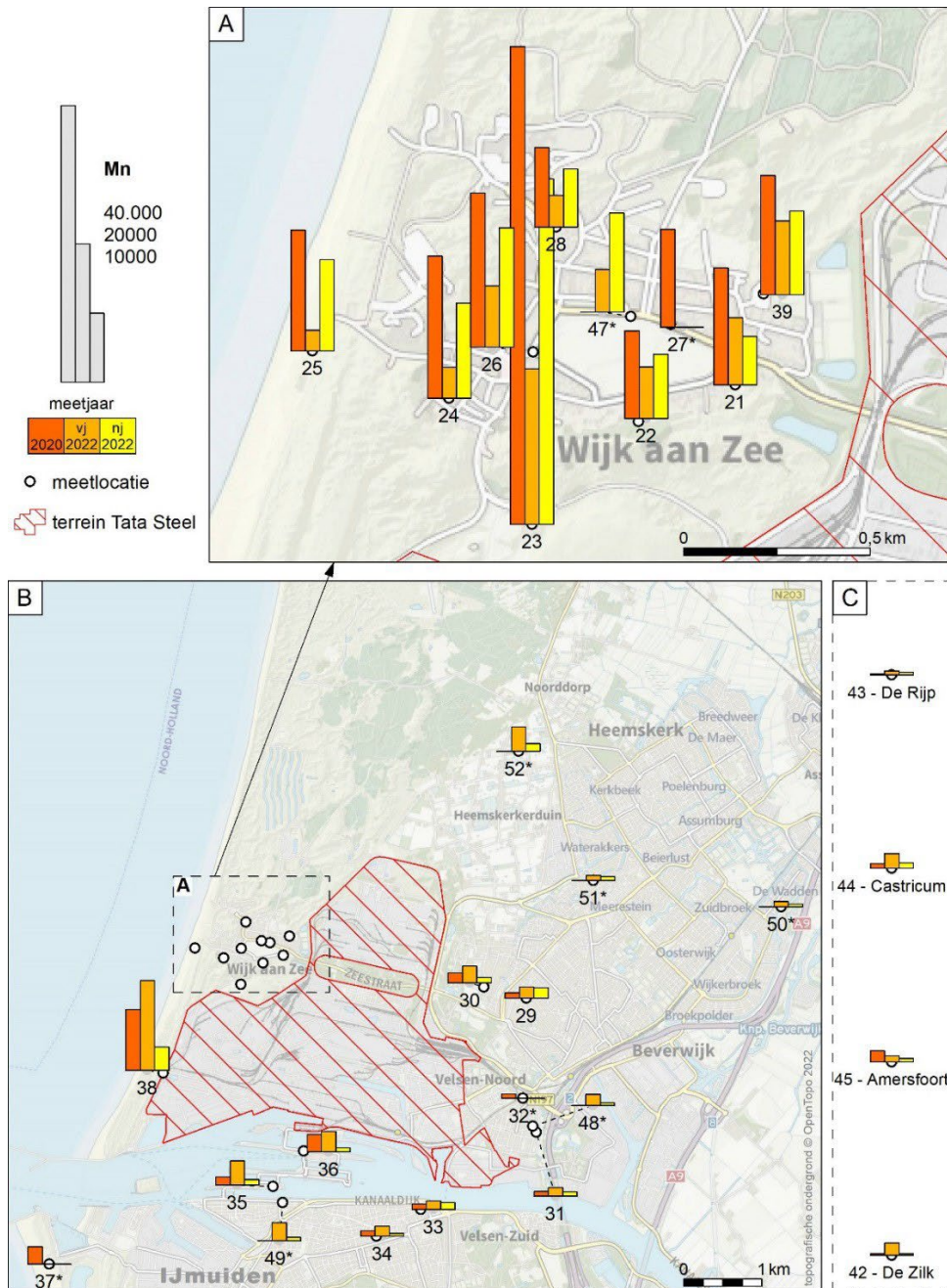
De verschillen in meetwaarden tussen de drie onderzoeksperioden konden ten dele het gevolg zijn van variaties in emissies uit de bronnen op het terrein van Tata Steel en andere bronnen in het gebied. En van de invloed van zogenaamd 'achtergrondstof', stof dat diffuus verwaait van onverharde oppervlakken (duinen, landbouwgronden, strand, zandwegen) of dat afkomstig is van relatief kleine of tijdelijke stofbronnen zoals bouwactiviteiten.



Figuur 18 Depositie van PAK (uitgedrukt in 'som EFSA PAK8') op locaties in Wijk aan Zee (A), elders in de IJmond regio (B) en enkele achtergrondlocaties (C). De rode staafdiagrammen hebben betrekking op metingen uitgevoerd van 5 oktober t/m 26 november 2020, de oranje op metingen uitgevoerd van 11 mei t/m 30 juni 2022 en de gele op metingen uitgevoerd van 4 oktober t/m 25 november 2022. Locatienummers met een (*) zijn óf alleen in 2020 (rode balk), óf alleen in 2022 (oranje en gele balk) gebruikt (Mennen et al. 2023).



Figuur 19 Depositie van lood (Pb) op locaties in Wijk aan Zee (A), elders in de IJmond regio (B) en enkele achtergrondlocaties (C). De rode staafdiagrammen hebben betrekking op metingen uitgevoerd van 5 oktober t/m 26 november 2020, de oranje op metingen uitgevoerd van 11 mei t/m 30 juni 2022 en de gele op metingen uitgevoerd van 4 oktober t/m 25 november 2022. Locatienummers met een (*) zijn óf alleen in 2020 (rode balk), óf alleen in 2022 (oranje en gele balk) gebruikt (Mennen et al. 2023).



Figuur 20 Depositie van mangaan (Mn) op locaties in Wijk aan Zee (A), elders in de IJmondregio (B) en enkele achtergrondlocaties (C). De rode staafdiagrammen hebben betrekking op metingen uitgevoerd van 5 oktober t/m 26 november 2020, de oranje op metingen uitgevoerd van 11 mei t/m 30 juni 2022 en de gele op metingen uitgevoerd van 4 oktober t/m 25 november 2022. Locatienummers met een (*) zijn óf alleen in 2020 (rode balk), óf alleen in 2022 (oranje en gele balk) gebruikt (Mennen et al. 2023).

Daarnaast spelen andere factoren een rol bij de verspreiding van (grof) stofdeeltjes. Vanwege het wisselende beeld in de meetresultaten en de genoemde onzekerheden kon het RIVM na het laatste onderzoek, eind 2022, geen uitspraak doen over een af- of toename van de emissies van PAK en metalen als gevolg van de bedrijfsactiviteiten van TSN sinds de metingen in 2020. Alleen voor ijzer was de depositie in het hele gebied systematisch lager. Dit zou erop kunnen wijzen dat de uitstoot van ijzer door TSN sinds 2020 is gedaald. De depositiewaarden van zink, koper en met name lood lieten een afwijkend patroon zien dan die van bijvoorbeeld ijzer, mangaan, vanadium en chroom, alle vier metalen die typerend zijn voor de staalindustrie. Dit deed vermoeden dat naast emissies afkomstig van het TSN-terrein ook andere bronnen een bijdrage hebben geleverd aan de depositie van met name lood en zink (Mennen et al. 2022, Mennen et al. 2023).

Bij de depositie van grof stof hebben PAK en lood de grootste impact op de gezondheid van omwonenden (Mennen et al. 2021).

Figuur 18 toont het verschil in gemiddelde meetwaarden van PAK (uitgedrukt in 'som EFSA PAK8') van de drie onderzoeken in 2020 en in het voor- en najaar van 2022.

Figuur 19 doet dat voor lood. Daarnaast zijn in Figuur 20 ter illustratie van de eerder genoemde afwijkende patronen tussen verschillende groepen metalen, de gemiddelde meetwaarden van mangaan weergegeven.

5.6 Gezondheid en beleving van hinder in de IJmondregio

In de afgelopen jaren is een stevig aantal rapporten gepubliceerd over gezondheidsaspecten en beleving van hinder in de IJmond (Ameling et al. 2014, Overberg et al. 2014, Oosterlee et al. 2018, Houthuijs et al. 2019, Oosterlee and Nijbroek 2020, Baliatsas et al. 2021, Elberse et al. 2021a, GGD et al. 2022, Houthuijs et al. 2022, Oostvogels et al. 2022). In een aantal gevallen betrof het interim-rapporten waarvan de resultaten in latere publicaties opnieuw zijn meegenomen. Die rapporten worden hier niet separaat besproken. Sommige resultaten zijn eerder in dit hoofdstuk behandeld en worden hier niet opnieuw besproken. In deze sectie vatten we de resultaten samen van onderzoek met betrekking tot:

- acute gezondheidseffecten en chronische aandoeningen;
- incidentie van medicijngebruik;
- incidentie en prevalentie van kanker.

5.6.1 *Ervaring van hinder en bezorgdheid over de woonsituatie. Acute gezondheidseffecten en chronische aandoeningen*

In 2021 heeft het NIVEL de resultaten gepubliceerd van een verkenning naar gezondheidsverschillen tussen de regio IJmond en regio's in Nederland met evenveel of geen industrie (Baliatsas et al. 2021). Het doel was te verkennen of er in de regio IJmond andere, meer en/of minder gezondheidsproblemen worden gepresenteerd aan de huisarts, vergeleken met regio's in Nederland met evenveel, respectievelijk minder industrie. Het ging hierbij om het beschrijven van de problematiek en niet om het leggen van oorzaak-gevolgrelaties. Het betrof een zogenoemde ecologische vergelijking over de jaren 2013 –

2019. Dat betekent dat er gekeken is naar verschillen tussen de groepen, maar dat er geen onderzoek is gedaan naar de mogelijke *oorzaken* van gesignaleerde verschillen. Voor deze verkenning werden huisartsgegevens gebruikt. Deze gegevens bevatten een grote variëteit aan gezondheidssymptomen en klachten over meerdere jaren, waarbij de data systematisch en consistent geregistreerd worden.

Uit de verkenning bleek dat bewoners van de IJmond in de periode 2013-2019, in vergelijking met controlegroepen ('platteland' en 'industrie'), een relatief groot aantal symptomen statistisch significant vaker aan de huisarts presenteerden. Het betrof misselijkheid, symptomen van het oog, hoofdpijn, benauwdheid, jeuk en pijn op de borst. Daarnaast kwamen in de IJmond zeven symptomen vaker voor dan in de controlegroep *platteland*; twee symptomen kwamen vaker voor dan in de controlegroep *industrie*. Chronische aandoeningen van het hart, diabetes, en longkanker werden in de IJmond vaker gediagnosticeerd dan elders, en COPD werd in de IJmond vaker gediagnosticeerd dan op het platteland. Deze symptomen en aandoeningen betreffen meerdere orgaansystemen: onder meer luchtwegen, maag-darmkanaal, huid, hart en vaten.

Het ging dus om relatief veel symptomen die statistisch significant vaker voorkwamen in de IJmond. De analyse liet tevens zien dat andere symptomen en aandoeningen in de regio IJmond niet vaker (ziekte van Hodgkin, leukemie) of zelfs minder vaak (bronchitis, astma bij volwassenen) worden gezien door de huisarts.

Over de zeven jaren toonden de resultaten van de symptomen een zeer consistent beeld. De chronische aandoeningen lieten daarentegen een oplopende trend zien. Dit gold met name voor COPD en diabetes (vergeleken met beide controlegroepen) en chronische aandoeningen van het hart (vergeleken met de industriële controlegroep).

Voor gezondheidsonderzoek in de IJmond bleken huisartsgegevens een goede aanvullende bron van informatie te zijn. Het NIVEL adviseerde daarom, om de gezondheid van de bewoners van de regio IJmond langdurig te monitoren en daarbij ook huisartsgegevens en andere data (zoals sociaaleconomische factoren) te raadplegen. Gegevens zouden ook gecombineerd kunnen worden met vragenlijstgegevens, om andere persoonlijke factoren zoals nabijheid van blootstelling, leefstijl en leefmilieu mee te nemen.

5.6.2 *Incidentie van medicijngebruik*

In 2011 besloot de staatssecretaris van Infrastructuur en Milieu om drie keer om de vier jaar te laten onderzoeken welke invloed de luchtkwaliteit in de IJmond heeft op de gezondheid van de bewoners. Dit periodieke onderzoek heet *Gezondheidsmonitor IJmond* en bestaat uit meerdere onderdelen. Eén deel, een vragenlijstonderzoek over hinder, bezorgdheid en chronische aandoeningen in relatie tot luchtkwaliteitonderzoek, wordt in paragraaf 5.6.4 besproken. Hier beperken we ons tot het tweede deel van de Gezondheidsmonitor IJmond: de monitoring van medicijnverstrekking. Dit onderzoek is inmiddels drie keer uitgevoerd, in de jaren 2012, 2016 en 2020 (Ameling et al. 2014, Houthuijs et al. 2019, Houthuijs et al. 2022).

Omdat in het laatste rapport wordt teruggekeken op de gehele periode beperken we ons hier tot een samenvatting van dat rapport.

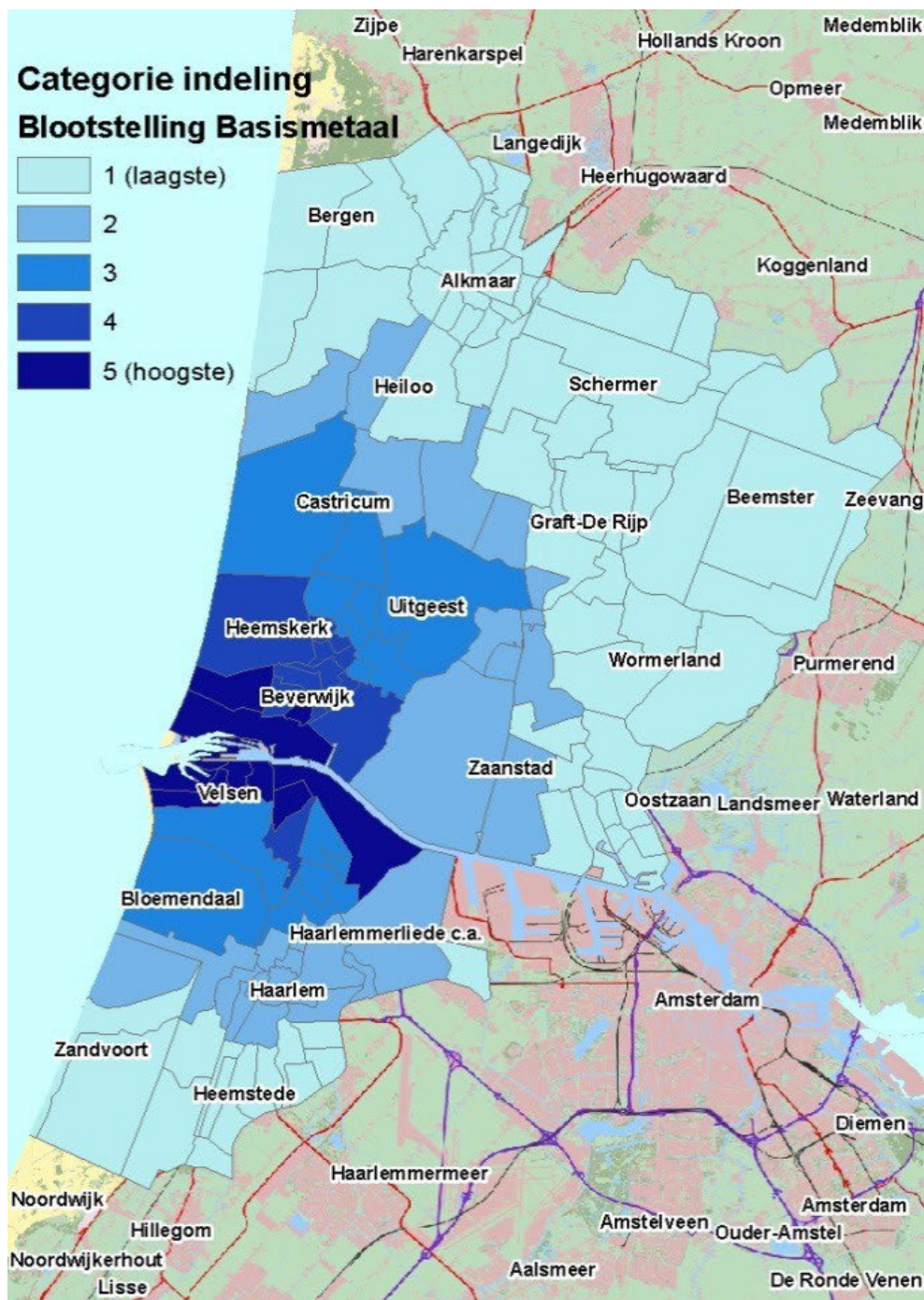
In deze studie is voor de gehele periode 2008-2019 gekeken naar de medicatieverstrekking voor hoge bloeddruk, diabetes, hartaandoeningen, luchtwegaandoeningen en de ziekte van Parkinson. De vraagstellingen van het medicatieonderzoek waren:

- Wat is de samenhang tussen de bijdrage van bronnen op het TSN-terrein aan de luchtverontreiniging en de medicatieverstrekking in de periode 2008-2019 in de IJmond?
- Wat zijn de veranderingen in de medicatieverstrekking in relatie tot de veranderingen in de bijdrage van bronnen op het TSN-terrein aan de luchtverontreiniging in deze periode?

Het onderzoeksgebied, dat gelijk is aan het gebied van de eerste monitoringsronde (Ameling et al. 2014) omvat naast de vier IJmondgemeenten Beverwijk, Velsen, Heemskerk en Uitgeest ook (delen van) veertien andere gemeenten. Het onderzoek is over de jaren 2008-2019 uitgevoerd, omdat voor deze periode met routinematig verzamelde gegevens de incidentie van de medicatieverstrekking per kalenderjaar kon worden vastgesteld. Deze periode van twaalf jaar is onderverdeeld in drie perioden van vier jaar (2008-2011, 2012-2015 en 2016-2019). De perioden sluiten aan bij de plaatsing van de doekfilterinstallaties voor de sinterfabriek (2011 en 2013) en bij het ritme van het vragenlijstonderzoek van de GGD Kennemerland (zie toelichting verderop).

Er zijn in het onderzoek twee verschillende typen indicatoren voor de luchtverontreiniging in de IJmond gebruikt:

- Vijf vaste blootstellingsgebieden met hoge en lage blootstelling aan fijnstof afkomstig van de basismetaleindustrie;
- De gemodelleerde concentratiebijdragen op het woonadres van primair fijnstof met een deeltjesgrootte kleiner dan $2,5 \mu\text{m}$ ($\text{PFS}_{2,5}$) en van stikstofoxiden (NO_x) afkomstig van bronnen op het Tata Steel-terrein.



Figuur 21 Indeling van het onderzoeksgebied in vijf blootstellingsgebieden op basis van de primair-fijnstofbijdrage van de basismetaleenindustrie in 2000. De gebieden met de laagste blootstelling (1) worden als referentie beschouwd (Ameling et al. 2014, Houthuijs et al. 2022).

In de verschillende analyses is rekening gehouden met de leeftijd, het geslacht, de burgerlijke staat, de migratieachtergrond en het opleidingsniveau van de cohortdeelnemers. Ook is gecorrigeerd voor sociaaleconomische kenmerken van de buurt van het woonadres. De analyses zijn apart voor mannen en vrouwen gedaan. In de analyses met de concentratiebijdragen aan PFS_{2,5} en NO_x afkomstig van het Tata

Steel-terrein is gecorrigeerd voor de concentraties afkomstig van andere bronnen. De resultaten worden uitgedrukt als relatief risico (RR). NB: De auteurs hechten in dit rapport meer waarde aan de resultaten over de samenhang tussen het medicatiegebruik en de concentratiebijdragen op het woonadres dan aan de bevindingen verkregen met de blootstellingsgebieden.

De belangrijkste conclusies van dit onderzoek waren:

- In de meest belaste woongebieden rondom TSN was, ten opzichte van het referentiegebied (gebieden met de laagste blootstelling, zie Figuur 21), de incidentie van medicatieverstrekking voor hoge bloeddruk, diabetes en hartaandoeningen in de periode 2008-2019 gemiddeld 11 tot 16% verhoogd. Voor luchtwegaandoeningen was dat 5 tot 10%;
- Er zijn geen aanwijzingen gevonden voor een verhoogde incidentie van medicatie voor luchtwegaandoeningen onder bewoners jonger dan 20 jaar en voor medicatie voor de ziekte van Parkinson door de bijdrage van TSN aan primair fijnstof;
- De verandering in het gebruik van medicatie kon voor de periode 2008-2019 niet nauwkeurig worden bepaald uit de informatie over de blootstellingsgebieden en is daarom afgeleid uit de verkregen blootstelling-responsrelaties en de concentratieafname van primair fijnstof afkomstig van TSN over de tijd. Door de jaren heen lijken de verhogingen in de incidentie van medicatieverstrekking voor hoge bloeddruk, voor diabetes en voor hartaandoeningen in de meest belaste woongebieden rondom het Tata Steel-terrein met een kwart af te nemen. Voor medicatie voor luchtwegaandoeningen is dit niet duidelijk.

5.6.3 Incidentie en prevalentie van kanker

In 2007 publiceerde de GGD Kennemerland de resultaten van een onderzoek naar de incidentie en prevalentie²⁵ van kanker in de regio Kennemerland in de periode 1989-2003 (GGD-Kennemerland 2007). Vanwege onduidelijkheden over de rol van rookgedrag in relatie tot longkanker heeft het RIVM dat onderzoek op verzoek van het toenmalige ministerie van VROM verfijnd door informatie over sociaaleconomische status (SES) mee nemen in de analyse (Van Wiechen 2009), zie paragraaf 4.3. In 2020 bracht de GGD Kennemerland een nieuw rapport uit, over de vervolgperiode 2004-2018 (Oosterlee and Nijbroek 2020) met als doel inzicht aan gemeenten te bieden in de gezondheidssituatie van de bevolking in de regio Kennemerland. Om een goede vergelijking tussen verschillende gemeenten te kunnen maken, zijn de resultaten in dat onderzoek uitgedrukt in de zogenoemde 'Comparative Incidence Figure' (CIF). De CIF is een verhoudingsgetal dat ongeveer het procentuele verschil in het optreden van kanker weergeeft ten opzichte van de gemiddelde waarde, rekening houdend met verschillen in leeftijdsopbouw van de bevolking. Als een gemeente voor een bepaald type kanker een CIF heeft van 115, dan wil dat zeggen dat de desbetreffende soort kanker in die gemeente ongeveer 15% meer voorkomt dan gemiddeld in Nederland,

²⁵ De incidentie is het optreden van nieuwe gevallen van kanker. De prevalentie is het aantal mensen bij wie tijdens de registratieperiode de diagnose is gesteld en die aan het eind van de registratieperiode nog in leven zijn.

gecorrigeerd voor de leeftijdsopbouw. Bij een CIF van 85 geldt dat de desbetreffende soort kanker dan 15% minder vaak voorkomt.

In Tabel 4 is per gemeente voor vijf veelvoorkomende vormen van kanker weergegeven wanneer er sprake was van een verhoging of verlaging ten opzichte van het gemiddelde in Nederland. Onderstaande tabel bevat dus alleen de CIF's die significant verhoogd of verlaagd waren. In de vorige registratieperiode 1989-2003 zijn ook verhogingen of verlagingen ten opzichte van het gemiddelde in Nederland gevonden. Gedeeltelijk was dit in dezelfde gemeenten of delen van de gemeenten.

Tabel 4 Overzicht van de verhogingen of verlagingen van de incidenties van vijf veelvoorkomende vormen van kanker in de GGD-regio Kennemerland, registratieperiode 2004-2018 (Oosterlee and Nijbroek 2020).

Gemeente	Type kanker	Geslacht	T.o.v. gemiddelde	CIF
Beverwijk	Longkanker	Mannen	Verhoogd	127
	Longkanker	Vrouwen	Verhoogd	127
Bloemendaal	Melanoom	Mannen	Verhoogd	155
	Longkanker	Mannen	Verlaagd	71
	Longkanker	Vrouwen	Verlaagd	69
Haarlem	Melanoom	Vrouwen	Verhoogd	114
	Longkanker	Mannen	Verhoogd	109
	Longkanker	Vrouwen	Verhoogd	122
	Darmkanker	Vrouwen	Verhoogd	109
	Prostaat­kanker	Mannen	Verlaagd	89
Haarlemmermeer	Melanoom	Mannen	Verhoogd	130
	Melanoom	Vrouwen	Verhoogd	118
	Prostaat­kanker	Mannen	Verhoogd	106
Heemskerk	Melanoom	Vrouwen	Verhoogd	125
Heemstede	Melanoom	Mannen	Verhoogd	157
	Melanoom	Vrouwen	Verhoogd	135

In de omgeving van het TSN-terrein bestaan met name zorgen over eventuele extra risico's op het krijgen van longkanker. Uit dit onderzoek kwam naar voren dat longkanker in Beverwijk en in Haarlem in de periode 2004-2018 vaker optrad dan gemiddeld in Nederland, ook wanneer rekening wordt gehouden met verschillen in leeftijdsopbouw. Zowel bij mannen als bij vrouwen in Beverwijk kwam het ongeveer 25% vaker voor dan in Nederland; in Haarlem was dit bijna 10% voor mannen en ruim 20% voor vrouwen. In Bloemendaal kwam longkanker juist minder voor, vergeleken met Nederland.

Risicofactoren voor het optreden van longkanker zijn onder meer roken, meer roken, werk-gerelateerde blootstelling aan stoffen als zware metalen en asbest, en luchtverontreiniging in de leef- en werkomgeving. Het is aannemelijk dat rookgedrag in het verleden een rol heeft gespeeld, in zowel Beverwijk en Haarlem als bij de relatief lage incidentie in Bloemendaal. Wereldwijd wordt 85 tot 90% van de gevallen van longkanker veroorzaakt door roken. Gezien de sterke invloed van roken is het aannemelijk dat variaties in het rookgedrag tussen gemeenten in de regio Kennemerland een deel van de verhoging van de incidenties in de desbetreffende gemeenten verklaart. Van roken is

bekend dat dit de laatste decennia meer voorkomt bij bevolkingsgroepen met een lage sociaaleconomische status. Zowel Beverwijk als Haarlem hebben naar verhouding meer bevolkingsgroepen met een lage SES. Gegevens uit het verleden hierover en over de toenmalige relatie tussen SES en rookgedrag zijn echter niet goed bekend. Het is daarom onduidelijk in welke mate rookgedrag in het verleden de gevonden verschillen kan verklaren.

Ook werk-gerelateerde blootstelling aan bepaalde stoffen in het verleden kan in Beverwijk en Haarlem een rol hebben gespeeld bij het ontstaan van longkanker in deze gemeenten. Van luchtverontreiniging met fijnstof in de leefomgeving is bekend dat deze in de relevante periode in het verleden in de IJmond hoger was dan gemiddeld in Nederland. Dit maakt het aannemelijk dat ook deze risicofactor een rol heeft gespeeld bij de verhoogde incidentie van longkanker in Beverwijk. Dit kan echter niet exact worden gekwantificeerd, omdat de aard en samenstelling van het fijnstof destijds niet bekend zijn. In Haarlem zou de luchtverontreiniging door wegverkeer in deze middelgrote stad eveneens van belang kunnen zijn geweest, maar ook daarover ontbreken relevante gegevens.

Bij de meeste vormen van kanker neemt de incidentie met de jaren door vergrijzing toe. Berekend over alle vormen van kanker was er in de periode 2004-2018 in de GGD-regio Kennemerland sprake van 29% toename van de incidentie. In de vorige registratieperiode (1989-2003) was deze stijging met 9% een stuk kleiner. Een uitzondering in die eerste periode was longkanker bij mannen, waarvan de incidentie in de loop van die jaren daalde, waarschijnlijk doordat mannen in Nederland sinds de jaren vijftig minder zijn gaan roken. Over de meest recente periode 2004-2018 is er bij mannen in de regio echter opnieuw sprake van een lichte stijging van de incidentie van longkanker. Dit kan betekenen dat de verdere vermindering in het rookgedrag van mannen niet langer voldoende was om de stijging van de incidentie door vergrijzing te compenseren. Bij vrouwen nam de incidentie van longkanker in de afgelopen registratieperiode 2004-2018 in de regio met 43% sterker toe dan het gemiddelde van 29% voor alle vormen van kanker. In het verleden zijn vrouwen in Nederland een tijd lang juist meer gaan roken, wat een verklaring kan zijn voor deze relatief sterke toename bij vrouwen. Er zijn geen aanwijzingen dat luchtverontreiniging of andere factoren de genoemde stijging van de incidenties van longkanker bij mannen en vrouwen kunnen verklaren. In de desbetreffende periode van blootstelling (jaren tachtig en negentig) is de luchtverontreiniging in de regio immers gedaald.

5.6.4 *Ervaring van hinder en bezorgdheid over de woonsituatie*

Om de vier jaar wordt met behulp van vragenlijsten informatie verzameld over de gezondheid en leefstijl van Nederlanders van 18 jaar en ouder. Dit onderzoek, de zogenoemde *Gezondheidsmonitor Volwassenen en Ouderen*, wordt uitgevoerd door de GGD'en, GGD GHOR, RIVM en CBS. Met de resultaten van dit onderzoek wordt beleid ontwikkeld om de gezondheid en leefstijl van de Nederlandse bevolking te bevorderen (GGD et al. 2022). Vanwege de specifieke problematiek in de IJmond wordt de gezondheid van de inwoners daar sinds 2012 iedere vier jaar meer uitgebreid onderzocht. Dit periodieke onderzoek heet

Gezondheidsmonitor IJmond en bestaat uit meerdere onderdelen. Eén deel, onderzoek naar medicijngebruik, is al eerder in dit hoofdstuk besproken. Hier beperken we ons tot het tweede deel van de Gezondheidsmonitor IJmond, het vragenlijstonderzoek over hinder, bezorgdheid en chronische aandoeningen in relatie tot luchtkwaliteit. De Gezondheidsmonitor IJmond is tot nu toe drie keer uitgevoerd: in 2012, 2016 en 2020 (Overberg et al. 2014, Oosterlee et al. 2018, Oostvogels et al. 2022). De samenvatting hieronder komt uit de meest recente rapportage van 2022, over het peiljaar 2020.

In gebieden met een hoge belasting door fijnstof van de basismetaalindustrie ervoeren inwoners meer hinder en bezorgdheid dan in de laag belaste gebieden. In 2020 werd meer hinder en bezorgdheid ervaren dan in 2012 en 2016. Het ging met name over hinder door stof, roet en rook en er was bezorgdheid over de woonsituatie in de nabijheid van industriële bedrijven. In de hoog belaste gebieden ervoeren minder inwoners hun gezondheid in 2020 als (zeer) goed dan in laag belaste gebieden. Ook hadden inwoners van hoog belaste gebieden vaker chronische aandoeningen, zoals COPD, hoge bloeddruk en hart- en vaatziekten, dan in laag belaste gebieden. Er is geen duidelijke trend te onderscheiden in het vóórkomen van chronische aandoeningen in respectievelijk 2012, 2016 en 2020. Wel was er in die periode sprake van een geleidelijke daling in de concentraties van fijnstof en stikstofdioxide in de IJmond. Daarmee worden de concentratieverschillen tussen de verschillende blootstellingsgebieden kleiner, maar de gebieden nabij het TSN-terrein blijven zwaarder belast dan gebieden verder weg.

De uitkomsten van het onderzoek naar hinder en bezorgdheid, de ervaren gezondheid en de chronische aandoeningen lieten voor 2020 zien dat de gezondheid van inwoners in de IJmond ongunstiger was dan van inwoners van de gehele GGD-regio. Ondanks een algemene verbetering in de luchtkwaliteit in de IJmond waren de onderzochte indicatoren van de gezondheid in de IJmond door de jaren heen niet verbeterd (Oostvogels et al. 2022).

5.7 Algemeen beeld

De hierboven beschreven onderzoeken hadden verschillende doelstellingen, keken naar verschillende parameters en vergeleken al dan niet met een andere achtergrondlocatie(s). Ze zijn dan ook niet één op één met elkaar te vergelijken. Ook ontbreken soms relevante gegevens, bijvoorbeeld over historische emissies, rookgedrag of voldoende gedetailleerde data over emissies.

Wel komt er een algemeen beeld uit naar voren waaruit blijkt dat TSN (voorheen Corus, daarvoor Hoogovens) de grootste lokale bron was en is van fijnstof, PAK en verschillende metalen in de IJmond. Dit heeft effect op de leefomgeving, omdat de uitstoot na verspreiding voor een belangrijk deel in de omgeving terecht komt. Hierdoor zijn er in de IJmond – vergeleken met achtergrondlocaties waar geen invloed is van industriële bronnen – verhoogde concentraties van fijnstof, PAK en metalen in lucht, en verhoogde hoeveelheden PAK en metalen in

neergedaald stof. Ook wordt in Wijk aan Zee en Beverwijk meer UFP gemeten dan in een stedelijk achtergrondstation.

De aanwezigheid van deze stoffen in de leefomgeving leidt tot blootstelling, wat leidt tot gezondheidsrisico's. Zowel kortdurende als langdurige blootstelling aan fijnstof brengt gezondheidsrisico's met zich mee. Blootstelling aan neergedaald stof kan via huidcontact of handmondgedrag. Ook is in de IJmond – vergeleken met regio Kennemerland – duidelijk meer hinder door stof, geluid en geur. Dit kan leiden tot een onprettige leefomgeving en brengt verschillende gezondheidsrisico's met zich mee.

Daarnaast laten onderzoeken zien dat er in de IJmond verschillende gezondheidsaandoeningen en symptomen vaker voorkomen; zoals longkanker in Beverwijk, verschillende acute gezondheidsklachten, en worden er meer medicijnen voorgeschreven voor luchtkwaliteitsgerelateerde aandoeningen zoals hart- en vaatziekten, hoge bloeddruk, diabetes en longaandoeningen. Uit dit laatste onderzoek bleek een duidelijke samenhang tussen de incidentie van medicatie voor hoge bloeddruk en voor hartaandoeningen en de blootstellingsgebieden; de incidentie neemt toe naarmate de blootstelling van de gebieden oploopt. Bij een aantal andere onderzoeken naar gezondheid is de samenhang tussen het vóórkomen van gezondheidseffecten en de emissies door TSN minder duidelijk. In het kankerincidentie-onderzoek van de GGD Kennemerland wordt de historische luchtkwaliteit benoemd als een aannemelijke factor die een rol in de verhoogde incidentie van longkanker in Beverwijk heeft gespeeld. Ook in het onderzoek van Nivel naar symptomen is TSN een belangrijke onderscheidende omgevingsfactor, maar in dit onderzoek is verder niet ingegaan op mogelijke oorzaken van de gevonden verschillen.

DEEL III Kwantitatieve uitwerking van de bijdrage van emissies (fijnstof, NO₂, PAK en metalen) en hinder door TSN aan de gezondheidsrisico's van omwonenden: een 'proof-of-concept'

Mensen die in de buurt wonen van het Tata Steel-terrein in de IJmond maken zich zorgen over hun gezondheid en de kwaliteit van hun leefomgeving. Hun zorg wordt gedeeld door politiek en overheid. Om de situatie effectief te kunnen verbeteren, is kennis nodig over het kwantitatieve verband tussen de uitstoot van schadelijke stoffen door TSN en de gevolgen daarvan voor de gezondheid en de kwaliteit van de leefomgeving van omwonenden.

In de afgelopen jaren zijn veel onderzoeksrapporten verschenen over de situatie in de IJmond. Die rapporten hebben veel kennis opgeleverd, maar de meeste rapporten behandelden maar een deel van de problematiek. In deel III van dit rapport wordt, uitgaande van de meest recente inzichten, voor de meest relevante stoffen en stofgroepen per stof(groep) de relatie gekwantificeerd tussen uitstoot en gezondheid. Tevens is gekeken naar de betekenis van hinder door stof, geur en geluid. Afsluitend worden – voor zover mogelijk – de gevolgen van de blootstellingen in samenhang beschouwd. Deze inzichten kunnen onder meer gebruikt worden om maatwerkafspraken te maken tussen overheid en bedrijf.

In het volgende hoofdstuk wordt de bij de 'proof-of-concept' gevolgde methode nader toegelicht. In de vier hoofdstukken daarna kunt u de precieze uitwerkingen vinden per behandelde stof(groep). In hoofdstuk 11 wordt ingegaan op hinder.

Het geheel aan gezondheidsrisico's van de behandelde stoffen en van hinder wordt besproken in hoofdstuk 12. In dat hoofdstuk treft u ook de conclusies en beschouwing van dit onderzoek aan.

Aan Deel III van dit rapport hebben Loes Geelen, Rik Bogers, Janneke Elberse, Danny Houthuijs, Mark Montforts, Mirjam Schuijff, Anna de Vries, Joost Wesseling en Jochem Wijten als auteurs bijgedragen.

6 Achtergrond, uitgangspunten en methode van de 'proof-of-concept'

6.1 Aanleiding

Zoals in hoofdstuk 1 is beschreven, heeft het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW), onder meer in het kader van de maatwerkafspraken, behoefte aan een kwantitatieve relatie tussen de emissies vanaf het TSN-terrein en de gezondheidsrisico's voor omwonenden. Op basis hiervan zou het mogelijk moeten zijn om aan de hand van metingen, waarnemingen en berekeningen vast te kunnen stellen of er aanvullende reductiedoelstellingen nodig zijn, of dat TSN (op enig moment in de toekomst) voldoende reducties heeft bereikt. Om aan dit complexe vraagstuk invulling te geven, heeft IenW eerder aan het RIVM gevraagd om een verkenning uit te voeren. In die verkenning heeft het RIVM onderzocht welke aspecten kansrijk, voorwaardelijk, of juist belemmerend zijn om tot kwantitatieve waarden te komen (RIVM 2022c).

Op basis van die verkenning adviseerde het RIVM om als eerste stap een 'proof-of-concept' uit te werken voor een beperkt aantal stoffen die uit oogpunt van gezondheidsrisico's belangrijk zijn en waarover al relatief veel kennis aanwezig is. Van de gekozen stoffen zou dan per stof(groep) vastgesteld moeten worden welke blootstellingsroutes (inademen, huidcontact, inslikken) belangrijk zijn. Ook is voorgesteld te kijken naar verschillende hinderlijke aspecten als geluid en geur. Voorgesteld werd om de uitwerking in eerste instantie toe te passen op een paar locaties waarvoor ook metingen en waarnemingen beschikbaar zijn. Zo'n exercitie zou naar verwachting een bruikbare set van gezondheidsindicatoren opleveren en inzicht geven in de mogelijkheden om de gevolgen van blootstellingen integraal te kunnen duiden. Bovendien kan hiermee duidelijker worden welke voorwaarden vervuld moeten worden om de systematiek uit te breiden met andere stressoren (RIVM 2022c).

In het najaar van 2022 heeft het ministerie van IenW aan het RIVM gevraagd om zo'n 'proof-of-concept' voor de situatie rond TSN uit te werken (IenW 2023a).

Deel III van dit rapport doet hiervan verslag. In deze studie zijn keuzes gemaakt met betrekking tot hinderaspecten, de stoffen en blootstellingsroutes die zijn meegenomen in de analyse. Die keuzes zijn gebaseerd op de resultaten van vijftien jaar onderzoek in de IJmond, die in deel II zijn samengevat.

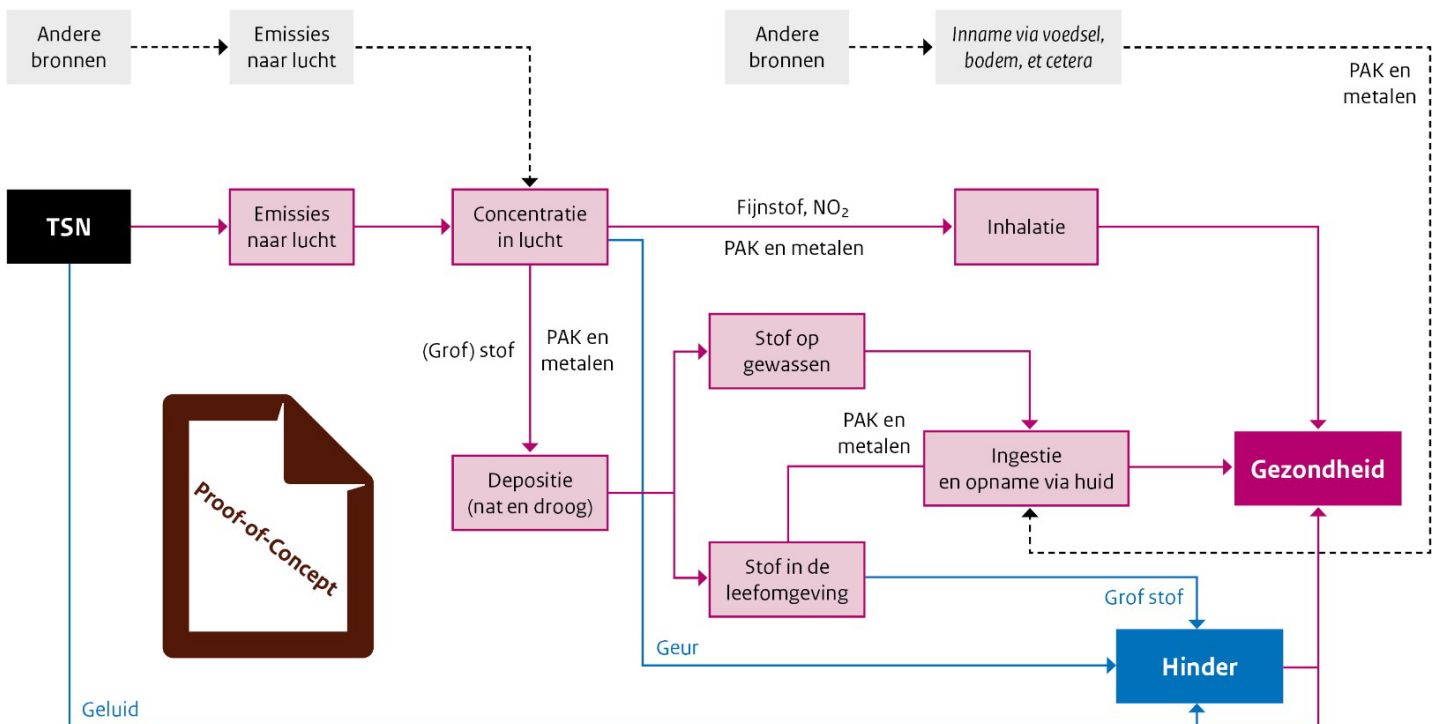
In dit hoofdstuk wordt de bij de 'proof-of-concept' gevolgde methode nader toegelicht. Er is onder meer beschreven welke stoffen en stofgroepen zijn geselecteerd, welke blootstellingsroutes zijn meegenomen, voor welke gebieden we een en ander onderzocht hebben en welke gezondheidskundige eindpunten we daarbij gehanteerd hebben. Omdat in de IJmond hinder door stof, geur en geluid een terugkerend onderwerp is, is daar ook specifiek naar gekeken.

6.2 Uitgangspunten en methode proof-of-concept

Op basis van de beschikbare kennis, zoals beschreven in Delen I en II is bij aanvang van dit onderzoek (najaar 2022) een keuze gemaakt voor emissies naar de lucht, de stofgroepen en blootstellingsroutes, en hinderaspecten die in deze proof-of-concept zijn geanalyseerd. Voor de blootstellingsroute inhalatie ('dat wat wordt ingeademd') achten we fijnstof en NO₂ het meest belangrijk. Daarnaast gaat het om polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) en metalen, zoals lood en vanadium. Andere (industriële) bronnen die dezelfde stoffen lozen vormen in de analyse een complicerende factor: het onderscheid tussen wat TSN uitstoot en wat andere bronnen bijdragen is niet altijd inzichtelijk.

Naast inhalatie is ingestie ('dat wat wordt opgegeten of gedronken') of opname via de huid belangrijk. Meest belangrijk zijn PAK en metalen: die zitten in (grof) stof dat in de omgeving van het TSN-terrein is neergedaald. Met name kinderen kunnen dan via de huid (geldt alleen voor PAK) of via hand-mondcontact PAK en metalen binnen krijgen. Waar zinvol, wordt ook gekeken naar de inname van dezelfde stoffen via andere wegen, zoals voedsel.

Ten derde is hinder beschouwd. Zo levert grof stof ook hinder op, net als geur en geluid.



Figuur 22 Agentia en blootstellingsroutes die in de omgeving van het TSN-terrein kunnen leiden tot gezondheidsrisico's en aantasting van de kwaliteit van de leefomgeving.

Van alle genoemde agentia en blootstellingsroutes wordt in Deel III van dit rapport bekeken wat die (individueel en samen) voor effect (kunnen) hebben op de gezondheid van omwonenden en de beleving van de leefomgeving. Hiervoor kijken we naar een specifiek aantal gezondheidsrisico's. Dit wordt in Figuur 22 schematisch weergegeven.

In de volgende hoofdstukken wordt achtereenvolgens individueel gekeken naar fijnstof, NO₂, PAK, metalen en hinder. In elk hoofdstuk worden de blootstellingsroutes en andere aspecten meegenomen die relevant zijn voor de uitkomst. Bij de stofgroepen wordt onder meer gekeken naar beschikbare meetgegevens, emissiedata en worden er verspreidingsberekeningen uitgevoerd. Op basis daarvan wordt een schatting gemaakt van de blootstelling. Dat gebeurt ten minste voor drie hoogbelaste referentielocaties in Wijk aan Zee, Beverwijk en IJmuiden (luchtmeetstations uit het landelijk meetnet luchtkwaliteit). En (waar mogelijk) ter vergelijking eveneens voor de achtergrondlocaties De Rijp en De Zilk (luchtmeetstations en stofdepositie). Daarnaast worden in een enkel geval gemodelleerde concentraties gebruikt om de ruimtelijke variatie in de blootstelling weer te geven.

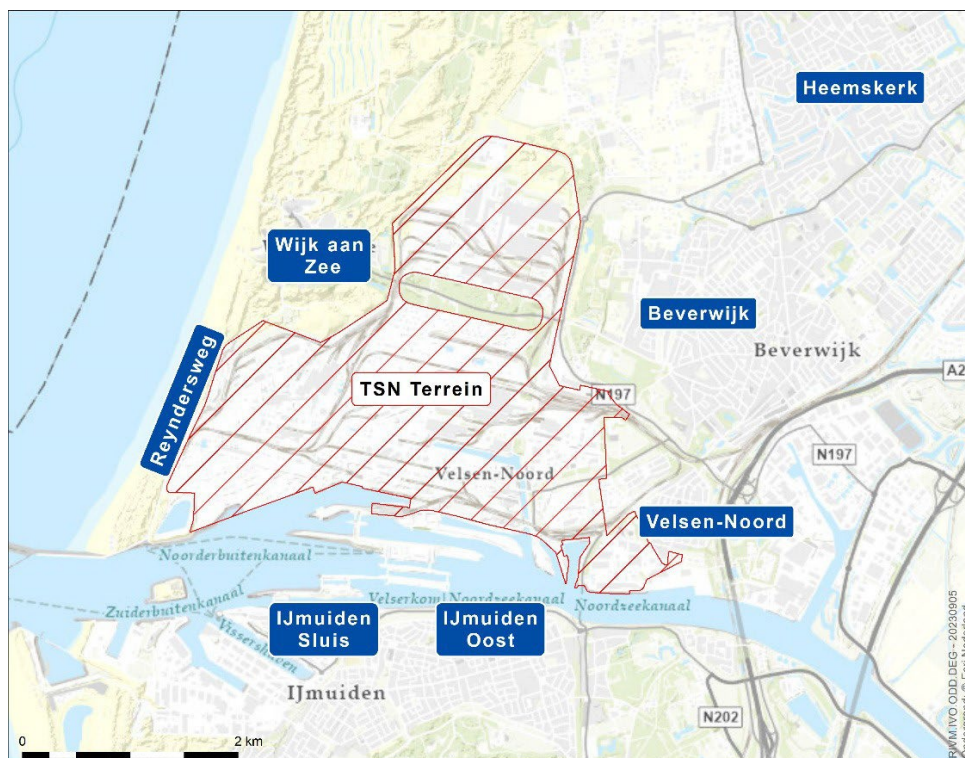
In de volgende hoofdstukken is dit uitgewerkt. Hier beschrijven we alvast de stappen die worden doorlopen voor de bepaling van de luchtconcentraties:

- De gemeten concentraties worden gepresenteerd en de trendmatige ontwikkeling wordt besproken. Omdat er maar op enkele locaties meetpunten zijn kunnen die niet direct worden gebruikt om de blootstelling aan stoffen in de gehele IJmond te berekenen.
- Waar mogelijk worden de bijdragen van bronnen (van TSN of op het TSN-terrein) uit de metingen geschat.
- De geschatte gemeten bijdragen worden vergeleken met berekende bijdragen. Waar nodig worden de berekeningen geschaald om beter overeen te stemmen met de metingen. Deze schaling kan per stof variëren.
- De geschaalde berekeningen worden uiteindelijk gebruikt om de blootstelling van verschillende stoffen in de IJmond te berekenen. Oftewel, de blootstelling wordt berekend met aan metingen geschaalde berekeningen.
- De resultaten van de blootstelling worden uiteindelijk vertaald in een aantal gezondheidsrisico's.
- Om de gezondheidsrisico's ten gevolge van bronnen in de IJmond te vergelijken met die van de totale concentraties, worden de totale concentraties in de IJmond gebruikt om de gezondheidsrisico's daarvan te berekenen. Voor de totale concentraties worden de bestaande grootschalige concentratiekaarten Nederland gebruikt. Deze kaarten zijn gekoppeld aan de metingen in geheel Nederland, niet aan metingen in specifieke gebieden, zoals de berekende concentratiebijdragen dat wel zijn.

De concentraties worden bepaald voor verschillende woonclusters. In Tabel 5 is aangegeven welke woonclusters zijn beschouwd en in Figuur 23 is de cluster-indeling grafisch weergegeven.

Tabel 5 Definitie van woonclusters die in dit rapport wordt gehanteerd.

Wooncluster	Corresponderende wijkindeling en (gemeente)	Gebruikte 4- cijferige postcode(s) voor hinder
Wijk aan Zee	Wijk aan Zee, (Beverwijk)	1949
Beverwijk	Noordwestelijk Tuinbouwgebied, Beverwijk en Vondelkwartier, (Beverwijk)	1942
IJmuiden- Oost	IJmuiden-Noord, (Velsen)	1972
IJmuiden Sluizen	IJmuiden-West, (Velsen)	1975, 1976
Velsen-Noord	Velsen-Noord zonder de buurt Reyndersbuurt, (Velsen)	1951
Reyndersweg	buurt Reyndersbuurt, (Velsen)	-
Heemskerk	Hoogdorp en Waterakkers, Heemskerkerduin en Noorddorp, Heemskerk en Broekpolder, (Heemskerk)	1965, 1967, 1968, 1969



Figuur 23 Geografische weergave van de woonclusters.

De geografische gebieden (woonclusters) die hierbij worden gebruikt (wijken binnen gemeenten) corresponderen zo goed mogelijk met de clusters die in de eerder uitgevoerde depositieonderzoeken zijn gehanteerd (Mennen et al. 2021, Mennen et al. 2022, Mennen et al. 2023). Daarnaast heeft de GGD Kennemerland bijgedragen aan de resultaten in het hoofdstuk over hinder door de resultaten over hinder en bezorgdheid uit de Gezondheidsmonitor IJmond 2020 uit te splitsen naar de woonclusters. De steekproef van deze monitor was gebaseerd op 4-cijferige postcodes. Omdat de indeling van wijk en postcode veelal niet precies overeenkomt, is bij de uitsplitsing naar wooncluster de dominante postcode(s) van de desbetreffende wijk(en) als eenheid gebruikt. Reyndersweg kent geen permanente bewoning. De clusterindeling wordt in dit rapport gehanteerd wanneer blootstellingen of de daarmee samenhangende gezondheidsrisico's en hinder geografisch worden weergegeven.

Op basis van de meest recente inzichten over (eventuele) gezondheidseffecten wordt vervolgens een schatting gemaakt van de invloed van de desbetreffende stof op het gezondheidsrisico voor omwonenden. Daarbij is gekeken naar:

- Sterfterisico (uitgedrukt in levensduurverkorting) als gevolg van $PM_{2,5}$, PM_{10} , NO_2 ,
- Longkanker als gevolg van $PM_{2,5}$, PM_{10} en inademing van PAK,
- Kanker als gevolg van ingestie en dermale opname van PAK,
- Incidentie van astma bij kinderen en adolescenten als gevolg van NO_2 ,
- (Spoed)opname in het ziekenhuis door astma-aanval als gevolg van $PM_{2,5}$, PM_{10} en NO_2 ,

- Dagelijkse luchtwegklachten onder volwassenen met COPD als gevolg van PM₁₀,
- Neurologische schade (uitgedrukt in punten IQ-verlies) als gevolg van lood inhalatie en ingestie.

Daarnaast wordt bekeken in welke mate grof stof, geur en geluid bijdragen aan de beleving van de leefomgeving, en of daarvan effecten op de gezondheid te verwachten zijn. Dit gebeurt op basis van percentages gehinderden.

Bijlage 2 bevat een overzichtstabel waarin de geselecteerde emissies, stoffen, hinderaspecten en gezondheidsrisico's zijn weergegeven.

In de hoofdstukken 7 tot en met 11 is nader beschreven of en hoe de genoemde gezondheidsrisico's zijn vertaald in termen van levensduurverkorting, het aantal verloren levensjaren (YLL), het aantal ziektejaarequivalenten (YLD) en DALY's (Disability-Adjusted Life Years) om het als gezondheidsrisico uit te drukken waardoor de risico's onderling te vergelijken zijn. We beseffen dat deze inhoudelijke hoofdstukken niet het makkelijkst leesbaar zijn, omdat we ervoor hebben gekozen om niet alleen de uiteindelijke keuzen en resultaten te beschrijven, maar ook de afwegingen en discussies op te nemen.

In hoofdstuk 12 worden de resultaten, gezondheidsrisico's van fijnstof, NO₂, PAK, metalen en hinder in onderlinge samenhang gepresenteerd. Dit hoofdstuk is zelfstandig leesbaar en bevat ook de conclusies en beschouwing.

7 Fijnstof

7.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de gezondheidsrisico's van fijnstof in de IJmond in kaart gebracht. De eerste paragrafen gaan in op de gemeten en gemodelleerde concentratie van fijnstof in de IJmond. Besproken worden de beschikbare meet- en emissiegegevens, worden verspreidingsberekeningen gedaan met emissiegegevens van TSN voor het jaar 2019 en worden deze berekeningen vergeleken met meetgegevens. Deze analyse kent verschillende methoden elk met hun voor- en nadelen, die in dit hoofdstuk besproken worden. De concentratie-verlopen in tijd in de IJmond worden ook geanalyseerd. Dit alles om een beeld te krijgen van de fijnstofconcentraties in de IJmond in de afgelopen jaren en een schatting te doen naar het concentratie-aandeel van bronnen op het TSN-terrein. Ook wordt in dit hoofdstuk de luchtkwaliteitsindex (LKI) voor de jaren 2020-2022 besproken.

Vervolgens worden de gemeten en berekende gegevens gebruikt om de risico's op gezondheidseffecten door langdurige en kortdurende blootstelling in kaart te brengen. Hierbij wordt eerst een overzicht gegeven van het type gezondheidseffecten dat door blootstelling aan fijnstof kan worden veroorzaakt en de wijze waarop de extra risico's op gezondheidseffecten door fijnstof zijn berekend, voordat de resultaten worden gepresenteerd.

Leeswijzer

Het hoofdstuk is als volgt opgebouwd: eerst volgt een korte toelichting over fijnstof, waarna aan de hand van een begrippenlijst belangrijke bewoordingen beschreven worden. Hierna volgt het inhoudelijke hoofdstuk. Dit begint met een paragraaf over emissiegegevens; hierna worden de meetgegevens toegelicht. Dan volgen de verspreidingsberekeningen en de gezondheidsrisico's die gekoppeld kunnen worden aan de concentraties van fijnstof. Ten slotte volgt een discussie en conclusie.

Fijnstof

In dit hoofdstuk maken we voor het fijnstof in de lucht onderscheid naar de grootte en naar de herkomst van de fijnstofdeeltjes. We maken geen onderscheid naar de (chemische) samenstelling van het fijnstof. We lichten dit hieronder kort toe.

De deeltjesgrootte is mede van invloed op het gezondheidsrisico van fijnstof (zie sectie 7.6). Fijnstof met een deeltjesgrootte kleiner dan 10 μm , duiden we met PM_{10} aan; fijnstof met een deeltjesgrootte kleiner dan 2,5 μm , noemen we $\text{PM}_{2,5}$. Ultrafijnstof (UFP) kent een deeltjesgrootte kleiner dan 0,1 μm . UFP is dus onderdeel van PM_{10} en van $\text{PM}_{2,5}$, terwijl $\text{PM}_{2,5}$ onderdeel is van PM_{10} . Het verschil tussen PM_{10} en $\text{PM}_{2,5}$ wordt met $\text{PM}_{10-2,5}$ aangeduid.

Recent heeft de Amerikaanse Environmental Protection Agency (US-EPA) de gezondheidsrisico's van fijnstof geëvalueerd, waarbij er ook aandacht was voor de samenstelling van het fijnstof (US-EPA 2019). De geëvalueerde studies hadden vooral betrekking op PM_{2,5}, zodat alleen over PM_{2,5} conclusies konden worden getrokken. De US-EPA oordeelde dat veel PM_{2,5}-componenten en -bronnen samenhangen met een scala aan gezondheidseffecten en dat uit de informatie uit de verschillende studies niet blijkt dat één bron of één component consequent sterker gerelateerd is aan gezondheidseffecten dan de massa van PM_{2,5}.

Begrippen

In dit hoofdstuk komt een aantal termen regelmatig voor die extra toelichting nodig hebben om geïnterpreteerd te worden zoals de schrijvers ze bedoeld hebben. Deze begrippen worden hier toegelicht om de leesbaarheid van het hoofdstuk te bevorderen.

OPS: Operationeel Prioritaire Stoffen (OPS) rekenmodel van het RIVM voor luchtkwaliteit. Dit model is gebruikt om de concentraties van fijnstof te berekenen, gegeven een set emissiegegevens. Voor dit onderzoek is OPS-PRO 2021 (RIVM 2023c) gebruikt. OPS is voor iedereen te downloaden. De rekenpunten waarop wordt gerekend, worden ook aangeduid als receptoren.

ISL3a: Het luchtkwaliteitsmodel ISL3a is ook gebruikt voor berekeningen aan TSN. Het model is gebaseerd op het Nieuw Nationaal Model en rekt volgens Standaardrekenmethode 3, zoals omschreven in de Regeling beoordeling luchtkwaliteit 2007. ISL3a is voor iedereen gratis te downloaden. Het model wordt in de loop van 2023 voorzien van een nieuwe interface.

PM₁₀ en PM_{2,5}: Particular Matter (PM) met diameter kleiner dan respectievelijk 10 µm en 2,5 µm. PM bestaat zowel uit fijnstof dat direct als zodanig is uitgestoten, primair fijnstof, als uit fijnstof dat in de atmosfeer uit andere stoffen is gevormd, secundair fijnstof. De totale hoeveelheid fijnstof in de lucht, primair en secundair, wordt gemeten en in dit hoofdstuk gerapporteerd. De berekende concentratiebijdragen fijnstof in de lucht op basis van opgegeven bronnen zijn als fijnstof uitgestoten, dus primair fijnstof. Omdat secundair fijnstof over veel grotere afstanden gevormd wordt dan ons onderzoekgebied, is de vorming van secundair fijnstof in dit geval verwaarloosbaar. Om deze reden kunnen we gemeten en gemodelleerde bijdragen fijnstof vergelijken en wordt het in de komende paragrafen beide als PM₁₀ en PM_{2,5} geschreven.

Luchtmeetnet: Meetnet aan stations die verschillende stoffen meten. De GGD Amsterdam meet in de IJmond en het RIVM landsbreed. Resultaten zijn beschikbaar via de website luchtmeetnet.nl.

Gemeten bijdrage: Met deze term wordt de *geschatte gemeten bijdrage* van bronnen bedoeld. Deze bijdrage van bronnen is berekend door een geschatte achtergrondwaarde van de totale concentratie af te trekken. Door de onzekerheden in de keuzes noemen we dit 'geschat'. In dit hoofdstuk zal in worden gegaan op deze methodiek.

Berekende bijdrage: Met deze term wordt de *aan metingen geschaalde concentraties* bedoeld. De berekende concentratiebijdragen zijn met een correctiefactor geschaald, zodat gemodelleerde en gemeten concentratiebijdragen beter met elkaar overeenkomen.

Populatie-Gewogen concentratie: Bij het bepalen van een gemiddelde concentratie over een gebied worden op veel, uniform verdeelde, locaties in dat gebied de concentraties berekend en gemiddeld. Als we de gemiddelde blootstelling van de bevolking willen berekenen dan rekenen we de concentraties alleen op de woonlocaties in het gebied uit. Verder wegen we de concentraties met het aantal personen op elke locatie (indien bekend). De op deze manier berekende gemiddelde concentratie, de populatie-gewogen concentratie, zegt dus specifiek iets over de blootstelling van de bevolking in het gebied.

ZZS-studie: De emissiegegevens van bronnen bij TSN die in dit hoofdstuk gebruikt worden om fijnstofconcentraties in de lucht te berekenen zijn via mail van provincie Noord-Holland, op 17 mei 2022 aan het RIVM verstrekt. Een beschrijving van deze informatieverlevering is [in dit document](#) te vinden op overheid.nl. Zie echter ook de aanvullende informatie onder de kop "14 juli: verduidelijking berichtgeving over expertmeetings" op de website <https://www.rivm.nl/tata-steel/actueel>.

7.2 Meetdata van fijnstof in de IJmond

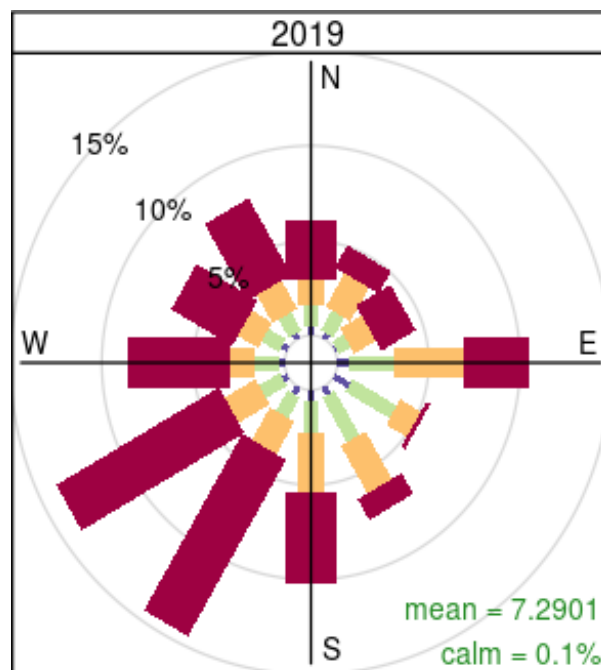
Er zijn in de IJmond relatief veel meetpunten. Een overzicht van de meetlocaties en de station-nummers wordt getoond in Figuur 12 (zie sectie 5.2.1). Niet alle stoffen/componenten worden op alle locaties gemeten; een overzicht staat in Tabel 3 (zie sectie 5.2.1). Alle gerapporteerde officiële metingen van de luchtkwaliteit in Nederland voldoen aan Europese eisen voor het uitvoeren van die metingen. Op de website luchtmeetnet.nl wordt meer informatie gegeven over de verschillende metingen en alles wat daarmee samengaat (DCMR et al. 2022).

De concentraties van fijnstof variëren aanzienlijk van uur tot uur. Een deel van de variaties is het gevolg van bronnen op grote(re) afstanden, bronnen in andere delen van Nederland en ook van bronnen elders in Europa. De mate waarin emissies op grotere afstanden op een locatie effect hebben, hangt af van de sterkte van de bronnen en de meteorologische omstandigheden in Nederland en Europa. Als bronnen van ver weg de lokale concentraties domineren, worden de concentraties in grote delen van Nederland op grofweg dezelfde manier beïnvloed. Zo kunnen er in de winter perioden voorkomen waarbij de fijnstofconcentraties in het gehele land hoog zijn ten gevolge van bronnen in het oosten van Europa. De concentratiebijdragen fijnstof van ver weg variëren sterk van dag tot dag, maar hebben globaal een regelmatig patroon over het jaar. In de winter zijn er veel fijnstofemissies in het oosten, die dan met oostelijke winden naar Nederland komen. In de zomer zijn er minder emissies van fijnstof en is de meteorologie ook anders.

Aan de andere kant wordt de luchtkwaliteit beïnvloed door lokale emissies. De bijdragen van de lokale bronnen zijn afhankelijk van de emissiekenmerken (met name hoogte, uitstroomsnelheid en warmte-inhoud van de emissies) en van de lokale meteorologische omstandigheden (vooral windsnelheid en -richting). In sectie 2.2 van dit rapport staat een kort overzicht van de effecten van emissiekenmerken op de concentraties nabij de bron. In een gebied met aanzienlijke lokale

emissies zullen de totale concentraties een complex patroon in de tijd laten zien.

In Nederland komt wind uit het zuidwesten vaker voor dan wind uit andere richtingen; dat is ook zo in de IJmond, zie Figuur 24. Deze vaker voorkomende windrichting maakt dat emissies vaker noordoostelijk van een bron terechtkomen.



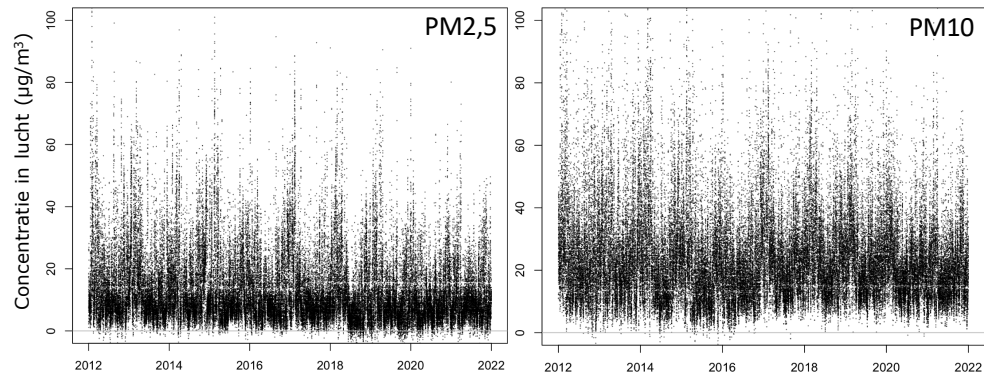
De gekleurde balken geven voor vier categorieën windsterkten (blauw: 0-2 m·s⁻¹, groen: 2-4 m·s⁻¹, oranje: 4-6 m·s⁻¹, rood: 6-22 m·s⁻¹) het percentage aan van voorkomen van wind uit een bepaalde richting.

Figuur 24 Windroos op basis van gegevens uit 2019 van KNMI-station 225 (IJmuiden).

De uurgemiddelde concentraties van PM_{2,5} en PM₁₀ gemeten in Wijk aan Zee zijn weergegeven in Figuur 25. De concentraties van alle uren zijn daar met één punt per uur weergegeven. Zowel de sterke variaties als het globale patroon is in de figuren zichtbaar.

De uren met hogere concentraties, de piekbelasting, vallen vaak op.

Figuur 26 toont een histogram met de aantallen uren met de hoogste 5% van de PM_{2,5}- en PM₁₀-concentraties in Wijk aan Zee gedurende de jaren 2019 t/m 2022. Voor PM_{2,5} en PM₁₀ hebben de hoogste 5% uurlijkse concentraties minimaal een niveau van respectievelijk 30 en 50 µg/m³.



Figuur 25. Uurgemiddelde concentraties ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Wijk aan Zee van $\text{PM}_{2,5}$ (links) en PM_{10} (rechts).

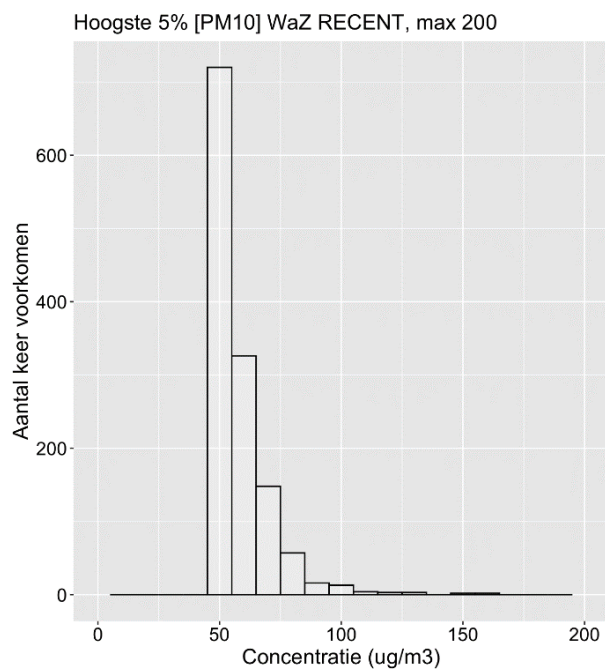
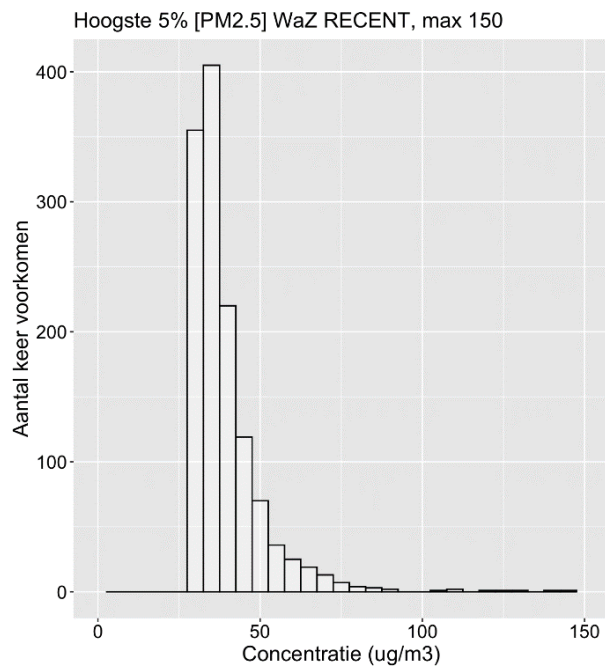
In plaats van alle individuele uren kunnen ook de voorkomende windrichtingen worden geplotted, met de gemiddelde concentraties bij die richtingen: zogenaamde *pollutierozen*. Dit soort figuren is te vinden in de rapportages van de GGD Amsterdam voor de IJmond (De Jonge 2022). De volgende figuur toont de pollutierozen voor PM_{10} van 2021 en vergelijkt die met die uit de periode 2012 t/m 2020.

Hierbij wordt door de GGD opgemerkt dat meetstation De Rijp 556 om grafische redenen op een willekeurige plaats is weergegeven. De daadwerkelijke locatie ligt buiten het bereik van bovenstaande kaart. De pollutierozen voor PM_{10} in verschillende jaren lijken sterk op elkaar.

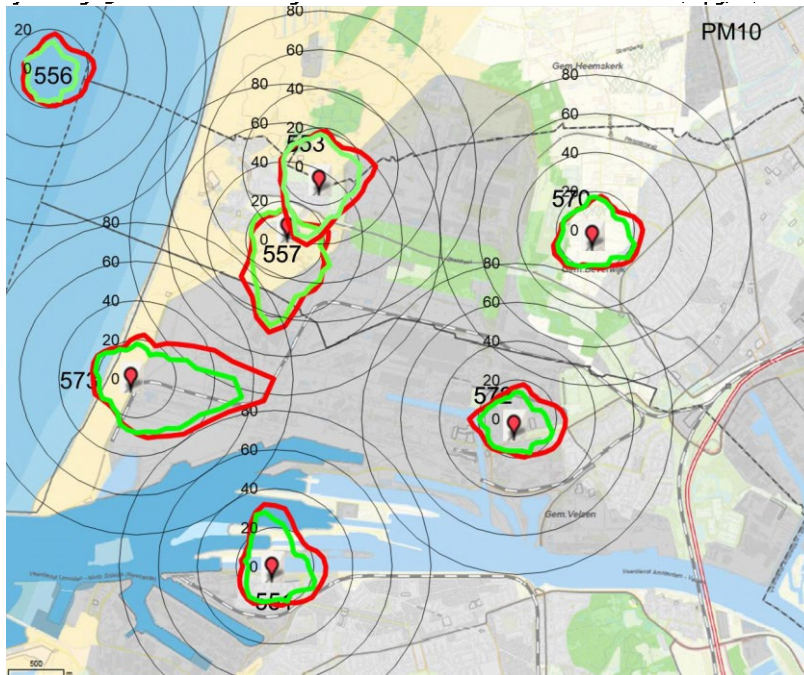
De pollutierozen geven helder aan dat het terrein van TSN een grote lokale bron is van PM_{10} -bijdragen; de windrichtingen met hogere concentraties wijzen allemaal naar het terrein. Voor $\text{PM}_{2,5}$ laten analyses vergelijkbare kaarten en diagrammen zien; ook daar is het terrein van TSN een grote lokale bron.

Met de meetgegevens van 2019 is een gedetailleerde analyse van de windroosdata gedaan, zodat specifieker gekeken kan worden naar TSN-bronbijdragen. Meetstation Reyndersweg ligt op een wal tussen de feitelijke Reyndersweg en het terrein van TSN, waar hopen grondstoffen liggen. Er is in de buurt van dit meetpunt geen permanente bewoning. Station Staalstraat ligt, net als Reyndersweg, dicht bij bronnen, waarbij er ook nog eens veel invloed is van de bebouwing van en tussen de bronnen. Voor het schatten van relevante blootstelling in de IJmond worden de gegevens van de meetpunten Reyndersweg en Staalstraat daarom ten dele meegenomen.

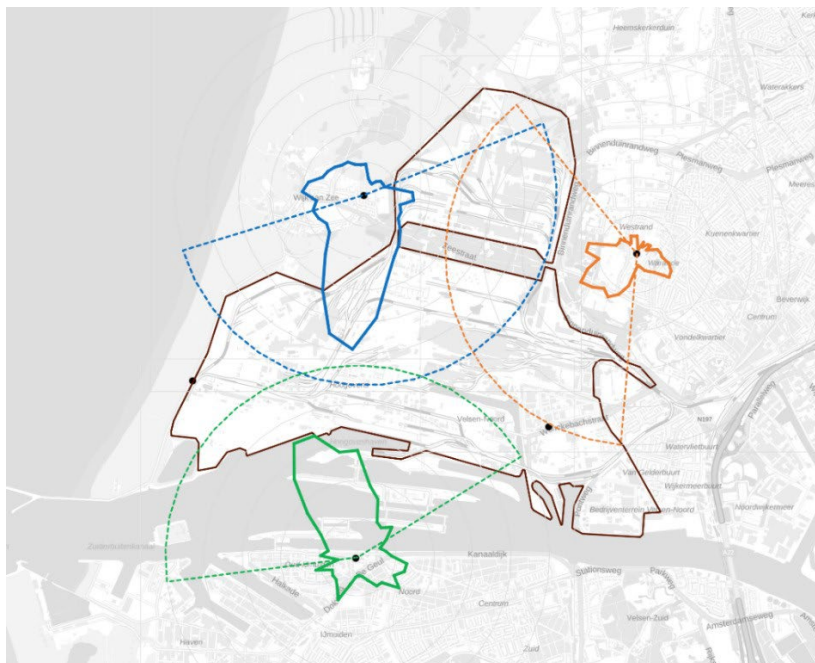
Door de windroosdata met de gemeten concentraties op dat meetstation te combineren, kunnen pollutierozen gemaakt worden die de jaargemiddelde concentratie bij een bepaalde windrichting weergeven.



Figuur 26 De hoogste 5% van de uurgemiddelde concentraties ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Wijk aan Zee van $\text{PM}_{2,5}$ (boven) en PM_{10} (onder).



Figuur 27 Pollutierozen voor PM₁₀ op meetlocaties in de IJmond (De Jonge 2022). In rood: gemiddelde over 2012 tot en met 2020. In groen: 2021



Figuur 28 Verschil-pollutierozen PM₁₀ voor Wijk aan Zee, Beverwijk en IJmuiden in 2019.

Figuur 28 toont de verschil-pollutierozen voor PM₁₀-concentraties waarbij de achtergrondconcentratie van de gemeten concentratie op de verschillende meetlocaties in de IJmond is afgetrokken. Er zijn verschillende mogelijkheden om de achtergronden te definiëren, elk met voor- en nadelen. Omdat de concentraties op alle locaties, rond TSN en

in de achtergrond, door verschillende lokale bronnen worden beïnvloed, zit er een slecht definieerbare onzekerheid op de verschillen tussen concentraties op de diverse locaties.

Met de stippellijnen in Figuur 28 is aangegeven in welk deel van de windroos de bijdragen grofweg aan bronnen op het terrein van TSN kunnen worden toegeschreven. De verschil-rozen hebben duidelijk ook niet-triviale bijdragen van andere bronnen dan op het terrein van TSN, die dus niet zijn meegenomen in de huidige analyse.

Voor het bepalen van jaargemiddelden wordt eenvoudig gemiddeld over de beschikbare uren. Bij het bepalen van een jaargemiddelde verschil-pollutieroos moeten de gegevens van beide stations beschikbaar zijn. Als simpel over de verschillen wordt gemiddeld, kunnen daarbij uren voorkomen waarin het verschil vooral wordt bepaald door de afwezigheid van een van beide concentraties.

Indien jaargemiddelde verschillen van meerdere sets van stations worden bepaald, kan ervoor worden gekozen om per paar te middelen over die uren waarvoor twee meetwaarden beschikbaar zijn. De consequentie kan zijn dat de verschillen van meerdere sets elk over verschillende uren worden gemiddeld. Om dit te voorkomen, kan ervoor worden gekozen om alle verschillen te middelen over enkel die uren waarvoor alle stations in de sets simultaan data beschikbaar hebben. Als er uren in de data van de verschillende stations ontbreken, kunnen de verschillen tussen de gemiddelden van de afzonderlijke stations een klein beetje verschillen van het gemiddelde van de verschillen.

Als achtergrond kan worden gekozen voor de metingen op ofwel De Zilk, ofwel De Rijp. Ook kan er een gemiddelde worden genomen, of de keuze tussen een van beide kan afhangen van de windrichting in de IJmond. Elke keuze geeft net iets andere jaargemiddelde verschillen tussen de metingen in de IJmond en op de achtergrondlocaties. Er is gekozen om het gemiddelde van de locaties De Rijp en De Zilk als achtergrond te gebruiken voor de uren dat beide stations data hebben; dat zijn 8411 uren. Vervolgens zijn de verschillen in uurwaarden bepaald tussen Wijk aan Zee, IJmuiden, Beverwijk en het eerder bepaalde gemiddelde van De Rijp en De Zilk. Voor elk van de drie gebruikte gemiddelden van verschillen zijn enkel de uren gebruikt dat er voor dat paar van meetwaarden data waren. Bij het bepalen van de pollutierozen wordt ervan uitgegaan dat de vorm van de pollutierozen niet wordt beïnvloed door de weggevallen uren. Oftewel, de verdeling van de windrichtingen wordt voor alle uren in het jaar bepaald, niet alleen voor de uren met geldige concentratiedata voor elk paar stations. Verder kunnen er negatieve waarden voorkomen in de verschillen per uur. In de analyse worden die niet weggelaten, om geen systematische afwijking te introduceren.

De resultaten voor PM₁₀ voor de gekozen analyse zijn opgenomen in onderstaande tabel.

Tabel 6 Resultaten verschilanalyse PM₁₀-concentratie (µg/m³) aan de hand van metingen en pollutierozen voor het jaar 2019. '

PM ₁₀	uren	Jaargem	Vershil Jaargem	Vershil PollutieRoos	Geschat lokaal_TSN
Wijk aan Zee 553	8693	24,9	9,1	9,2	7,4
IJmuiden 551	8599	21,3	5,5	5,7	2,8
Beverwijk 570	8499	19,8	4,0	4,0	3,0
De Rijp 556	8474	15,1			
De Zilk 444	8697	16,4			
De Zilk+De Rijp	8411	15,8			

'Vershil Jaargem' geeft het directe verschil in jaargemiddelde concentratie weer. 'Vershil PollutieRoos' is het verschil bepaald aan de hand van de pollutierozen. 'Geschat lokaal_TSN' is het deel van 'Vershil PollutieRoos' dat naar TSN wijst (zie Figuur 28), oftewel de geschatte bijdrage van bronnen op het terrein van TSN.

Er zijn de verwachte kleine verschillen tussen de concentratieverschillen zoals die op basis van het directe verschil in jaargemiddelde concentraties zijn bepaald ('Vershil Jaargem') en zoals uit de pollutierozen zijn bepaald ('Vershil PollutieRoos'). Als er andere keuzes worden gemaakt voor de bepaling achtergrondconcentraties (alleen geldige data op alle stations, gebruik van een enkel station, windrichtingsafhankelijke achtergrond), variëren de geschatte totale bijdragen op de stations met een standaarddeviatie van 0,5 µg/m³, en variëren de geschatte bijdragen van lokale bronnen bij TSN op Wijk aan Zee en IJmuiden met standaarddeviaties van 0,3 µg/m³ en op Beverwijk met 0,6 µg/m³. Het effect van variaties in de keuze welke windrichtingen als bijdragen vanaf het terrein van TSN worden geïnterpreteerd, zijn niet in rekening gebracht.

Een soortgelijke analyse voor PM_{2,5} in 2019 levert onderstaande resultaten op.

Tabel 7 Resultaten verschilanalyse PM_{2,5}-concentratie (µg/m³) aan de hand van metingen en pollutierozen voor het jaar 2019.

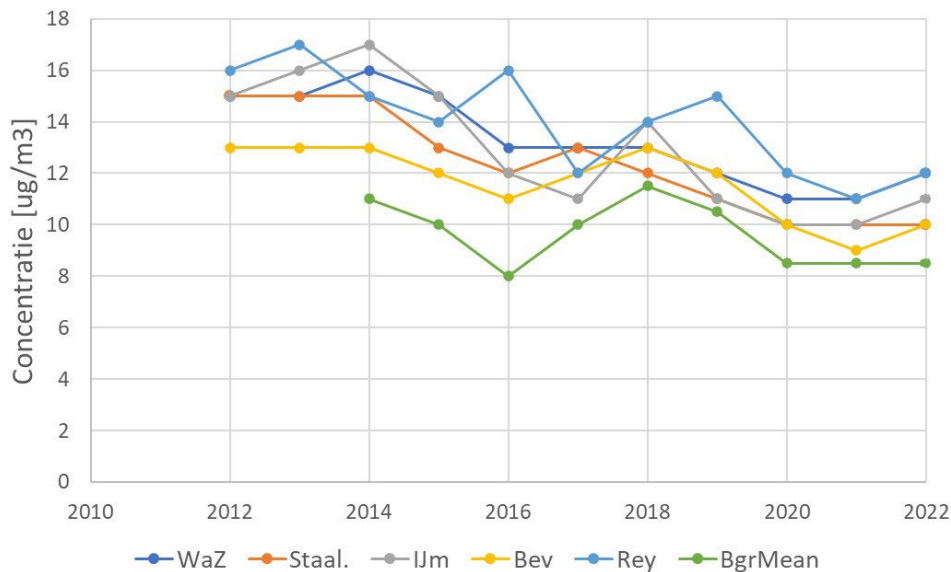
PM _{2,5}	Uren	Jaargem	Vershil Jaargem	Vershil PollutieRoos	Geschat lokaal_TSN
WaZ Wijk aan Zee 553	8689	11,7	1,4	1,3	1,6
IJmuiden 551	8610	11,1	0,8	0,8	0,7
Beverwijk 570	8377	12,1	1,8	1,6	1,2
De Rijp 556	8686	11,9			
De Zilk 444	8697	8,9			
De Zilk+De Rijp	8529	10,3			

'Vershil Jaargem' geeft het directe verschil in jaargemiddelde concentratie weer. 'Vershil PollutieRoos' is het verschil bepaald aan de hand van de pollutierozen. 'Geschat lokaal_TSN' is het deel van 'Vershil PollutieRoos' dat naar TSN wijst, oftewel de geschatte bijdrage van bronnen op het terrein van TSN.

7.2.1 Trend van meetwaarden in de tijd

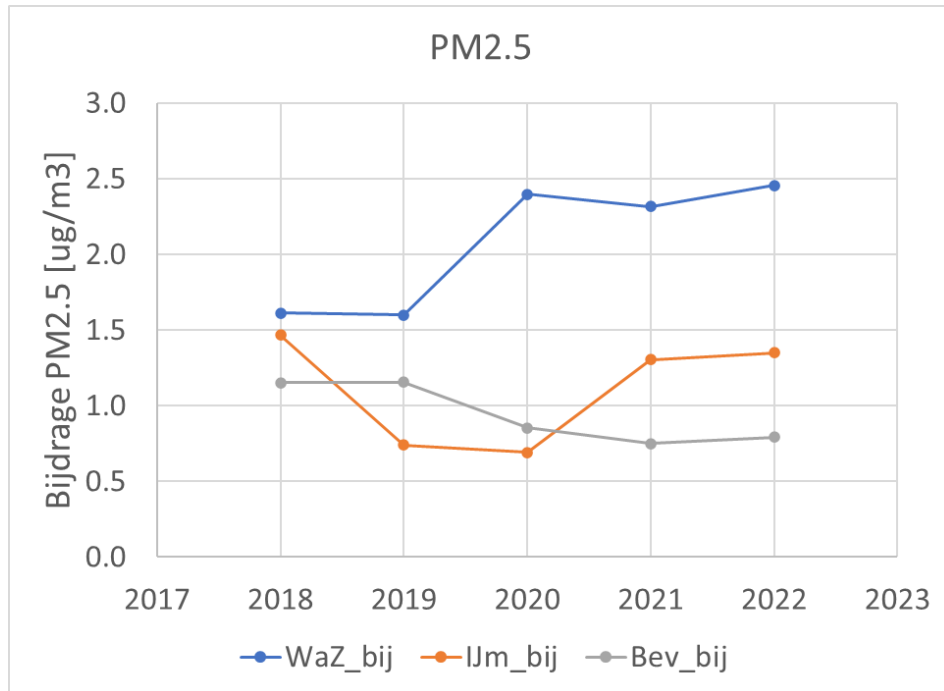
In Figuur 29 en Figuur 31 zijn voor alle meetstations in de IJmond de gemeten totale jaargemiddelde $PM_{2,5}$ - en PM_{10} -concentraties weergegeven van 2012 tot en met 2022. Ook is de gemiddelde concentratie van achtergrondstations De Rijk en De Zilk weergegeven.

Figuur 30 en Figuur 32 tonen respectievelijk de geschatte jaargemiddelde gemeten bijdragen van bronnen op het terrein van TSN aan de $PM_{2,5}$ - en PM_{10} -concentraties. Deze waarden zijn bepaald door de uurlijkse pollutierozen op de stations De Rijk en De Zilk – de achtergrondlocaties – te middelen en dit gemiddelde van de stations in de IJmond af te trekken.

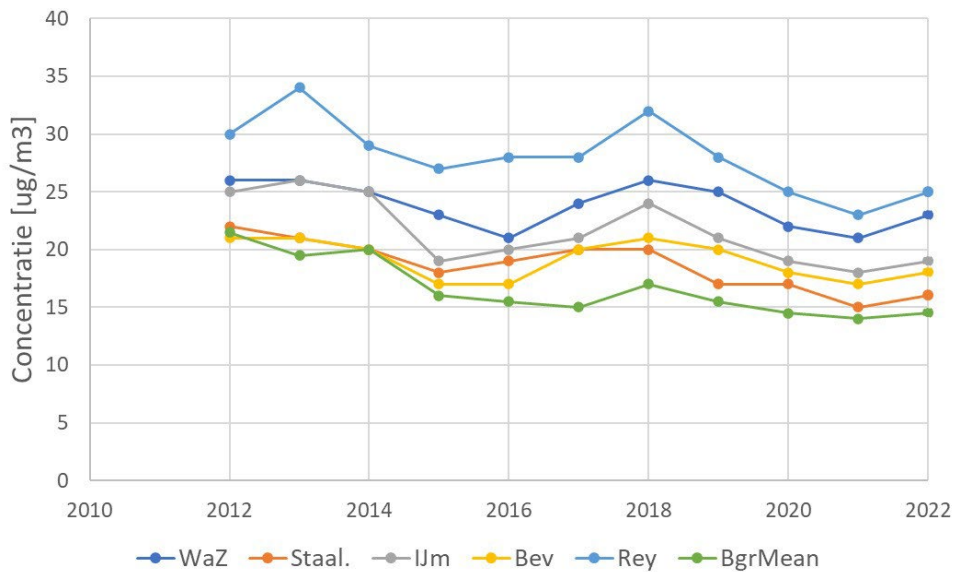


Figuur 29 Trend in de totale gemeten jaargemiddelde concentraties van $PM_{2,5}$ op vijf meetlocaties dicht bij het TSN-terrein. De lijn 'BgrMean' laat het gemiddelde zien van de twee achtergrondstations (De Rijk en De Zilk).

De gemeten jaargemiddelde $PM_{2,5}$ -concentraties zijn op praktisch alle locaties vanaf 2018 tot en met 2020 gedaald en daarna gelijk gebleven of weer iets toegenomen. Omdat de schommelingen ook op de achtergrondstations zichtbaar zijn, worden ze niet door de lokale bronnen veroorzaakt maar zijn ze het gevolg van variaties in de achtergrondconcentraties. De gemeten $PM_{2,5}$ -concentraties zijn vanaf 2020 grofweg gelijk gebleven, zoals Figuur 29 toont.



Figuur 30 Verloop in de geschatte PM_{2,5}-bijdragen vanuit het TSN-terrein op basis van uurlijkse pollutierozen.

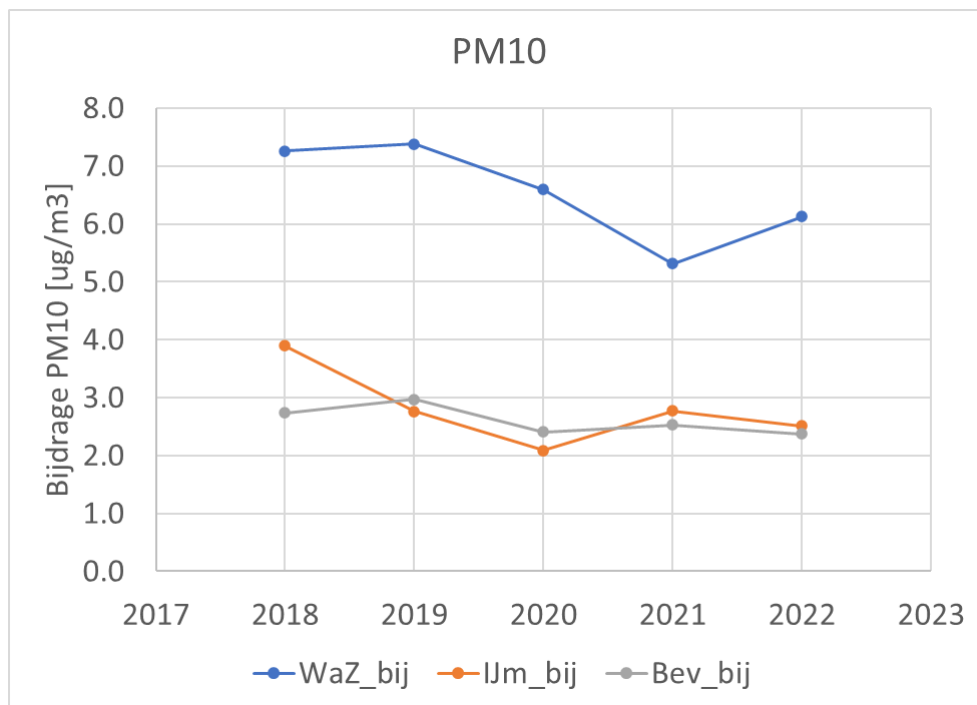


Figuur 31 Trend in de totale gemeten jaargemiddelde concentratie van PM₁₀ op vijf meetlocaties dicht bij het TSN-terrein. De lijn 'BgrMean' laat het gemiddelde zien van de twee achtergrondstations (De Rijp en De Zilk).

De geschatte bijdragen van PM_{2,5}-bronnen in de IJmond nemen sinds 2019 merendeels iets toe. De geschatte bijdragen vanuit het TSN-terrein aan de PM_{2,5}-concentraties variëren de laatste jaren ruwweg tussen 1,6 en 2,5 µg/m³ op Wijk aan Zee, 0,7 en 1,5 µg/m³ in IJmuiden en 0,8 en 1,2 µg/m³ in Beverwijk. De gemiddelde 2σ onzekerheid in deze geschatte bijdragen is op Wijk aan Zee 1,1 µg/m³, in IJmuiden 0,5 µg/m³ en in Beverwijk 0,7 µg/m³.

De gemeten jaargemiddelde PM_{10} -concentraties in de IJmond, en speciaal die aan de Reyndersweg en in Wijk aan Zee, behoren structureel tot de hoogste waarden in Nederland. De PM_{10} -concentraties in de IJmond nemen van 2018 tot en met 2021 af, deze afname is praktisch elk jaar iets minder sterk dan het jaar daarvoor. In 2022 lijken de concentraties weer iets te zijn toegenomen, met typisch 1 tot 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Bij het meetpunt Reyndersweg en aan de zeekant van de duinen is er geen sprake van permanente bewoning en langdurige blootstelling. Op locaties als recreatiewoningen en campings is de verblijfsduur lang genoeg dat die aan de etmaalnorm voor fijnstof (PM_{10}) moet worden getoetst. Over het algemeen zal het verblijf van de spelende kinderen in, bijvoorbeeld, een speeltuin, ten opzichte van 24 uur lang genoeg zijn om als significant te worden gezien. In hoeverre deze situaties van toepassing zijn langs de Reyndersweg en langs het strand heeft het RIVM niet onderzocht. Het aantal overschrijdingen van de etmaalnorm op de locatie Reyndersweg is de afgelopen jaren afgenomen van 41 in 2018 tot 18 in 2022, ruim onder de grenswaarde van 35.

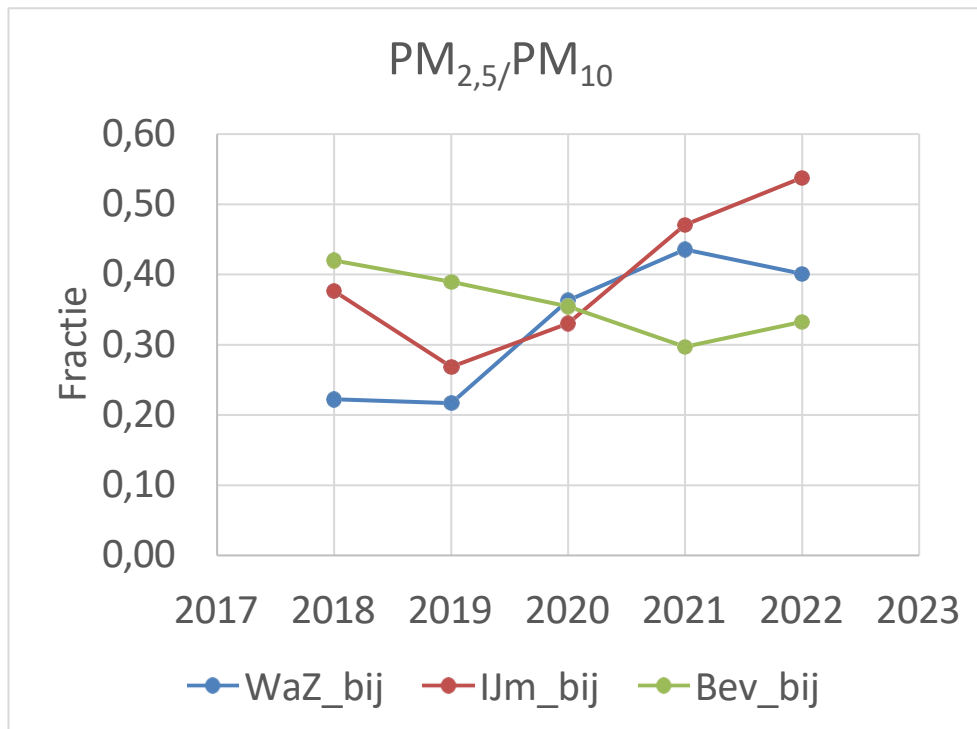
Op basis van de gedetailleerde verschil-pollutierozen kan de geschatte gemeten bijdrage van TSN-bronnen aan PM_{10} in de afgelopen jaren weergegeven worden (Figuur 32). In Wijk aan Zee is een licht dalende trend te zien tot en met 2021. In 2022 werd een hogere concentratie gemeten dan het jaar ervoor. De geschatte bijdragen vanuit het TSN-terrein aan de PM_{10} -concentraties variëren de laatste jaren ruwweg tussen 5,3 en 7,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ op Wijk aan Zee, 2,1 en 3,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in IJmuiden en 2,4 en 3,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in Beverwijk. De gemiddelde 2σ onzekerheid in deze geschatte bijdragen is op Wijk aan Zee 2,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, in IJmuiden 1,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en in Beverwijk 1,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figuur 32 Verloop in de geschatte PM_{10} -bijdragen vanuit het TSN-terrein op basis van uurlijkse pollutierozen.

De geschatte bijdragen van de TSN-bronnen aan de PM_{10} -concentraties zijn aanzienlijk hoger dan bij $PM_{2,5}$. Op het meetpunt Reyndersweg, gelegen tussen het terrein van TSN en de zee, zijn de geschatte bijdragen elk jaar het hoogst. Op de andere locaties variëren de bijdragen grofweg tussen 2,1 en 7,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, met de hoogste waarden in Wijk aan Zee. De laatste jaren is er geen duidelijke afname van de geschatte bijdragen van bronnen op het terrein van TSN in de data te zien.

Voor de jaren sinds 2017 variëren de fracties van de geschatte gemeten bijdragen $PM_{2,5}/PM_{10}$ in de IJmond tussen de 0,15 en 0,40. Alleen bij de Staalstraat is dat aanzienlijk anders. Exclusief de Staalstraat is het gemiddelde van de verhoudingen 0,38. Deze waarde is laag, in het algemeen wordt een verhouding van grofweg 0,65 voor de fractie van $PM_{2,5}$ in PM_{10} aangenomen. De verhoudingen totaal gemeten $PM_{2,5}/PM_{10}$ zijn op de locaties Wijk aan Zee, IJmuiden en Beverwijk circa 10% lager dan gemiddeld in de achtergrond. De verhouding in de Staalstraat scoort gemiddeld juist 6% hoger dan gemiddeld in de achtergrond. De redenen hiervoor zijn onbekend en binnen de huidige studie niet verder onderzocht. De fractie $PM_{2,5}$ in PM_{10} in gemeten geschatte bijdragen op verschillende stations worden getoond in Figuur 33.



Figuur 33 De fractie $PM_{2,5}$ in PM_{10} , voor de geschatte bijdragen van bronnen op het TSN-terrein aan de concentraties berekend met uurlijkse pollutierozen.

7.2.2

Bijdragen van wegverkeer

Overall waar wegen zijn, is er ook sprake van bijdragen van wegverkeer aan de fijnstofconcentraties. In de IJmond is een deel van het verkeer gerelateerd aan de productie van staal bij TSN. Voor een analyse van de milieubijdragen en gezondheidseffecten van fijnstof is het dan ook belangrijk om te onderzoeken of en in hoeverre de bijdragen van

verkeer, en ook dat van TSN, in het gebied van belang zijn. In deze analyse wordt onderzocht in hoeverre wegverkeer een significante bijdrage levert aan de fijnstofconcentraties in de IJmond.

Het Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit (NSL) monitort de ontwikkeling van de luchtkwaliteit in Nederland. Jaarlijks worden de rekenresultaten gerapporteerd van zowel het voorgaande jaar als verschillende prognoses. De laatste rapportage kwam uit in 2022 en betrof het jaar 2021 (De Smet et al. 2022). In het NSL worden de bijdragen van wegverkeer en veehouderijen aan de luchtkwaliteit in detail doorgerekend. In de IJmond spelen veehouderijen geen rol van betekenis.

Bijdragen van wegverkeer aan PM₁₀

De hoogste jaargemiddelde PM₁₀-concentraties in de IJmond waren volgens de berekeningen in het NSL 34 en 45 µg/m³. Beide locaties lagen aan de noordzijde van het sluizencomplex. Of hier nog sprake is van woonlocaties, is niet nader onderzocht. De bijdragen van het wegverkeer, langs de door Rijkswaterstaat, de provincie en gemeenten opgegeven wegen, staan weergegeven in onderstaande figuren.

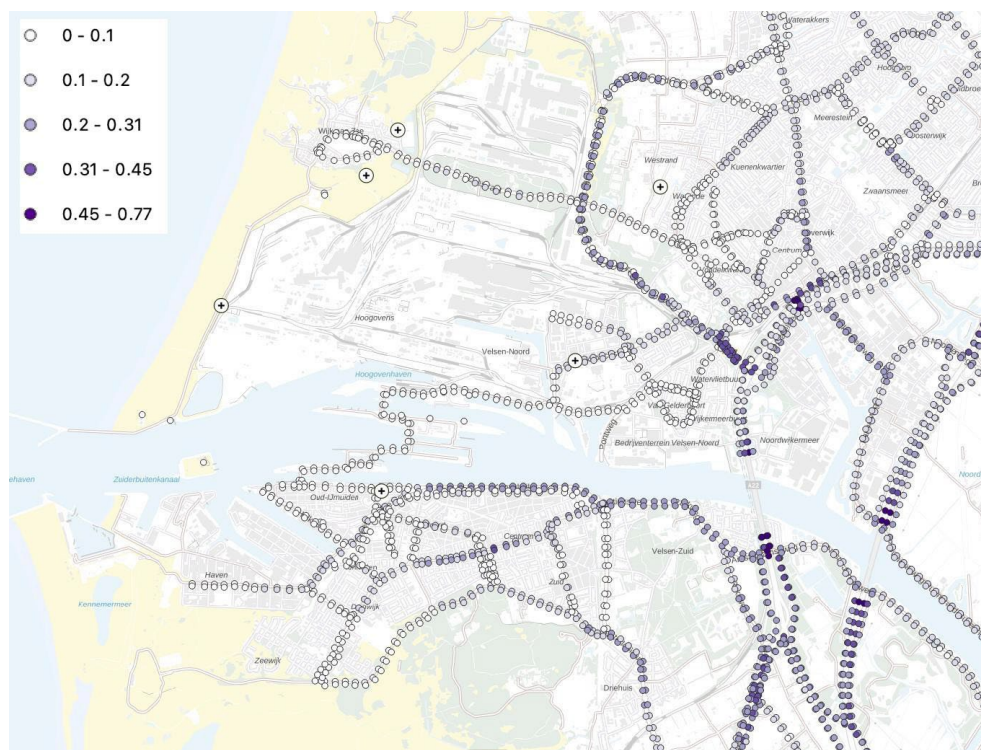
De berekende bijdragen van het lokale wegverkeer aan de PM₁₀-concentraties in 2021 zijn weergegeven in Figuur 34. Bijdragen van verkeer aan de PM₁₀-concentraties groter dan 1 µg/m³ komen maar op enkele locaties voor en bijdragen hoger dan 1.5 µg/m³ alleen op enkele punten langs de snelwegen. Voor de huidige analyses wordt er dan ook van uitgegaan dat bijdragen van lokaal verkeer aan de concentraties fijnstof relatief beperkt zijn. Het (vooral nog) onbekende aandeel van TSN-gerelateerd verkeer is slechts een deel van de totale verkeersbijdrage en wordt niet nader onderzocht.

Bijdragen van wegverkeer aan PM_{2,5}

Bijdragen van lokaal verkeer aan de PM_{2,5}-concentraties groter dan 0,25 µg/m³ komen maar op enkele locaties voor, en bijdragen hoger dan 0,5 µg/m³ alleen op enkele punten langs de snelwegen. De berekende bijdragen van het wegverkeer aan de PM_{2,5}-concentraties in 2021 zijn in Figuur 35 weergegeven. Voor PM_{2,5} is de conclusie met betrekking het eventuele aandeel in de bijdrage van TSN hetzelfde als hierboven voor PM₁₀.



Figuur 34 Bijdragen van wegverkeer aan de PM_{10} -concentraties ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in de IJmond in 2021 (De Smet et al. 2022).



Figuur 35 Bijdragen van wegverkeer aan de $PM_{2,5}$ -concentraties ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in de IJmond in 2021 (De Smet et al. 2022).

7.3 Beschikbare emissiegegevens en verspreidingsberekeningen

7.3.1 Gehanteerde jaren

Voor de huidige studie worden veel gemeten en berekende gegevens gebruikt. Helaas zijn niet voor alle gegevens data uit dezelfde periode beschikbaar.

- De algemene emissiegegevens uit de Emissieregistratie voor bedrijven op het terrein van TSN (RIVM et al. 2022a) zijn voor de periode 2012-2020 beschikbaar, via het onderzoek naar de herkomst van neergedaald stof en stoffen in de lucht in de IJmondregio (Elberse et al. 2021b). De algemene emissiegegevens komen uit de 1990-2020 dataset.
- In expertmeetings naar aanleiding van de constatering in dat rapport heeft TSN geüpdatete gegevens van een ZZS-studie voor het jaar 2019 aan de betrokken partijen geleverd (RIVM 2022b).
- Voor verschillende stoffen, zoals PAK en metalen, zijn de resultaten van meerdaagse metingen in de periode 2011 t/m 2019 openbaar beschikbaar op de website luchtmeetnet.nl (DCMR et al. 2022).
- De jaargemiddelde concentraties van alle beschouwde stoffen zijn beschikbaar via de website luchtmeetnet.nl en de rapportages van de GGD Amsterdam (De Jonge 2019, De Jonge 2020, De Jonge 2021, DCMR et al. 2022, De Jonge 2022). Op het moment van het schrijven van dit rapport waren voor 2022 nog niet voor alle stoffen de concentraties beschikbaar.
- De luchtkwaliteit in de periode van de Covid-19-epidemie was door de verschillende lockdowns en effecten op productie en mobiliteit in Nederland en de rest van Europa niet representatief voor de andere jaren (Velders et al. 2021).

Als gevolg van deze situatie is besloten om, waar gedetailleerde berekeningen wenselijk zijn, te rekenen met de gegevens over 2019 en de resultaten te vergelijken met metingen over diezelfde periode. Wanneer alleen metingen zijn gebruikt, zijn dat de meest recent beschikbare gegevens, dus zoveel mogelijk die van 2022.

7.3.2 Emissiegegevens

De Emissieregistratie (<https://www.emissieregistratie.nl>) bevat de door bedrijven opgegeven en door bevoegde gezagen geaccordeerde gegevens voor de emissies van veel stoffen.

In de Emissieregistratie zijn de bedrijfsemisies gebaseerd op wat bedrijven rapporteren via het elektronisch milieujaarsverslag (e-MJV; formele naam: integraal PRTR Pollutant Release and Transfer Register - verslag*). Een groot aantal bedrijven is verplicht jaarlijks zo'n milieujaarsverslag in te dienen. Het betreft hier bedrijven wiens activiteiten vallen onder de zogeheten reikwijdte van de E-PRTR. Verder gelden drempelwaarden voor emissiestoffen: wanneer de emissiejaarvrucht de desbetreffende drempel overschrijdt, moet deze wettelijk verplicht gerapporteerd worden. Deze gerapporteerde emissiedata worden vervolgens gecontroleerd en geaccordeerd door het bevoegd gezag. Voor Tata Steel is dat de provincie Noord-Holland, die de taken heeft gedelegeerd aan de Omgevingsdienst Noordzeekanaalgebied. De Emissieregistratie voert ook controles uit op

de data in de e-MJV's en voert waar nodig correcties door. Deze correcties worden niet doorgevoerd in de e-MJV's zelf maar in een apart bestand voordat de data uit dit databestand opgenomen wordt in de database van de Emissieregistratie. Na alle controle en verificatie worden de emissiegegevens opgenomen in de Emissieregistratie. De invoer van bedrijven voor het e-MJV wordt geacht inclusief de emissies bij incidenten te zijn. Hoe de emissies samenhangen met verschillende incidenten is niet bekend.

Voor de methoden vermeldt de site: *"De berekeningen voor de emissies naar lucht worden uitgevoerd op basis van internationale richtlijnen. De Emissieregistratie legt de methoden die zij voor deze berekeningen van de emissies naar lucht uitvoert vast in methoderapporten. Deze methoderapporten worden elk jaar geactualiseerd als dat nodig is."* De onzekerheden in de industriële emissies worden geschat op basis van 'expert judgement', zie sectie 4.3 van (Honig et al. 2021).

Daarnaast moeten bedrijven sinds 2016 vijfjaarlijks een Zeer Zorgwekkende Stoffen-inventarisatie opstellen die ook door het bevoegd gezag beoordeeld wordt. Deze data zijn op dit moment niet opgenomen in de Emissieregistratie. Voor de data in deze rapportage is gebruikgemaakt van een door Tata Steel in 2022 opgestelde actualisatie van de in 2021 gepubliceerde ZZS-inventarisatie voor alle hier geanalyseerde stoffen. In hoeverre voor alle stoffen de emissies van incidenten zijn opgenomen is niet bekend.

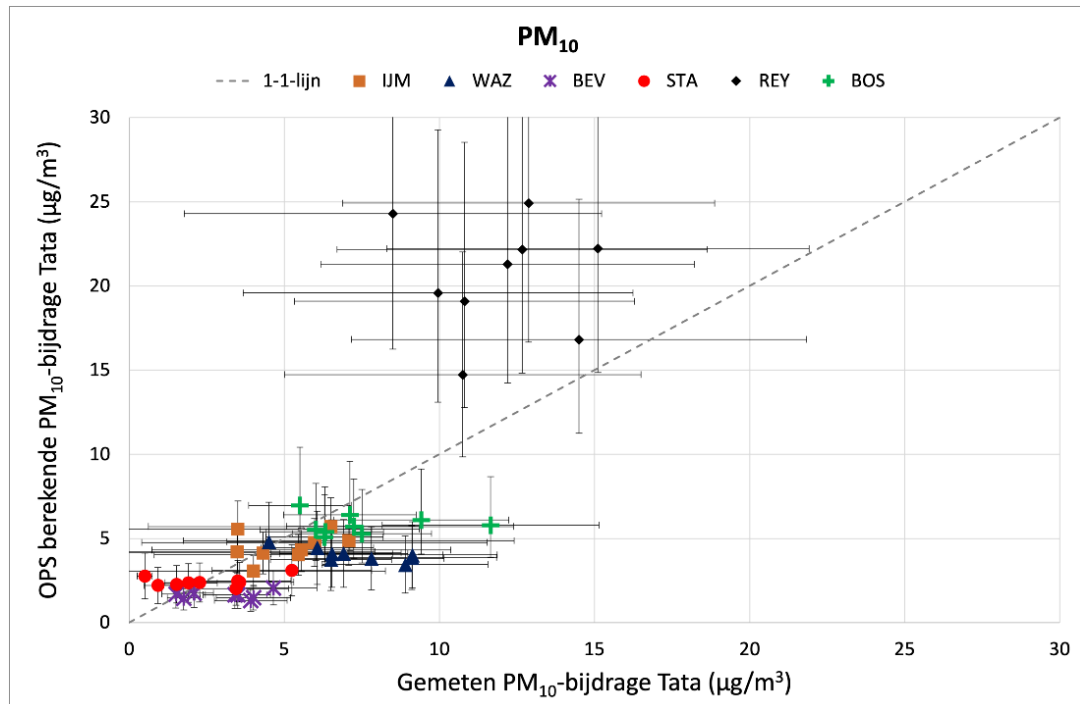
Voor PM₁₀, verschillende PAK en metalen heeft het RIVM in een eerdere studie de in de Emissieregistratie beschikbare gegevens van Tata Steel Nederland (TSN) gebruikt om de concentratiebijdragen van die stoffen in de omgeving te berekenen en de resultaten te vergelijken met meetwaarden (Elberse et al. 2021b). Waar mogelijk, zijn in die studie de onzekerheden in de gemeten en berekende concentratiebijdragen geschat en in de vergelijkende figuren aangegeven.

Een belangrijke conclusie van de studie was: *"Ook blijkt uit berekeningen met een verspreidingsmodel dat de gemeten en berekende bijdrage door Tata Steel aan de hoeveelheid fijnstof in de leefomgeving goed met elkaar overeenkomen. Maar de gemeten hoeveelheden metalen en PAK zijn (veel) hoger dan was verwacht op basis van berekeningen met data van de milieujaarverslagen, respectievelijk de Emissieregistratie. Deze gegevens over de uitstoot lijken niet volledig te zijn aangeleverd."* De gemeten en berekende concentratiebijdragen verschilden voor PAK tot maximaal een factor 1000 van elkaar. Naar aanleiding van de conclusies zijn door de provincie Noord-Holland twee expertmeetings georganiseerd, waar vertegenwoordigers van de provincie, het ministerie van IenW, de omgevingsdienst, de inspectie leefomgeving en transport, Tata Steel Nederland, een van hun consultants (Erbink Stacks Consult) en het RIVM aanwezig waren. Gedurende de expertmeetings presenteerde TSN een nieuwe set van emissies en emissiekenmerken voor de onderzochte stoffen op basis van hun inventarisatie van Zeer Zorgwekkende Stoffen (ZZS). Het RIVM heeft met deze nieuwe gegevens de berekeningen herhaald en constateerde hierbij, onder andere (RIVM 2022b):

- Er is in de laatste berekeningen voor 2019 een betere overeenkomst tussen de berekende en gemeten concentraties van metalen en PAK op de meetpunten dan eerder het geval was. Of de laatste invoer daarmee 'gevalideerd', 'goed' of 'correct' is, kan het RIVM niet beoordelen en dat is ook niet de taak van het RIVM.
- Het 'gat' tussen gemeten en berekende concentratiebijdragen is met de nieuwe gegevens van Tata Steel niet volledig verklaard. Uit de aangeleverde gegevens uit mei 2022 bleek dat de emissies op relatief lage hoogte rond de kookfabrieken vrijkomen. En dat de emissies 2-3 keer hoger zijn dan eerder. Er blijft nog steeds een verschil tussen de berekende en gemeten concentratiebijdragen van de verschillende stoffen in 2019, tot een factor 5. [NB: Deze conclusie gold aan het einde van de expertmeetings in 2022.]
- Alle partijen zijn het erover eens dat de Emissieregistratie een bruikbare databron is, maar dat de data zoals ingevoerd door Tata Steel niet voldoende zijn. [NB: Deze conclusie gold aan het einde van de expertmeetings in 2022.]
- In sommige publicaties van na de expertmeetings werd gesuggereerd dat in de expertmeetings iets over het totaal aan PAK-emissies is gezegd. In de expertmeetings is daar echter geen gezamenlijke uitspraak over gedaan.

Het is niet mogelijk om met enige zekerheid iets te zeggen over de kwaliteit van de emissiegegevens (vrachten en kenmerken), dan hierboven is beschreven.

Voor PM₁₀ werd in de herkomststudie op pagina 11 geconstateerd dat "*... de berekende fijnstofconcentratie redelijk tot goed overeenkomt met de gemeten concentratiebijdrage*". Tijdens het voorliggende onderzoek bleek echter dat in de figuur waarnaar werd verwezen niet de juiste gegevens stonden voor de bijdragen van fijnstof in Wijk aan Zee: de berekende waarden waren tot grofweg een factor 2 te laag. De gecorrigeerde figuur is hieronder weergegeven (Figuur 36).



Figuur 36 Gecorrigeerde figuur van het verband, in 2012-2020, tussen gemeten en berekende fijnstofconcentraties in lucht voor de locaties IJmuiden, Wijk aan Zee, Beverwijk, Staalstraat, Reyndersweg en Bosweg.

De onzekerheid in de met OPS berekende bijdrage is in (Elberse et al. 2021b) geschat op circa 49%. De in deze figuur aangegeven onzekerheden in de metingen en berekeningen zijn op basis van de aanname dat er geen bias of systematische fout in de gebruikte gegevens zit. Als blijkt dat de uitgangsggegevens voor de berekeningen wezenlijk veranderen, in dit geval de door TSN opgegeven emissies en kenmerken, is deze aanname niet terecht en veranderden de resultaten (vooral voor PAK en metalen) meer dan de onzekerheden aangeven. Gegeven de constatering met betrekking tot de emissies en emissiekenmerken van PM₁₀, PAK en metalen is het dan ook lastig te zeggen in hoeverre de beschikbare schattingen voor de onzekerheden compleet zijn.

7.3.3 Verspreidingsberekeningen in de huidige studie

De berekeningen voor het huidige rapport voor PM₁₀ en PM_{2,5} zijn uitgevoerd met OPS-PRO 2021 (RIVM 2023c). Het gebruikte grid met rekenpunten strekt zich uit over de IJmondregio. De afmetingen van het grid zijn 10 km bij 10 km, met een resolutie van 400 m. Daarnaast zijn de concentraties berekend op specifieke BAG-locaties (Basisregistratie Adressen en Gebouwen uit 2019) in IJmuiden, Wijk aan Zee en Beverwijk en op de meetlocaties van het luchtmeetnet (sectie 5.2.1). Er is gebruikgemaakt van de meteorologie voor het jaar 2019, die over het studiegebied varieert. Voor de oppervlakteruwheid is gebruikgemaakt van de landgebruikkaart van de WUR, versie 7 (LGN7).

Alle berekeningen zijn uitgevoerd voor het jaar 2019, gebruikmakend van de brongegevens van TSN zoals deze aan het RIVM geleverd zijn in

de hierboven genoemde ZZS-studie. Ook zijn emissies door de onderaannemers (OA) op het TSN-terrein meegenomen. Hiervoor is gebruikgemaakt van GCN-gegevens voor 2019 (RIVM 2023d). Voor PM_{10} dragen de emissies door de onderaannemers in de verspreidingsberekeningen circa 10% bij aan de concentraties op de meetpunten van het luchtmeetnet. Voor $PM_{2,5}$ gaat het om circa 4%.

De resultaten van de berekeningen op de meetlocaties Wijk aan Zee, Beverwijk en IJmuiden zijn vergeleken met de gemeten gemiddelde concentraties op deze locaties. Deze drie meetlocaties zijn gekozen, omdat deze stations zich in het IJmond gebied bevinden, waar ook woonlocaties zijn en waar relevante stoffen gemeten worden. De gemeten waarden geven uiteraard de totale concentratie aan. Om een indicatie van de bijdrage van TSN op elke locatie te bepalen, is een aangenomen gemeten achtergrondconcentratie afgetrokken van meetwaarde op de desbetreffende locaties. Deze achtergrondconcentratie is het gemiddelde van de waarden gemeten op de locaties De Rijp en De Zilk. Echter, er kunnen op deze manier lokale, maar niet aan direct TSN gerelateerde, bronnen onder-/overschat worden. Daarom is in detail naar de pollutierozen (concentratieplot per windrichting) uit 2019 van PM_{10} en $PM_{2,5}$ gekeken. Alleen de gemeten verschilconcentraties die uit de richting van het TSN-terrein komen, zijn meegenomen in de berekening. Hierbij zijn enkel de uren gebruikt dat er voor dat paar meetlocaties data waren. Voor 2019 betekende dit dat er voor 3-7% van de uren geen verschil in concentratie kon worden bepaald. In sectie 7.2 wordt verder ingegaan op de analyse met pollutierozen, de geschatte bijdrage van TSN-bronnen en de onzekerheden die hierbij horen.

De berekende bijdragen van de bronnen bij TSN komen in de praktijk niet precies overeen met de gemeten bijdragen zoals bepaald met de pollutierozen. Om de berekeningen op de drie meetlocaties aan te laten sluiten op de gemeten bijdrage van TSN, is per stof een verschilfactor bepaald. Deze factor is het gemiddelde van de drie verschilfactoren bepaald op de locaties (Wijk aan Zee, Beverwijk en IJmuiden). Voor PM_{10} , berekend met het model OPS, is een factor 1,31 gebruikt en voor $PM_{2,5}$ een factor 0,58 (zie respectievelijk Tabel 10, Tabel 11). De onzekerheid op deze factoren is aanzienlijk.

In Tabel 8 en Tabel 9 is te zien dat het wel of niet meenemen van de emissies door de onderaannemers op het TSN-terrein gemiddeld een factor 0,9 verschil oplevert voor PM_{10} en 0,96 voor $PM_{2,5}$. De verschilfactor Meting/Model is kleiner wanneer de emissies door onderaannemers op het terrein van TSN meegenomen worden.

Tabel 8 Meet- en rekenresultaten concentraties van PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$):
 totaalmetingen, de gemeten bijdrage van het TSN-terrein (meting minus
 achtergrond) en modelberekeningen zonder, respectievelijk met bijdragen van
 onderaannemers (OA) op het TSN-terrein.

Locatie	Totaal- meting	Meting minus achtergrond	OPS-PRO 2021 zonder OA	OPS-PRO 2021 met OA
Wijk aan Zee 553	24,9	7,4	3,9	4,6
Beverwijk 570	19,8	3,0	1,6	1,7
IJmuiden 551	21,3	2,8	4,4	4,7
De Zilk 444	16,4			
De Rijp 556	15,1			
Achtergrond	15,8			

Tabel 9 Meet- en rekenresultaten concentraties van $PM_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$):
 totaalmetingen, de gemeten bijdrage van het TSN-terrein (meting minus
 achtergrond) en modelberekeningen zonder, respectievelijk met bijdragen van
 onderaannemers (OA) op het TSN-terrein.

Locatie	Totaal- meting	Meting minus achtergrond	OPS-PRO 2021 zonder OA	OPS-PRO 2021 met OA
Wijk aan zee 553	11,7	1,6	2,8	3,0
Beverwijk 570	12,1	1,16	1,2	1,2
IJmuiden 551	11,1	0,74	3,3	3,4
De Zilk 444	8,9		x	
De Rijp 556	11,9			
Achtergrond	10,5*			

Let op: door afronding verschilt deze waarde iets van het gemiddelde van de weergegeven
 waarden van De Rijp en De Zilk.

Tabel 10 Vergelijking voor PM_{10} van metingen en modelberekeningen, de laatste
 zonder, respectievelijk met onderaannemers (OA). Bij metingen gaat het om de
 gemeten bijdrage (totaalmeting minus achtergrond gebruikmakend van de
 verschil-pollutierozen).

Locatie	PM_{10} zonder OA / PM_{10} met OA	Meting / Model zonder OA	Meting / Model met OA
Wijk aan zee 553	0,85	1,89	1,61
Beverwijk 570	0,92	1,88	1,72
IJmuiden 551	0,93	0,47	0,59
Gemiddeld	0,90	1,47	1,31

Tabel 11 Vergelijking voor $PM_{2,5}$ van metingen en modelberekeningen, de laatste zonder, respectievelijk met onderaannemers (OA). Bij metingen gaat het om de geschatte gemeten bijdrage (totaalmeting minus achtergrond gebruikmakend van de verschil-pollutierozen).

Locatie	$PM_{2,5}$ zonder OA / $PM_{2,5}$ met OA	Meting/Model zonder OA	Meting/Model met OA
Wijk aan zee 553	0,95	0,57	0,54
Beverwijk 570	0,97	1,01	0,96
IJmuiden 551	0,97	0,27	0,22
Gemiddeld	0,96	0,6	0,58

7.3.4 Invloed van bronhoogte en warmte-inhoud

Zoals onder meer is onderzocht in (Elberse et al. 2021b) hebben – naast de emissiesterkte – ook de bronhoogte en de warmte-inhoud invloed op de verspreiding van stoffen. De bronkarakteristieken zijn in Deel I van het huidige rapport nader toegelicht en grafisch geïllustreerd (zie sectie 2.2.4).

7.4 Schatting van de blootstelling aan fijnstof, afkomstig van TSN

Bij het schatten van de lokale bijdragen van bronnen worden de totale concentraties op die locatie vaak vergeleken met de concentraties op een nabijgelegen (aangenomen) achtergrondlocatie. In 2018 hebben Thunis et al. de situatie beschouwd waarin het verschil van metingen in een gebied wordt gebruikt om de bijdrage van bronnen in dat gebied te schatten (Thunis 2018). De situatie betrof een stedelijk gebied, maar de analyse gaat ook op voor een gebied met industrie. Hij heeft gedemonstreerd dat de verschil-methode, ook aangeduid als de Lenschow-methode, alleen geldig is als aan twee voorwaarden wordt voldaan:

- De eerste voorwaarde is dat de achtergrondlocatie niet wordt beïnvloed door emissies vanuit het stedelijk gebied;
- De tweede voorwaarde vereist dat achtergrondconcentraties, verkregen met nul stedelijke emissies (dat wil zeggen, nul lokale emissies in het gebied), op beide locaties gelijk zijn, en dat er dus ook geen andere bronnen een rol spelen.

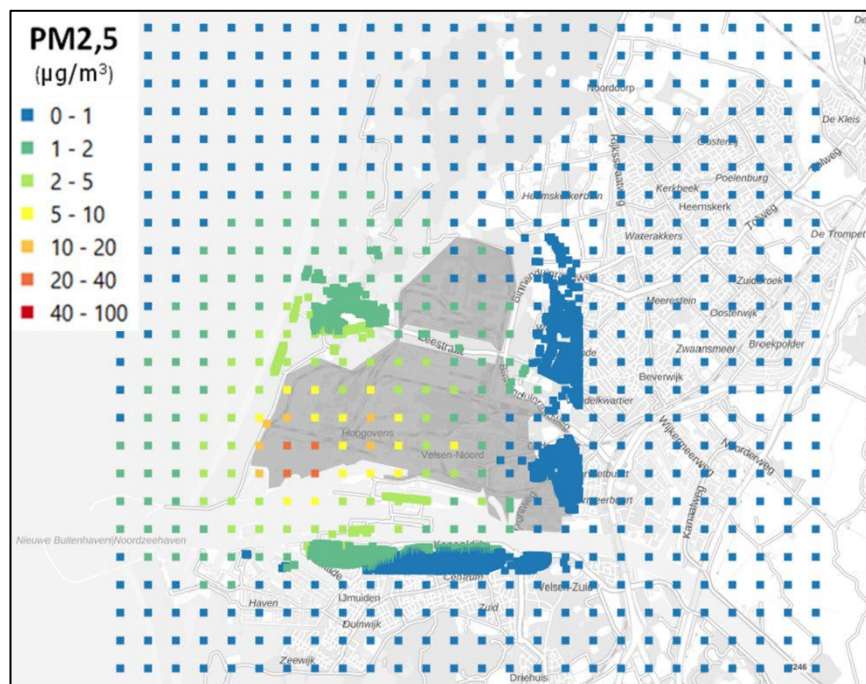
Bij gebruik van de metingen in De Rijp en De Zilk als achtergrond wordt naar verwachting aan de eerste voorwaarde voldaan. Of aan de tweede voorwaarde wordt voldaan, is minder duidelijk, met name vanwege de emissies van PAK door andere bronnen in de IJmond dan op het terrein van TSN en door de belasting van de achtergrondstations met PAK van lokale bronnen rond die locaties. Vermoedelijk zijn de achtergrondbijdragen zonder de industriële activiteiten in de IJmond en op de aangenomen achtergrondlocaties niet voor alle stoffen hetzelfde. Dit leidt tot extra onzekerheid in de geschatte bijdragen van bronnen in de IJmond aan de gevonden concentraties in de IJmond.

7.4.1

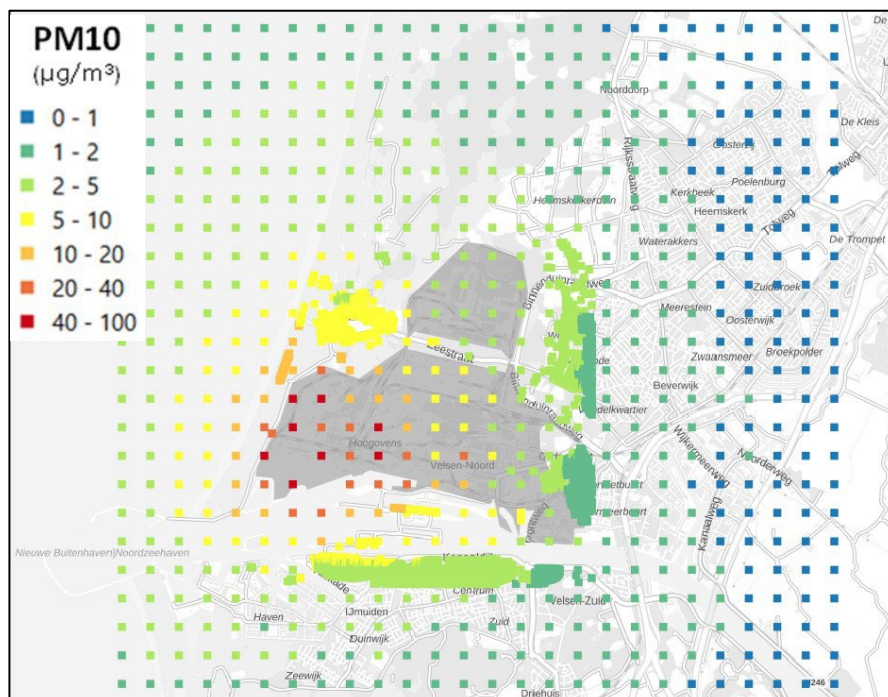
Ruimtelijk beeld

Zoals eerder al gemeld, zijn de concentraties berekend op een grid met rekenpunten dat zich over de IJmondregio uitstrekt. De afmetingen van het grid zijn 10 km bij 10 km, met een resolutie van 400 m. De keuze voor 400 meter is omdat dit voor de berekeningen makkelijk was. Dit grid heeft ook rekenpunten op het terrein van TSN. Daarnaast zijn de concentraties berekend op specifieke BAG-locaties (Basisregistratie Adressen en Gebouwen) in IJmuiden, Wijk aan Zee en Beverwijk die het dichtst bij de rand van het terrein van TSN liggen. Ook is gerekend op de meetlocaties van het luchtmeetnet. Figuur 37 en Figuur 38 tonen de jaargemiddelde concentratiebijdragen van $PM_{2,5}$, respectievelijk PM_{10} afkomstig van bronnen op het terrein van TSN voor het jaar 2019, berekend met OPS-PRO (versie 2021) (zie sectie 7.3).

De bronnen van zowel TSN als die van de bekende onderaannemers (OA) zijn meegenomen. De berekende concentraties zijn vermenigvuldigd met de eerder afgeleide schaalfactoren om de berekende concentraties beter aan te laten sluiten bij de gemeten concentraties.



Figuur 37 Berekende en geschaalde jaargemiddelde concentratiebijdragen van $PM_{2,5}$ -bronnen in de ZZS-studie in het IJmondgebied voor 2019.



Figuur 38 Berekende en geschaalde jaargemiddelde concentratiebijdragen van PM_{10} -bronnen in de ZZS-studie in het IJmondgebied voor 2019.

Beide figuren hebben dezelfde legenda, waardoor goed te zien is dat de concentraties van $PM_{2,5}$ gemiddeld lager zijn dan die van PM_{10} . Voor beide soorten gemodelleerd fijnstof laat het ruimtelijke beeld zien dat de hogere concentraties dicht bij het TSN-terrein worden berekend. Hoe verder van de bron, hoe lager de concentratiebijdrage. Een dergelijk beeld past bij emissies uit lagere bronnen, met relatief weinig warmte-inhoud. Uiteraard heeft de gemiddelde windrichting ook invloed op de verspreiding. IJmuiden heeft gemiddeld lagere concentraties van fijnstof afkomstig van het terrein van TSN dan bijvoorbeeld Beverwijk.

Een overzicht van de gemiddelde berekende en geschaalde bronbijdrage per wooncluster is te zien in Tabel 12. De gemiddelde concentraties op de rekenpunten in de verschillende gebieden worden gepresenteerd. Er wonen echter niet op alle rekenpunten (evenveel) personen. Daarom worden ook de *populatiegewogen concentraties* vermeld (gemiddelde waarden, waarbij het gemiddelde aantal bewoners per adres als weegfactor is gebruikt). Bij deze weging zijn alleen woonadressen meegenomen en zijn woningen met een hogere bewoningsbezetting met een groter gewicht meegewogen in het gemiddelde dan woningen met een lagere woonbezetting. De gemiddelde woningbezetting is gebaseerd op het aantal inwoners per 6-posities postcode in 2019 (bron CBS). Het verschil tussen ongewogen en populatiegewogen concentratiebijdragen is vooral op te merken in het wooncluster Velsen-Noord, waar meer locaties met het gebruiksdoel industrie aanwezig zijn dan in andere wijken. Deze industriële locaties worden in het populatiegewogen gemiddelde niet meegenomen, waardoor de gemiddelde berekende concentratiebijdrage lager uitvalt. In het cluster Reyndersweg zijn er

geen woonadressen, vandaar dat de gewogen concentratie daar niet vermeld is.

Tabel 12 Gemiddelde berekende bijdragen van bronnen op het TSN-terrein aan PM_{2,5} respectievelijk PM₁₀ (µg/m³) voor verschillende woonclusters in de IJmond. Zowel de ongewogen als de populatiegewogen (PG) waarden zijn weergegeven.

Cluster	PM_{2,5}	PM_{2,5} (PG)	PM₁₀	PM₁₀ (PG)
Beverwijk	0,47	0,48	1,59	1,61
Wijk aan Zee	1,74	1,70	6,60	6,49
Heemskerk	0,32	0,31	1,06	1,01
IJmuiden Sluis	1,04	1,11	2,68	3,67
IJmuiden-Oost	0,81	0,82	3,40	2,70
Velsen-Noord	1,60	0,52	5,51	1,74
Reyndersweg	3,91	-	16,53	-

Gegeven alle onzekerheden kunnen we met de modelinvoer zoals die nu beschikbaar is enkele uitspraken doen over de relatieve invloed van verschillende (groepen) bronnen op de concentraties in de omgeving en dus ook aan de daarmee samenhangende conclusies. Voor deze analyse is het rekenmodel ISL3a gebruikt, omdat dit de bijdragen van alle bronnen op alle rekenpunten apart weergeeft.

- Verschillende in het zuidwesten van het terrein van TSN gemodelleerde oppervlakte- en puntbronnen leveren de hoogste bijdragen in de ruime omgeving van TSN, aan alle kanten van het terrein.
- Enkele bronnen ter hoogte van de pelletfabriek en de staalfabriek leveren vooral ten noorden van het terrein van TSN hogere bijdragen.
- Enkele bronnen aan de zuidwest- en zuidkant van het terrein dragen in de berekeningen vooral bij aan de concentraties ten zuiden van het terrein.

7.5 Luchtkwaliteitsindex in de IJmond

De luchtkwaliteitsindex (LKI) vat beschikbare gegevens over luchtkwaliteit samen tot een gezondheidsoordeel (Dusseldorp et al. 2015). De LKI biedt de mogelijkheid om de praktische blootstelling aan luchtverontreiniging zoveel mogelijk te beperken, door mensen adviezen te geven over eventuele aanpassing van hun activiteiten bij een slechte luchtkwaliteit.

In Nederland is de luchtkwaliteitsindex (LKI) gebaseerd op de dagelijkse of uurlijkse concentraties van NO₂, ozon en fijnstof (Dusseldorp et al. 2015). De concentraties van de verschillende stoffen zijn zodanig in een aantal klassen ingedeeld, dat ze bij dezelfde waarde van de LKI een vergelijkbaar risico op acute gezondheidseffecten van een vergelijkbare ernst veroorzaken. De LKI kan worden gebruikt om de effecten van de concentraties van meerdere stoffen tegelijk in een index te zetten, maar kan ook voor één enkele stof worden bepaald, bijvoorbeeld PM₁₀. In (Elberse et al. 2021a) zijn de LKI's bepaald voor het jaar 2019 voor PM₁₀. In Bijlage 3 staan de gegevens voor de jaren 2020 t/m 2022 voor

PM₁₀ en NO₂. Deze tabellen kunnen gebruikt worden om de korte-termijnbelasting te inventariseren.

In Bijlage 3 is te zien dat gedurende alle drie de jaren (2020, 2021 en 2022) de meeste uren met een LKI-waarde 'Goed' gemeten zijn op het achtergrondstation De Rijp. Hier zijn ook relatief weinig uren gemeten met een LKI-waarde 'Slecht' of 'Zeer slecht'. Verder lijkt het meetstation Reyndersweg het minst goed te scoren op de LKI. Merk echter op dat een goede onderlinge vergelijking verstoord wordt door het feit dat het aantal afgekeurde uurwaarden per locatie en per jaar verschillend is.

7.6 Gezondheidsrisico's en -effecten van fijnstof

7.6.1 Inleiding

De afgelopen jaren zijn er verschillende rapporten over de risico's van fijnstof en van ultrafijnstof (UFP) verschenen. In Tabel 13 zijn de bevindingen van de US-EPA over de bewijslast van fijnstof (US-EPA 2019) en van de Gezondheidsraad over UFP (Gezondheidsraad 2021) voor de samenhang tussen korte-termijn en lange-termijn blootstelling en verschillende gezondheidseffecten samengevat.²⁶

Met Tabel 13 willen we een aantal zaken illustreren. Allereerst dat er in toonaangevende reviews verschillende typen gezondheidseffecten in samenhang worden gebracht met (ultra)fijnstof, maar dat de sterkte van de bewijslast uiteenloopt voor de verschillende fracties in het fijnstof (PM_{2,5}, PM_{10-2,5} en UFP). De bewijslast voor gezondheidseffecten van PM_{2,5} is sterker dan die voor UFP of voor deeltjes met een diameter tussen de 2,5 en 10 µm (PM_{10-2,5}). PM₁₀ bestaat uit een sommatie van PM_{2,5} en PM_{10-2,5}. Het is daarom aannemelijk dat de gezondheidseffecten van PM₁₀, zoals dat gewoonlijk in de lucht voorkomt, voor een groot deel zijn gebaseerd op die van PM_{2,5}. Anderzijds is het niet aannemelijk dat de scheiding van toxiciteit precies bij 2,5 µm ligt; er zal waarschijnlijk sprake zijn van een graduele verschuiving. Het aantal studies naar de gezondheidseffecten van UFP is veel kleiner dan die naar fijnstof. Daarom is bewijskracht voor gezondheidsrisico's van UFP nog gering. Overigens geldt dat er in de afgelopen jaren nieuwe studies naar de verschillende fracties van fijnstof zijn verschenen en dat er ook nieuwe reviews, zoals die van de WHO (WHO 2021) zijn uitgekomen.

Tabel 13 Beoordeling van de sterkte van de bewijskracht voor het oorzakelijk verband tussen kortdurende en langdurige blootstelling en de gezondheid voor PM_{2,5}, de fractie fijnstof tussen PM₁₀ en PM_{2,5} (PM_{10-2,5}) en ultrafijnstof (UFP) (US-EPA 2019, Gezondheidsraad 2021).

Gezondheidseffect	PM_{2,5}	PM_{10-2,5}	UFP
<i>Kortdurend</i>			
Luchtwegaandoeningen	Waarschijnlijk	Indicatief	Indicatief
Hart- en vaatziekten	Aangetoond	Indicatief	Indicatief

²⁶ De twee rapporten hanteerden dezelfde methodiek om de sterkte van de bewijslast vast te stellen. Dit gebeurt op basis van een weging van:

- laten meerdere studies vergelijkbare resultaten zien? (consistentie);
- komt het bewijs van meerdere disciplines en/of van meerdere, samenhangende, indicatoren voor gezondheidsschade? (coherentie);
- is er een biologisch mechanisme dat plausibel is om de geobserveerde effecten te verklaren en zijn er studies die dit mechanisme onderbouwen? (biologische plausibiliteit);
- is er kans op vertekening van de bevindingen door bijvoorbeeld selectieve deelname, onzekerheid over de blootstelling, ontbreken van informatie over belangrijke andere oorzaken van de effecten? (onzekerheid)

Gezondheidseffect	PM_{2,5}	PM_{10-2,5}	UFP
<i>Kortdurend</i>			
Metabole effecten	Indicatief	Onvoldoende	Onvoldoende
Neurologische effecten	Indicatief	Onvoldoende	Indicatief
Sterfte	Aangetoond	Indicatief	Onvoldoende

Gezondheidseffect	PM_{2,5}	PM_{10-2,5}	UFP
<i>Langdurend</i>			
Luchtwegaandoeningen	Waarschijnlijk	Onvoldoende	Indicatief
Hart- en vaatziekten	Aangetoond	Indicatief	Indicatief
Metabole effecten	Indicatief	Indicatief	Onvoldoende
Neurologische effecten	Waarschijnlijk	Indicatief	Indicatief
Foetale groei en ontwikkeling	Indicatief	Onvoldoende	Indicatief
Kanker	Waarschijnlijk	Indicatief	Onvoldoende
Sterfte	Aangetoond	Indicatief	Onvoldoende

Verder worden in Tabel 13 gezondheidseffecten door kortdurende en door langdurige blootstelling onderscheiden. Voor fijnstof omschrijft de Gezondheidsraad (Gezondheidsraad 2018b) 'kortdurend' als een blootstelling die een periode van ongeveer tussen een dag en een week beslaat; voor 'langdurige' blootstelling wordt een periode van één jaar tot vijf à tien jaar aangehouden. We zullen in deze paragraaf zowel de gezondheidsrisico's van lange- als van korte-termijnblootstelling kwantificeren.

Voor de kwantificering van de risico's is niet alleen de aanwezigheid van voldoende bewijslast nodig, maar moet er ook voldoende kennis zijn over de kwantitatieve relatie tussen de concentratie en het optreden van het effect (zogenoemde concentratie-responsfuncties). Dit betekent dat er in dit hoofdstuk voor een *selectie* van de in Tabel 13 opgesomde gezondheidseffecten kwantificering van de gezondheidsrisico's van PM_{2,5} en PM₁₀ zal plaatsvinden. Voor UFP is kwantificering in het geheel (nog) niet mogelijk vanwege het ontbreken van concentratie-responsrelaties (Gezondheidsraad 2021, WHO 2021).

De WHO heeft in 2021 adviezen voor grenswaarden voor luchtverontreinigingscomponenten opgesteld. Vanwege het grote aantal gezondheidseffecten dat mogelijk aan luchtverontreiniging is gerelateerd (zie Tabel 13), heeft de WHO in het proces van de totstandkoming van het advies een aantal gezondheidseindpunten in relatie tot fijnstof geprioriteerd:

- Sterfte door alle doodsoorzaken,
- Doodsoorzaak-specifieke sterfte voor cardiovasculaire of respiratoire aandoeningen of door longkanker,
- Spoedopnamen in het ziekenhuis voor astma.

In lijn met deze prioritering hebben we ervoor gekozen de risico's op sterfte door langdurige en door kortdurende blootstelling en op spoedopnamen voor astma door korte-termijnblootstelling aan fijnstof te kwantificeren. Omdat de *doodsoorzaak-specifieke sterfte* al in de *sterfte door alle oorzaken* is opgenomen, hebben we ervoor gekozen uit het rijtje van cardiovasculaire en respiratoire aandoeningen en longkanker

als extra gezondheidseffect *longkanker* als ziekte door lange-termijnblootstelling te kwantificeren. De incidentie (het aantal nieuwe gevallen) van deze aandoening in de IJmond krijgt regelmatig aandacht en de samenhang tussen emissies afkomstig van het TSN-terrein en de longkankerincidentie is eerder beschreven (Van Wiechen 2009, Breugelmans et al. 2013). Daarnaast hebben we de bevindingen uit een panelstudie onder volwassenen met medicatie voor luchtwegaandoeningen, dat in het najaar van 1993 in Wijk aan Zee is uitgevoerd (Dusseldorp et al. 1995), gebruikt om de gevolgen van korte-termijnblootstelling aan fijnstof bij volwassenen met COPD te kwantificeren.

Samenvattend betekent bovenstaande dat we in het vervolg van het hoofdstuk ingaan op de kwantificering van de volgende gezondheidseffecten.

Tabel 14 Overzicht beschouwde gezondheidseffecten

Gezondheidseffect	Lange-termijn-blootstelling	Korte-termijn-blootstelling	Opmerking
Sterfte	Ja	Ja	Betreft vroegtijdige sterfte bij lange termijn (verloren levensjaren) en acute sterfte bij korte termijn.
Astma		Ja	Betreft ziekenhuisopnamen
Longkanker	Ja		Als ziekte (YLL); sterfte aan longkanker zit in sterfte
Dagelijkse luchtwegklachten		Ja	Onder volwassenen met COPD

In de volgende paragrafen beschrijven we eerst hoe voor de genoemde gezondheidseffecten de risico's door lange- en korte-termijnblootstelling zijn gekwantificeerd; vervolgens gaan we in paragraaf 7.7 in op de resultaten.

7.6.2

7.6.2.1

Methode van kwantificering van de gezondheidsrisico's van fijnstof

Langdurige blootstelling aan PM₁₀ en aan PM_{2,5} en gezondheidseffecten

Langdurige blootstelling en sterfte

In het kader van het Schone Lucht Akkoord (SLA) heeft het RIVM twee gezondheidsindicatoren uitgewerkt om de gevolgen van blootstelling aan fijnstof (en aan stikstofdioxide) voor sterfte door alle oorzaken te duiden:

- de potentieel te behalen (gemiddelde) winst in levensduurverwachting voor een nul-jarige (in maanden) door vermindering van blootstelling aan luchtverontreiniging ('*Life expectancy Loss*', afgekort als LXL). Dit is een effectmaat die aansluit bij jaarlijkse rapportages van het ministerie van VWS over de levensverwachting in Nederland. In deze studie wordt hiervoor ook de term levensduurverkorting gebruikt;

- de verloren levensjaren (ofwel: '*Years of Life Lost*', YLL). Dit is een 'groepsindicator' die de gevolgen in de totale Nederlandse populatie of in de bevolking in een groot gebied weergeeft. De grootte van deze indicator is mede afhankelijk van de bevolkingsomvang in het beschouwde gebied.

De motivatie voor de indicatoren, hun achtergrond en de rekenregels om vanuit de blootstelling aan luchtverontreiniging de bovengenoemde gezondheidsindicatoren te berekenen zijn beschreven in (Gerlofs-Nijland et al. 2019). Omdat in dit rapport alleen op de hoogte van de (gemiddelde) risico's wordt ingegaan, en niet op de omvang van de gezondheidseffecten (bijvoorbeeld het aantal mensen met een gezondheidseffect in woonclusters), is het aantal verloren levensjaren voor deze rapportage omgevormd tot een soort van risicomaat door deze te standaardiseren naar één persoon en naar één kalenderjaar (gemiddeld extra aantal verloren levensjaren per jaar per persoon door blootstelling). Deze risicomaat kan voor een specifieke plek (bijvoorbeeld de locatie van een meetstation) of als een gemiddelde van een groep (bijvoorbeeld een wooncluster) worden berekend.

Aan deze twee indicatoren is een indicator toegevoegd, namelijk het extra sterfterisico per jaar per persoon door blootstelling aan fijnstof. Dit extra risico kan eenvoudig worden afgeleid uit de attributieve fractie door blootstelling aan fijnstof (Gerlofs-Nijland et al. 2019). Bij de berekening van dit extra sterfterisico is gebruikgemaakt van informatie over het risico op sterfte onder personen van 30 jaar en ouder en de populatie-omvang van Nederland in 2015; dit sluit aan bij de gehanteerde methodiek voor de bovengenoemde twee indicatoren.

In het Schone Lucht Akkoord worden de gezondheidsindicatoren berekend voor de jaargemiddelde blootstelling aan PM₁₀ (Ruysenaars et al. 2021). Deze keuze is destijds gemaakt, omdat de geselecteerde concentratie-responsfunctie voor PM₁₀ afkomstig is uit een Nederlands onderzoek in de periode 2004-2011 onder 7 miljoen deelnemers van 30 jaar en ouder (Fischer et al. 2015). Voor de deelnemers aan dit onderzoek kon destijds alleen de blootstelling aan PM₁₀ en niet die aan PM_{2,5} worden vastgesteld. Het sterfterisico nam in dit onderzoek met 4% toe bij een verandering van de concentratie van PM₁₀ met 10 µg/m³. Het is aannemelijk dat in de komende rapportage van het Schone Lucht Akkoord de gezondheidsindicatoren voornamelijk op de blootstelling aan PM_{2,5} zullen worden gebaseerd, mede gezien de beperktere bewijslast voor de fractie PM_{10-2,5} in PM₁₀. Vooruitlopend op de herziening van de methodiek voor het Schone Lucht Akkoord kwantificeren we zowel de risico's van PM₁₀ als die van PM_{2,5}. We gebruiken voor PM_{2,5} het resultaat van een recente meta-analyse (Chen and Hoek 2020). Dit resultaat is gebruikt in het WHO-rapport (WHO 2021) voor de afleiding van de gezondheidskundige advieswaarde voor PM_{2,5}. De meta-analyse wees op een toename van het sterfterisico met 8% bij een verandering van de concentratie van PM_{2,5} met 10 µg/m³.

Bij de afleiding van de gezondheidskundige grenswaarden door de WHO was een van de stappen de vaststelling van de laagst gemeten blootstellingen in de beschouwde studies (WHO 2021). Hiervoor is het 5-percentiel gebruikt van de 5 studies met de laagste fijnstofniveaus. Dit

5-percentiel was gemiddeld 4,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ voor $\text{PM}_{2,5}$ en 15,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ voor PM_{10} ; deze percentielen waren het vertrekpunt voor de vaststelling van de grenswaarden (5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ voor $\text{PM}_{2,5}$ en 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ voor PM_{10}). Onder deze niveaus zijn de risico's van fijnstof onzekerder dan daarboven, omdat de concentratie-responsrelaties uit de meta-analyses onder de advieswaarden zijn gebaseerd op minder observaties.

Bij de berekening van de gezondheidsindicatoren voor vroegtijdige sterfte wordt voor de totale concentratie van PM_{10} een generieke achtergrondconcentratie van 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in mindering gebracht (Gerlofs-Nijland et al. 2019). Het idee hierachter is dat voor het Schone Lucht Akkoord alleen het door menselijke activiteiten te beïnvloeden deel van de gezondheidsrisico's wordt gekwantificeerd. In het kader van deze rapportage hebben we voor de totale $\text{PM}_{2,5}$ -concentratie een generieke achtergrondconcentratie van 2,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gebruikt. De hierboven genoemde onzekerheid in de concentratie-responsrelaties bij lage niveaus verklaart mede de keuze om de achtergrondconcentratie als vertrekpunt voor de kwantificering van de gezondheidsrisico's te gebruiken. De vermindering van de concentratie door aftrek van de achtergrond wordt niet toegepast op de berekeningen van het gezondheidsrisico van *bron-specifieke* bijdragen aan de fijnstofconcentratie. Deze bijdrage komt boven de achtergrondconcentratie uit en brengt daarmee een risico met zich mee.

Langdurige blootstelling en longkanker

Voor de kwantificering van de lange-termijn blootstelling aan $\text{PM}_{2,5}$ op de longkankerincidentie is gebruikgemaakt van de resultaten van een recente meta-analyse door (Ciabattini et al. 2021). Het relatieve risico voor de incidentie stijgt met 11% wanneer de concentratie van $\text{PM}_{2,5}$ met 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ toeneemt. Dit resultaat is gebaseerd op vier onderliggende publicaties, afkomstig uit Europa (negen landen) en Noord-Amerika (VS en Canada). Voor PM_{10} nam het risico eveneens met 11% toe bij een stijging van de concentratie met 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dat resultaat is op twee studies (VS en negen Europese landen) gebaseerd. Het is opmerkelijk dat de risico's van $\text{PM}_{2,5}$ en PM_{10} per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ even groot zijn, omdat de fractie $\text{PM}_{10-2,5}$ in PM_{10} als minder schadelijk dan $\text{PM}_{2,5}$ wordt gezien. De onzekerheden in de relatieve risico's zijn groot door het kleine aantal studies.

In de hierboven genoemde meta-analyse van (Chen and Hoek 2020) werd eveneens naar doodsoorzaak-specifieke sterfte gekeken. De toename in het risico op longkankersterfte bedroeg voor $\text{PM}_{2,5}$ en PM_{10} respectievelijk 12 en 8% per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. In de evaluatie van de kankerverwekkende eigenschappen van luchtverontreiniging werden risico's voor $\text{PM}_{2,5}$ en PM_{10} van respectievelijk 9 en 8% per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ afgeleid uit studies die naar longkankersterfte of longkankerincidentie waren uitgevoerd (Hamra et al. 2014). Het risico voor $\text{PM}_{2,5}$ uit Ciabattini et al. komt goed overeen met deze twee studies; het risico voor PM_{10} ligt daarentegen hoger. Mede gezien het kleine aantal studies waarop het risico van PM_{10} voor longkankerincidentie is gebaseerd en het feit dat de risico's van $\text{PM}_{2,5}$ en PM_{10} per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ even groot zijn beschouwen we de het resultaat van de toepassing van de concentratie-responsrelatie voor PM_{10} uit (Ciabattini et al. 2021) als een indicatie van de bovengrens voor het extra risico.

In de berekeningen is longkankerincidentie in 2018 als uitgangspunt gebruikt (KNL 2023). Mensen met longkanker leven een periode met beperkingen door deze ziekte. Dit is gekwantificeerd, rekening houdend met de ernst van de ziekte, in de vorm van ziektejaarequivalenten (in het Engels YLD: Year(s) Lived with Disability). Als uitgangspunt voor de kwantificering is het totaal aantal YLD's gebruikt dat in Nederland in 2018 door longkanker is verloren (VZinfo 2023). In de berekening is dezelfde werkwijze voor het achtergrondniveau aangehouden als voor het sterfterisico is toegepast.

Weergave van de gezondheidsrisico's van langdurige blootstelling

De verschillende gezondheidsrisico's door lange-termijnblootstelling zijn op basis van drie verschillende concentraties berekend. In die drie gevallen wordt uitgegaan van concentraties die naar gezondheidsrisico's worden vertaald.

Allereerst zijn de gezondheidsrisico's berekend op basis van de meetgegevens van PM_{2,5} en PM₁₀ op de eerder genoemde luchtmeetstations. De totale concentraties op de meetpunten zijn uiteraard goed bekend maar zeggen alleen iets over de meetlocaties en de directe omgeving.

Vervolgens zijn de gezondheidsrisico's berekend op basis van de gemodelleerde *concentratiebijdragen* van TSN in 2019 aan primair fijnstof, die eerder in dit hoofdstuk zijn besproken. De gemodelleerde concentratiebijdragen zijn geschaald aan de concentratiebijdragen die met een gedetailleerde analyse van de pollutierozen uit de metingen zijn geschat.

En als laatste zijn de gezondheidsrisico's in de woonclusters berekend op basis van de jaargemiddelde totale concentraties van PM_{2,5} en PM₁₀ in 2019. Hiervoor zijn de resultaten van de jaarlijkse rapportage van Grootschalige Concentratie- en Depositiekaarten Nederland (GCN) gebruikt. De concentraties op de coördinaten van de meetstations en op een set van woonadressen in de woonclusters zijn voor de berekeningen gebruikt. De resultaten voor de adressen binnen de woonclusters zijn vervolgens (populatiegewogen) gemiddeld.

Om de onderlinge vergelijkbaarheid van cijfers in dit rapport te bevorderen, zijn de resultaten uitgedrukt als (gemiddeld) extra risico per persoon, of als extra ziektelastrisico (gemiddelde extra omvang in de ziektelast per jaar per persoon) door blootstelling aan fijnstof. De gezondheidsrisicoberekeningen zijn zowel voor de gemeten en gemodelleerde concentraties uitgevoerd, als voor het concentratieniveau van de wettelijke grenswaarden, van WHO-advieswaarden en voor de grens voor een 'niet in betekende mate bijdrage'²⁷, zodat het risiconiveau behorende bij een zekere waarde kan worden vergeleken met dat van normen, grenswaarden en advieswaarden.

²⁷ Het gaat hierbij om een regeling voor ruimtelijk projecten of (te vergunnen) activiteiten waarvoor geen toetsing aan de grenswaarden luchtkwaliteit nodig is, omdat de bijdrage aan de luchtverontreiniging klein is. Deze regeling is sinds 2012 voor PM₁₀ en NO₂ van kracht waarbij als grens voor een 'niet in betekende mate bijdrage' 3% van de EU-grenswaarde wordt gehanteerd.

7.6.2.2 Kortdurende blootstelling aan PM₁₀ en aan PM_{2,5} en gezondheidseffecten **Kortdurende blootstelling en dagelijkse luchtwegklachten**

In het najaar van 1993 vond onder 32 deelnemers in Wijk aan Zee een panelstudie plaats waarin de samenhang tussen de dagelijkse blootstelling aan PM₁₀ en ijzer, het optreden van dagelijkse luchtwegklachten, dagelijks medicatiegebruik en de gemeten piekstroom van de uitademing werd onderzocht (Dusseldorp et al. 1995). De deelnemers waren geworven via hun huisarts en gebruikten in de twee jaar voorafgaand aan de studie voorgeschreven medicatie voor COPD (Chronic Obstructive Pulmonary Disease, in het Nederlands Chronische Obstructieve Long Ziekte). De gemiddelde blootstelling aan PM₁₀ bedroeg in de onderzoeksperiode 62 µg/m³. De dagelijkse frequentie (prevalentie) van luchtwegklachten steeg bij een toename van de dagelijkse concentratie van PM₁₀ of ijzer in de lucht. Ook nam het gebruik van kortdurende luchtwegverwijderaars ('pufjes') in relatie tot PM₁₀ en de onderhoudsmedicatie in relatie tot PM₁₀ en ijzer toe. De piekstroom daalde naarmate de concentratie van PM₁₀ toenam. Samenvattend leidde blootstelling aan PM₁₀ tot een verergering van bestaande luchtwegklachten.

Uit de resultaten van de publicatie en met de hulp van één van de auteurs zijn voor verschillende luchtwegklachten concentratie-responsrelaties met de 24-uursgemiddelde concentratie van PM₁₀ afgeleid, waarmee het mogelijk werd de bevindingen van de panelstudie te gebruiken om de gevolgen van recente PM₁₀-concentraties voor bewoners met COPD te illustreren. De gevonden resultaten voor de piekstroom (gemeten op een continue schaal) lenen zich hier niet voor. Er zijn geen dagelijkse concentraties van ijzer in de lucht beschikbaar, zodat de toepassing zich heeft beperkt tot PM₁₀. De toegepaste concentratie-responsrelaties worden getoond in paragraaf 7.7.2.

Kortdurende blootstelling en acute sterfte

Om inzicht te geven in gezondheidseffecten van kortdurende blootstelling heeft de WHO voor haar recente advies over luchtkwaliteit (WHO 2021) een systematische review van de literatuur en een meta-analyse uit laten voeren naar:

- de samenhang tussen acute sterfte en de daggemiddelde blootstelling aan PM₁₀, PM_{2,5}, NO₂ en ozon (Orellano et al. 2020),
- de samenhang tussen (spoed)ziekenhuisopnamen door astma en de daggemiddelde blootstelling aan ozon, NO₂ en SO₂ (Zheng et al. 2021).

In beide gevallen gaat het om acute effecten die dezelfde dag of de volgende dag optreden als gevolg van een verhoogde 24-uursblootstelling. Rond de publicatie van Orellano et al. (2020) verschenen twee andere publicaties over acute sterfte in relatie tot fijnstof (Liu et al. 2019) en NO₂ (Meng et al. 2021). Deze auteurs analyseerden gegevens van veel van de steden uit de publicatie van Orellano et al. (2020), waarbij ze toegang hadden tot de originele gegevens, terwijl Orellano et al. (2020) voor hun meta-analyses effectschatters uit eerdere publicaties gebruikten. Ook kon voor veel meer locaties worden gekeken naar de mogelijke invloed van blootstelling aan andere componenten (PM₁₀, PM_{2,5}, NO₂, ozon, koolmonoxide en SO₂). Om deze redenen maken we in de kwantitatieve

analyse over acute sterfte door dagelijkse variatie in de blootstelling aan PM₁₀ en PM_{2,5} gebruik van gegevens uit (Liu et al. 2019) (en in hoofdstuk 8 over stikstofdioxide van (Meng et al. 2021)).

Liu et al. leidden af dat het sterfterisico met 0,28% toeneemt bij een stijging van de 24-uursconcentratie van PM₁₀ met 10 µg/m³, en met 0,42% bij een vermeerdering van de 24-uursconcentratie van PM_{2,5} met 10 µg/m³. Deze resultaten zijn onafhankelijk van het risico dat door gelijktijdige blootstelling aan stikstofdioxide kan optreden.

Kortdurende blootstelling en (spoed)ziekenhuisopnamen voor astma

Zheng et al. publiceerden eerder ook een meta-analyse naar de relatie tussen de 24-uursgemiddelde concentraties van fijnstof en (spoed)ziekenhuisopnamen voor astma (Zheng et al. 2015), zodat het mogelijk was (spoed)ziekenhuisopnamen voor astma door zowel PM₁₀ en PM_{2,5} in de kwantitatieve analyse te betrekken. De dagelijkse opnamen stegen voor PM₁₀ met 1% en voor PM_{2,5} met 2,3% bij een toename van de 24-uursconcentratie met 10 µg/m³. Deze resultaten zijn niet gecorrigeerd voor eventuele co-blootstellingen aan andere componenten van luchtverontreiniging. Dit betekent dat deze risico's per 10 µg/m³ ook een deel van het risico van bijvoorbeeld gelijktijdige blootstelling aan stikstofdioxide kunnen bevatten.

Methodiek en weergave van de gezondheidsrisico's van kortdurende blootstelling

De effecten door dagelijkse blootstelling zijn berekend op basis van de meetgegevens van PM_{2,5} en PM₁₀ op de eerder genoemde meetstations in de IJmond en die in De Rijk en De Zilk. De concentratie-responsrelaties die worden gebruikt voor de gezondheidsrisico's zijn namelijk gebaseerd op onderzoek waarin concentraties gemeten zijn op meetstations, waarbij is verondersteld dat de dagelijkse variatie op deze stations representatief is voor de variatie in de beschouwde populatie. Anders dan bij langdurige blootstelling het geval is, is de concentratiebijdrage van TSN voor kortdurende perioden niet beschikbaar.

De kwantitatieve analyse heeft betrekking op de periode 2019-2021. Er is gekozen voor een periode van drie jaar in plaats van één jaar die bij de langdurige blootstelling is gebruikt, omdat de mate van variatie mede bepalend is voor het gezondheidsrisico. Een periode van drie jaar is voor weergave van de variatie representatiever dan een periode van één kalenderjaar. Wanneer dagelijkse concentraties van PM₁₀, PM_{2,5} of NO₂ ontbraken, bijvoorbeeld door technische problemen, is de desbetreffende concentratie ingevuld ('geïmputeerd' op basis van meervoudige regressie met beschikbare meetdata) met een waarschijnlijke concentratie, zodat de resultaten op drie volledige kalenderjaren zijn gebaseerd.

In paragraaf 5.3 is aangegeven dat er in Wijk aan Zee kortdurende verhogingen van de fijnstofconcentraties met sensoren kunnen worden vastgesteld. De concentratie-responsrelaties zijn gebaseerd op 24-uursconcentraties en zijn niet specifiek ontleend aan onderzoek in industriële omgevingen. Het is mogelijk dat het patroon van verhoogde concentraties rond het TSN-industrieterein anders is dan in

gebruikelijke situaties. Vandaar dat voor de kwantificering van kortdurende verhogingen uit de concentratie-responsrelaties voor 24-uursblootstelling, relaties voor de maximale 1-uursconcentratie gedurende een etmaal zijn afgeleid. Hierbij is de werkwijze gevolgd die voor de LKI is gehanteerd: de gebruikelijke verhouding tussen de maximale 1-uursconcentratie en de 24-uursconcentratie is voor PM₁₀ en voor PM_{2,5} een factor 2 (Dusseldorp et al. 2015). De schatters van het risico per 10 µg/m³ voor acute sterfte en voor spoedopnamen voor astma zijn zodoende gehalveerd om een concentratie-responsrelatie toe te kunnen passen op de maximale 1-uursconcentratie, die voor de meetstations over een langere periode beschikbaar zijn. Dit is niet gebeurd met de bevindingen uit het panelonderzoek, omdat dit onderzoek in Wijk aan Zee plaatsvond, en zodoende kan worden aangenomen dat de risicoschatters al representatief zijn voor de lokale luchtverontreinigingsdynamiek.

Als eerste stap is voor de gezondheidseindpunten *acute sterfte* en *spoedopnamen voor astma per dag* het relatieve risico van de gezamenlijke impact van PM₁₀ en NO₂ berekend op basis van de risicoschatters per 10 µg/m³ en de dagelijkse concentraties met een zogeheten twee-componentenmodel. Vervolgens is uit de dagelijkse relatieve risico's één (gemiddelde) attributieve fractie per kalenderjaar berekend. Dit is analoog aan de berekeningswijze binnen het Schone Lucht Akkoord voor de jaarlijkse blootstelling. Uit de jaarlijkse sterftecijfers van het CBS en de jaarlijkse berekende attributieve fractie is als volgende stap de gemiddelde 'baseline'-sterfte per dag per persoon afgeleid. Met 'baseline' wordt hier bedoeld: wat is het gemiddelde sterfterisico per dag per persoon (per kalenderjaar) wanneer er geen blootstelling is aan PM₁₀ en NO₂. Daarna is per dag het extra aantal sterfgevallen per component berekend op basis van de risicoschatters van PM₁₀ of PM_{2,5}, de dagelijkse concentraties van deze componenten (twee afzonderlijke berekeningen op basis van de eerder genoemde risicoschatters en de gemiddelde 'baseline' sterfte per dag in het desbetreffende kalenderjaar. Deze verkregen extra aantallen sterfgevallen per dag per component vormden de basis voor de kwantitatieve analyses.

De extra acute sterfgevallen zijn niet doorgerekend naar YLL, omdat dit slechts een klein deel uitmaakt van de YLL die samenhangt met de langdurige blootstelling (Rabl 2003).

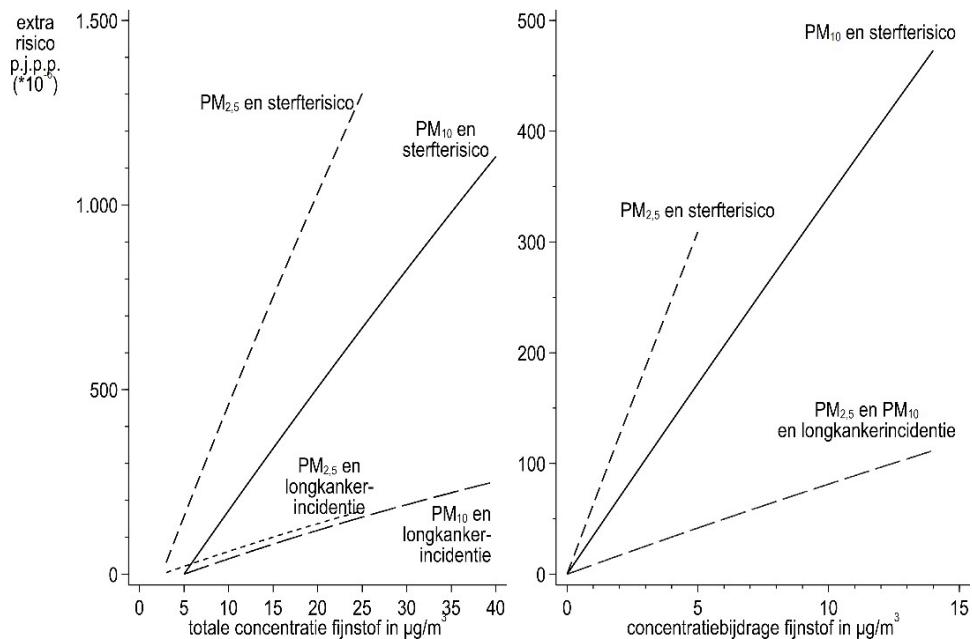
De resultaten voor spoedopnamen in het ziekenhuis voor astma zijn op een analoge wijze berekend, waarbij op basis van een eerdere analyse van gegevens uit 2007 en 2008 is verondersteld dat 84% van de klinische opnamen voor astma een spoedopname betreft (CBS et al. 2015). Voor de spoedopnamen geldt dat deze niet zijn doorgerekend naar YLD, omdat het veelal zal gaan om een (voorbijgaande) verergering van bestaande astma. Dit specifieke stadium is onderdeel van de (gemiddelde) YLD die aan een persoon met astma wordt toegekend en kan daarom niet apart worden gekwantificeerd.

De benodigde informatie over de totale sterfte per jaar en over klinische ziekenhuisopnamen voor astma (volgens de zogeheten VTV-diagnosecategorieën) zijn afkomstig van het CBS (www.statline.nl).

De resultaten voor de luchtwegklachten bij volwassenen met COPD zijn direct uit de concentratie-responsrelaties en de dagelijkse concentraties berekend. Evenals bij de spoedopnamen voor astma zijn ook deze resultaten niet doorgerekend naar YLD, omdat het gaat om een verergering van bestaande COPD.

7.7 Schatting van de invloed van de uitstoot van fijnstof door TSN op de gezondheid van omwonenden

7.7.1 *Kwantificering van de gezondheidsrisico's van lange-termijnblootstelling*
In Figuur 39 zijn de concentratie-responsrelaties afgebeeld die de samenhang beschrijven tussen de langdurige blootstelling aan fijnstof en het extra risico op sterfte en longkanker. Er is in deze figuur onderscheid gemaakt tussen de totale concentratie en de concentratiebijdrage van een bron (in deze rapportage: TSN) aan de totale concentratie, en tussen PM_{10} en $PM_{2,5}$. In de berekeningen is uitgegaan van een gemiddeld risico op longkanker in Nederland van $820 \cdot 10^{-6}$ en voor sterfte van $8.190 \cdot 10^{-6}$ per jaar per persoon (p.j.p.p.).



Figuur 39 Toegepaste relaties tussen totale concentratie van PM_{10} en $PM_{2,5}$ (links) en concentratiebijdrage PM_{10} en $PM_{2,5}$ (rechts) en het extra risico op sterfte en longkanker per jaar per persoon (p.j.p.p.).

In Tabel 15 zijn de gezondheidsrisico's vermeld die samenhangen met de totale concentraties van $PM_{2,5}$ en PM_{10} zoals gemeten op de meetstations. De meetstations De Rijp en De Zilk zijn beschouwd als achtergrondstations; de resultaten van beide stations zijn daarom gemiddeld. Ook zijn in de tabellen de risico's vermeld voor de concentraties behorend bij de wettelijke grenswaarden en de WHO-advieswaarden (WHO 2021).

Uit Tabel 15 komt naar voren dat blootstelling aan fijnstof in de IJmond leidt tot een verkorting van de levensduur met zes tot acht maanden. Voor het meetstation Wijk aan Zee 553 bedraagt het verschil ten

opzichte van de concentraties in De Rijp en De Zilk één tot vier maanden, afhankelijk van de vraag of de kwantificering op basis van PM_{2,5} of op basis van PM₁₀ plaatsvindt. Eerder in het hoofdstuk is aangegeven dat wanneer ver weg gelegen bronnen, zoals die in het buitenland een groot aandeel in de totale concentratie hebben, het contrast in blootstelling in de IJmond en omgeving kleiner wordt. Dit geldt in veel belangrijkere mate voor PM_{2,5} dan voor PM₁₀. Het verklaart deels het verschil tussen de één en de vier maanden wanneer Wijk aan Zee met De Rijp en De Zilk wordt vergeleken.

Tabel 15 De aan de in 2019 op meetstations gemeten totale concentraties van PM_{2,5} en PM₁₀ verbonden gezondheidsrisico's.

Meetstation	Levensduurverkortung (maand)	YLL p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	extra sterfte-risico p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	extra long-kanker-risico p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	YLD p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)
PM_{2,5}					
Wijk aan Zee 553	7,2	6.500	580	77	34
IJmuiden 551	6,4	5.900	520	70	31
Beverwijk 570	7,2	6.500	580	77	34
De Rijp 556/De Zilk 444	6,0	5.500	480	65	28
Grenswaarde	17,1	15.400	1.300	172	75
Advieswaarde	1,9	1.700	160	21	9

Meetstation	Levensduurverkortung (maand)	YLL p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	extra sterfte-risico p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	extra long-kanker-risico p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	YLD p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)
PM₁₀					
Wijk aan Zee 553	8,4	7.600	670	160	68
IJmuiden 551	6,7	6.100	540	130	55
Beverwijk 570	6,3	5.700	510	120	52
De Rijp 556/De Zilk 444	4,4	4.000	360	85	37
Grenswaarde	14,7	13.200	1.130	250	110
Advieswaarde	4,2	3.800	340	81	36

De aan de in 2019 gemeten concentraties van PM_{2,5} en PM₁₀ verbonden gemiddelde levensduurverkortung, de berekende extra risico's op sterfte, longkanker, verloren levensjaren (YLL) en ziektejaarequivalenten (YLD) uitgedrukt per jaar per persoon (p.j.p.p.) op de meetstations Wijk aan Zee, IJmuiden, Beverwijk, De Rijp en De Zilk, en voor de wettelijke grenswaarde en de WHO-advieswaarde.

Het verhoogde risico op vervroegde sterfte wordt ook in andere maten uitgedrukt, om vergelijking met andere componenten die in de volgende hoofdstukken worden beschreven te vergemakkelijken.

Uit de tabel blijkt dat het berekende extra risico op sterfte 4-7 maal groter is dan dat voor longkankerincidentie (met de kanttekening dat longkankersterfte in het sterfterisico is opgenomen) en dat het gemiddeld (extra) verlies van levensjaren door vroegtijdige sterfte (YLL) (tenminste) een orde groter is dan het (extra) verlies aan ziektejaren (YLD). De resultaten in de tabel illustreren dat vroegtijdige sterfte een belangrijk aandeel heeft in het ziektelastrisico door blootstelling aan fijnstof en dat concentraties onder de grenswaarden nog steeds gevolgen voor het ziektelastrisico hebben.

Tabel 16 Gemodelleerde concentratiebijdragen van het TSN-terrein aan $PM_{2,5}$ en PM_{10} op meetstations in 2019 en de daaraan verbonden gezondheidsrisico's.

Meetstation	concentratie ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Levensduurverkorting (maand)	YLL p.j.p.p. ($\cdot 10^{-6}$)	extra sterfterisico p.j.p.p. ($\cdot 10^{-6}$)	extra longkankerisico p.j.p.p. ($\cdot 10^{-6}$)	YLD p.j.p.p. ($\cdot 10^{-6}$)
$PM_{2,5}$						
Wijk aan Zee 553	1,7	1,3	1.200	110	15	6,4
IJmuiden 551	2,0	1,5	1.400	120	17	7,3
Beverwijk 570	0,68	0,51	470	43	5,8	2,5
De Rijp 556/De Zilk 444	0,05	0,04	30	3	0,4	0,2

Meetstation	concentratie ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Levensduurverkorting (maand)	YLL p.j.p.p. ($\cdot 10^{-6}$)	extra sterfterisico p.j.p.p. ($\cdot 10^{-6}$)	extra longkankerisico p.j.p.p. ($\cdot 10^{-6}$)	YLD p.j.p.p. ($\cdot 10^{-6}$)
PM_{10}						
Wijk aan Zee 553	6,0	2,5	2.300	210	50	22
IJmuiden 551	6,2	2,6	2.400	210	52	23
Beverwijk 570	2,3	0,95	870	79	19	8,5
De Rijp 556/De Zilk 444	0,16	0,07	60	6	1,4	0,60
NIBM	1,20	0,50	460	42	10	4,5

Jaargemiddelde gemodelleerde geschaalde concentratiebijdrage van TSN-terrein aan $PM_{2,5}$ en PM_{10} in 2019 en de daaraan verbonden gemiddelde levensduurverkorting, de berekende extra risico's op sterfte, longkanker, verloren levensjaren (YLL) en ziektejaarequivalenten (YLD) uitgedrukt per jaar per persoon (p.j.p.p.) op de meetstations Wijk aan Zee, IJmuiden, Beverwijk, De Rijp en De Zilk, en voor de grens voor "niet in betekende mate bijdragen" aan PM_{10} (NIBM).

De gezondheidsrisico's samenhangend met de op de coördinaten van de meetstations gemodelleerde geschaalde concentratiebijdrage van Tata Steel aan de $PM_{2,5}$ - en PM_{10} -concentraties in 2019 zijn opgesomd in Tabel 16. Als illustratie is de grens weergegeven die voor de concentratiebijdrage aan PM_{10} wordt gehanteerd voor een "niet in betekende mate bijdrage" (NIBM) aan de luchtverontreiniging.

De berekende extra risico's door fijnstofemissies van het TSN-industrieterrein zijn uiteraard hoger op de nabijgelegen meetstations

dan op die in De Rijp en De Zilk. De verschillen in levensduurverkorting liggen in de orde van 1 à 3 maanden, afhankelijk van de vraag of de kwantificering op basis van PM_{2,5} of op basis van PM₁₀ gebeurt. Ook voor het extra risico op longkanker lopen de risico's een factor 4 uiteen wanneer dit op basis van PM_{2,5} of op basis van PM₁₀ plaatsvindt. Deze verschillen kunnen grotendeels verklaard worden doordat de PM₁₀-emissies veel groter zijn dan de PM_{2,5}-emissies.

Tabel 17 Berekende gezondheidsrisico's voor verschillende woonclusters, op basis van gemodelleerde concentratiebijdrage van het TSN-terrein aan PM_{2,5} en PM₁₀ in 2019.

Wooncluster	Levensduurverkorting (maand)	YLL p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	extra sterfte-risico p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	extra longkanker-risico p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	YLD p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)
PM_{2,5}					
Wijk aan Zee	1,3	1.200	110	14	6,3
Beverwijk	0,36	330	30	4,1	1,8
IJmuiden-Oost	0,62	570	51	7,0	3,1
IJmuiden Sluis	0,84	770	70	9,5	4,2
Velsen-Noord	0,40	360	33	4,5	2,0
Reyndersweg	3,0	2.700	240	33	14
Heemskerk	0,23	220	19	2,7	1,2

Wooncluster	Levensduurverkorting (maand)	YLL p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	extra sterfte-risico p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	extra longkanker-risico p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	YLD p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)
PM₁₀					
Wijk aan Zee	2,7	2.500	220	54	24
Beverwijk	0,67	620	56	14	6,0
IJmuiden-Oost	1,1	1.000	93	23	10
IJmuiden Sluis	1,5	1.400	130	31	14
Velsen-Noord	0,72	670	60	15	6,5
Reyndersweg	6,9	6.300	560	130	57
Heemskerk	0,42	390	35	8,6	3,8

Jaargemiddelde gemodelleerde geschaalde concentratiebijdrage van TSN-terrein aan PM_{2,5} en PM₁₀ in 2019 en de daaraan verbonden gemiddelde levensduurverkorting, de berekende extra risico's op sterfte, longkanker, verloren levensjaren (YLL) en ziektejaarequivalenten (YLD) uitgedrukt per jaar per persoon (p.j.p.p.) op de meetstations Wijk aan Zee, IJmuiden, Beverwijk, De Rijp en De Zilk, en voor de grens voor "niet in betekende mate bijdragen" aan PM₁₀ (NIBM).

De berekende gezondheidsrisico's zijn in Tabel 17 voor de woonclusters weergegeven op basis van de gemodelleerde en geschaalde concentratiebijdragen. Voor de volledigheid is het cluster Reyndersweg in de tabel opgenomen. Hierbij plaatsen we de kanttekening dat hier geen permanente bewoning is en er zodanig geen permanente blootstelling plaatsvindt, waarmee de gemelde gezondheidsrisico's samenhangen. Uit Tabel 17 komt naar voren dat de gezondheidsrisico's

van de bijdrage van TSN aan fijnstof het grootst zijn in de nabij gelegen woonclusters Wijk aan Zee, IJmuiden-Oost en IJmuiden Sluis.

Analoog zijn in Tabel 18 de risico's in de woonclusters voor de totale concentratie van fijnstof weergegeven. Deze resultaten zijn gebaseerd op de jaargemiddelde concentraties van PM_{2,5} en PM₁₀ in 2019, gemodelleerd voor een 1 bij 1 km grid als onderdeel van de jaarlijkse rapportage van Grootschalige concentratie- en depositiekaarten Nederland.

Tabel 18 Gemodelleerde totale concentraties van PM_{2,5} en PM₁₀ in 2019 en de daaraan verbonden gezondheidsrisico's voor verschillende woonclusters.

Woonclusters	concentratie (µg/m ³)	Levensduurverkorting (maand)	YLL p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	extra sterfte-risico p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	extra longkanker-risico p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	YLD p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)
PM_{2,5}						
Wijk aan Zee	10,2	5,9	5.300	470	63	28
Beverwijk	9,6	5,4	4.900	430	59	26
IJmuiden-Oost	10,3	5,9	5.400	480	64	28
IJmuiden Sluis	10,5	6,1	5.500	490	66	29
Velsen-Noord	9,9	5,6	5.100	460	61	27
Reyndersweg	10,5	6,0	5.500	490	65	29
Heemskerk	9,4	5,3	4.800	430	57	25

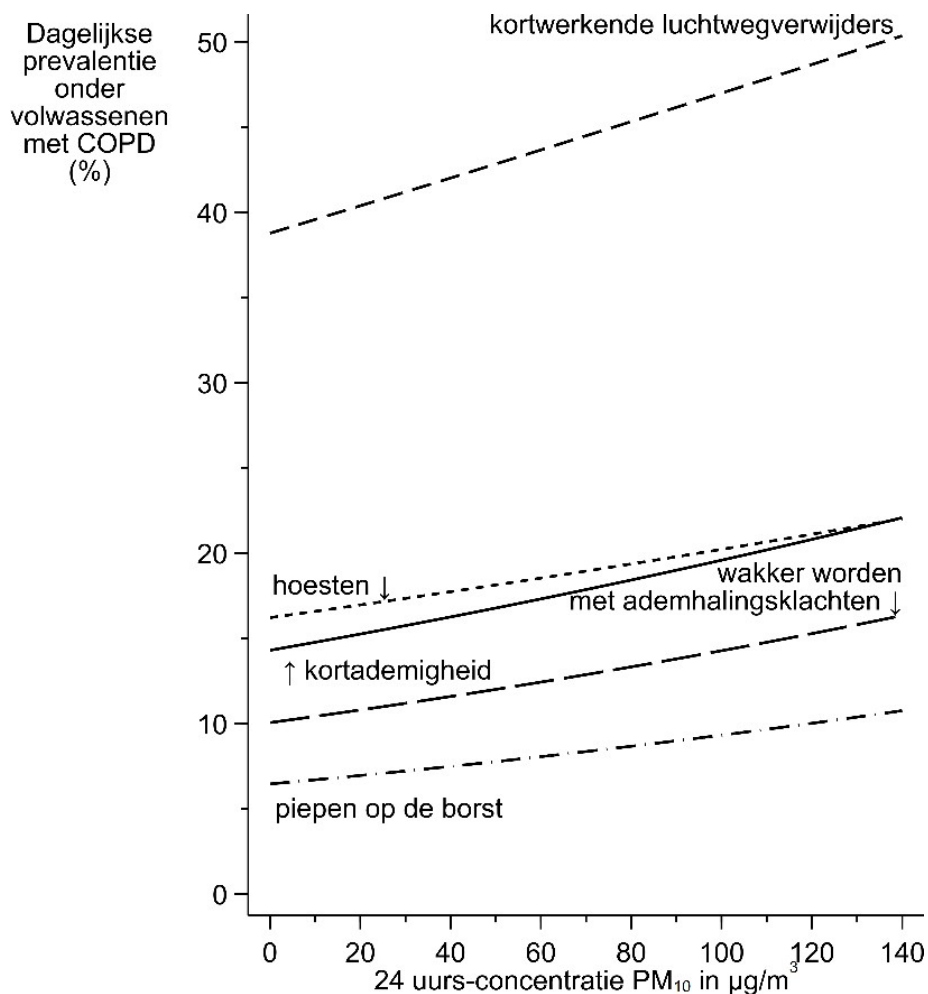
Woonclusters	concentratie (µg/m ³)	Levensduurverkorting (maand)	YLL p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	extra sterfte-risico p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	extra longkanker-risico p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	YLD p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)
PM₁₀						
Wijk aan Zee	23,2	7,6	6.900	610	140	62
Beverwijk	18,6	5,7	5.200	460	110	48
IJmuiden-Oost	20,1	6,3	5.800	510	120	53
IJmuiden Sluis	20,8	6,6	6.000	530	120	54
Velsen-Noord	19,1	5,9	5.300	470	110	49
Reyndersweg	26,6	9,1	8.200	720	170	73
Heemskerk	18,0	5,4	5.000	440	100	46

Jaargemiddelde gemodelleerde totale concentraties van PM_{2,5} en PM₁₀ in 2019 en de daaraan verbonden gemiddelde levensduurverkorting, de berekende extra risico's op sterfte, longkanker, verloren levensjaren (YLL) en ziektejaarequivalenten (YLD) uitgedrukt per jaar per persoon (p.j.p.p.) voor verschillende woonclusters.

Ook voor de gemodelleerde totale concentraties van fijnstof (PM_{2,5} en PM₁₀) geldt dat de gezondheidsrisico's het grootst zijn in de woonclusters Wijk aan Zee, IJmuiden-Oost en IJmuiden Sluis.

7.7.2

Kwantificering van de gezondheidsrisico's van korte-termijnblootstelling
In Figuur 40 worden de concentratie-responsrelaties weergegeven die afgeleid zijn uit de resultaten van een panelstudie in Wijk aan Zee.



Figuur 40 Toegepaste relaties tussen 24-uursgemiddelde totale concentratie van PM₁₀ en de dagelijkse prevalentie van een aantal luchtwegklachten en het medicatiegebruik van kortwerkende luchtwegverwijders onder volwassenen met COPD (Dusseldorp et al. 1995).

Uit Figuur 40 laat zien dat er ook bij lage concentraties dagelijkse luchtwegklachten kunnen optreden. Dit maakt inzichtelijk dat het gaat om een populatie met al bestaande luchtwegproblematiek. De prevalentie van deze klachten neemt toe bij oplopende concentratie van PM₁₀.

De kwantificering van de gezondheidsrisico's van kortdurende blootstelling heeft alleen plaats gevonden voor de totale concentratie van fijnstof. Het is niet goed mogelijk om op 24-uursbasis de concentratiebijdrage van TSN te modelleren vanwege het ontbreken van gegevens over de dagelijkse emissies.

In Tabel 19 zijn de resultaten weergegeven wanneer de relaties uit Figuur 40 worden toegepast op gemeten PM₁₀-concentraties in de periode 2019-2022. De resultaten zijn uitgedrukt als het gemiddelde aantal dagen per jaar dat volwassenen met COPD luchtwegklachten hebben. In de tweede kolom van de tabel is de basisprevalentie van de luchtwegklachten opgenomen; dit is de prevalentie die wordt verwacht

wanneer er geen sprake is van blootstelling aan PM₁₀. De resultaten van de meetstations De Rijk en De Zilk zijn gemiddeld en geven een indicatie van de gezondheidsrisico's bij het achtergrondniveau van PM₁₀.

Tabel 19 Gemiddeld aantal berekende dagen met luchtwegklachten per jaar onder volwassenen met COPD, op basis van de dagelijkse (24-uursgemiddelde) gemeten concentratie van PM₁₀ in de periode 2019-2021 op de meetstations Wijk aan Zee, IJmuiden, Beverwijk, De Rijk en De Zilk. Tevens is de basisprevalentie bij 0 µ/m³ vermeld.

Medicatie of luchtwegklacht	Basisprevalentie	Meetstation			
		Wijk aan Zee 553	IJmuiden 551	Beverwijk 570	De Rijk 556/ De Zilk 444
Medicatiegebruik van kortdurende luchtwegverwijders	141,6	148,3	147,3	147,0	146,0
Hoesten	59,2	62,3	61,9	61,7	61,2
Wakker worden met ademhalingsklachten	36,7	39,8	39,4	39,2	38,7
Kortademigheid	52,2	56,2	55,6	55,4	54,8
Piepen op de borst	23,5	25,6	25,3	25,2	24,9

Uit de tabel komt naar voren dat mensen met COPD in de IJmond gemiddeld vaker een verergering van hun klachten ondervinden of vaker extra medicatie gebruiken dan op achtergrondlocaties (De Rijk en De Zilk). De verschillen zijn kleiner dan mogelijk uit Figuur 40 wordt opgemaakt. De gemiddelde dagelijkse concentratie in Wijk aan Zee was ten tijde van het panelonderzoek in 1993 62 µg/m³; in de periode 2019-2021 was dit 23 µg/m³.

Anders dan in bovenstaande tabel, gaat het in de volgende tabellen niet om de prevalentie maar om het extra gezondheidsrisico dat optreedt, en hebben de resultaten betrekking op de gehele populatie, dus niet alleen op de groep mensen met een luchtwegaandoening.

In Tabel 20 zijn de gemiddelde extra risico's op acute sterfte of op een spoedopname in het ziekenhuis voor astma weergegeven die samenhangen met de (totale) 24-uursgemiddelde concentratie en met de maximale 1-uursgemiddelde concentraties van fijnstof op de verschillende meetstations voor de periode 2019-2021. In de berekeningen is uitgegaan van een gemiddeld risico op sterfte onder alle leeftijden van $9.390 \cdot 10^{-6}$ en op een spoedopname in het ziekenhuis voor astma van $408 \cdot 10^{-6}$ p.j.p.p..

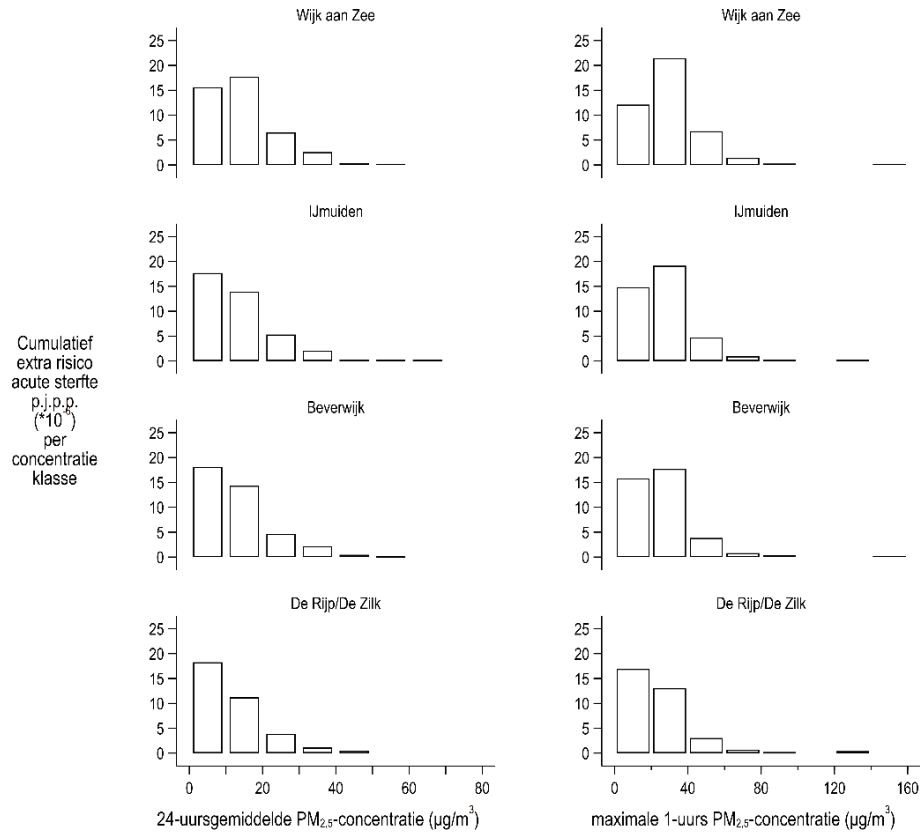
Tabel 20 Gemiddeld extra risico per jaar per persoon (p.j.p.p.) op acute sterfte en op een spoedopname in het ziekenhuis voor astma, samenhangend met de dagelijkse (24-uursgemiddelde) en met de maximale 1-uursgemeten concentraties van $PM_{2,5}$ en PM_{10} in de periode 2019-2021 op de meetstations Wijk aan Zee, IJmuiden, Beverwijk, De Rijp en De Zilk.

Gezondheidseffect en component	Meetstation			
	Wijk aan Zee 553	IJmuiden 551	Beverwijk 570	De Rijp 556/De Zilk 444
Acute sterfte p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)				
- daggemiddelde $PM_{2,5}$	44	40	41	36
- maximale 1-uurs $PM_{2,5}$	44	44	41	35
- daggemiddelde PM_{10}	59	51	48	39
- maximale 1-uurs PM_{10}	51	48	46	39
(Spoed) ziekenhuis - opname voor astma p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)				
- daggemiddelde $PM_{2,5}$	10,2	9,4	9,7	8,4
- maximale 1-uurs $PM_{2,5}$	10,3	10,4	9,9	8,3
- daggemiddelde PM_{10}	9,0	7,6	7,4	5,9
- maximale 1-uurs PM_{10}	7,8	7,2	7,1	5,9

Uit de tabel blijkt dat de extra risico's op acute sterfte of voor spoedopname voor astma in de IJmond verhoogd zijn ten opzichte van die in de achtergrondlocaties De Rijp en De Zilk. De grootte van de extra risico's verschillen onderling weinig wanneer deze op 24-uursgemiddelde of op maximale 1-uursgemiddelde concentraties worden gebaseerd. De extra risico's door $PM_{2,5}$ en die door PM_{10} liggen voor dezelfde locatie in dezelfde orde van grootte. Het maakt voor het beeld van het berekende extra risico op acute effecten dus niet zoveel uit of de extra risico's op basis van de totale concentratie van $PM_{2,5}$ of die van PM_{10} worden gekwantificeerd.

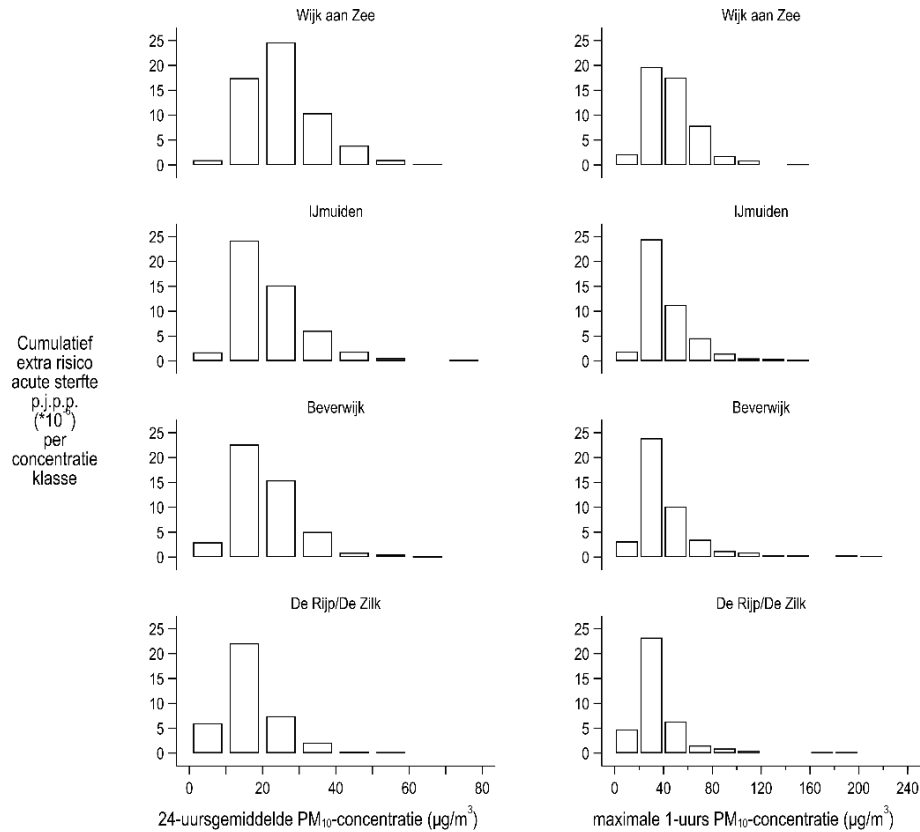
De extra risico's op acute sterfte uitgedrukt per jaar per persoon door blootstelling aan fijnstof zijn groter dan die op spoedopnamen, omdat het gemiddelde risico op sterfte in een kalenderjaar veel groter is dan de kans op een spoedopname voor astma.

Het resultaat in Tabel 20 is een optelling van de extra risico's per dag die samenhangen met de totale fijnstofconcentratie. Om inzicht te geven in de bijdrage van verhoogde concentraties, zijn de dagelijkse (24-uursgemiddelde) concentraties uit de periode 2019-2021 ingedeeld in klassen van $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Per concentratieklasse zijn de risico's vervolgens opgeteld (gecumuleerd). Dit is eveneens gedaan voor de maximale 1-uursgemiddelde concentratie; hierbij zijn klassen van $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gebruikt. Het resultaat is in Figuur 41 weergegeven voor $PM_{2,5}$ en in Figuur 42 voor PM_{10} , waarin is aangegeven hoe het jaargemiddelde risico op acute sterfte uit de eerste vier regels van Tabel 20 verdeeld is over de klassen van dagelijkse concentraties.



Figuur 41 Cumulatieve extra risico op acute sterfte per jaar per persoon (p.j.p.p) naar het niveau van de dagelijkse (24-uursgemiddelde) (links) en maximale 1-uursconcentratie (rechts) van PM_{2,5} in de periode 2019-2021.

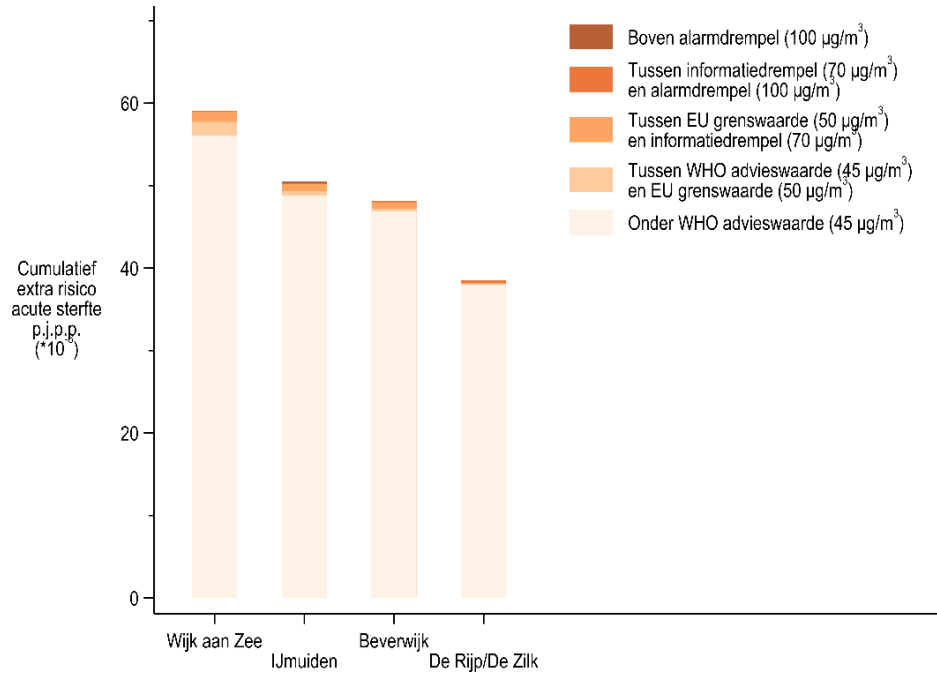
Uit de figuren blijkt dat het merendeel van het (cumulatieve) risico op acute sterfte samenhangt met doorsnee concentraties en dat een relatief klein deel van het totale risico optreedt bij (sterk) verhoogde concentraties van fijnstof. Dit geldt zowel voor de 24-uursgemiddelde concentratie als het maximale 1-uursgemiddelde. De frequentie van het aantal dagen met een doorsneeconcentratie ten opzichte van de frequentie van het aantal dagen met een verhoogde concentratie ligt hieraan ten grondslag.



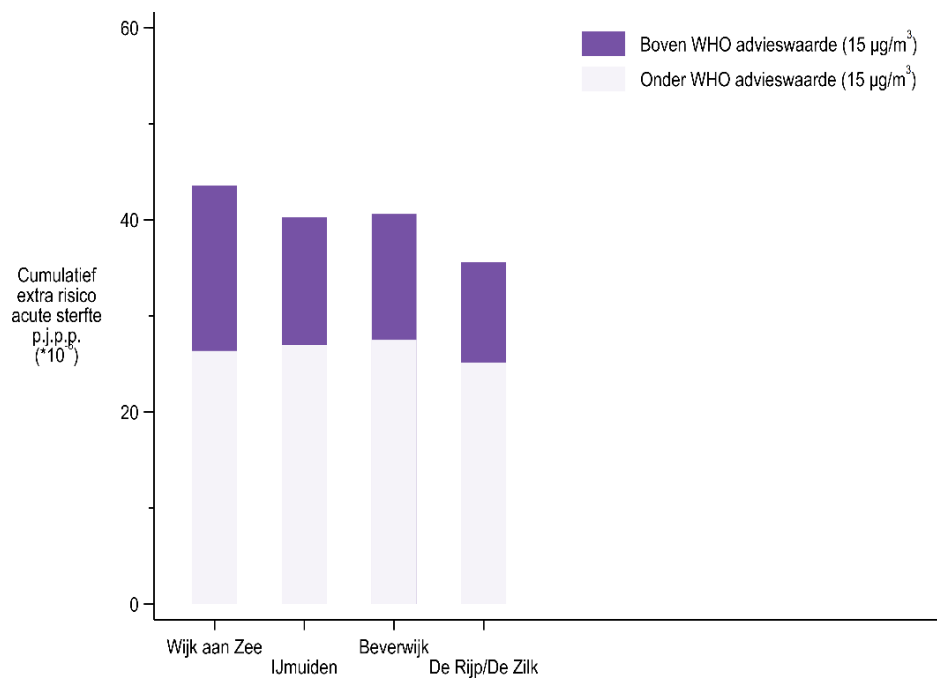
Figuur 42 Cumulatieve extra risico op acute sterfte per jaar per persoon (p.j.p.p.) naar het niveau van de dagelijkse (24-uursgemiddelde) (links) en maximale 1-uursconcentratie (rechts) van PM_{10} in de periode 2019-2021.

In Figuur 43 en Figuur 44 is de omvang van de acute sterfte op een andere manier samengevat. Aan de PM_{10} - en $PM_{2,5}$ -concentraties zijn alarm- of informatiedrempel, EU-grens- of WHO-advieswaarden gekoppeld en is de omvang van het risico op vroegtijdige sterfte tussen deze verschillende concentratieniveaus weergegeven.

Voor PM_{10} geldt dat het berekende cumulatieve risico op acute sterfte in de periode 2019-2021 relatief klein was op dagen dat de concentratie de WHO-advieswaarde uit 2021 voor het 24-uursgemiddelde van $45 \mu\text{m}^3$ overschreed: voor Wijk aan Zee is dit gemiddelde cumulatieve risico circa $3 \cdot 10^{-6}$ p.j.p.p. van de in totaal $59 \cdot 10^{-6}$ p.j.p.p.. Dit risico is uiteraard kleiner voor dagen waarop de EU-grenswaarde van $50 \mu\text{m}^3$ (circa $1,5 \cdot 10^{-6}$ p.j.p.p.) of de informatiedrempel van $70 \mu\text{m}^3$ (<1) werd overschreden.



Figuur 43 Cumulatieve extra risico op acute sterfte per jaar per persoon (p.j.p.p.) in de periode 2019-2021, uitgesplitst naar alarm- of informatiedrempel, EU grens- of WHO-advieswaarden voor de dagelijkse (24-uursgemiddelde) concentratie van PM₁₀.



Figuur 44 Cumulatieve extra risico op acute sterfte per jaar per persoon (p.j.p.p.) in de periode 2019-2021, uitgesplitst naar de WHO-advieswaarde voor de dagelijkse (24-uursgemiddelde) concentratie van PM_{2,5}.

Voor PM_{2,5} is 35 tot 40% van het gecumuleerde risico per kalenderjaar verbonden aan die dagen dat de WHO advieswaarde voor kortdurende blootstelling wordt overschreden.

De weergave van de berekende risico's van fijnstof voor spoedopnamen in het ziekenhuis voor astma is in deze paragraaf beperkt tot de vermelding van het gemiddelde risico in Tabel 20. Wanneer we de resultaten uitsplitsten naar de verdeling van de dagelijkse concentratie van PM_{2,5} of PM₁₀, zijn de patronen en bevindingen vrijwel hetzelfde als die voor acute sterfte.

7.7.3

Discussie over kwantificering van de gezondheidsrisico's van fijnstof

In de discussie gaan we achtereenvolgens op de volgende onderwerpen in:

- Deeltjesgrootte, herkomst en samenstelling van het fijnstof;
- Kortdurende blootstellingen en risico's op acute gezondheidseffecten versus langdurige blootstelling en risico op chronische aandoeningen.

Deeltjesgrootte, herkomst en samenstelling van het fijnstof

In de inleiding is aangegeven dat we onderscheid maken tussen de deeltjesgrootte (PM_{2,5} en PM₁₀) en de herkomst (primair fijnstof van TSN versus totaal – primair en secundair – fijnstof van alle bronnen), maar niet naar de samenstelling van het fijnstof. We gaan in deze discussie in op de achtergrond van deze keuzes.

In 2022 bracht een Britse commissie op basis van recente reviews (ANSES 2019, US-EPA 2019) en nieuwe literatuur een advies uit over de mogelijk uiteenlopende toxiciteit van fijnstofdeeltjes naar bron of bestanddelen (COMEAP 2022). Verschillende bronnen en bestanddelen van fijnstof worden in de literatuur in verband gebracht met gezondheidsrisico's, zowel door kortdurende als langdurige blootstelling. Fijnstof gerelateerd aan verbrandingsprocessen en aan wegverkeer wordt het meest genoemd, maar COMEAP stelde vast dat er onvoldoende bewijs uit epidemiologische studies naar voren komt om te concluderen dat deze bronnen van fijnstof een belangrijkere rol spelen dan andere bronnen of bestanddelen. Verder concludeerde de COMEAP dat er geen consistente bevindingen zijn die aangeven dat specifieke bestanddelen van fijnstof meer toxisch zijn dan anderen, alhoewel verschillende bestanddelen waarschijnlijk uiteenlopende toxicologische mechanismen kennen. De COMEAP keek voornamelijk naar bestanddelen en in veel mindere mate naar bronnen. Zo kon COMEAP geen systematische evaluatie van de literatuur op het gebied van industriële fijnstof emissies identificeren, zodat er geen uitspraken over dit type stof worden gedaan.

Het RIVM rapporteerde in 2020 de resultaten van een studie naar het sterfterisico door primair PM₁₀ uit verschillende bronnen waarbij gebruik werd gemaakt van gegevens uit de Emissieregistratie (Fischer et al. 2020). In dit onderzoek konden niet één of meer specifieke broncategorieën van fijnstof worden aangewezen als de belangrijkste verklaring van de relatie tussen fijnstof en sterfte.

Op basis van de rapporten van USP-EPA, ANSES en COMEAP en de bevindingen van Fischer et al. (2020) hebben we in dit rapport de risico's verbonden aan het (primaire) fijnstof geëmitteerd door bronnen op het TSN-terrein per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ hetzelfde beoordeeld als de risico's van 'algemeen' fijnstof per $\mu\text{g}/\text{m}^3$. In andere hoofdstukken wordt ingegaan op de extra risico's van PAKs en metalen in het fijnstof in de IJmond.

De WHO (2021), USA EPA (2019) en COMEAP (2022) geven aan dat de bewijslast voor nadelige gezondheidseffecten voor $\text{PM}_{2,5}$ groter is dan die voor de grovere fractie tussen de $\text{PM}_{2,5}$ en PM_{10} . De nuancering hierbij is dat er de laatste jaren veel meer studies over $\text{PM}_{2,5}$ dan over PM_{10} zijn gepubliceerd. Verder geeft COMPEAP aan dat uit beschikbare gegevens blijkt dat de toxiciteit van $\text{PM}_{2,5}$ zich uitstrekt tot de grove deeltjes en dat in epidemiologische studies het risico van de fractie tussen $\text{PM}_{2,5}$ en PM_{10} kan worden onderschat, omdat deze concentraties in een studiegebied minder uniform zijn dan die van $\text{PM}_{2,5}$ en er daarom een grotere kans is dat deelnemers in een onderzoek een minder juiste blootstelling aan de grovere deeltjes binnen PM_{10} krijgen toegewezen. We hebben er in dit rapport voor gekozen zowel de gezondheidsrisico's van $\text{PM}_{2,5}$ als van PM_{10} in beeld te brengen. Belangrijke overweging hierbij is dat bovenstaande observaties over de grovere fractie van PM_{10} veelal gaan over de algemene luchtverontreiniging waarbij de concentratie van $\text{PM}_{2,5}$ (in Nederland) 65-70% uitmaakt van de concentratie van PM_{10} . De situatie in de directe omgeving van TSN wijkt hiervan af.

Het gezondheidsrisico wordt niet alleen bepaald door de hoogte van de concentratie, maar ook door de mate van toxiciteit per $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Voor de berekeningen van de risico's van lange-termijnblootstelling zijn concentratie-responsrelaties geselecteerd die gebaseerd zijn op bestaande methodieken (zoals in het Schone Lucht Akkoord) of op recente internationale systematische reviews en meta-analyses. Deze relaties zijn gebaseerd op de totale concentratie van fijnstof, en zijn niet specifiek voor emissies uit de (basismetalaal)industrie. Er is voor gekozen geen gebruik te maken van bevindingen uit studies die de afgelopen jaren in de IJmond zijn uitgevoerd, omdat deze studies vanwege het doel (veelal beschrijvend) beperkt van opzet waren. In de onderzoeken werd bijvoorbeeld niet of nauwelijks rekening gehouden met de potentiële invloed van andere risicofactoren, waardoor vertekening in de onderzoeksresultaten niet kan worden uitgesloten. Ook werden in de onderzoeken geen concentratie-responsrelaties afgeleid die benodigd zijn om de risico's in relatie tot de fijnstofblootstelling te beschrijven. In het longitudinale medicatie-onderzoek dat onderdeel was van de Gezondheidsmonitor IJmond (Houthuijs et al. 2022) zijn weliswaar concentratie-responsrelaties voor medicatieverstrekking voor hartziekten, diabetes, hoge bloeddruk en luchtwegaandoeningen afgeleid, maar ondanks verbeteringen van de methodiek gedurende het monitoringstraject kon onder- of overschatting van de geobserveerde relaties niet worden uitgesloten door het ontbreken van informatie over leefstijlfactoren in de onderzoekspopulatie.

Voor sterfte door lange-termijnblootstelling is een verhouding tussen de risico's van $\text{PM}_{2,5}$ en PM_{10} gebruikt die een factor 2 verschilt. De consequentie van de toegepaste concentratie-responsrelaties is dat nabij

TSN de sterfterisico door de totale concentratie van $PM_{2,5}$ kleiner zijn dan die voor de totale concentratie van PM_{10} , maar dat verder weg van het industrieterrein de risico's vrijwel gelijk zijn. Voor de concentratiebijdrage geldt dat de risico's voor sterfte van PM_{10} bijna altijd een factor 2 groter uitvallen vanwege de verhouding tussen $PM_{2,5}$ en PM_{10} in de emissies.

Voor de longkankerincidentie zijn er blootstelling-responsrelaties gebruikt waarin er geen verschil is tussen $PM_{2,5}$ en PM_{10} in toxiciteit per $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Voor longkanker leidt de concentratie van PM_{10} tot grotere risico's dan die van $PM_{2,5}$; dit geldt zowel voor de totale concentratie (gemiddeld bijna 2 maal groter) als voor de concentratiebijdragen (factor 3 groter). Zoals eerder vermeld, is dit gelijke risico's per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ voor beide fijnstofindicatoren opmerkelijk; we beschouwen het resultaat voor PM_{10} daarom als een indicatie van de bovengrens voor het extra longkankerrisico.

De bijdrage van de longkankerincidentie aan het ziektelastrisico in de vorm van YLD is bescheiden ten opzichte van de bijdrage aan de vroegtijdige sterfte in de vorm van YLL. Onzekerheden in de schattingen van de gezondheidsrisico's door longkanker hebben daarom slechts een beperkte doorwerking in de onzekerheden van het totale ziektelastrisico, dat gedomineerd wordt door onzekerheden in de risico's door vroegtijdige sterfte. De grote verschillen in bijdrage van longkankerincidentie en van vroegtijdige sterfte aan het totale ziektelastrisico ondersteunt de keuze om te volstaan met een selectie van type gezondheidseffecten om de extra risico's van de uitstoot van fijnstof te kwantificeren.

Ook de concentratie-responsrelaties voor de acute effecten (sterfte en een spoedopname in het ziekenhuis voor astma) door kortdurende blootstelling aan fijnstof zijn afkomstig van systematische reviews, met uitzondering van de relaties voor verergering van luchtklachten die gebaseerd zijn op een studie in Wijk aan Zee onder volwassenen met COPD. Deze studie is weliswaar klein, maar kent een onderzoeksoptzet (panelstudie) die de bevindingen relatief ongevoelig maakt voor mogelijk versturende variabelen. Het was niet mogelijk een inschatting te maken van de bijdrage van het TSN-terrein aan de omvang van de acute effecten, omdat de concentratiebijdragen niet per dag of per uur beschikbaar zijn. De resultaten hebben zodoende betrekking op de totale concentraties.

De studie in Wijk aan Zee vond bijna 30 jaar geleden plaats; de gemiddelde concentratie van PM_{10} bedroeg destijds $62 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De schatting van de omvang van de klachten door fijnstof in de periode 2019-2021 is gebaseerd op een gemiddelde concentratie van $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dit is een verklaring voor de relatieve kleine verschillen in risico's voor extra luchtwegklachten tussen de verschillende meetlocaties in de IJmond.

Voor de andere effecten geldt dat de verschillen tussen de acute risico's van $PM_{2,5}$ en PM_{10} het resultaat zijn van zowel een verschil in concentratie als een verschil tussen de blootstelling-responsrelaties. De dagelijkse (totale) concentraties van $PM_{2,5}$ zijn homogener over het studiegebied verdeeld dan die van PM_{10} , omdat zij in belangrijker mate

worden beïnvloed door bronnen die elders in Nederland of in het buitenland liggen. Dit betekent dat de berekende acute gezondheidsrisico's tussen de meetstations minder van elkaar verschillen als deze worden berekend voor $PM_{2,5}$ ten opzichte van een berekening voor PM_{10} . Ook lopen de risico's voor $PM_{2,5}$ en PM_{10} per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ voor een spoedopname voor astma onder kinderen meer uiteen dan voor acute sterfte. Beide kenmerken leidden ertoe dat de resultaten voor spoedopnamen voor astma bij PM_{10} meer uiteenlopen tussen de meetlocaties dan bij andere combinaties.

De gebruikte blootstelling-responsrelaties hebben betrekking op daggemiddelde concentraties. We hebben ook relaties voor maximale 1-uursconcentraties afgeleid en toegepast. Dit leidt niet tot substantiële verschillen in acute gezondheidsrisico's. De resultaten van de metingen met sensoren die in Deel 2 zijn opgenomen, wijzen in de richting van kortstondige verhogingen van de fijnstofconcentratie die samenhangen met activiteiten op het TSN-industrieterrein. Het is aannemelijk dat deze metingen slechts een deel van de kortstondige blootstellingen detecteren en daarom niet een volledig beeld kunnen geven van de omvang en frequentie daarvan. Ook ontbreekt de kennis om op basis van kortstondige verhoging (bijvoorbeeld minder dan een halfuur) een adequate inschatting kunnen te maken van de bijkomende gezondheidsrisico's. Het is zodoende niet duidelijk geworden of zeer kortdurende pieken tot extra gezondheidsrisico's leiden boven op de risico's die samenhangen met verhoogde 24-uursgemiddelde concentraties of de maximale 1-uursconcentraties.

Samenvattend zijn de uitkomsten van de berekeningen met grote onzekerheid omgeven, omdat niet exact bekend is wat de specifieke risico's op (acute) sterfte, op de longkankerincidentie en op spoedopname voor astma in het ziekenhuis van $PM_{2,5}$ en PM_{10} in de emissies door bronnen op het TSN-terrein zijn. In dit hoofdstuk zijn de resultaten van $PM_{2,5}$ en PM_{10} apart weergegeven, zodat deze transparant en traceerbaar zijn. Op andere plaatsen in het rapport wordt het gemiddelde risico genomen van $PM_{2,5}$ en PM_{10} wanneer wordt verwezen naar de risico's van fijnstof. Dit gemiddelde risico is waarschijnlijk de beste schatter van het gezondheidsrisico van fijnstof in de omgeving van het TSN-industrieterrein, gezien enerzijds de huidige kennis over de risico's van bron-specifiek fijnstof en anderzijds de afwijkende verhouding tussen $PM_{2,5}$ en PM_{10} in de directe omgeving van het TSN-terrein ten opzichte van die elders in Nederland.

In het hoofdstuk zijn de gezondheidsrisico's van ultrafijnstof niet gekwantificeerd, omdat de bewijskracht nog gering is en blootstelling-responsrelaties ontbreken. De WHO (2021) heeft dan ook geen advieswaarde voor UFP afgeleid; wel is er een 'good practice statement' over UFP opgenomen, waarin onderscheid wordt gemaakt tussen lage en hoge UFP-niveaus als richtsnoer voor besluiten over het prioriteren van emissiemaatregelen. Hoge UFP-niveaus worden door de WHO gedefinieerd als 24-uursgemiddelde concentraties boven de $10.000 \text{ \#}/\text{cm}^3$ of als 1-uursgemiddelde concentraties boven de $20.000 \text{ \#}/\text{cm}^3$. De concentraties UFP die tijdens verkennende metingen in de winter van 2019/2020 in Wijk aan Zee, Beverwijk en IJmuiden

werden aangetroffen (Weijers and Vonk 2020) kunnen zodoende als 'hoog' worden geclassificeerd.

Kortdurende blootstellingen en risico op acute gezondheidseffecten en langdurige blootstelling en risico op chronische aandoeningen

Fijnstof wordt in verband gebracht met een scala aan gezondheidseffecten. In het kader van het Schone Lucht Akkoord werkt het RIVM momenteel aan een update van de zogeheten gezondheidsindicator waarmee het gezondheidsrisico van langdurige blootstelling aan fijnstof en stikstofdioxide in kaart wordt gebracht. In deze gezondheidsindicator is momenteel alleen het risico op vroegtijdige sterfte opgenomen; er waren destijds nog nauwelijks studies gepubliceerd waarin het risico van gecombineerde langdurige blootstelling op andere gezondheidseffecten dan sterfte waren onderzocht (Gerlofs-Nijland et al. 2019). De verwachting is dat de gezondheidsindicator voor fijnstof zal worden uitgebreid met de (extra) incidentie van een beroerte, een myocardinfarct, longkanker en een laag geboortegewicht. Dit betekent dat in dit rapport niet de volledige omvang van de gezondheidsrisico's van langdurige blootstelling aan fijnstof is gekwantificeerd. Zoals eerder opgemerkt, wijzen de resultaten voor longkanker erop dat de risico's uitgedrukt in ziekte bescheiden zijn, zodat we verwachten dat we met de huidige methodiek het merendeel van het totale ziektelastrisico in beeld hebben gebracht.

In de tabellen zijn de gemiddelde extra gezondheidsrisico's per jaar per persoon beschreven om de resultaten van verschillende componenten en toevoeren onderling te kunnen vergelijken. De gezondheidsrisico's kunnen ook in relatieve zin als populatie-attributieve fractie (PAF) worden uitgedrukt; dit is het deel van de ziekte of sterfte onder blootgestelden die naar verwachting met de blootstelling samenhangt. Deze PAF is een tussenstap in de berekening van de gezondheidsrisico's van fijnstof waarvan het resultaat niet in de tabellen is opgenomen. Onderlinge vergelijking van PAF's van verschillende gezondheidseffecten is in het kader van de huidige rapportage namelijk niet zinvol, omdat de PAF geen goede indicator is voor de absolute risico's (per jaar per persoon) van de verschillende stressoren die worden beschouwd.

Wel kunnen PAF's behulpzaam zijn bij de duiding van de risico's. We kunnen bijvoorbeeld voor het cluster Wijk aan Zee berekenen dat 5,8-7,4% van het sterfterisico in 2019 samenhangt met de langdurige blootstelling aan de totale concentratie van fijnstof, afhankelijk van de vraag of hiervoor de concentratie van $PM_{2,5}$ of die van PM_{10} wordt gebruikt. In het cluster Heemskerk is dit respectievelijk 5,2 en 5,4%. Deze cijfers illustreren dat blootstelling aan fijnstof de sterfte in Nederland substantieel beïnvloedt. De berekende concentratiebijdrage van TSN in het cluster Wijk aan Zee draagt voor 1,3 ($PM_{2,5}$) of 2,7% (PM_{10}) aan het sterfterisico bij; in het cluster Heemskerk is dit respectievelijk 0,2 en 0,4%.

De longkankerincidentie is een specifiek gezondheidseffect voor fijnstof dan sterfte; de incidentie per jaar ligt echter in absoluut aantal lager dan het jaarlijkse aantal sterfgevallen, waardoor het extra risico per jaar per persoon op longkanker lager uitvalt dan op sterfte. Echter

uitgedrukt als PAF is het aandeel in de longkankerincidentie groter. Zo wordt voor het cluster Wijk aan Zee berekend dat 7,7% (PM_{2,5}) tot 17% (PM₁₀) van de jaarlijkse longkankerincidentie aan de langdurige blootstelling aan de totale concentratie van fijnstof kan worden toegerekend; in Heemskerk is dit respectievelijk 7,0 en 13%. Deze getallen betekenen niet dat de longkankerincidentie in deze clusters ook een gelijk percentage hoger is dan in de rest van de Nederland, want ook daar treedt blootstelling aan fijnstof op en zal een gedeelte van de longkankerincidentie aldaar op het conto van deze blootstelling zijn te schrijven. De concentratiebijdrage van TSN aan fijnstof leidt voor het cluster Wijk aan Zee naar verwachting tot een gemiddeld aandeel in de longkankerincidentie van 1,8 en 6,5% afhankelijk van de vraag of de berekening op PM_{2,5} of op PM₁₀ wordt gebaseerd. Voor het cluster Heemskerk zijn deze percentages respectievelijk 0,3 en 1,0%.

In het onderzoek "Wonen in de IJmond, Ongezonder" uit 2009 werd op basis van historische gegevens over de fijnstofconcentratie en een concentratie-responsrelatie uit de literatuur de bijdrage van emissies door TSN (destijds Corus) aan de longkankerincidentie geschat (Van Wiechen 2009). Op basis van resultaten van historische metingen werd de bijdrage van emissies in de jaren tachtig van de vorige eeuw geschat op 15-tot 30 µg/m³ in de directe bebouwde omgeving van Wijk aan Zee en IJmuiden. Deze bijdrage is geschaald naar een historische bijdrage aan PM_{2,5} van 4 tot 5 µg/m³; metingen van PM_{2,5} ontbraken. Er werd vervolgens een extra risico op longkankersterfte van 14% per 10 µg/m³ PM_{2,5} gehanteerd op basis van een cohortonderzoek in de Verenigde Staten (Pope et al. 2002). Op basis van de berekeningen werd een extra risico op longkanker in de directe omgeving van Corus verwacht in de orde grootte van 6% (range 3 tot 12 %). In hetzelfde onderzoek werd voor de periode 1995-2006 een verhoogd risico op longkanker van 22 % aangetroffen in de 10 4-positie postcodegebieden (met circa 45 duizend inwoners) met de meeste belasting door emissies door Corus. Op basis van deze berekeningen werd destijds aangegeven dat de blootstelling aan fijnstof in het verleden een deel van het geobserveerde verhoogde longkankerrisico zou kunnen verklaren.

Een nadere verkenning van de huidige longkankerincidentie in de omgeving van het TSN-terrein is geen onderdeel van dit rapport, zodat er geen vergelijking kan worden gemaakt tussen het berekende extra longkankerrisico in de woonclusters op basis van de bijdrage van de huidige emissies aan de concentraties van fijnstof en de in de woonclusters eventueel geobserveerde verhogingen in de longkankerincidentie. Zoals al eerder beschreven, beschouwen we het resultaat van de toepassing van de concentratie-responsrelatie voor PM₁₀ uit Ciabattini et al. (2021) als een indicatie van de bovengrens voor het extra risico voor de longkankerincidentie, omdat de risico's van PM_{2,5} en PM₁₀ per 10 µg/m³ in deze studie even groot zijn.

De gezondheidsrisico's van langdurige blootstelling aan fijnstof op vroegtijdige sterfte en longkanker zijn ook gekwantificeerd als ziektelastrisico. Voor de gezondheidsrisico's van kortdurende blootstelling is dit niet gedaan, omdat het veelal gaat om verergering van bestaande aandoeningen, zoals die van de luchtwegen. Deze verergeringen worden in de regel niet apart gekwantificeerd, omdat zij

al onderdeel uitmaken van het totale ziektebeeld. Een eventuele kwantificering zou slechts een geringe invloed op het totale ziektelastrisico hebben.

Als blootstelling aan een component zowel risico's door langdurige als door kortdurende blootstelling met zich mee kan brengen, wordt over het algemeen anders tegen gezondheidsrisico's van kortdurende blootstelling aangekeken dan tegen die van lange-termijnblootstelling. Zo geeft de WHO (2021) aan dat kortdurende verhogingen van luchtverontreiniging niet volledig kunnen worden gecontroleerd, omdat zij mede door weersomstandigheden worden bepaald. Gezondheidskundige of wettelijke grenswaarden voor kortdurende verhogingen worden dan ook vaak geformuleerd als het aantal keren per jaar dat een overschrijding van een bepaalde concentratie is toegestaan. Op locaties waar de jaargemiddelde concentratie relatief laag is ten opzichte van grenswaarden voor lange-termijnblootstelling, zullen de grenswaarden voor kortdurende blootstelling veelal niet of nauwelijks worden overschreden. Ook is uit de resultaten in dit hoofdstuk gebleken dat relatief hoge concentraties van fijnstof relatief weinig bijdragen aan de totale omvang van de risico's die verbonden zijn aan de dagelijkse variatie in de fijnstofconcentraties, omdat zij niet vaak voorkomen.

De WHO (2021) beschrijft dat gezondheidsrisico's die verbonden zijn aan langdurige blootstelling veelal ruimtelijke verschillen kennen en zodoende in principe beter beheersbaar zijn dan die van kortdurende blootstelling. De ziektelastrisico's van langdurige blootstelling zijn in de regel veel groter dan die van kortdurende blootstelling. Ook zijn de risico's van fijnstof per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ voor kortdurende blootstelling kleiner dan die voor langdurige blootstelling (bijvoorbeeld 4% toename van het sterfterisico door langdurige blootstelling versus 0,28% toename van het sterfterisico door kortdurende blootstelling bij een toename van $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$). Grenswaarden die zich richten op langdurige blootstelling bieden zodoende meer mogelijkheden om op een effectieve manier gezondheidsrisico's door luchtverontreiniging te verminderen.

De WHO (2021) heeft een uitgebreide procedure doorlopen om de grenswaarden voor fijnstof voor de korte- en de lange-termijnblootstelling af te leiden, waarbij bovenstaande overwegingen zijn meegenomen. De WHO heeft ervoor gekozen allereerst een grenswaarde voor de lange termijn af te leiden en vervolgens te toetsen of een factor 3 op deze grenswaarde voldoende bescherming zou bieden tegen de risico's van (incidentele) kortdurende blootstelling door variaties in de weersomstandigheden. De factor 3 is het gemiddelde verschil tussen het 99-percentiel en het jaargemiddelde; het 99-percentiel komt overeen met 4 dagen per jaar. De WHO oordeelde dat deze afleiding van de grenswaarde voor de 24-uursblootstelling voldoende bescherming biedt voor de invloed van kortdurende blootstelling op de prioritaire eindpunten totale sterfte en doodsoorzaak-specifieke sterfte.

Met name gevoelige groepen als mensen met luchtwegaandoeningen hebben baat bij bescherming tegen kortdurende blootstellingen, zoals bleek uit het panelonderzoek in Wijk aan Zee, waarin blootstelling aan PM_{10} leidde tot een verergering van bestaande luchtwegklachten. Bij de

afleiding van de advieswaarde voor 24-uursblootstelling voor fijnstof heeft de WHO gebruikgemaakt van de statistische relatie tussen jaargemiddelde en 99-percentiel van achtergrondmeetstations in circa 400 steden in de wereld, en niet van die in industriële omgevingen. In zijn algemeen is het gewenst ongecontroleerde emissies zoveel mogelijk te beperken, omdat kortdurende verhogingen van fijnstofconcentraties al optreden door de, oncontroleerbare, variatie in weersomstandigheden.

7.8 Conclusies met betrekking tot fijnstof

Op basis van het verrichte onderzoek kunnen de conclusies getrokken worden dat de PM₁₀- en PM_{2,5}-concentraties op de meetstations in de IJmond voldoen aan de verschillende grenswaarden van de EU. Echter, de jaargemiddelde PM₁₀- en PM_{2,5}-concentraties in de IJmond voldoen niet aan de gezondheidkundige advieswaarden van de WHO. De fijnstofconcentraties in delen van de IJmond zijn hoog, de gemeten totale PM₁₀-concentraties op de locaties Reyndersweg en Wijk aan Zee behoren de afgelopen jaren structureel tot de hoogste waarden in Nederland.

Door de gemeten jaargemiddelde concentraties op De Rijp en De Zilk te middelen en per windsector af te trekken van jaargemiddelde concentraties in de IJmond, is de gemeten bijdrage van het TSN-terrein. Deze benadering kent onzekerheden die in het rapport zijn besproken. De geschatte bijdrage van TSN was in 2018 voor PM₁₀ licht verhoogd ten opzichte van omliggende jaren. Na 2018 is er sprake van een geleidelijke afname en in 2022 in Wijk aan Zee weer van een toename. Voor PM_{2,5} namen de geschatte bijdragen in Wijk aan Zee en IJmuiden van bronnen op het terrein van TSN de afgelopen jaren iets toe.

Gemiddeld is de bijdrage van TSN aan PM₁₀ in lucht in de afgelopen (2019-2022) jaren op de meetpunten geschat op

- 6-7 µg/m³ (Wijk aan Zee);
- 2-3 µg/m³ (IJmuiden);
- 2-3 µg/m³ (Beverwijk).

Voor PM_{2,5} in lucht wordt de bijdrage van TSN in de afgelopen (2019 t/m 2022) jaren op de meetpunten geschat op

- Circa 2,5 µg/m³ (Wijk aan Zee);
- Circa 1,5 µg/m³ (IJmuiden);
- Circa 0,8 µg/m³ (Beverwijk).

De verhouding tussen PM_{2,5} en PM₁₀ in de geschatte gemeten bijdragen van lokale bronnen in de IJmond is met 20%-40% aanzienlijk kleiner dan de circa 2/3 die gemiddeld in Nederland wordt gevonden. De verhoudingen totaal gemeten PM_{2,5}/ PM₁₀ zijn op de locaties Wijk aan Zee, IJmuiden en Beverwijk ook iets lager dan gemiddeld op de achtergrondlocaties.

Aan de hand van de brongegevens uit 2019, door TSN geleverd op basis van de ZZS-studie, zijn de bijdragen van bronnen op het TSN-terrein aan fijnstof berekend. De berekende bijdrage van de bronnen op het TSN-terrein aan PM_{2,5}-concentraties moeten met een factor 0,58 worden

geschaald aan de geschatte gemeten gemiddelde bijdragen. Voor de berekende bijdrage aan PM₁₀-concentraties moet met een factor 1,31 worden geschaald om gemiddeld overeen te komen met de geschatte gemeten bijdragen. De geschatte fijnstofconcentratiebijdrage van bronnen op het terrein van TSN zijn in 2019 het hoogst in het wooncluster Wijk aan Zee.

De kwaliteit van de automatisch (uurlijkse) metingen aan PM_{2,5} en PM₁₀ is goed bekend, voldoet aan de eisen van de EU. De kwaliteit van de emissies en emissiekenmerken is onbekend. Met de gegeven invoer worden de berekende concentratiebijdragen in IJmuiden overschat en in Beverwijk en Wijk aan Zee onderschat. De rekenmodellen en de daarmee uitgevoerde berekeningen kennen uiteraard aanzienlijke onzekerheden.

De gezondheidseffecten van langdurige blootstelling aan fijnstof zijn in het algemeen goed begrepen; recent zijn er door verschillende toonaangevende instanties (Gezondheidsraad, US-EPA, WHO) evaluaties naar uitgevoerd.

De geschaalde gemodelleerde concentratiebijdrage aan fijnstof door TSN leidt, als indicator voor de langetermijnblootstelling, in het wooncluster Wijk aan Zee naar verwachting tot een gemiddeld levensduurverlies van 1-3 maanden, afhankelijk van de vraag of de berekening op basis van PM_{2,5} of PM₁₀ wordt uitgevoerd. Het levensduurverlies in de woonclusters IJmuiden-Oost en IJmuiden Sluis (0,6-1,5 maanden) bedraagt 40-60% van dat in het wooncluster Wijk aan Zee; voor de woonclusters Beverwijk (0,4-0,7 maanden) en Velsen-Noord (0,4-0,7 maanden) is dit 25-30% en in het cluster Heemkerk (0,2-0,4 maanden) ongeveer 15%. De verhoudingen tussen de woonclusters voor andere indicatoren voor sterfte door lange-termijnblootstelling, zoals het sterfterisico of het gemiddelde aantal verloren levensjaren per jaar per persoon, zijn vrijwel gelijk aan wat geldt voor het gemiddeld levensduurverlies.

Het extra risico voor de incidentie van longkanker door fijnstof emissies van TSN bedraagt in het wooncluster Wijk aan Zee gemiddeld 14 tot 54 *10⁻⁶ per jaar per persoon, afhankelijk van de vraag of de risico op basis van de concentratiebijdrage van TSN aan PM_{2,5} of PM₁₀ wordt berekend. De risico's in de andere wooncluster liggen lager dan dat in Wijk aan Zee. De verhoudingen voor longkankerincidentie zijn ongeveer gelijk aan de verhouding tussen de risico's op sterfte: woonclusters IJmuiden-Oost en IJmuiden Sluis 43-60% ten opzichte van Wijk aan Zee; Beverwijk en Velsen-Noord circa 30% en Heemkerk circa 15%. De bijdrage van het extra risico van de longkankerincidentie aan het ziektelastrisico dat is gerelateerd aan vroegtijdige sterfte is relatief klein (circa 2%).

De gezondheidsrisico's van kortdurende blootstelling aan fijnstof zijn in het algemeen goed begrepen. Als kortdurende blootstelling voor gezondheidseffecten wordt over het algemeen een periode aangehouden die een dag tot een week beslaat. Met name gevoelige groepen, zoals mensen met luchtwegaandoeningen, hebben baat bij bescherming tegen kortdurende verhoogde blootstellingen.

Uit de risicoberekeningen komt naar voren dat mensen met COPD in de IJmond gemiddeld vaker een verergering van hun klachten zullen ondervinden of vaker extra medicatie gebruiken door verhoogde dagelijkse concentraties van fijnstof dan op achtergrondlocaties (De Rijk en De Zilk). Dit geldt ook voor de extra risico's op acute sterfte en op een spoedopname in het ziekenhuis voor astma. Risicoberekeningen uitgevoerd met de maximale 1-uursconcentraties leiden niet tot andere inzichten dan die op basis van dagelijkse concentraties.

De verschillende factoren die een rol spelen in verhoogde concentraties belemmeren de mogelijkheid om de acute effecten van afzonderlijke bronnen in beeld te brengen.

8 Stikstofdioxiden

8.1 Inleiding

Stikstofoxiden komen vrij bij verbrandingsprocessen. Met stikstofoxiden (NO_x) wordt de som van stikstofdioxide (NO_2) en stikstofmonoxide (NO) aangeduid. In de lucht wordt NO vrij snel omgezet in NO_2 . Dit hoofdstuk volgt de keten van emissie naar blootstelling tot gezondheidseffecten en risico's en heeft dezelfde opzet als het hoofdstuk over fijnstof. Ook voor de uitleg van een aantal begrippen verwijzen we naar het vorige hoofdstuk.

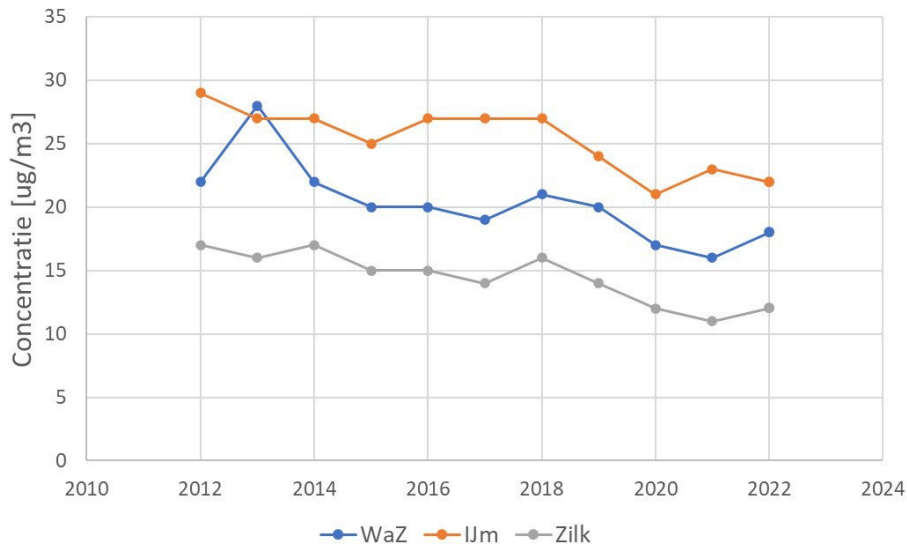
8.2 Beschikbare emissiegegevens en verspreidingsberekeningen

In de ZZS-studie (zie de informatie hierover in het hoofdstuk over fijnstof) zijn geen NO_x / NO_2 -gegevens beschikbaar omdat NO_x en NO_2 niet tot de ZZS behoren. Er is daarom voor gekozen om gebruik te maken van gegevens zoals ingevoerd voor de Grootschalige concentratie- en depositiekaarten Nederland (GCN) (Hoogerbrugge et al. 2022). Meer hierover in sectie 8.4. In de GCN wordt gebruikgemaakt van de emissies zoals die in de Emissieregistratie bekend zijn. De Emissieregistratie (<https://www.emissieregistratie.nl>) bevat de door bedrijven opgegeven en door bevoegde gezagen vrijgegeven gegevens voor de emissies van veel stoffen. Voor meer informatie over de Emissieregistratie, zie het hoofdstuk over fijnstof.

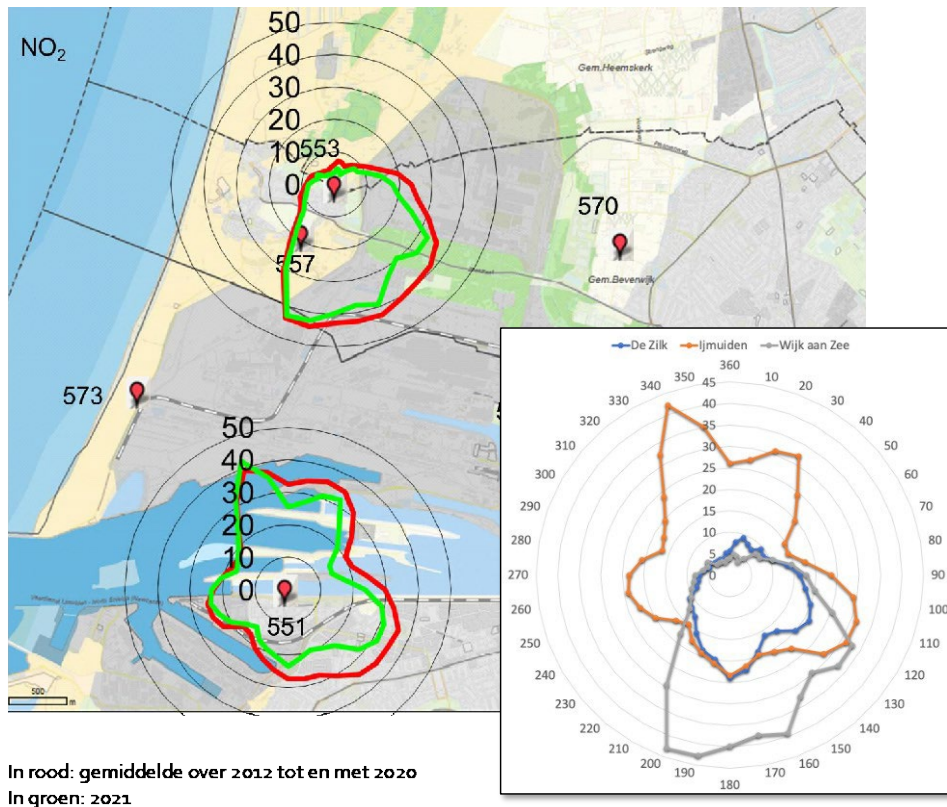
8.3 Meetdata van stikstofdioxide in de IJmond

Bij NO_2 speelt de complicatie dat de meeste emissies van stikstofoxiden in de vorm van NO zijn, terwijl de gezondheidseffecten en de verschillende (wettelijke) advies- en grenswaarden voor NO_2 gelden. Een beperkt deel van het NO_2 komt direct vrij bij verbrandingsprocessen, terwijl een ander deel uit NO en ozon wordt gevormd. Na verloop van tijd is bijna al het NO omgezet in NO_2 . Als gevolg hiervan zijn de achtergrondconcentraties voor NO veel lager dan voor NO_2 .

In de IJmond zijn maar twee stations waar de NO - en NO_2 -concentraties worden gemeten. Het verloop van de jaargemiddelde concentraties op de stations Wijk aan Zee, IJmuiden en achtergrondlocatie De Zilk wordt getoond in Figuur 45. De periode 2012-2022 laat voor zowel de twee stations in de IJmond als voor de achtergrondlocatie een langzaam dalende trend zien.



Figuur 45 Jaargemiddelde concentraties van stikstofdioxide (NO₂) op de meetnetstations Wijk aan Zee, IJmuiden en De Zilk (achtergrond).

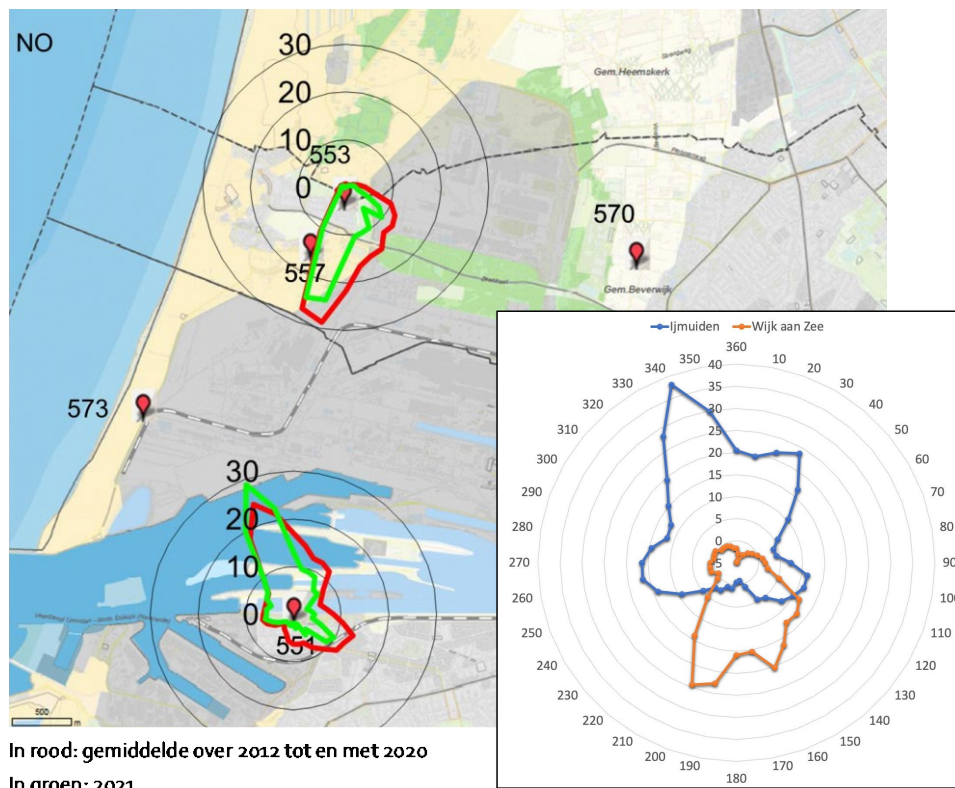


Figuur 46 Pollutierozen voor NO₂ voor 2021. Landkaart: presentatie uit (De Jonge 2022). Inzet: de pollutierozen van Wijk aan Zee, IJmuiden en De Zilk in één enkele figuur geplot.

Volgens de Emissieregistratie zijn de totale industriële NO_x-emissies in de gemeente Velsen circa acht keer zo hoog als de totale emissies door alle scheepvaart in het gebied. Dit wil echter niet zeggen dat de concentratiebijdragen ook acht keer hoger zijn. Dat hangt onder meer af

van de emissiekenmerken, zoals de hoogte en warmte-inhoud van de emissies. Figuur 46 toont de pollutierozen voor NO₂ (2021) in dit gebied.

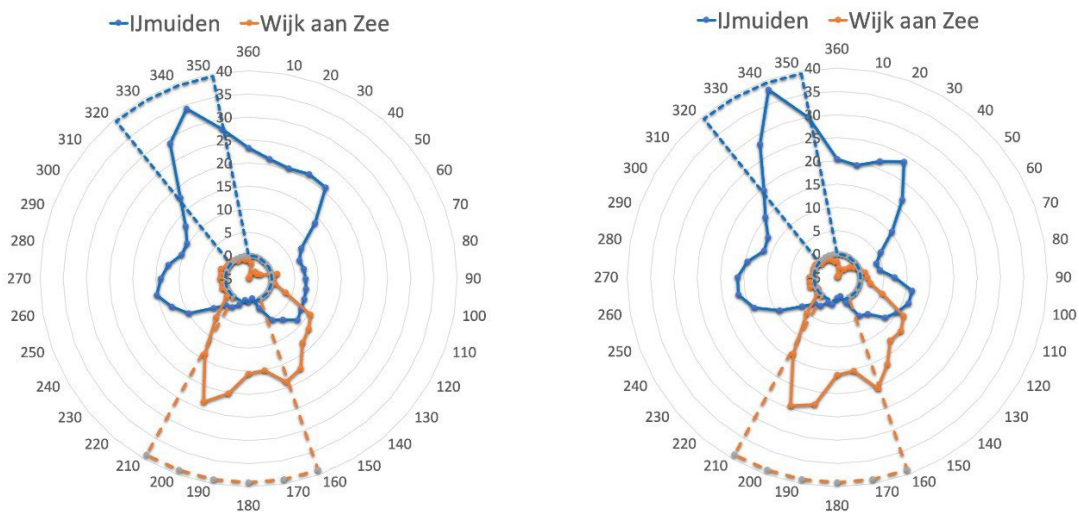
In de losse pollutierozen valt op dat het verloop van de concentraties in Wijk aan Zee bij (noord)westelijke, noordelijke en (noord)oostelijke windrichtingen redelijk goed samenvalt met het verloop op De Zilk. Dit klopt met de feitelijke situatie dat er in beide gevallen op kortere afstanden ten noorden geen bronnen van betekenis zijn. Op beide locaties ziet men dan de achtergrond aan NO₂. In IJmuiden lopen de pollutierozen van IJmuiden en De Zilk alleen grofweg gelijk aan elkaar bij zuidelijke en zuidwestelijke winden. Door de NO₂-metingen van De Zilk per windrichting af te trekken van die in Wijk aan Zee, respectievelijk IJmuiden, wordt gecorrigeerd voor de achtergrond. Het resultaat is getoond in de inzet van Figuur 47.



Figuur 47 Pollutierozen (2021). Landkaart: Pollutierozen voor NO (De Jonge 2022). Inzet: Pollutierozen voor NO₂ in Wijk aan Zee en IJmuiden, na aftrek van de concentraties op De Zilk.

De resterende pollutierozen voor NO₂, kunnen bij benadering worden geïnterpreteerd als de bijdragen van de verzamelde lokale bronnen in de IJmond. Voor Wijk aan Zee komen praktisch alle resterende bijdragen uit het zuiden, waar het terrein van TSN ligt. Voor IJmuiden is het ingewikkelder: daar zijn ook bijdragen van bronnen uit andere richtingen dan van TSN. Om een schatting te maken van de richtingen waaruit bijdragen van TSN komen, kunnen de pollutierozen van NO worden gebruikt, zie Figuur 47.

De gemeten pollutierozen voor NO laten zeer lokale bijdragen zien, die qua richtingen sterk overeenkomen met pollutierozen van H₂S, CO en SO₂ (De Jonge 2022). Derhalve wordt aangenomen dat de NO-rozen vooral naar bronnen op het terrein van TSN wijzen. Voor de geschatte NO₂-bijdragen van TSN worden die delen van de (gecorrigeerde) NO₂-pollutierozen gebruikt die grofweg overeenkomen met die van NO, zie Figuur 48.



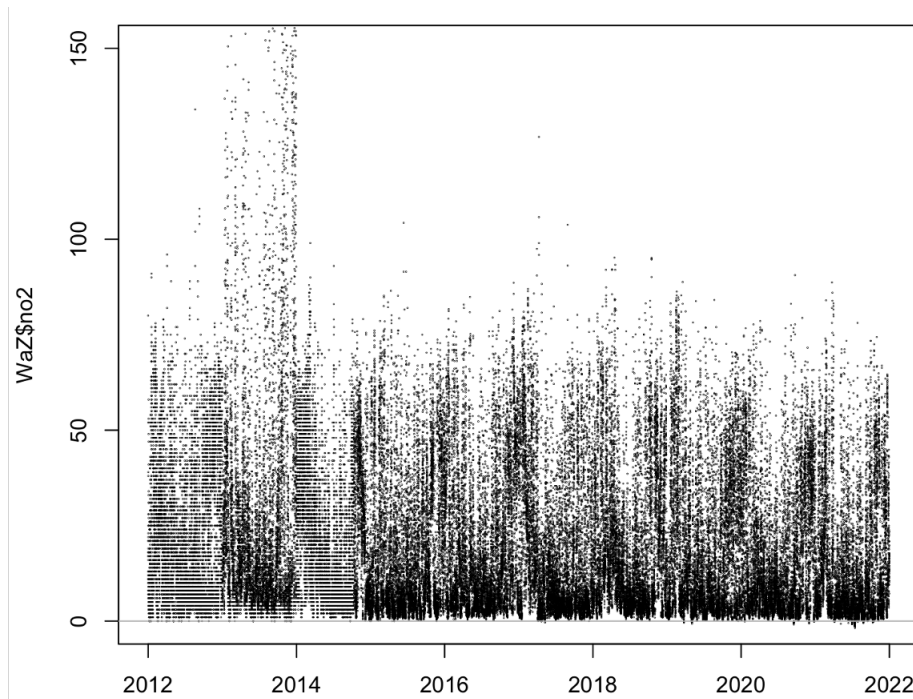
Figuur 48 Pollutierozen voor NO₂ in 2019 (links) en 2021 (rechts) in Wijk aan Zee en IJmuiden, na aftrek van de concentraties van De Zilk. De gestippelde lijnen geven de hoeken aan waarbinnen de bijdragen van TSN worden aangenomen.

De geschatte jaargemiddelde NO₂-bijdrage door TSN in 2021 wordt geschat op 3,5 µg/m³ in Wijk aan Zee en 4,0 µg/m³ in IJmuiden, voor 2019 was dat 3,8 respectievelijk 3,3 µg/m³. Deze waarden zijn berekend door de gemiddelde bijdrage per geselecteerde windrichting te vermenigvuldigen met het aantal uren dat die windrichting voorkomt, en dat product dan te delen door het totale aantal uren in een jaar. De onzekerheden zijn uiteraard groot: als bijvoorbeeld NO₂-bijdragen uit twee of meer windrichtingen aan TSN worden toegeschreven, scheelt dat al circa 20% in de bijdrage.

Gemiddeld voor de jaren 2019-2022 is de bijdrage van de lokale bronnen (totale waarde gemeten op het respectievelijke meetstation min de waarde gemeten op De Zilk) aan de concentratie NO₂ circa 5-6 µg/m³ in Wijk aan Zee en 10-11 µg/m³ in IJmuiden.

Kortdurende blootstelling

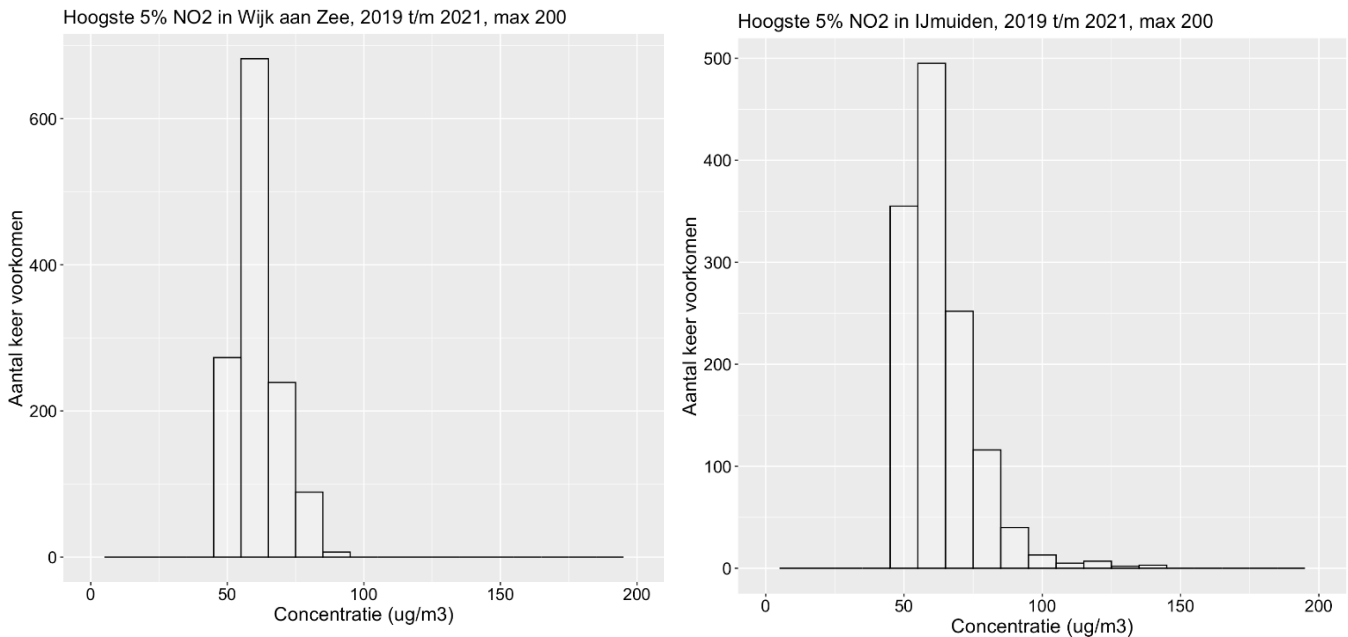
Los van de gemiddelde concentraties per windrichting zijn ook de concentraties in de individuele uren interessant. Figuur 49 toont de uurgemiddelde NO₂-concentraties in Wijk aan Zee, gemeten in de periode 2012 t/m 2021.



Figuur 49 Uurgemiddelde NO_2 concentraties ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Wijk aan Zee

Figuur 50 toont een histogram met de aantallen uren met de hoogste 5% van de NO_2 -concentraties in Wijk aan Zee gedurende de jaren 2012 t/m 2022.

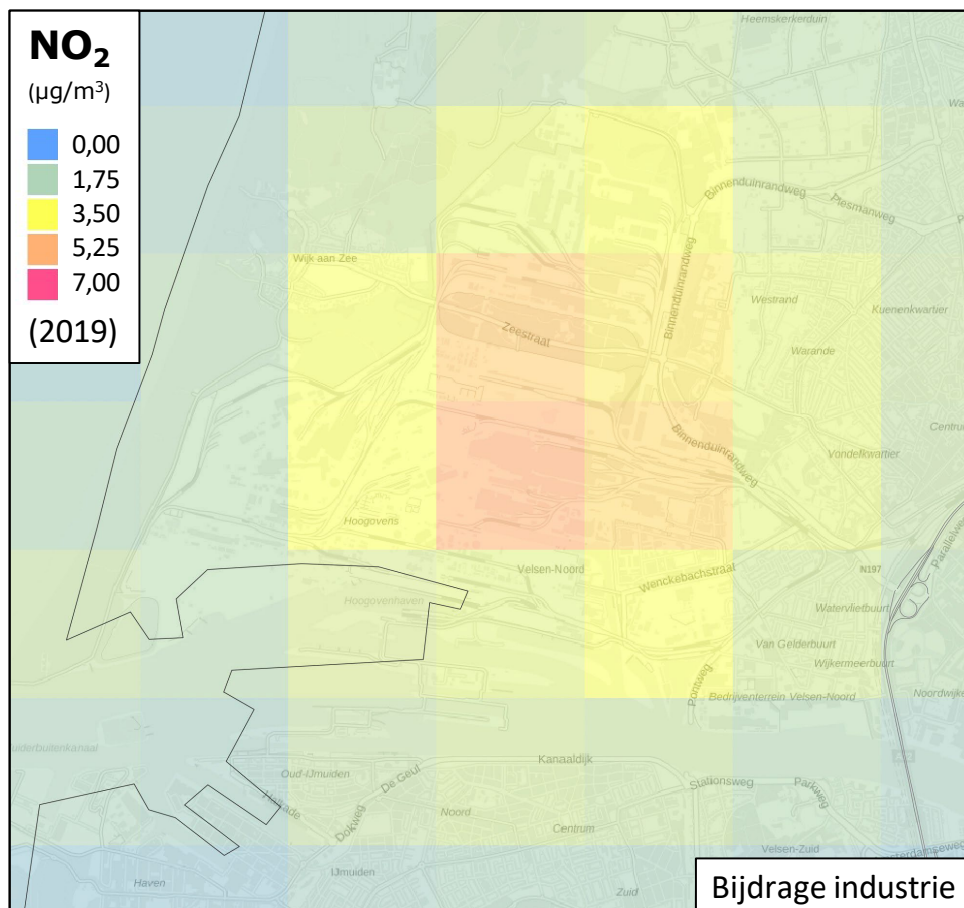
In IJmuiden komen vaker iets hogere NO_2 -concentraties voor dan in Wijk aan Zee. Opvallend is dat in IJmuiden ook concentraties van boven $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voorkomen, terwijl dat in Wijk aan Zee nauwelijks het geval is. De hoogst gemeten concentratie in Wijk aan Zee gedurende de laatste drie jaren was afgerond $91 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De laagste NO_2 -concentratie in de hoogste 5% van de meetdata was $53 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De hoogst gemeten waarde in IJmuiden in de laatste drie jaren was afgerond $145 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en de laagste NO_2 -concentratie in de hoogste 5% van de meetdata was $52 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figuur 50 De hoogste 5% van de uurgemiddelde NO₂ concentraties in Wijk aan Zee (links) en IJmuiden (rechts).

8.4 Schatting van de blootstelling aan NO₂, afkomstig van TSN

Aangezien NO_x en NO₂ niet tot de ZZS behoren zijn er uit de ZZS-data geen detailgegevens beschikbaar voor de emissies van NO_x en NO₂, zoals die wel voor verschillende andere stoffen uit de ZZS-invoer bekend zijn (zie het hoofdstuk over fijnstof). Daarom wordt voor NO₂ gebruikgemaakt van de gegevens van de Grootschalige concentratie- en depositiekaarten Nederland (GCN) (RIVM 2023f). In de GCN worden de concentraties op een schaal van 1x1 km² berekend. Wegens de chemische omzettingen van NO_x en NO₂ is het niet eenvoudig om de NO₂-bijdragen van een enkele bron in de GCN te berekenen. Die bron maakt voor de omzetting van NO naar NO₂ gebruik van dezelfde ozon als de andere bronnen in de omgeving. Daarom wordt de berekende totale NO₂-concentratiebijdrage in een kilometervak geschaald naar rato van de NO_x-concentratiebijdragen in dat vak. Voor de bijdragen in de IJmond zijn de binnen de GCN bekende NO_x-bijdragen van de categorie basismetaal en van de categorie industrie per kilometervak gesommeerd en gebruikt om de bijdragen daarvan aan de NO₂-concentratie in de omgeving te schatten. Het resultaat wordt getoond in Figuur 50. De noodzakelijke schaling van NO₂ op basis van NO_x geeft extra onzekerheid. De chemische omzettingen en de berekening op kilometervakken leiden ook tot extra onzekerheid.



Figuur 51 De voor 2019 berekende bijdrage van de categorieën basismetaal en industrie aan de gemiddelde NO_2 -concentratie in de IJmond.

Tabel 21 toont de geschatte gemeten en berekende NO_2 -bijdragen op de meetpunten Wijk aan Zee en IJmuiden in 2019.

Tabel 21 Geschatte gemeten en berekende bijdragen van de industrie aan de jaargemiddelde NO_2 -concentraties ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in 2019 in Wijk aan Zee en IJmuiden.

Schatting NO_2 bijdrage van de industrie ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Op basis van metingen	Berekend in GCN
Wijk aan Zee 553	3,8	3,4
IJmuiden 551	3,3	2,2

Gegeven de onzekerheden in de geschatte gemeten en berekende NO_2 bijdragen is de overeenkomst redelijk en worden de berekende waarden verder niet geschaald.

Tabel 22 toont een overzicht van de gemiddelde *populatiegewogen (PG) concentraties* in de IJmond. Deze zijn berekend aan de hand van GCN-gegevens voor industrie in de IJmond en zijn niet geschaald naar de metingen. De PG-concentraties geven een gemiddelde waarde, waarbij het gemiddelde aantal bewoners per adres als weegfactor is gebruikt. Bij deze weging zijn alleen woonadressen meegenomen en zijn woningen met een hogere bewoningsbezetting met een groter gewicht meegewogen in het gemiddelde dan woningen met een lagere

woonbezetting. De gemiddelde woningbezetting is gebaseerd op het aantal inwoners per 6-positie postcode in 2019 (bron CBS).

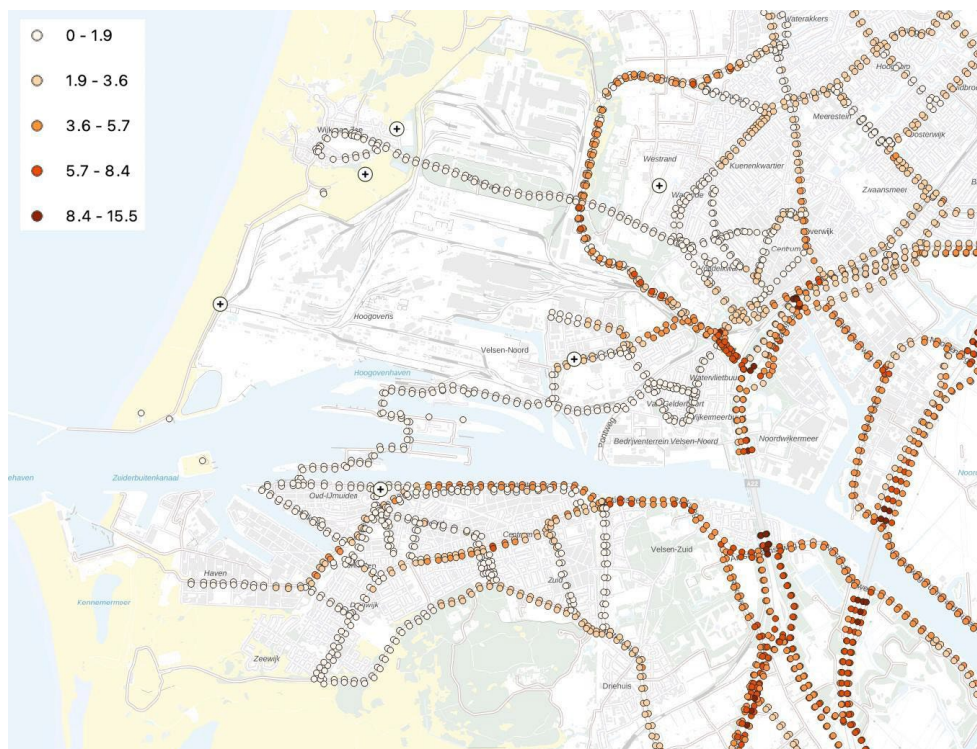
Tabel 22 Gemiddelde bijdragen van industrie aan jaargemiddelde luchtconcentraties stof NO₂ (µg/m³) voor verschillende wijken in de IJmond voor het jaar 2019. Deze waarden zijn populatiegewogen (PG).

Cluster	Concentratie NO ₂ (µg/m ³)	
	Bijdrage industrie (PG)	Totaal lucht (PG)
Wijk aan Zee	2,8	14,3
Beverwijk	2,7	19,3
IJmuiden-Oost	2,3	18,5
IJmuiden Sluis	1,9	18,2
Velsen-Noord	2,6	19,6
Heemskerk	1,7	17,0

8.5 Bijdragen van wegverkeer aan NO₂

In de IJmond is industrie niet de enige lokale bron van NO₂. Verkeer emitteert, net als veel andere bronnen, zowel NO als NO₂. Het NO wordt met ozon deels omgezet in NO₂ (dit wordt in de modellering meegenomen). Een deel van het verkeer in de IJmond is gerelateerd aan de productie van staal bij TSN. Voor een analyse van de milieubijdragen en gezondheidseffecten van NO₂ is het dan ook belangrijk om te onderzoeken of en in hoeverre de bijdragen van verkeer, en ook die van TSN, in het gebied van belang zijn. Hier analyseren we in hoeverre wegverkeer een significante bijdrage levert aan de NO₂-concentraties in de IJmond.

De binnen het Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit (NSL) berekende bijdragen van het wegverkeer aan de NO₂-concentraties in 2021 zijn weergegeven in Figuur 52.



Figuur 52 Bijdragen van wegverkeer aan de NO_2 -concentraties ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in 2021 (De Smet et al. 2022).

De bijdragen van het wegverkeer aan de concentraties zijn gebaseerd op de hoeveelheid verkeer op de wegen, zoals opgegeven in het Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit (NSL) (De Smet et al. 2022). Voor NO_2 variëren de bijdragen in de woonkernen merendeels tussen 0 en $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$; op slechts enkele locaties komen bijdragen groter dan $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor. Langs de snelwegen zijn de bijdragen hoger. In en rond de tunnelmonden komen op enkele plaatsen concentraties voor tussen 10 en $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Hier is echter geen sprake van langdurige blootstelling. Voor de huidige analyses wordt er dan ook van uitgegaan dat bijdragen van verkeer aan de NO_2 -concentraties relatief beperkt zijn. Het (vooralsnog) onbekende aandeel van TSN-gerelateerd verkeer is slechts een deel van de totale verkeersbijdrage en wordt niet nader onderzocht.

8.6 Luchtkwaliteitsindex

Net als in sectie 7.5 beschreven is, kan er een oordeel gegeven worden over de kwaliteit van de luchtverontreiniging door gebruik te maken van de zogeheten 'luchtkwaliteitsindex' (LKI). In sectie 7.5 is gebruikgemaakt van PM_{10} als luchtkwaliteitsindex. In dit hoofdstuk worden daarvoor de concentraties van NO_2 gebruikt.

Bijlage 3 toont de gegevens voor de jaren 2020 t/m 2022. Voor de verschillende stations worden de aantallen uren getoond waarbij de NO₂-concentraties in LKI-termen 'Goed', 'Matig', 'Onvoldoende', 'Slecht' of 'Zeer slecht' waren. Meer informatie over de LKI en de betekenis is te vinden op <https://www.luchtmeetnet.nl/informatie>.

Over de getoonde meetperiode (2020-2022) komen in IJmuiden meer dagen voor met een LKI-waarde 'Slecht' dan in Wijk aan Zee en achtergrondlocatie De Zilk. De dagen met een LKI waarde 'Onvoldoende' zijn in 2020 en 2021 het hoogst in IJmuiden, maar dit is anders voor 2022, waar de meeste dagen met LKI waarde 'Onvoldoende' geteld worden in Wijk aan Zee. Het aantal dagen met het LKI waarde 'matig' is in Wijk aan Zee en IJmuiden ruim hoger dan in De Zilk. Omdat het aantal afgekeurde uren verschilt per jaar en per locatie is het is echter lastig om de stations op deze manier te vergelijken. Wel maakt Bijlage 3 duidelijk dat de LKI-waarde in De Zilk, het station dat van deze drie meetlocaties het verst verwijderd is van TSN, het gunstigst scoort.

8.7 Gezondheidsrisico's en effecten van NO₂

8.7.1

Inleiding

Tot voor kort werd langdurige blootstelling aan NO₂ gekoppeld aan effecten op de luchtwegen en in het bijzonder aan een verhoogd risico op astma onder kinderen (US-EPA 2016). De Gezondheidsraad wees er in 2018 al op dat er steeds meer aanwijzingen waren dat NO₂ ook bijdraagt aan het risico op vroegtijdige sterfte (Gezondheidsraad 2018a).

In de eerste fase van de totstandkoming van het advies over een grenswaarde voor NO₂ is door de WHO (2021) een aantal gezondheidseindpunten in relatie tot NO₂ geprioriteerd:

- Sterfte door alle doodsoorzaken (of door natuurlijke doodsoorzaken);
- Doodsoorzaak-specifieke sterfte door luchtwegaandoeningen;
- Spoedopnamen in het ziekenhuis voor astma.

In lijn met deze prioritering hebben we ervoor gekozen de risico's op sterfte door langdurige en door kortdurende blootstelling en op spoedopnamen voor astma door korte-termijnblootstelling aan NO₂ te kwantificeren. Daarnaast hebben we de incidentie van astma onder kinderen en adolescenten door lange-termijnblootstelling aan het rijtje van gezondheidseindpunten toegevoegd. Sterfte door luchtwegaandoeningen hebben we laten vallen, omdat deze doodsoorzaak-specifieke sterfte al in de sterfte door alle oorzaken is opgenomen.

In de volgende paragrafen beschrijven we eerst hoe voor de genoemde gezondheidseffecten de risico's door lange- en korte-termijnblootstelling zijn gekwantificeerd; vervolgens gaan we in op de resultaten.

8.7.2 *Methode van kwantificering van de gezondheidsrisico's van NO₂*

8.7.2.1 Langdurige blootstelling aan NO₂ en gezondheidseffecten

Langdurige blootstelling en sterfte

Zoals in sectie 7.6.2 is aangegeven, heeft het RIVM voor het Schone Lucht Akkoord gezondheidsindicatoren uitgewerkt op basis van het risico op vroegtijdige sterfte door NO₂ en door fijnstof. Voor de methodiek van kwantificering verwijzen we daarom naar deze paragraaf en naar het achtergronddocument over de gezondheidsindicatoren (Gerlofs-Nijland et al. 2019). We vermelden hier alleen dat het sterfterisico door langdurige blootstelling aan NO₂ met 2% toeneemt wanneer de concentratie met 10 µg/m³ stijgt, en dat in de berekeningen van het gezondheidsrisico voor de totale concentratie NO₂ een generieke achtergrondconcentratie van 5 µg/m³ in mindering is gebracht (Gerlofs-Nijland et al. 2019). Deze achtergrondconcentratie is de helft van de gezondheidskundige advieswaarde van 10 µg/m³ (WHO 2021). In één van de stappen in de afleiding stelde de WHO een concentratieniveau van 8,8 µg/m³ vast als vertrekpunt voor het niveau van de gezondheidskundige advieswaarde, gebaseerd op het 5-percentiel van 5 studies met een relatieve lage NO₂-blootstelling. Dit betekent dat onder de gezondheidskundige advieswaarde de relatie tussen stikdioxide en vroegtijdige sterfte onzekerder is dan boven de advieswaarde, omdat er relatief weinig studiedeelnemers aan lage niveaus werden blootgesteld. Dit verklaart mede de keuze om de achtergrondconcentratie als vertrekpunt voor de kwantificering van de gezondheidsrisico's te gebruiken. De vermindering van de concentratie door aftrek van de achtergrond wordt niet toegepast op de berekeningen van het gezondheidsrisico van *bron-specifieke* bijdragen aan de NO-concentratie. Deze bijdrage komt boven de achtergrondconcentratie uit en brengt daarmee een risico met zich mee.

Langdurige blootstelling en incidentie van astma onder kinderen

Voor de kwantificering van het risico van de lange-termijnblootstelling aan NO₂ voor de incidentie van astma onder kinderen is gebruikgemaakt van de resultaten van een recente meta-analyse (Khreis et al. 2017): het risico steeg met 5% wanneer de concentratie met 4 µg/m³ toenam. Dit resultaat was gebaseerd op negentien onderliggende publicaties. Er was sprake van een aanzienlijke heterogeniteit in het resultaat tussen de studies.

De incidentie is afkomstig uit de Nivel Zorgregistraties Eerste Lijn over Nederland. De leeftijd- en geslacht-specifieke incidentie in 2018 is als uitgangspunt genomen. Op basis van deze incidenties per 1000 personen en de samenstelling van de bevolking is de incidentie voor de leeftijdsgroep tot en met 18 jaar vastgesteld (8,19 per 1000 kinderen in de leeftijd 0-18 jaar). Dit komt overeen met een gemiddelde incidentie van $1.660 \cdot 10^{-6}$ per jaar per persoon voor inwoners van alle leeftijden.

Als uitgangspunt voor de kwantificering van het ziektelastrisico is het totale aantal YLD's gebruikt dat in Nederland in 2018 door astma in de leeftijd 0-18 jaar is verloren (VZinfo 2023). In de berekening is dezelfde werkwijze voor het achtergrondniveau aangehouden als voor het sterfterisico is gehanteerd.

Weergave van de gezondheidsrisico's van langdurige blootstelling

De gezondheidsrisico's door lange-termijnblootstelling zijn berekend op basis van de beschikbare meetgegevens van NO₂ op de luchtmeetstations en de concentraties uit de Grootschalige concentratie- en depositiekaarten Nederland (GCN) uit 2019. De laatste concentraties zijn gekoppeld aan de woonadressen in het eerder genoemde modelleergebied van 10 bij 10 km. Voor informatie over de woonadressen en populatieaantallen en over de details van de weergave van de risico's verwijzen we eveneens naar paragraaf 7.4.

8.7.2.2 Kortdurende blootstelling aan NO₂ en gezondheidseffecten

Kortdurende blootstelling en acute sterfte

In sectie 7.4 is de context van studies over PM₁₀, PM_{2,5}, NO₂ en ozon in relatie tot acute sterfte geschetst. Meng et al. (2021) leidden af dat het sterfterisico met 0,38% toeneemt bij een stijging van de 24-uursgemiddelde concentratie NO₂ van de dag ervoor met 10 µg/m³. Dit resultaat is onafhankelijk van eventuele co-blootstelling aan PM₁₀.

Kortdurende blootstelling en (spoed)ziekenhuisopnamen voor astma

Zheng et al. publiceerden een meta-analyse naar de relatie tussen de 24-uursgemiddelde concentraties NO₂ en (spoed)ziekenhuisopnamen voor astma (Zheng et al. 2021). De dagelijkse opnamen stegen met 1,4% bij een toename van de 24-uursconcentratie met 10 µg/m³. Dit risico is niet gecorrigeerd voor eventuele co-blootstellingen aan andere luchtverontreinigingscomponenten en kan daardoor een overschatting zijn met onbekende grootte.

Methodiek en weergave van de gezondheidsrisico's van kortdurende blootstelling

De effecten door dagelijkse blootstelling zijn berekend op basis van de meetgegevens van de totale concentratie NO₂ op de meetstations. De kwantitatieve analyse heeft betrekking op de periode 2019-2021. Evenals bij fijnstof is gedaan zijn de schatters van het risico per 10 µg/m³ op acute sterfte en op spoedopnamen voor astma aangepast om de concentratie-responsrelaties voor de 24-uursgemiddelde concentratie toe te kunnen passen op de maximale 1-uursconcentratie. Ook voor NO₂ bedraagt in Nederland de verhouding tussen de maximale 1-uursconcentratie en de 24-uursconcentratie een factor 2, zodat de risicoschatters per 10 µg/m³ zijn gehalveerd (Dusseldorp et al. 2015). Op deze wijze kan bekeken worden of er eventueel een afwijkend patroon in kortdurende concentratieverhogingen van invloed is op het berekende extra risico. De overige stappen in de berekening van de extra risico's op acute sterfte en op spoedopnamen voor astma zijn gelijk aan wat eerder in het hoofdstuk 7 over acute effecten door fijnstof is beschreven.

8.8 Schatting van de invloed van de uitstoot van NO₂ door TSN op de gezondheid van omwonenden

8.8.1 *Kwantificering van de gezondheidsrisico's van lange-termijn blootstelling*
In Tabel 23 zijn de gezondheidsrisico's vermeld die samenhangen met de totale concentratie van NO₂, zoals gemeten op de meetstations. In de tabel zijn eveneens de risico's vermeld voor de concentraties behorend bij de wettelijke grenswaarden en WHO-advieswaarden (WHO 2021).

Uit Tabel 23 kan worden opgemaakt dat blootstelling aan NO₂ in de IJmond leidt tot een berekende verkorting van de levensduur met 2,8 tot 3,6 maanden. De levensduurverkorting is in IJmuiden groter dan Wijk aan Zee; dit kan mede worden verklaard door de rol van de scheepsvaart. Voor het meetstation Wijk aan Zee bedraagt het verschil ten opzichte van de concentratie in De Zilk circa één maand.

Uit Tabel 23 blijkt ook dat het extra risico op de incidentie van astma in dezelfde orde ligt als dat van vroegtijdige sterfte. In de berekeningen is uitgegaan van een gemiddeld risico op astma in Nederland van $1.660 \cdot 10^{-6}$ en op sterfte van $8.190 \cdot 10^{-6}$ p.j.p.p.. Kanttekening hierbij is dat de extra risico's op astma optreden bij kinderen van 0-18 jaar en die op sterfte in de leeftijd 30 jaar en ouder; het gemiddelde en de extra risico's zijn ter bevordering van de onderlinge vergelijkbaarheid uitgedrukt over alle leeftijden. Het ziektelastrisico verbonden aan de incidentie van astma (YLD) is bijna 35 maal kleiner dan het ziektelastrisico in verloren levensjaren door vroegtijdige sterfte. De resultaten in de tabel laten verder zien dat concentraties onder de grenswaarden nog steeds gevolgen voor het ziektelastrisico hebben.

De gezondheidsrisico's samenhangend met de op de coördinaten van de meetstations gemodelleerde concentratiebijdrage van de industrie zijn in Tabel 24 weergegeven. De meetstations De Rijk en De Zilk zijn beschouwd als achtergrondlocaties; de gemodelleerde concentratiebijdragen op beide stations zijn daarom gemiddeld. In de tabel is de grens weergegeven die voor de concentratiebijdrage aan NO₂ geldt voor de beoordeling van een "niet in betekenende mate bijdrage" (NIBM) aan de luchtverontreiniging.

Tabel 23 De aan de in 2019 op meetstations gemeten concentratie NO₂ verbonden gezondheidsrisico's.

Meetstation	levensduurverkorting (maand)	YLL p.j.p.p. ($\cdot 10^{-6}$)	extra sterfte-risico p.j.p.p. ($\cdot 10^{-6}$)	extra astma-incidentie p.j.p.p. ($\cdot 10^{-6}$)	YLD per jaar p.j.p.p. ($\cdot 10^{-6}$)
Wijk aan Zee 553	2,8	2.600	230	280	78
IJmuiden 551	3,6	3.330	290	340	96
De Zilk 444	1,7	1.600	140	170	49
Grenswaarde	6,6	6.000	530	580	160
Advieswaarde	0,9	860	78	98	28

De aan in 2019 gemeten concentratie NO₂ verbonden gemiddelde levensduurverkorting, de berekende extra risico's op sterfte, astma, verloren levensjaren (YLL) en ziektejaarequivalenten (YLD) uitgedrukt per jaar per persoon (p.j.p.p.) op de meetstations Wijk aan Zee, IJmuiden en De Zilk en voor de wettelijke grenswaarde en de WHO-advieswaarde.

Tabel 24 Gemodelleerde concentratiebijdrage van de industrie aan NO₂ in 2019 en de daaraan verbonden gezondheidsrisico's op meetstations.

Meetstation	concentratiebijdrage aan NO ₂ (µg/m ³)	levensduurverkorting (maand)	YLL p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	extra sterfte-risico p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	extra astma-incidentie p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	YLD per jaar p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)
Wijk aan Zee 553	3,41	0,64	590	53	67	19
IJmuiden 551	2,17	0,41	370	34	43	12
Beverwijk 570	2,98	0,56	510	47	59	17
De Rijk 556/De Zilk 444	0,43	0,08	70	7,0	8,7	2,4
NIBM	1,20	0,22	210	19	24	6,8

Jaargemiddelde gemodelleerde concentratiebijdrage van de industrie aan NO₂ in 2019 en de daaraan verbonden gemiddelde levensduurverkorting, de berekende extra risico's op sterfte, astma, verloren levensjaren (YLL) en ziektejaarequivalenten (YLD) uitgedrukt per jaar per persoon (p.j.p.p.) op de meetstations Wijk aan Zee, IJmuiden, Beverwijk, De Rijk en De Zilk en voor de grens voor "niet in betekende mate bijdragen" aan NO₂ (NIBM).

De berekende extra risico's op basis van de gemodelleerde concentratiebijdrage zijn hoger op de in de IJmond gelegen meetstations dan op die in De Rijk en De Zilk. De verschillen in levensduurverkorting liggen in de orde van een halve maand. Dit resultaat is onafhankelijk van het gezondheidsrisico van blootstelling aan fijnstof. De extra risico's op vroegtijdige sterfte en de daaraan gerelateerde risicomaten van stikstofdioxide en die van fijnstof kunnen daarom bij elkaar worden opgeteld. De gezondheidsrisico's van NO₂ worden in Tabel 25 voor de clusters van woongebieden vermeld. De resultaten zijn zowel voor de concentratiebijdrage als voor de totale concentratie weergegeven. In het cluster Reyndersweg wonen geen mensen, maar voor de volledigheid is dit cluster in de tabel opgenomen.

Tabel 25 Gemodelleerde totale concentratie NO₂ en de concentratiebijdrage van de industrie aan NO₂ in 2019 en de daaraan verbonden gezondheidsrisico's voor verschillende woonclusters.

Wooncluster	levensduurverkorting (maand)	YLL p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	extra sterfte-risico p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	extra astma-incidentie p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	YLD per jaar p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)
Totale concentratie					
Wijk aan Zee	1,8	1.600	150	180	50
Beverwijk	2,7	2.400	220	270	74
IJmuiden-Oost	2,5	2.300	210	250	71
IJmuiden Sluis	2,5	2.300	200	250	69
Velsen-Noord	2,7	2.500	230	270	76
Reyndersweg	1,6	1.400	130	160	45
Heemskerk	2,3	2.100	190	230	64

Wooncluster	levens- duur- verkorting (maand)	YLL p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	extra sterfte- risico p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	extra astma- incidentie p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)	YLD per jaar p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)
Bijdrage industrie					
Wijk aan Zee	0,53	490	44	56	16
Beverwijk	0,51	470	43	54	15
IJmuiden-Oost	0,44	400	36	46	13
IJmuiden Sluis	0,35	320	29	38	11
Velsen-Noord	0,48	440	40	51	14
Reyndersweg	0,37	340	31	40	11
Heemskerk	0,31	290	26	34	9,5

Jaargemiddelde gemodelleerde totale concentratie NO₂ en de concentratiebijdrage van de industrie aan NO₂ in 2019 en de daaraan verbonden gemiddelde levensduurverkorting, de berekende extra risico's op sterfte, astma, verloren levensjaren (YLL) en ziektejaarequivalenten (YLD) uitgedrukt per jaar per persoon (p.j.p.p.) voor verschillende woonclusters.

Uit Tabel 25 valt op te maken dat de risico's verbonden aan de gemodelleerde totale concentratie NO₂ het geringst zijn in het cluster Reyndersweg, gevolgd door de woonclusters Wijk aan Zee en Heemskerk.

De aan de gemodelleerde industriebijdrage gerelateerde risico's zijn het grootst rondom het industrieterrein (woonclusters Wijk aan Zee, Beverwijk, Velsen-Noord en IJmuiden-Oost).

8.8.2

Kwantificering van de gezondheidsrisico's van korte-termijnblootstelling

In Tabel 26 zijn de gemiddelde extra risico's op acute sterfte of op een spoedopname in het ziekenhuis voor astma weergegeven die gerelateerd zijn met de (totale) 24-uursgemiddelde concentratie en met de maximale 1-uursgemiddelde concentraties NO₂ op de verschillende meetstations voor de periode 2019-2021.

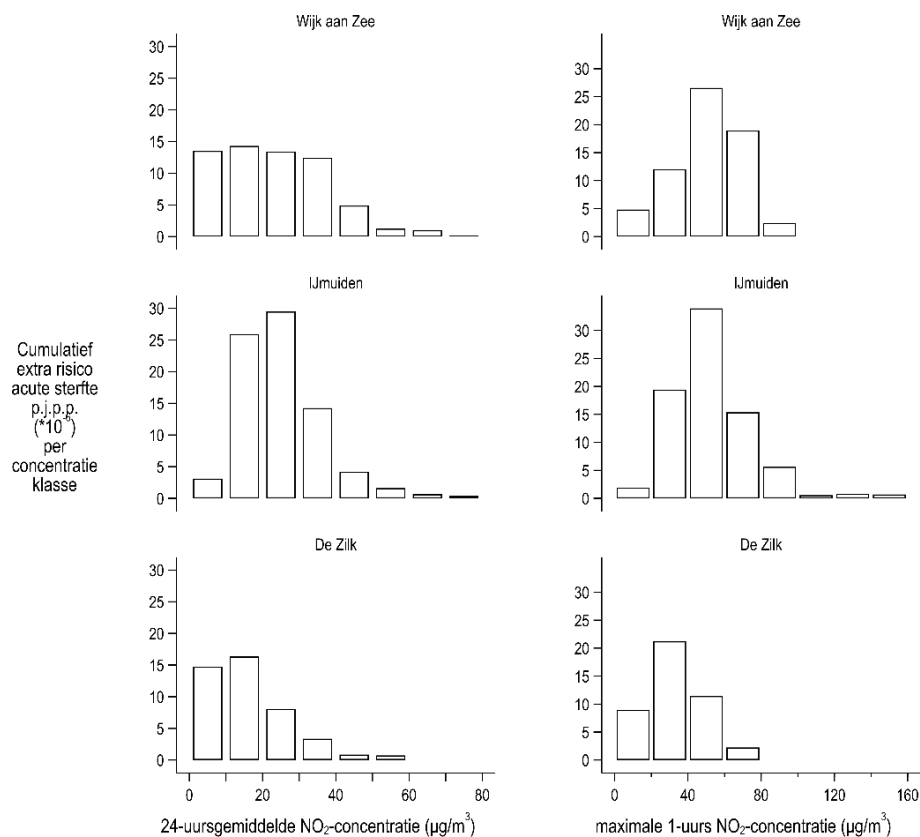
Tabel 26 Gemiddeld extra risico per jaar per persoon (p.j.p.p.) op acute sterfte en op een spoedopname in het ziekenhuis voor astma samenhangend met de dagelijkse (24-uursgemiddelde) en de maximale 1-uursgemeten concentraties van NO₂ in de periode 2019-2021 op de meetstations Wijk aan Zee, IJmuiden en De Zilk.

Gezondheidseffect	Wijk aan Zee 553	IJmuiden 551	De Zilk 444
Acute sterfte p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)			
- daggemiddelde NO ₂	61	80	44
- maximale 1-uurs NO ₂	65	79	44
(Spoed) ziekenhuis opname voor astma p.j.p.p. (*10 ⁻⁶)			
- daggemiddelde NO ₂	9,7	12,6	7,1
- maximale 1-uurs NO ₂	10,3	12,4	7,0

Uit Tabel 26 komt naar voren dat de extra risico's in de IJmond verhoogd zijn ten opzichte van die in de achtergrondlocatie De Zilk.

De extra risico's verschillen onderling vrijwel niet wanneer deze worden berekend op basis van een 24-uursgemiddelde of op basis van een maximale 1-uursgemiddelde concentratie.

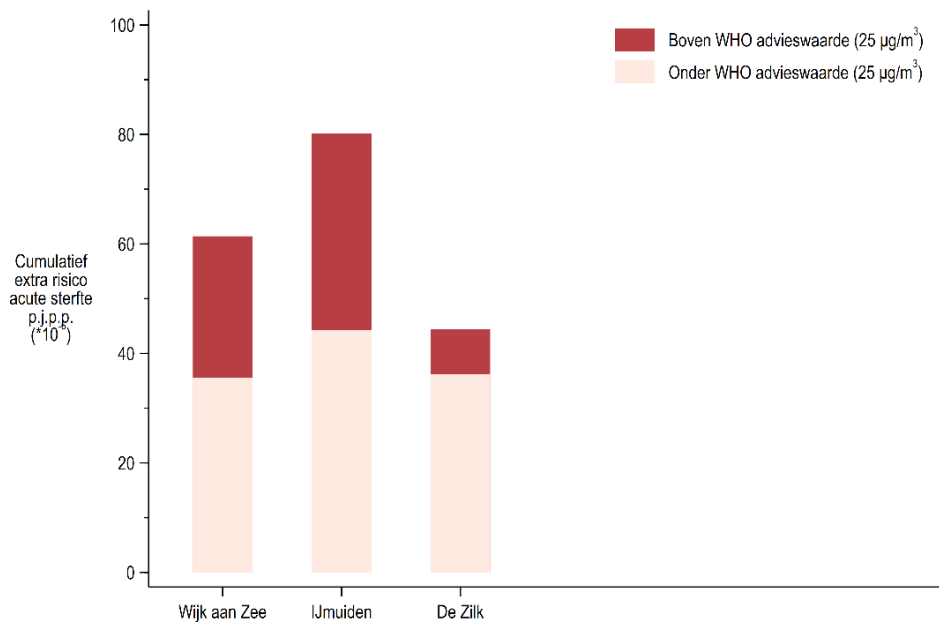
Om inzicht te geven in de bijdrage van verhoogde concentraties aan het geaggregeerde jaarlijkse extra risico, zijn de dagelijkse (24-uursgemiddelde) concentraties ingedeeld in klassen van $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Per concentratieklasse zijn de risico's vervolgens gesommeerd. Dit is ook bij de maximale 1-uursgemiddelde concentratie gedaan, waarbij klassen van $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zijn gehanteerd. Het resultaat is weergegeven in Figuur 53.



Figuur 53 Cumulatieve extra risico op acute sterfte per jaar per persoon (p.j.p.p) naar het niveau van de dagelijkse (24-uursgemiddelde) (links) en maximale 1-uursconcentratie (rechts) van NO₂ in de periode 2019-2021.

De hoogte van de balkjes geeft aan in welke concentratieklasse het gecumuleerde extra risico het grootste is. Uit Figuur 53 kan worden opgemaakt dat deze klassen aan de onderkant of in het midden van de verdeling van dagelijkse concentraties ligt. Dit betekent dat het over een geheel jaar gemiddelde extra risico vooral samenhangt met doorsneeconcentraties en niet of nauwelijks wordt beïnvloed door de bijdrage van (sterk) verhoogde concentraties. Dit geldt zowel voor de 24-uursgemiddelde concentratie als het maximale 1-uursgemiddelde.

NO₂ kent een advieswaarde van de WHO voor de 24-uursgemiddelde concentratie van 25 µg/m³. In Figuur 54 is de omvang van de acute sterfte boven en onder deze advieswaarde weergegeven.



Figuur 54 Cumulatief extra risico op acute sterfte per jaar per persoon (p.j.p.p.) in de periode 2019-2021, uitgesplitst naar de WHO-advieswaarde voor de dagelijkse (24-uursgemiddelde) concentratie van NO₂.

Voor meetstation IJmuiden waren dagen met een concentratie boven de advieswaarde van de WHO voor bijna de helft van het extra risico verantwoordelijk (45%: 36*10⁻⁶ p.j.p.p. van het in totaal gecumuleerde extra risico van 80*10⁻⁶ p.j.p.p.). Voor Wijk aan Zee en De Zilk was dit in mindere mate het geval: respectievelijk 41 en 18%.

Wanneer we de resultaten voor spoedopnamen in het ziekenhuis voor astma zouden uitsplitsten naar de verdeling van de dagelijkse concentratie van NO₂, zijn de patronen en bevindingen vrijwel hetzelfde als die voor acute sterfte. Vandaar dat deze achterwege zijn gelaten.

8.8.3 Discussie over kwantificering van de gezondheidsrisico's van NO₂

In aanvulling op de discussiepunten over de kwantificering van de risico's van fijnstof, gaan we in deze paragraaf alleen specifiek in op enkele punten voor NO₂.

In dit hoofdstuk zijn de risico's van lange-termijnblootstelling gekwantificeerd in termen van sterfterisico, extra incidentie van astma bij kinderen en adolescenten en ziektelastrisico. Het bewijs uit experimentele studies voor een onafhankelijke biologische reactie van NO₂ die de in de vele epidemiologische studies waargenomen samenhang met sterfte ondersteunen, is nog beperkt. Dit betekent dat de sterkte van de bewijslast van NO₂ voor verhoogde sterfterisico's door langdurige blootstelling wat minder sterk is dan die voor PM_{2,5} en

sterfte, of die voor NO₂ en de effecten op de luchtwegen (Forastiere and Peters 2021).

De risico's van fijnstof en NO₂ zijn in twee verschillende hoofdstukken beschreven. Voor sterfte geldt dat de concentratie-responsrelaties voor NO₂ en PM₁₀ uit dezelfde studie afkomstig zijn en dat deze relaties voor elkaars invloed zijn gecorrigeerd. Dit betekent dat het sterfterisico, en de daaraan gerelateerde indicatoren, van NO₂ en van fijnstof van elkaar zijn 'ontkoppeld' en daarom bij elkaar kunnen worden opgeteld, zonder dat er sprake is van 'dubbel telling'. Deze systematiek wordt dan ook in het Schone Lucht Akkoord voor PM₁₀ en NO₂ toegepast. De cumulatie van de gezondheidsrisico's van de verschillende componenten en toevoutroutes komt in hoofdstuk 12 aan bod.

Eerder is beschreven dat als tussenstap in de berekeningen de populatie-attributieve fractie (PAF) is berekend, maar niet in de tabellen is vermeld. Voor sterfte geldt dat 1,8% van de sterfte in 2019 in het wooncluster Wijk aan Zee kan worden gerelateerd aan de totale concentratie NO₂; de bijdrage van de industrie via NO₂ is 0,5%. Voor het wooncluster Heemskerk is dit respectievelijk 2,3 en 0,3%. De incidentie van astma onder kinderen is een specifiek gezondheidseffect voor de risico's van NO₂ dan vroegtijdige sterfte; de PAF is hoger. Geschat wordt op basis van de totale blootstelling aan NO₂ dat 11% van de incidentie van astma onder kinderen hieraan is gerelateerd en dat ongeveer 3% samenhangt met de industriële bijdrage. In Heemskerk is dit respectievelijk 14 en 2,0%.

In de Gezondheidsmonitor IJmond was er voor meisjes en jongens onder de 6 jaar en voor meiden, jonge vrouwen, jongens en jonge mannen van 6 tot 20 jaar over het algemeen sprake van een daling in de incidentie van luchtwegaandoeningen (gebaseerd op medicatievertrekking) naarmate het blootstellingsgebied dichter bij TSN lag en daardoor meer wordt belast door de basismetaleindustrie (Houthuijs et al. 2022). Gebruikmakend van concentraties die zijn gemodelleerd op het woonadres, werd voor kinderen, jongeren en jongvolwassenen geen samenhang tussen de incidentie van luchtwegaandoeningen en de concentratiebijdragen aan primair fijnstof (PM_{2,5}) en stikstofoxiden geobserveerd, uitgezonderd onder meisjes onder de 6 jaar, bij wie een daling in de incidentie bij een toenemende concentratie stikstofoxide werd gevonden.

Deze bevindingen staan in contrast tot de input voor de risicoschattingen, waarbij op basis van de literatuur wordt verondersteld dat er sprake is van een toenemend risico op astma bij olopende blootstelling aan NO₂. Deze discrepantie is op zich niet uitzonderlijk. De resultaten van de risicoschatting zijn gebaseerd op een meta-analyse van twintig studies die overall op een statistisch significante relatie wijst. Echter, in de afzonderlijke studies worden zowel positieve als negatieve samenhangen tussen de incidentie van astma en de blootstelling aan NO₂ gevonden. De risico's uitgedrukt per 1 µg/m³ zijn relatief klein, dus het vereist veel studiedeelnemers om tot een goede schatting van het gemiddelde risico te komen. Ook kleinere studies met een grotere onzekerheid dragen bij met informatie om te komen tot een gemiddeld

risico per 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, maar enige terughoudend is op zijn plaats wanneer de bevindingen van dit type studies individueel worden geïnterpreteerd.

In de rapportage van de Gezondheidsmonitor IJmond werd aangegeven dat de omvang van de twee onderzoekspopulaties onder de 20 jaar relatief klein was ten opzichte van de groepen deelnemers waarin andere medicatiegroepen werden onderzocht (Houthuijs et al. 2022). Er werd in de rapportage ook een speculatieve verklaring geopperd. Er zou sprake kunnen zijn van zelfselectie. (Aanstaande) ouders met een familiegeschiedenis van luchtwegklachten, die ervan op de hoogte zijn dat kortdurende verhoging van fijnstof en NO_2 kunnen leiden tot verergering van luchtwegklachten, willen mogelijk niet dat hun kinderen opgroeien in de nabijheid van industrie. Ouders kunnen besluiten daarom niet in het gebied te gaan wonen of verhuizen mogelijk eerder uit het gebied. De resterende populatie is hierdoor mogelijk minder gevoelig voor eventuele effecten op de luchtwegen. Overigens is deze hypothese niet in de Gezondheidsmonitor IJmond onderzocht, en blijft dit een speculatie.

De discrepantie tussen wat wordt verwacht van gezondheidsrisico en wat wordt geobserveerd, illustreert dat er ook beperkingen aan de uitvoering van lokaal gezondheidsonderzoek zitten, ondanks dat deze studies zich veel specifieker kunnen richten op de relevante blootstelling(en). Voor de risicoschattingen is er daarom in dit rapport voor gekozen zoveel mogelijk gebruik te maken van internationale systematische reviews en meta-analyses. De uitzonderingen hierop zijn nader gemotiveerd.

De bewijskracht voor acute effecten van korte-termijnblootstelling door NO_2 is hoog (US-EPA 2016). Voor de discussiepunten over de kwantificering van de acute effecten verwijzen we naar het hoofdstuk over fijnstof.

8.9 Conclusies met betrekking tot NO_2

Op basis van dit onderzoek kan er geconcludeerd worden dat de in de IJmond gemeten jaargemiddelde concentraties van NO_2 voldoen aan de jaargemiddelde grenswaarde, maar niet aan de advieswaarde van de WHO. De uurgemiddelde grenswaarde is de afgelopen jaren niet overschreden. Voor NO_2 in lucht wordt de bijdrage van lokale bronnen in de IJmond in de afgelopen (2019-2022) jaren op basis van de jaargemiddelde concentraties geschat op:

- 5-6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Wijk aan Zee);
- 10-11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (IJmuiden).

Door de chemische omzettingen tussen de stikstofdioxide (NO en NO_2) is het lastig om een bijdrage van bronnen op het terrein van TSN aan de meetwaarden te schatten. Ook zijn er minder detailgegevens beschikbaar voor de emissies van NO en NO_2 . Hierdoor kennen de geschatte bijdrage van TSN bronnen aanzienlijke onzekerheden. De met aantallen uren gewogen gemiddelde waarde van de geschatte bijdragen op Wijk aan Zee bedraagt 3,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Voor IJmuiden is dat 3,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. De geschatte berekende bijdragen in de IJmond bedragen respectievelijk 3,4 en 2,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ voor Wijk aan Zee en IJmuiden. De

verschillen tussen de berekende en gemeten bijdrage zijn klein ten opzichte van de onzekerheid. Daarom zijn de standaard GCN-modelberekeningen gebruikt voor het inschatten van de concentratiebijdrage van industrie/TSN.

De gemodelleerde concentratiebijdrage aan NO₂ leidt in de woonclusters Wijk aan Zee, Beverwijk en Velsen-Noord naar verwachting tot een gemiddeld levensduurverlies van 0,5 maanden. Het levensduurverlies in de woonclusters IJmuiden-Oost en IJmuiden Sluis is circa 0,4 en in het cluster Heemskerk 0,3 maanden.

Het extra risico voor de astma-incidentie bedraagt in de wooncluster Wijk aan Zee, Beverwijk en Velsen-Noord 51 tot $56 \cdot 10^{-6}$ per jaar per persoon. In de woonclusters IJmuiden-Oost en IJmuiden Sluis is dit 38 tot $46 \cdot 10^{-6}$ en in het cluster Heemskerk $34 \cdot 10^{-6}$ per jaar per persoon. De bijdrage van het extra risico van de astma-incidentie aan het ziektelastrisico dat is gerelateerd aan vroegtijdige sterfte is enkele procenten (circa 3%).

De risico's op acute sterfte en op een spoedopname in het ziekenhuis voor astma gerelateerd aan de totale concentratie van NO₂ zijn in de IJmond verhoogd ten opzichte van de achtergrondlocatie. Berekeningen uitgevoerd met de maximale 1-uursconcentraties leiden niet tot andere inzichten in het gezondheidsrisico dan die op basis van dagelijkse concentraties.

9 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK)

9.1 Inleiding

Dit hoofdstuk beschouwt hoe omwonenden van TSN worden blootgesteld aan polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) en wat dat betekent voor hun gezondheid. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen achtergrond, TSN en andere lokale bronnen. Uit onderzoek van het RIVM blijkt dat er in het gebied rondom het terrein van Tata Steel verhoogde hoeveelheden stofdeeltjes voorkomen, die naast metalen ook PAK bevatten. Het gaat daarbij zowel om fijnstof (zie hoofdstuk 7) als om grof stof. Een groot deel van het grof stof slaat neer in de nabije omgeving van het TSN-terrein. Bij fijnstof is minder het geval. PAK dat gebonden is aan fijnstof en grof stof kan bij blootstelling een gezondheidsrisico opleveren. Bij fijnstof gaat het dan om blootstelling via inhalatie, en bij depositie, dat grotendeels bestaat uit grof stof, om ingestie (hand-mondcontact) en opname via de huid. Deze laatste twee blootstellingen spelen vooral bij jonge kinderen.

Er zijn in de IJmond meer bronnen van PAK dan uitsluitend TSN. Denk daarbij aan andere bedrijven, verkeer, houtstook en opwaaiend (bodem)stof uit de leefomgeving. Van PAK in depositie is vastgesteld dat dit grotendeels afkomstig is van het TSN-terrein (Elberse et al. 2021b). Verspreiding van stof is niet de enige route van blootstelling aan PAK. Bodem en voedsel dragen ook bij aan de blootstelling. Daarbij dient te worden opgemerkt dat sommige routes van blootstelling in redelijkheid niet vermijdbaar zijn, terwijl dat bij andere routes wel het geval is. In dit rapport kijken we primair naar PAK afkomstig van TSN. Daarnaast willen we ter referentie ook de betekenis van de andere bronnen en blootstellingsroutes inzichtelijk maken.

We brengen in dit hoofdstuk de gezondheidsrisico's van chronische blootstelling aan PAK via vier routes (lucht, depositie, bodem, voedsel) in beeld, en vertalen dat naar een maat voor ziektelast. De ziektelast wordt berekend op basis van het verwachte aantal verloren levensjaren, en het aantal jaren dat met een aandoening gepaard gaat.

Begrippen

In dit hoofdstuk komt een aantal termen regelmatig voor die extra toelichting nodig hebben om geïnterpreteerd te worden zoals de auteurs bedoeld hebben. Deze begrippen worden hier toegelicht om de leesbaarheid van het hoofdstuk te bevorderen.

ISL3A: Een verspreidingsmodel dat het RIVM gebruikt om de concentraties van benzo[a]pyreen (BaP) en Indeno[1,2,3-cd]pyreen (IND) in de lucht door te rekenen aan de hand van verkregen emissiegegevens van punt- en oppervlakte bronnen op het TSN-terrein. Voor dit rapport is ISL3A 2020 (InfoMil 2023a) gebruikt.

Gemeten bijdrage: Met deze term wordt de *geschatte gemeten bijdrage* van bronnen bedoeld. Deze bijdrage van bronnen is berekend door een geschatte achtergrondwaarde van de totale concentratie af te trekken. In dit hoofdstuk zal in worden gegaan op deze methodiek.

Berekende bijdrage: Met deze term wordt de *aan metingen geschaalde concentraties* bedoeld. Deze waarden zijn met een correctiefactor geschaald zodat gemodelleerde en gemeten waarden beter overeenkomen.

Populatie-Gewogen concentratie: Bij het bepalen van een gemiddelde concentratie over een gebied worden op veel, uniform verdeelde, locaties in dat gebied de concentraties berekend en gemiddeld. Als we de gemiddelde blootstelling van de bevolking willen berekenen dan rekenen we de concentraties alleen op de woonlocaties in het gebied uit. Verder wegen we de concentraties met het aantal personen op elke locatie (indien bekend). De op deze manier berekende gemiddelde concentratie, de populatie-gewogen concentratie, zegt dus specifiek iets over de blootstelling van de bevolking in het gebied.

ZZS-studie: De emissiegegevens van TSN die in dit hoofdstuk gebruikt worden om de concentraties van PAK in de lucht te berekenen zijn via mail van provincie Noord-Holland, op 17 mei 2022 aan het RIVM verstrekt. Een beschrijving van deze informatielevering is [in dit document](#) te vinden op overheid.nl. Zie echter ook de aanvullende informatie onder de kop "14 juli: verduidelijking berichtgeving over expertmeetings" op de website <https://www.rivm.nl/tata-steel/actueel>.

Leeswijzer

In de opbouw van dit hoofdstuk hebben we ervoor gekozen om duidelijk onderscheid te maken tussen PAK die gebonden aan fijnstof via lucht verspreid worden en PAK die gebonden zijn aan grof stof. In de volgende twee paragrafen wordt ingegaan op de meetdata en de emissiegegevens van PAK in lucht. De bijdrage van TSN aan PAK via de lucht, gebonden aan fijnstof, wordt gebaseerd op beschikbare meetdata, emissiegegevens en berekeningen. Paragrafen 9.4 en 9.5 gaan in op grof stof. In paragraaf 9.6 komt de blootstelling vanuit de verschillende routes aan de orde. Daarna volgen de effecten en gezondheidsrisico's, aangevuld met een discussie en conclusie.

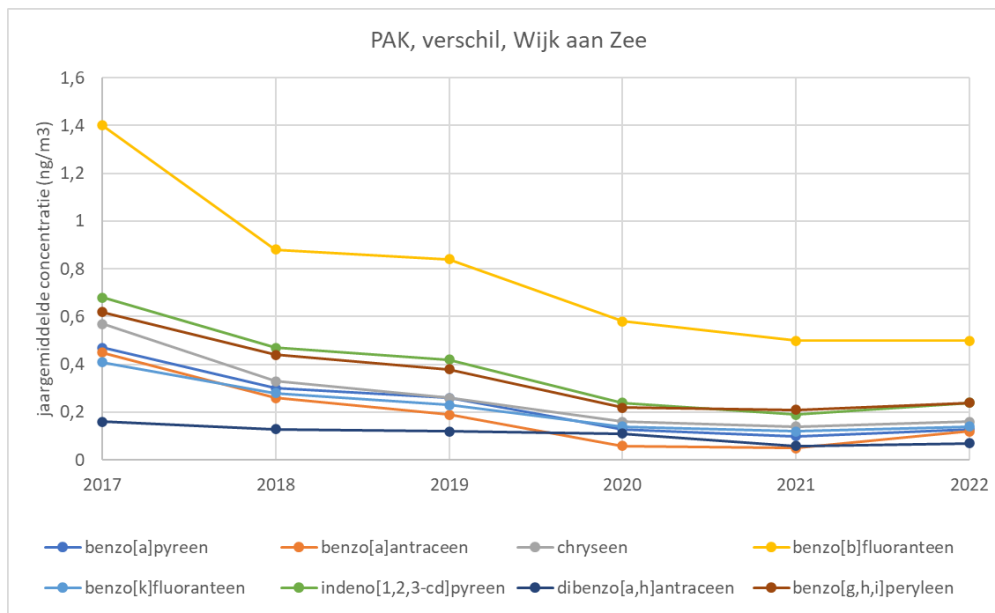
9.2 Meetdata van PAK in de IJmond in lucht

In de buurt van TSN worden op drie locaties van het luchtmeetnet PAK bepaald, namelijk in Wijk aan Zee, Beverwijk en in IJmuiden. Daarnaast worden PAK bepaald op achtergrondlocatie De Rijp. De uitvoering van metingen van PAK in lucht in de IJmond ligt bij de GGD Amsterdam (De Jonge 2019, De Jonge 2020, De Jonge 2021, De Jonge 2022). Over de meetstrategie wordt onder meer vermeld: "*Dagelijks worden PM₁₀-filters bemonsterd voor PAK of metalen. De beladen filters worden gekoeld bewaard en gekoeld getransporteerd naar het laboratorium. Deze filters worden de ene dag geanalyseerd op metalen en de volgende op PAK, waarmee een databeschikbaarheid van 50% voor zowel PAK als metalen wordt nagestreefd.*" Anders dan bij de automatisch gemeten stoffen zijn er voor PAK dus geen uurgemiddelde concentraties, alleen gemiddelden over enkele dagen. Voor meer details wordt verwezen naar de rapportages luchtkwaliteit voor de IJmond van de GGD Amsterdam. Voor dit rapport hebben we de meetgegevens van PAK in de periode 2011 tot en met 2019 gebruikt (GGD-A'dam 2023). (Zie Bijlage 1 voor de specificatie van PAK). Over deze periode zijn meerdaagsgemiddelde concentraties openbaar beschikbaar en in de analyses gebruikt. De gerapporteerde jaargemiddelde totale concentraties zijn ook voor latere

jaren beschikbaar en voor de trend wordt gekeken naar de periode 2017-2023. De jaargemiddelden worden getoond in Tabel 27, Tabel 28 en Tabel 29. De jaargemiddelde PAK-concentraties in lucht zijn tussen 2017 en 2022 in Wijk aan Zee met circa 60% afgenomen, in IJmuiden met meer dan 40% en in De Rijp nauwelijks. De concentraties van PAK in Beverwijk waren in 2021 vergelijkbaar met die in IJmuiden en Wijk aan Zee. De concentratiebijdragen op Wijk aan Zee en IJmuiden, na aftrek van de aangenomen achtergrondwaarde, zijn geplot in Figuur 55 en Figuur 56. Het verloop van de totale concentraties op de achtergrondlocatie (De Rijp) is geplot in Figuur 57.

Tabel 27 Jaargemiddelde totale concentraties van PAK in de lucht in Wijk aan Zee (ng/m³).

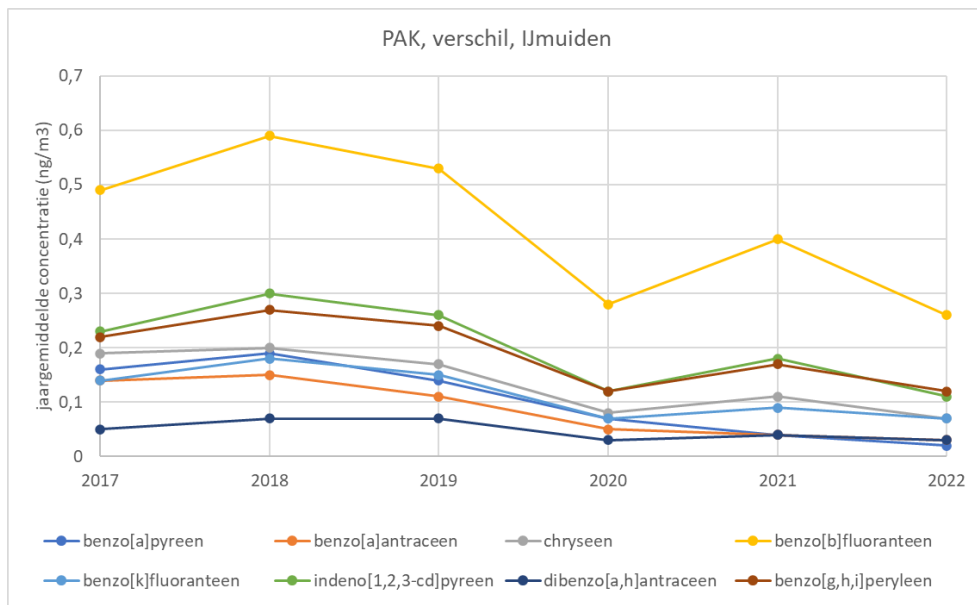
PAK	2017	2018	2019	2020	2021	2022
benzo[a]pyreen	0,52	0,39	0,31	0,16	0,13	0,19
benzo[a]antraceen	0,48	0,32	0,22	0,08	0,07	0,15
chryseen	0,64	0,43	0,33	0,21	0,18	0,22
benzo[b]fluoranteen	1,57	1,12	1,02	0,7	0,62	0,67
benzo[k]fluoranteen	0,45	0,34	0,28	0,17	0,15	0,18
indeno[1,2,3-cd]pyreen	0,77	0,59	0,51	0,31	0,25	0,32
dibenzo[a,h]antraceen	0,18	0,15	0,13	0,12	0,07	0,08
benzo[g,h,i]peryleen	0,71	0,56	0,47	0,28	0,27	0,33



Figuur 55 Jaargemiddelde concentratiebijdrage van PAK in de lucht in Wijk aan Zee (ng/m³).

Tabel 28 Jaargemiddelde totale concentraties van PAK in de lucht in IJmuiden (ng/m³).

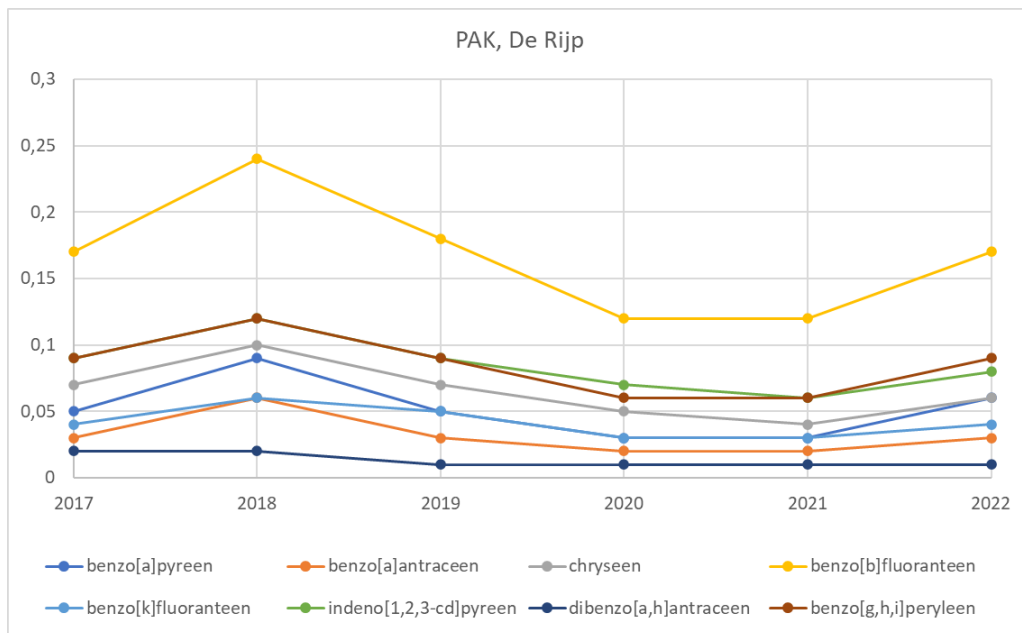
PAK	2017	2018	2019	2020	2021	2022
benzo[a]pyreen	0,21	0,28	0,19	0,10	0,07	0,08
benzo[a]antraceen	0,17	0,21	0,14	0,07	0,06	0,06
chryseen	0,26	0,30	0,24	0,13	0,15	0,13
benzo[b]fluoranteen	0,66	0,83	0,71	0,40	0,52	0,43
benzo[k]fluoranteen	0,18	0,24	0,2	0,10	0,12	0,11
indeno[1,2,3-cd]pyreen	0,32	0,42	0,35	0,19	0,24	0,19
dibenzo[a,h]antraceen	0,07	0,09	0,08	0,04	0,05	0,04
benzo[g,h,i]peryleen	0,31	0,39	0,33	0,18	0,23	0,21



Figuur 56 Jaargemiddelde concentratiebijdrage van PAK in IJmuiden (ng/m³).

Tabel 29 Jaargemiddelde concentraties van PAK in de lucht in De Rijp (ng/m³).

PAK	2017	2018	2019	2020	2021	2022
benzo[a]pyreen	0,05	0,09	0,05	0,03	0,03	0,06
benzo[a]antraceen	0,03	0,06	0,03	0,02	0,02	0,03
chryseen	0,07	0,10	0,07	0,05	0,04	0,06
benzo[b]fluoranteen	0,17	0,24	0,18	0,12	0,12	0,17
benzo[k]fluoranteen	0,04	0,06	0,05	0,03	0,03	0,04
indeno[1,2,3-cd]pyreen	0,09	0,12	0,09	0,07	0,06	0,08
dibenzo[a,h]antraceen	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
benzo[g,h,i]peryleen	0,09	0,12	0,09	0,06	0,06	0,09

Figuur 57 Jaargemiddelde totale concentraties van PAK in De Rijp (ng/m³).

Het is opvallend dat de mate waarin de concentraties van PAK in de periode 2017-2022 afnemen verschilt tussen de stoffen en ook tussen de locaties. Hiervoor is geen verklaring en daar is in de huidige studie ook niet naar gezocht.

In Bijlage 4 worden de correlaties tussen de gemeten concentraties van PAK-verbindingen in Wijk aan Zee en IJmuiden getoond. Omdat Benzo[a]pyreen als marker voor PAK in lucht wordt beschouwd (zie Bijlage 1) staat deze linksboven in de figuren. De eerste kolom met correlaties toont dus de correlaties tussen Benzo[a]pyreen en de andere gemeten PAK. De *correlatiecoëfficiënten* van deze correlaties staan in de bovenste rij van de figuur.

Vooral in Wijk aan Zee zijn de concentraties van PAK onderling sterk gecorreleerd; de laagste correlatiecoëfficiënt bedraagt daar circa 0,92. In IJmuiden zijn de correlaties iets minder sterk, met een laagste correlatiecoëfficiënt van circa 0,86.

Voor zowel Wijk aan Zee als IJmuiden zijn de verhoudingen tussen de BaP-concentratie en de concentraties van de andere gemeten PAK

bepaald met behulp van een lineaire fit. Onderstaande Tabel 30 toont de gemiddelde concentraties van de gemeten PAK en een fit van de concentraties van de gemeten stoffen aan de BaP-concentraties. Door afrondingsverschillen kan het toepassen van de fits op de concentraties net iets andere waarden opleveren dan via de direct gemeten concentraties.

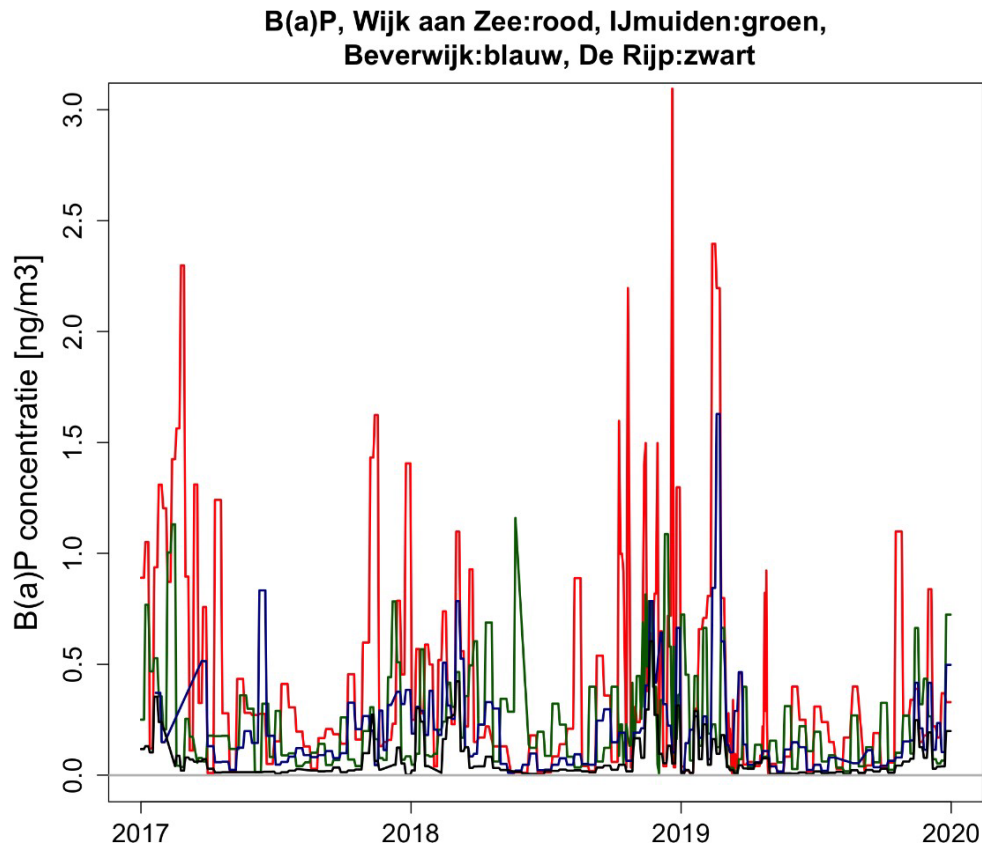
Tabel 30 Gemeten meerdaags-gemiddelde PAK-concentraties en verhoudingen tussen BaP en de desbetreffende PAK in de periode 2017 t/m 2019, in ng/m³.

PAK	WaZ gem	WaZ Ratio	WaZ Offset	IJm gem	IJm Ratio	IJm Offset	DeRijp Ratio
benzo[a]pyreen	0,41	1,00	0,00	0,23	1,00	0,00	1,00
benzo[a]antraceen	0,34	0,89	-0,02	0,17	0,78	-0,01	0,70
chryseen	0,47	1,11	0,01	0,27	1,11	0,02	1,22
benzo[b]fluoranteen	1,24	2,73	0,12	0,74	2,53	0,15	2,62
benzo[k]fluoranteen	0,36	0,83	0,02	0,21	0,73	0,04	0,69
indeno[1,2,3-cd]pyr.	0,62	1,26	0,11	0,37	1,18	0,09	1,31
dibenzo[a,h]antrac.	0,15	0,33	0,02	0,08	0,26	0,02	0,21
benzo[g,h,i]peryleen	0,58	1,14	0,11	0,35	1,09	0,10	1,28

De concentraties van PAK in IJmuiden zijn voor alle jaren in Wijk aan Zee het hoogst.

Op achtergrondlocatie De Rijp, circa 20 km ten noordoosten van de IJmond, worden ook PAK gemeten. Figuur 58 toont het verloop van de (meerdaags-gemiddelde) BaP-metingen in Wijk aan Zee, IJmuiden, Beverwijk en De Rijp in de periode 2017 t/m 2019.

In De Rijp worden vooral in de winterperiode iets verhoogde concentraties van PAK gemeten. In de rest van het jaar is dat nauwelijks het geval. Een vergelijking met de gemiddelde windrichtingen op de meetdagen laat geen grote voorkeursrichting zien: PAK-verbindingen worden op de achtergrondlocatie bij praktisch alle voorkomende windrichtingen gemeten. Het is dus niet zo dat op meetpunt De Rijp bij wind uit de richting van TSN duidelijk meer PAK worden gemeten. De verhoudingen in De Rijp van de gemeten PAK ten opzichte van BaP lijken sterk op de verhoudingen die in Wijk aan Zee en IJmuiden zijn gemeten (zie Tabel 30). Dit onderschrijft de eerdere constatering dat PAK van staalindustrie en van andere bronnen lastig van elkaar onderscheiden kunnen worden.



Figuur 58 Meerdaags-gemiddelde benzo[a]pyreen-concentraties in Wijk aan Zee (rood), IJmuiden (groen), Beverwijk (blauw) en achtergrondlocatie De Rijp (zwart).

9.3 Beschikbare emissiegegevens en verspreidingsberekeningen voor lucht

In eerdere analyses van het RIVM zijn geschatte gemeten en berekende concentratiebijdragen van bronnen op het terrein van TSN met elkaar vergeleken (Elberse et al. 2021b). In deze analyses en de daaropvolgende gesprekken (expertmeetings) met betrokken partijen in de regio is gebleken dat de emissiegegevens (bronsterktes en emissiekenmerken) in de Emissieregistratie geen volledig en correct beeld van de feitelijke situaties gaven. Vooral voor een van de PAK, indeno[1,2,3-cd]pyreen, waren er zeer grote verschillen tussen de gemeten en berekende bijdragen. Na aanpassing op basis van meer recente gegevens van de ZZS-studie van TSN kwamen de geschatte gemeten en berekende concentratiebijdragen (voor het jaar 2019) aanzienlijk beter met elkaar overeen (zie ook: <https://www.rivm.nl/tata-steel/actueel>.)

De verspreidingsberekeningen voor PAK in lucht zijn uitgevoerd met het verspreidingsmodel ISL3A 2020 (InfoMil 2023a). Het gebruikte rekengrid strekt zich uit over de IJmondregio. De afmetingen van het grid zijn 10 km bij 10 km met een resolutie van 400 m. Daarnaast zijn de concentraties doorgerekend op verschillende woon (BAG)-locaties in IJmuiden, Wijk aan Zee en Beverwijk en op de officiële meetlocaties in de IJmond.

Alle berekeningen zijn uitgevoerd voor het jaar 2019, gebruikmakend van de brongegevens van TSN zoals deze in mei 2022 aan het RIVM geleverd zijn in de eerder genoemde ZZS-studie. De meteorologische data voor het jaar 2019 voor de IJmond zijn gebruikt. Bij het berekenen van de uittreed-snelheid is uitgegaan van de in de ZZS-studie opgegeven debieten en van de in de ZZS-studie beschreven randvoorwaarden. De laagste emissiehoogte voor puntbronnen is 8,6 m. De diameter van de emissiepuntbron is in het model minimaal 20% van de opgegeven emissiehoogte en maximaal 10 m. Indien geen temperatuur is meegeleverd, is uitgegaan van een temperatuur van 285 K. Deze keuzes volgen uit het rekenvoorschrift (InfoMil 2023b) en de hierboven genoemde ZZS-studie.

Tabel 31 Benzof[a]pyreen-vergelijkingen voor 2019 van metingen en modelberekeningen (ISL3A, versie 2020). De verschilfactor is de geschatte gemeten bijdrage gedeeld door de berekende bijdrage.

Locatie luchtmeetnet	Meting (ng/m³)	Meting minus achtergrond (ng/m³)	Model (ng/m³)	Meting / Model (afgerond)
Wijk aan Zee 553	0,31	0,26	0,20	1,3
Beverwijk 570	0,17	0,12	0,09	1,3
IJmuiden 551	0,19	0,14	0,20	0,7
De Rijp 556	0,05			
Schaalfactor				1,1

Tabel 32 Indeno[1,2,3-cd]pyreen-vergelijkingen voor 2019 van metingen en modelberekeningen (ISL3A, versie 2020). De verschilfactor is de geschatte gemeten bijdrage gedeeld door de berekende bijdrage.

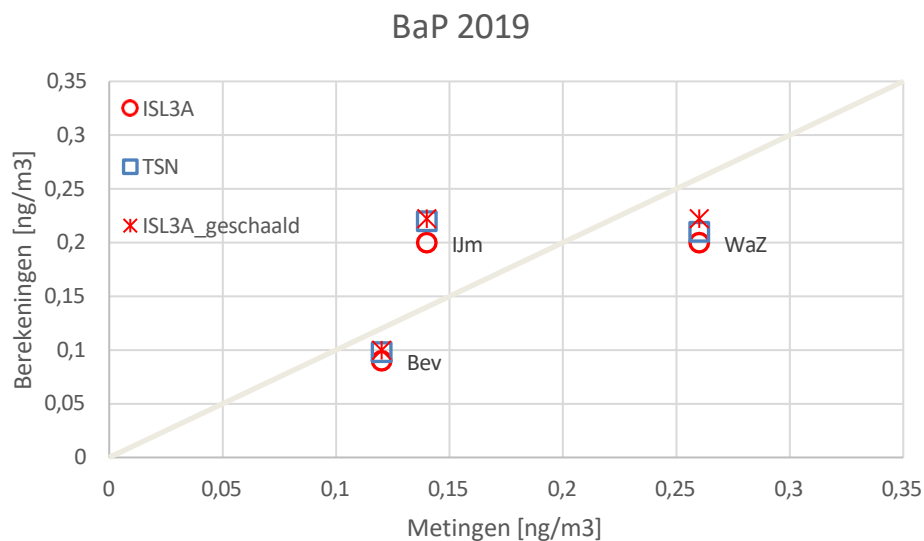
Locatie luchtmeetnet	Meting (ng/m³)	Meting minus achtergrond (ng/m³)	Model (ng/m³)	Meting / Model (afgerond)
Wijk aan Zee 553	0,51	0,42	0,12	3,5
Beverwijk 570	0,33	0,24	0,05	4,8
IJmuiden 551	0,35	0,26	0,12	2,2
De Rijp 556	0,09			
Schaalfactor				3,5

De berekeningen op de meetlocaties Wijk aan Zee, Beverwijk en IJmuiden zijn vergeleken met de gemeten jaargemiddelde waarden op deze locaties. De gemeten waarden geven echter een totale concentratie. Om een schatting van de bijdrage van TSN op de locatie te bepalen, is de gemeten achtergrondconcentratie afgetrokken van de meetwaarde op de desbetreffende locatie. Als achtergrond is meetlocatie De Rijp genomen.

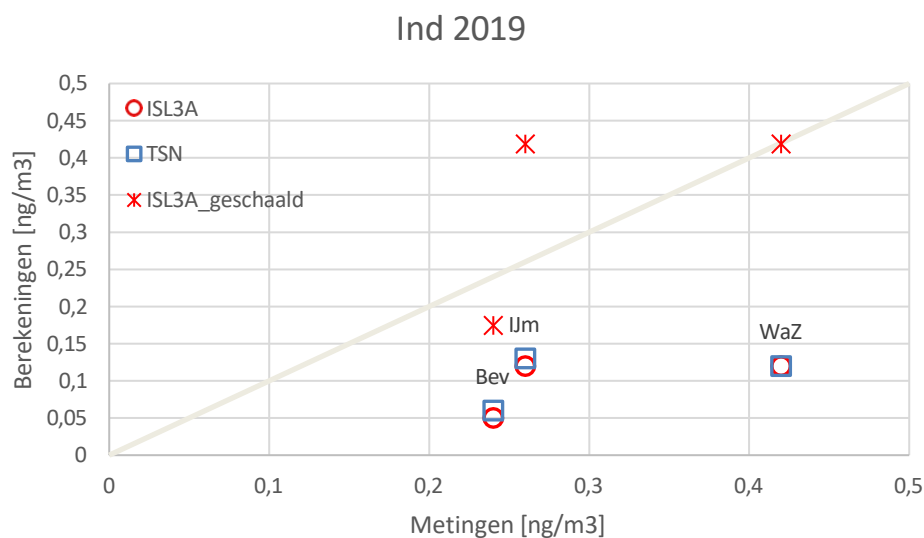
Om de berekeningen op de drie meetlocaties aan te laten sluiten op de gemeten bijdragen van TSN, is per stof een verschilfactor (meting gedeeld door modelresultaat) bepaald. De overall schaalfactor voor de berekeningen is het gemiddelde van de drie verschilfactoren, zoals

bepaald voor de locaties Wijk aan Zee, Beverwijk en IJmuiden. Voor Benzo[a]pyreen (BaP) is dat aangegeven in Tabel 31, en voor Indeno[1,2,3-cd]pyreen (IND) in Tabel 32. Voor benzo[a]pyreen is de zo berekende schaalfactor 1,1 en voor indeno[1,2,3-cd]pyreen 3,5.

De geschatte gemeten concentratiebijdragen van BaP en IND worden in Figuur 59, respectievelijk Figuur 60 vergeleken met de berekende waarden. Hierbij worden ook de resultaten getoond die in 2022 door TSN voor 2019 in de ZZS-rapportage zijn gerapporteerd.



Figuur 59 Benzo[a]pyreen-metingen (2019), uitgezet tegen modelberekeningen, voor de meetlocaties Beverwijk, IJmuiden en Wijk aan Zee. Blauwe marker: rekenresultaten aangeleverd door TSN. Rode markers: RIVM-berekeningen voor schaling (ISL3A), respectievelijk na schaling (ISL3A_geschaald).



Figuur 60 Indeno[1,2,3-cd]pyreen metingen (2019), uitgezet tegen modelberekeningen, voor de meetlocaties Beverwijk, IJmuiden en Wijk aan Zee.

Blauwe marker: rekenresultaten aangeleverd door TSN. Rode markers: RIVM-berekeningen voor schaling (ISL3A), respectievelijk na schaling (ISL3A_geschaald).

De berekende waarden voor BaP komen binnen de onzekerheden goed overeen met gemodelleerde waarden. Voor IND is dat alleen na vermenigvuldiging met een factor. De berekeningen met de ZZS-invoer met het model ISL3A komen goed overeen met de door TSN geleverde rekenresultaten.

Belangrijk is om in acht te nemen dat de onzekerheden groot zijn. Het gaat daarbij om onzekerheden in emissiegegevens, in de meetresultaten en in de modellering. De gevonden schaalfactoren worden in de verdere berekening van de blootstelling gebruikt.

9.4 Meetdata van PAK aan in de IJmond neergedaald grof stof

Zoals toegelicht in sectie 5.4 heeft het RIVM in 2020, in het verlengde van het indicatieve onderzoek naar aanleiding van de grafietregens, een uitgebreide meetcampagne uitgevoerd naar de depositie van PAK en metalen in neergedaald grof stof. Dit was de eerste keer dat in de IJmond op zulke schaal depositiemetingen zijn gedaan. Er zijn dus geen systematisch verzamelde meetgegevens van PAK-deposities vóór 2020. In 2022 is het onderzoek tweemaal herhaald, in het voorjaar en najaar. Het geheel aan onderzoeksresultaten (Mennen et al. 2021, Mennen et al. 2022, Mennen et al. 2023) is gebruikt voor de blootstellingschatting in sectie 9.6.2.

9.5 Bronnen, emissies, verspreiding en depositie van PAK in grof stof in de IJmond

9.5.1

Bronnen, emissies, verspreiding en depositie van grof stof algemeen

De emissie van grof stof door Tata Steel bedroeg in 2020 naar schatting 1.125.000 kg (RIVM et al. 2022a). Naar schatting ruim 80% van dit stof is afkomstig van open bronnen op het terrein, zoals de opslagen en mengvelden van kolen, ertsen en andere grondstoffen, en van handelingen, zoals het verladen en transporteren van deze materialen. Daarnaast komt er grof stof vrij uit verschillende productieprocessen van het bedrijf en waait er stof op door harde wind en verkeersbewegingen op het terrein. De schattingen van deze bijdragen zijn onder meer gebaseerd op metingen in de jaren '90, waarin ook is bepaald wat de emissies zijn van de verschillende fracties grof stof (zie sectie 2.2.3). Een aanzienlijk deel bestaat uit zeer grof stof, met een aerodynamische diameter groter dan 70 µm. De totale emissie aan grof stof werd destijds geschat op 1.550.000 kg per jaar. Rond 2005 was deze emissie toegenomen tot 2.450.000 kg per jaar, waarna ze in de daaropvolgende jaren geleidelijk weer afnam tot 1.125.000 kg per jaar.

Eind jaren '90 is met behulp van grof-stofrecorders de stofdepositie in de omgeving bepaald (De Bree et al. 1999). In Beverwijk werd de totale stofdepositie destijds geschat op 2,8 g/m² per jaar en in IJmuiden (centrum) op 4,7 g/m² per jaar. De bijdrage via emissies van de staalfabriek aan deze depositie werd geschat op 30%, waarmee de stofdepositie als gevolg van de activiteiten van de staalfabriek 0,9 g/m² per jaar (Beverwijk), respectievelijk 1,6 g/m² per jaar (IJmuiden

centrum) bedroeg. Op basis van een in 1991 uitgevoerd onderzoek, ook met grof-stofrecorders, werd de stofdepositie in IJmuiden (locatie Wetstraat, nabij het sluizencomplex) en in Wijk aan Zee (locatie de Banjaert) geschat op 15 g/m² per jaar (Hofschreuder and Vrins 1991). Door gebruik te maken van pollutierozen werd afgeleid dat het merendeel van dit stof afkomstig was van de staalfabriek (destijds Corus). Ongeveer 10% van het gedeponeerde stof bestond uit stofdeeltjes groter dan 70 µm, 35% uit de fractie 35-70 µm en 50-60% uit de fractie 10-35 µm.

In 2001 berekenden Vrins et al. de bijdrage aan de grof-stofdepositie in de IJmond in de vorm van contouren (Vrins et al. 2001a). Zij deden dat op basis van de emissies uit open bronnen, afgeleid uit metingen in de periode maart 1993 tot maart 1995 (Van Zuylen et al. 1996). Vrins et al. kwamen tot waarden van 5-20 g/m² per jaar in Wijk aan Zee, 2-5 g/m² per jaar in IJmuiden en 1-3 g/m² per jaar in Beverwijk en Velsen-Noord. Qua orde van grootte waren deze resultaten vergelijkbaar met de gemeten deposities.

De stofbelasting in de leefomgeving is sterk afhankelijk van neerslag, windrichting, windsnelheid en variaties in de stofemissies. Vooral een plotselinge toename in de stofbelasting kan leiden tot hinder (zie hoofdstuk 11). In een onderzoek naar stofhinder in 1991 (Hofschreuder and Vrins 1991) is gedurende twee maanden op enkele locaties in de IJmond het verloop van de stofdepositie in de tijd bepaald. Daarbij is onderscheid gemaakt in 'achtergrondstof' en 'stof van Corus' door uurgemiddelde stofconcentraties te labelen, afhankelijk van de heersende windrichting.²⁸ Vervolgens is de lopend weekgemiddelde stofdepositie berekend gedurende de meetperiode, waarna is bekeken wat het percentage 'achtergrondstof' en het percentage 'stof van Corus' was gedurende perioden met lage en hoge stofbelasting. Op de locaties in Wijk aan Zee (de Banjaert) en IJmuiden (Wetstraat) varieerde de stofdepositie tussen – omgerekend – 2,5 en 15 g/m² per jaar²⁹, met gedurende enkele dagen, waarbij de wind voornamelijk van Corus afkomstig was, piekwaarden oplopend tot 60 g/m² per jaar. In Beverwijk (centrum) varieerde de stofdepositie tussen 0,25 en 2,5 g/m² per jaar, oplopend tot piekwaarden van 5 g/m² per jaar bij enkele dagen wind uit de richting van Corus.

9.5.2 *Bronnen, emissies, verspreiding en depositie van PAK in grof stof*

Een deel van het grof stof dat Tata Steel uitstoot bevat PAK. Het gaat vooral om stofdeeltjes uit de op- en overslag van kolen en stofdeeltjes die vrijkomen bij de productie van kooks. PAK-houdende deeltjes uit de productieprocessen van het staal zijn voor het merendeel fijn van aard.

De hoeveelheden PAK in steenkool zijn variabel en onder meer afhankelijk van het gebied waar de kolen worden gedolven. In een

²⁸ Met achtergrondstof wordt stof bedoeld dat diffuus verwaait van onverharde oppervlakken (zoals duinen, landbouwgronden, strand en zandwegen), opwaait door verkeer of afkomstig is van relatief kleine of tijdelijke stofbronnen, zoals bouwactiviteiten.

²⁹ De uit de metingen afgeleide lopend weekgemiddelde stofdepositie inclusief de piekwaarden is omgerekend naar een jaarlijkse depositie, zodat deze kan worden vergeleken met de elders in deze paragraaf vermelde depositiewaarden.

onderzoek naar de samenstelling van enkele partijen kolen op de Maasvlakte werden PAK-gehalten gevonden van 6,7 tot 32 mg/kg³⁰ (Blauw 2022). Het gehalte benzo[a]pyreen varieerde van 0,18 tot 0,76 mg/kg. Tromp et al. (2021) vonden vergelijkbare waarden in een andere studie, eveneens van enkele partijen kolen op de Maasvlakte (Tromp 2021). We merken op dat bij het onderzoek van Buro Blauw (2022) een veel hoger gehalte werd aangetroffen in een partij zogenaamde petcokes (490 mg/kg PAK en 64 mg/kg benzo[a]pyreen). Onduidelijk is of dit type steenkool wordt toegepast in de staalindustrie.

Er is geen informatie beschikbaar over de hoeveelheden PAK in de kolen die Tata Steel gebruikt. Door aan te nemen dat deze hoeveelheden van vergelijkbare grootte zijn als wat is gemeten door Buro Blauw (2022) en Tromp et al. (2021), en dat ongeveer de helft van het uitgestoten grof stof afkomstig is van kolen of processen waar PAK bij vrijkomen, kan een schatting worden gemaakt van de uitstoot van PAK in grof stof door Tata Steel. Die schatting leidt tot een jaarlijkse emissie van 25 tot 50 kg PAK en 0,5 tot 1 kg benzo[a]pyreen in grof stof.³¹ De totale emissie van benzo[a]pyreen door Tata Steel in 2020 bedroeg 38 kg. Als de geschatte hoeveelheid PAK in grof stof klopt, dan volgt daaruit dat het grootste deel van het vrijgekomen benzo[a]pyreen via fijnstofdeeltjes wordt uitgestoten en verspreid. Aangenomen mag worden dat dit dan ook geldt voor de niet-vluchtige PAK.

Door gebruik te maken van de berekende depositie aan grof stof, de hoeveelheden PAK in kolen en kolenstof en de aanname dat ongeveer de helft van het uitgestoten grof stof afkomstig is van kolen of processen waar PAK bij vrijkomen, kan ook de depositie aan PAK worden geschat. Deze kan worden vergeleken met gemeten waarden (zie sectie 9.4). We beperken ons hierbij tot benzo[a]pyreen (BaP), omdat de hoeveelheid PAK in een bepaald monster afhangt van de vraag op welke afzonderlijke PAK-verbindingen het monster is geanalyseerd.

In Wijk aan Zee is de berekende depositie van grof stof dicht bij het terrein is gemiddeld 20 g/m² per jaar. Dit komt, gegeven bovengenoemde aannames, overeen met een BaP-depositie van 8 tot 25 ng/m² per dag. Bij een achtergrondniveau van 10 ng/m² per dag wordt dat bij elkaar 18 tot 35 ng/m² per dag. Dat is aanmerkelijk lager dan wat gemiddeld in Wijk aan Zee is gemeten (sectie 9.4). Ook in andere woongebieden in de IJmond zijn de gemeten deposities hoger dan berekend op basis van dezelfde aannames.

Mogelijke redenen voor de waargenomen verschillen zijn.

- Het gehalte benzo[a]pyreen in de door TSN gebruikte steenkool kan hoger zijn dan waar hier mee is gerekend (we zijn uitgegaan van de laagste en hoogste gehalten benzo[a]pyreen in kolen);

³⁰ In het rapport van Buro Blauw, waarin deze gegevens zijn gepubliceerd, is niet vermeld op welke specifieke PAK is geanalyseerd. Tromp et al. (2021) analyseerden de monsters uit partijen kolen op ongeveer 30 PAK, waaronder benzo[a]pyreen. Het percentage benzo[a]pyreen in de totale hoeveelheid PAK bedroeg ongeveer 5%. Bij de metingen van Buro Blauw was dat ongeveer 3%.

³¹ De ondergrens is gebaseerd op het gemiddelde gehalte aan benzo[a]pyreen en PAK in steenkool (zonder petcokes) en voor de bovengrens is aangenomen dat een beperkt percentage steenkool uit petcokes of een daarmee vergelijkbaar type verontreinigd steenkool bestaat.

- Het grof stof bevat naast deeltjes afkomstig van de op- en overslag van steenkool ook deeltjes uit processen bij TSN, vooral deeltjes uit de kookfabrieken, met een aanzienlijk hoger PAK-gehalte dan dat in de steenkool zelf;
- De emissie aan grof stof is hoger dan 1.125.000 kg per jaar, of het aandeel grof stof uit de op- en overslag van kolen is hoger dan is aangenomen (namelijk de helft van de totale uitstoot aan grof stof);
- De berekende depositie van grof stof in de leefomgeving is onderschat.

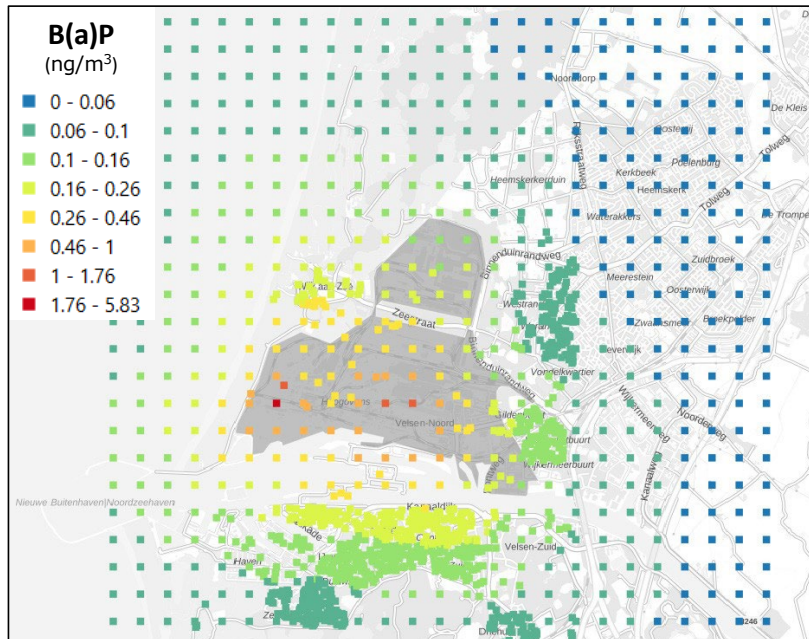
De onderschatting van de grof-stofemissie en berekende depositie kunnen bijdragen aan de waargenomen verschillen, maar het is onwaarschijnlijk dat ze doorslaggevend zijn. Het effect van de eerste twee redenen is vermoedelijk groter.

9.6 Schatting van de blootstelling aan PAK

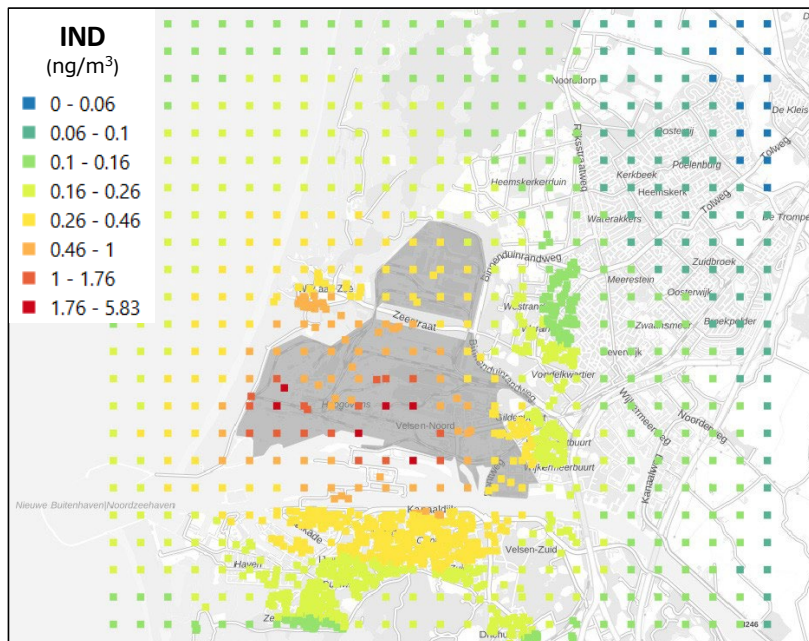
De blootstelling van omwonenden aan PAK via de diverse routes lucht, stofdepositie, bodem en voedsel wordt in deze paragraaf ingeschat op basis van bestaande meetgegevens.

9.6.1 Lucht

Figuur 61 toont de ruimtelijke verdeling van de berekende TSN-bijdrage aan de concentratie van benzo[a]pyreen in de lucht over het IJmondgebied in 2019. Figuur 62 doet dat voor indeno[1,2,3-cd]pyreen. Er zijn schaalfactoren toegepast om de berekende concentraties beter aan te laten sluiten op de metingen (het verschil tussen de gemeten geschatte bijdragen en de berekende bijdragen, zie sectie 9.3). Zowel voor BaP als IND worden de hoogste concentraties in de buurt van het TSN-terrein gevonden. De concentraties worden lager naarmate de afstand vanaf de bron toeneemt. De berekeningen zijn uitgevoerd met ISL3A versie 2020, zoals beschreven in sectie 9.3. Het terrein van TSN is grijs gekleurd.



Figuur 61 Berekende en geschaalde jaargemiddelde concentratiebijdragen van BaP-bronnen in de ZZS-studie in het IJmondgebied voor 2019.



Figuur 62 Berekende en geschaalde jaargemiddelde concentratiebijdragen van Indeno[1,2,3-cd]pyreen-bronnen in de ZZS-studie in het IJmondgebied voor 2019.

Tabel 33 toont de gemiddelde berekende en geschaalde concentratiebijdragen van TSN per wooncluster. Ook de populatiegewogen gemiddelde concentratiebijdragen zijn weergegeven. Hierbij worden alleen woonlocaties meegenomen en krijgen woningen met meerdere bewoners een hogere wegingsfactor bij de bepaling van het gemiddelde, dan woningen met minder bewoners.

Tabel 33 Gemiddelde berekende en geschaalde bronbijdragen (TSN) in ng/m³ per wooncluster. Zowel ongewogen als populatiegewogen (PG).

Cluster	BaP	BaP (PG)	IND	IND (PG)
Beverwijk	0,09	0,09	0,18	0,18
Wijk aan Zee	0,24	0,24	0,47	0,47
Heemskerk	0,04	0,04	0,09	0,08
Velsen-Noord	0,29	0,13	0,56	0,26
IJmuiden-Oost	0,19	0,19	0,37	0,38
IJmuiden Sluis	0,16	0,18	0,32	0,36
Reyndersweg	0,30	Geen permanente bewoning	0,57	Geen permanente bewoning

Er zijn aanzienlijke verschillen in de concentraties van de verschillende PAK op de locaties IJmuiden en Wijk aan Zee. Of dit direct het gevolg is van emissies op het terrein van TSN is echter lastig te zeggen. In een recente bronherkenningsstudie (PMF-studie), die zowel als onderdeel van (Elberse et al. 2021b) als in een wetenschappelijk tijdschrift is gepubliceerd (Mooibroek et al. 2022), is hier meer gedetailleerd onderzoek naar gedaan.

In dat onderzoek is gebruikgemaakt van een rekenmodel, genaamd 'Positive Matrix Factorization' (PMF), in combinatie met de samenstellingsmetingen en andere luchtkwaliteitsmetingen op de meetlocaties Wijk aan Zee, IJmuiden en Beverwijk. Op basis van de onderliggende relaties tussen de metingen worden door PMF zogenaamde bronprofielen berekend. Aan de hand van onder andere de samenstelling van deze bronprofielen en de koppeling met windrichting en windsnelheid is de relatie van de gevonden bronprofielen met de in het gebied aanwezige bronnen onderzocht. De verschillende tijdsresoluties van de luchtkwaliteitsmetingen, waarbij de meetresultaten het resultaat zijn van het samenvoegen van verzameld materiaal over meerdere dagen, vormden een complicerende factor. Ondanks deze beperking konden er op elke meetlocatie bronprofielen berekend worden, die gekoppeld konden worden aan bestaande bronnen in het gebied. Vier verschillende soorten bronnen werden op elke locatie gevonden, namelijk nitraatrijk-aerosol, zeezout, industriële processen en een profiel gekoppeld aan remstof/verkeer. Daarnaast werd in Wijk aan Zee een profiel gevonden bestaande uit voornamelijk PAK-componenten, dat waarschijnlijk te koppelen is aan het verbranden van steenkool en/of houtstook. Verbranding van steenkool, maar ook bijvoorbeeld hout, draagt bij aan verhoogde PAK-concentraties. Sommige berekende bronprofielen lijken uit meerdere bronnen te komen. Door de lage tijdsresolutie van de samenstellingsmetingen en het ontbreken van specifieke tracers (bijvoorbeeld voor houtstook) konden de berekende bronprofielen niet verder gedifferentieerd worden. Hierdoor kon in dit onderzoek de precieze bijdrage van individuele bronnen niet worden bepaald. Aan de hand van de bijdrage van de berekende profielen en de daaraan gekoppelde windrichting en windsnelheid is met een aparte techniek gekeken uit welke richting de hoogste bijdragen van de berekende profielen kwamen. De studie concludeerde uiteindelijk: "Een aantal bronprofielen wijst op een herkomst van de stoffen vanaf het Tata Steelterrein. Hierin zit de bulk van de meeste waargenomen

metalen en PAK. Het bronprofiel met de meeste metalen bevat niet veel PAK en vice versa. Hoewel deze analyse leidt tot inzicht in een aantal profielen, is het op basis van de huidige meetstrategie maar beperkt mogelijk om goed vast te stellen welke bronnen precies verantwoordelijk zijn voor de stoffen in de lucht, in het bijzonder op dagen dat de luchtkwaliteit als ongezond wordt ervaren."

9.6.2 Gedeponerd stof: ingestie en opname via de huid

De recente depositie van stof in de leefomgeving (buiten) is bepaald in meerdere meetrondes in de periode 2020-2022 (Mennen et al. 2021, Mennen et al. 2022, Mennen et al. 2023). In deze rapportage zijn per locatie de meetgegevens voor PAK van alle buiten geplaatste depositiebakken, van alle drie meetrondes, in samenhang beschouwd, analoog aan de wijze zoals gevolgd bij het eerste onderzoek, najaar 2020 (Mennen et al. 2021). De depositie van PAK is, conform de aanpak in Mennen et al. (2021), berekend door de 75-percentiel van het geometrisch gemiddelde (GM) van alle meetrondes per locatie te nemen, en per cluster de 95-percentiel van deze GM van alle locaties. In Bijlage 5 wordt beschreven hoe de depositiewaarden voor de clusters berekend zijn. Het resultaat is weergegeven in Tabel 34. In totaal zijn er in 2020 en 2022 drie meetcampagnes uitgevoerd. Hierdoor is er meer informatie beschikbaar over de depositie van PAK in stof en de variatie hierin dan in het rapport van Mennen et al (2021). Dit geeft een nauwkeuriger beeld van de blootstelling per wooncluster over de jaren. De uitkomst hiervan is dat de risicoschattingen lager of hoger uitvallen dan in het eerste rapport van Mennen et al. (2021).

De blootstelling via het binnenshuis gedeponerd stof draagt voor PAK nauwelijks (<5%) bij aan de totale blootstelling (Mennen et al. 2021). De route 'stof-binnen' wordt daarom buiten beschouwing gelaten.

Tabel 34 Stofdepositie en blootstelling aan de EFSA PAK8 in de IJmond.

Wooncluster in de IJmond	Depositie* P95	Blootstelling via huid	Blootstelling via ingestie
	µg/m ² /d	ng/kg lg/d (levenslang)	ng/kg lg/d (levenslang)
Wijk aan zee	0,81	0,76	0,22
Beverwijk	0,94	0,88	0,26
IJmuiden-Oost	1,16	1,09	0,32
IJmuiden Sluis	0,44	0,41	0,12
Velsen-Noord	0,36	0,34	0,10
Heemskerk	0,22	0,21	0,06
Achtergrond	0,27	0,25	0,07

*De depositie is berekend door de P75-waarde van alle meetrondes per locatie te nemen, en per cluster de P95 van de P75-waarden. De blootstelling die de depositie oplevert, is gebaseerd op de totale inname gedurende de kindertijd (1-12 jaar), het risico is berekend voor het gehele leven (70 jaar).

De hoogste P95-waarde van alle woonclusters bedraagt 1,161 ng/m² per dag (cluster IJmuiden-Oost), wat dan overeenkomt met een levenslange blootstelling van 1,09 ng EFSA PAK8/kg lg/dag voor de dermale route en van 0,32 ng EFSA PAK8/kg lg/dag voor de ingestieroute (handmondcontact). De conversie van depositie naar blootstelling is beschreven in (Mennen et al. 2021).

9.6.3 *Lucht – inhalatieroute*

In secties 9.3 en 9.6.1 zijn meetgegevens van PAK in de IJmond besproken. De luchtnorm voor PAK is gebaseerd op het gehalte BaP, als indicator voor het gehele mengsel. De hoogste jaargemiddelde concentratie in 2019 is bepaald in Wijk aan Zee en bedroeg 0,31 ng BaP/m³. In De Rijp, een achtergrondlocatie voor de IJmond, bedroeg deze 0,05 ng BaP/m³. De berekende en geschaalde bronbijdrage vanuit TSN (voor Wijk aan Zee, 0,24 ng BaP/m³) is weergegeven in Tabel 33. De exacte bijdrage van andere lokale bronnen is onbekend.

9.6.4 *Bodem – ingestie en opname via de huid*

Blootstelling aan PAK kan ook door PAK in de bodem via ingestie en opname van de huid plaatsvinden. Bodemconcentraties van PAK, zoals gerapporteerd in de periode vóór 2009 in de IJmondregio rondom TSN, liggen in de range van 1 – 6,39 mg/kg (gemiddelden) en 2,38 – 29 mg/kg (P95-waarden) (zie de tabellen 4.3-4.7 in (Lijzen 2009)). Het rapport Bodemkwaliteitskaart regio IJmond 2021 (Rutting and Lanting 2021) baseert zich op gegevens van 2011 en later, en rapporteert gehalten van 2,2 – 4,5 mg/kg (gemiddelden) en 6,8 – 24 mg/kg (P95 waarden).

Deze bodemconcentraties hebben betrekking op de zogenaamde VROM-10-PAK. De VROM-10-PAK bestaan uit zes 4-6 ring PAK-verbindingen die ook in de EFSA PAK8 zitten, plus vier 2-3 ring PAK-verbindingen. Als benadering voor de inname van PAK via de bodem nemen we aan dat de gemeten massa van de VROM-10-PAK overeenkomt met die van de EFSA-8. We nemen dus aan dat de berekende blootstelling van PAK via de bodem staat voor de EFSA PAK8.

Voor de huidige rapportage berekenen we de blootstelling aan PAK via de bodem met het programma CSOIL 2020 versie 1.03 (RIVM 2023g), uitgaande van een levenslange (70 jaar) blootstelling aan een gerapporteerde gemiddelde concentratie van 4,5 mg/kg voor het scenario *Plaatsen waar kinderen spelen*.

Tabel 35 Blootstelling aan PAK via de bodem (bij een gehalte van 4,5 mg/kg bodem) in nanogram per kg lichaamsgewicht per dag (ng/kg lg/d).

Inname van PAK	Ingestie grond	Opname via de huid	Totaal
Levenslang gemiddeld (ng/kg lg/d)	5,5	0,5	6,0

Voor PAK is bij een gemiddelde bodemconcentratie van 4,5 mg/kg de levenslange jaargemiddelde blootstelling via bodem 6 ng/kg lg/d.

9.6.5 *Voedsel*

De berekende gemiddelde inname van PAK via voedsel in Nederland bedraagt 1,785 µg per dag voor de EFSA PAK8 en 0,239 µg per dag voor BaP (EFSA 2008). Bij een (bijbehorend) gemiddeld lichaamsgewicht van 60 kg voor een volwassene komt dit overeen met 30 ng/kg lg/dag voor EFSA PAK8 en 4 ng/kg lg/dag voor BaP.

De berekende belasting via voedsel is gemiddeld voor Nederland; het gaat om een achtergrondbelasting. Het is wel mogelijk dat een deel van de inname via voedsel direct, of indirect bijvoorbeeld via veevoer, van recente depositie vanaf TSN afkomstig is. Dit aandeel is niet echter gekwantificeerd. Inname van PAK via lokale moestuingewassen door opname uit de bodem of door stofdepositie is ook niet apart beschouwd. Neergeslagen stof op eetbare delen kan worden verwijderd door wassen (Hombrecher et al. 2015, Stachiw et al. 2019), maar zonder actuele metingen aan relevante gewassen is de eventuele bijdrage onbekend. Het optellen van de routes 'voedsel' en 'bodem-moestuin' zou leiden tot een overschatting, wanneer geen rekening wordt gehouden met het consumptiepatroon: het aandeel van moestuingewassen ten opzichte van de overige voeding.

9.7 Gezondheidsrisico's en -effecten van PAK

De meeste PAK zijn kankerverwekkend. Maar niet alle PAK zijn even kankerverwekkend of schadelijk. Uit onderzoek blijkt dat de schadelijke werking van een mengsel aan PAK bepaald wordt door een aantal specifieke PAK-verbindingen. Die zijn het meest kankerverwekkend en worden daarom als markerstof gebruikt om blootstelling en risico's in te schatten en te duiden.

Voor het inschatten van de gezondheidsrisico's van PAK door blootstelling via voedsel en depositie wordt de som van acht verschillende PAK meegenomen (EFSA PAK8). PAK-gehalten in de bodem worden vastgesteld door de som van tien PAK (VROM-10). Als benadering voor de inname van PAK via de bodem nemen we zoals hierboven beschreven aan dat de gemeten massa van de VROM-10-PAK overeenkomt met die van de EFSA-8. De luchtmonsters van het meetnet in de IJmond worden geanalyseerd op de aanwezigheid van de EFSA PAK8. Echter, PAK in lucht worden beoordeeld op basis van één marker, namelijk benzo[a]pyreen (BaP) (RIVM 2022d). De wettelijke norm van 1 ng BaP /m³ is de maat voor het risico van het complete PAK-mengsel. De WHO 'Reference level' is 0,12 ng BaP/m³ (WHO 2021). Deze waarde komt overeen met een extra risico op kanker van 1 kankergeval per 100.000 levenslang via lucht blootgestelde personen. Voor verdere specificatie van PAK, zie Bijlage 1.

9.8 Schatting van de invloed van de uitstoot van PAK door TSN op de gezondheid van omwonenden

Een aantal PAK zijn genotoxische kankerverwekkende stoffen. Voor deze stoffen zijn de gezondheidskundige grenswaarden gerelateerd aan een *niet-drempeleffect*. In Mennen et al (2021) is het extra risico per ng/kg lg/d ('Unit Risk') voor de EFSA PAK8 afgeleid. Het extra kankerrisico van 1 op 1.000.000 levenslang blootgestelde mensen (1×10^{-6}) ligt voor de EFSA PAK8 bij 0,7 ng/kg lg/d, oftewel het extra kankerrisico per ng/kg lg/d is, voor de orale route, $1,43 \times 10^{-6}$. Op soortgelijke wijze is voor de dermale route (opname via de huid) een Unit Risk van $0,946 \times 10^{-6}$ per ng/kg lg/d berekend. Voor PAK in lucht is de Unit Risk $8,7 \times 10^{-5}$ per ng BaP/m³. Op basis van deze Unit Risks kan voor de blootstelling aan PAK via lucht, gedeponeerd stof, bodem en voedsel een inschatting gemaakt worden van het extra kankerrisico.

Bij inhalatie van lucht gaat om het extra risico op kanker van de luchtwegen. Voor longkanker correspondeert één extra kanker geval (incidentie) met ongeveer 15 DALY³² (Geelen et al. 2009) die voornamelijk bestaat uit YLL³³ en een klein aandeel (8%) YLD.³⁴ Bij ingestie gaat het om het extra risico op een verzameling van kankers (waaronder maag darm en luchtwegen). Voor de route ingestie correspondeert één extra kanker geval met 9 DALY (Schuur et al. 2008). Deze DALY bestaat ook voornamelijk uit YLL en een klein aandeel (<14%) YLD. Om DALY's per jaar te berekenen voor de blootstelling aan PAK, is het aantal DALY's, dat is berekend met behulp van de Unit Risk, verdeeld over het totale aantal levensjaren dat bij de berekening van die Unit Risk is gehanteerd, dat wil zeggen 70 jaar.

De geschatte bijdrage van TSN, andere bronnen, en de achtergrond voor alle woonclusters staat weergegeven in Tabel 37.

De bijdrage uit voedsel wordt als een achtergrondbelasting gezien, die voor elke wooncluster hetzelfde is.

De gemiddelde concentratie van de VROM-10-PAK in de bodem van 4,5 mg/kg, gebruiken we voor de vergelijking van bronnen en routes. Een deel van de belasting in bodem is achtergrond, historisch is een deel afkomstig van het terrein van de staalfabriek, en een deel komt van andere bronnen. De achtergrondwaarde in bodem bedraagt 1,5 mg/kg (Regeling bodemkwaliteit). Door depositie vanaf het terrein van de staalfabriek is volgens de berekeningen van Lijzen et al (2009) tot circa 3 km afstand van de bron (met name in noordelijke richting) een historische aanrijking vanuit de staalfabriek (bijvoorbeeld via natte depositie en stofdepositie) tot 50% zichtbaar. Deze fractie is hier arbitrair voor alle woonclusters gebruikt.

Voor lucht is de concentratie in De Rijp als achtergrondwaarde aangemerkt. De bijdrage van TSN aan de totale concentratie in de woonclusters is berekend en geschaald naar de beschikbare metingen. De eventuele bijdrage van andere bronnen (bijvoorbeeld houtstook) is niet apart te onderscheiden.

³² De 'disability adjusted life year' (DALY) drukt de gevolgen van een ziekte of aandoening uit in verloren gezonde levensjaren, waarbij wordt gewogen naar de ernst van de aandoening, zie sectie 3.5.3.

³³ YLL, 'years of life lost' is het aantal verloren levensjaren ten gevolge van vroegtijdige sterfte aan een bepaalde ziekte in een bepaalde populatie, zie sectie 3.5.3.

³⁴ YLD, 'years of healthy life lost due to disability' is de som van het aantal jaren dat wordt geleefd met een symptoom van de ziekte, zie sectie 3.5.3.

Tabel 36 Geschatte bijdrage van TSN aan de depositie van PAK in stof in de woonclusters, met en zonder de bijdrage van de achtergrondwaarde.

Wooncluster	TSN-bijdrage aan totaal na aftrek achtergrond	TSN-bijdrage aan totaal inclusief achtergrond
Wijk aan Zee	95%	64%
Beverwijk	80%	57%
IJmuiden-Oost	60%	46%
IJmuiden Sluis	90%	35%
Velsen-Noord	100%	27%
Heemskerk	0%	0%

Tabel 37 Geschatte bijdrage van TSN en andere bronnen aan de vier routes van blootstelling aan PAK, en het risico voor de gezondheid uitgedrukt in additioneel kankerrisico en in DALY.

		Geschatte TSN-aandeel		Andere bronnen		Achtergrond	
		Additioneel kankerrisico (levenslang)	DALY	Additioneel kankerrisico (levenslang)	DALY	Additioneel kankerrisico (levenslang)	DALY
Alle woonclusters	Voedsel					4,30E-05	5,5
	Bodem	2,78E-06	0,36	2,78E-06	0,36	2,78E-06	0,36
Wijk aan Zee	Gedeponneerd stof	6,54E-07	0,084	3,44E-08	0,004	3,407E-07	0,04
	Inhalatie	2,09E-05	4,5			4,35E-06	0,9
Beverwijk	Gedeponneerd stof	6,88E-07	0,088	1,72E-07	0,022	3,407E-07	0,04
	Inhalatie	8,09E-06	1,7			4,35E-06	0,9
IJmuiden-Oost	Gedeponneerd stof	6,85E-07	0,088	4,57E-07	0,059	3,407E-07	0,04
	Inhalatie	1,65E-05	3,5			4,35E-06	0,9
IJmuiden Sluis	Gedeponneerd stof	1,96E-07	0,025	2,17E-08	0,003	3,407E-07	0,04
	Inhalatie	1,57E-05	3,4			4,35E-06	0,9
Velsen-Noord	Gedeponneerd stof	1,24E-07	0,016	0	0	3,407E-07	0,04
	Inhalatie	1,13E-05	2,4			4,35E-06	0,9
Heemskerk	Gedeponneerd stof	0,00E+00	0	0	0	3,407E-07	0,04
	Inhalatie	3,57E-06	0,8			4,35E-06	0,9

DALY *10⁻⁶ per jaar per persoon

De gemeten stofdepositie in De Rijp wordt als achtergrond gezien, die ook onderdeel is van de totale depositie op alle andere locaties. Bijlage 6 gaat in op de herkomst van PAK en BaP in het gedeponneerde stof. Omdat BaP en alle andere PAK sterk correleren, is BaP een marker voor het hele mengsel. In Tabel 36 staat de geschatte bijdrage vanaf het TSN-terrein aan de stofdepositie in de woonclusters, waarbij de

achtergrond al verrekend is. De stofdepositie minus de achtergrond (paragraaf 9.3 en Bijlage 6) komt grotendeels (Tabel 36) van het TSN-terrein.

Het deel dat niet aan emissie vanaf het TSN-terrein kan worden toegewezen (na aftrek van achtergrond) is in Tabel 37 opgenomen onder 'andere bronnen'. De totale stofdepositie in Heemskerk verschilt niet wezenlijk van die in de achtergrondlocatie tijdens de meetperioden, waardoor wordt aangenomen dat daar geen bijdrage van TSN is.

9.9 Discussie en conclusies met betrekking tot PAK

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) zijn een groep stoffen die doorgaans als mengsel voorkomen en als mengsel beoordeeld worden. De groep van PAK wordt beleidsmatig als Zeer Zorgwekkende Stoffen behandeld, waarbij het doel is om emissie en blootstelling te vermijden, dan wel maximaal te reduceren.

Blootstelling aan PAK vindt plaats via lucht, via bodem, via contact met gedeponerd stof en via voedsel. Daarbij moeten we ons rekenschap geven van het feit dat sommige (historische) bronnen niet weg te nemen zijn, terwijl andere bronnen vermijdbaar zijn.

In de lucht zijn de jaargemiddelde PAK-concentraties in de periode 2017 t/m 2022 in Wijk aan Zee met circa 60% afgenomen, in IJmuiden met meer dan 40% en in De Rijp nauwelijks. De concentraties van verschillende PAK correleren sterk met elkaar. PAK van staalindustrie en andere bronnen kunnen in metingen lastig van elkaar worden onderscheiden. De concentraties BaP in Wijk aan Zee, IJmuiden en De Rijp bedroegen in 2022 0,19, 0,08 en 0,06 ng/m³. Voor IND was dit 0,32, 0,19 en 0,08 ng/m³. Voor BaP en IND zijn geschatte concentratiebijdragen van TSN uit metingen bepaald door de waarde op De Rijp in mindering te brengen. Onzekerheden bestaan zowel in de gebruikte methodiek als in de aangeleverde emissiegegevens en emissiekenmerken. De berekende concentraties voor het jaar 2019, aan de hand van de invoergegevens uit de ZZS-studie, moesten gemiddeld met factoren 1,1 en 3,5 worden geschaald om in lijn te komen met de gemeten bijdragen. De gemodelleerde en naar metingen geschaalde concentraties zijn het hoogst in het wooncluster Wijk aan Zee.

De totale belasting aan PAK via voedsel, bodem, lucht en stof in de woonclusters levert een additioneel kankerrisico in de orde van $80 \cdot 10^{-6}$, overeenkomend met ongeveer 10 DALY per jaar per 1 miljoen blootgestelde mensen. De bijdrage vanaf het TSN-terrein via gedeponerd stof en lucht is ongeveer 40% of minder van de totale belasting aan PAK.

De risicoschattingen voor PAK via stofdepositie zijn gebaseerd op alle gegevens van drie meetcampagnes uitgevoerd in 2020 en 2022. Hierdoor is er, vergeleken met de eerste rapportage (Mennen et al. 2021), meer informatie beschikbaar over de variatie in de depositie. De toename in informatie betekent dat we de hoogste realistische waarde voor depositie (P95) nu beter hebben kunnen inschatten dan in het eerste rapport mogelijk was. De uitkomst hiervan is dat de

risicoschattingen voor PAK anders (lager of hoger) uitvallen dan in het rapport over de eerste meetronde (Mennen et al. 2021). Dit betekent niet dat de depositie als geheel in de loop van de drie meetrondes significant veranderd is.

De blootstelling via gedeponeerd stof en via bodemingestie zijn met elkaar verbonden. In beide scenario's wordt aangenomen dat spelende kinderen buiten contact hebben met de omgeving. Voor bodem wordt gerekend met een bepaalde inname van bodem(stof) (100 mg/dag). Deze parameter is gebaseerd op waarnemingen van totale innames per dag door spelende kinderen. Welke activiteiten precies tot welke inname leiden is daarin niet in beeld gebracht (Otte et al. 2001, Glen et al. 2012). Voor de stofdepositie is niet gerekend met deze parameter, omdat in de depositiemetingen de hoeveelheid stof zelf niet is bepaald (Mennen et al. 2021). Als alternatief is gerekend met het afvegen van een bepaald oppervlak per dag, en de inname van wat aan PAK afgeveegd is, via ingestie en huidopname. Dit afvegen door contact is waarschijnlijk slechts een van de activiteiten die bijdraagt aan de totale inname van stof en bodem. Een bepaling van de massa en de samenstelling (minerale delen, organische stof, korrelgroottes) van het gedeponeerde stof geeft meer inzicht in de bijdrage van gedeponeerd stof.

Behalve onzekerheden over de omvang van de blootstelling, signaleerde het eerste rapport over stofdepositie (Mennen et al. 2021) dat met name onzekerheden in de bepaling van het toxicologische eindpunt voor carcinogene stoffen op basis van dierproeven, zoals voor PAK via inname, eerder op een onderschatting van het geschatte risico wijzen, dan op een overschatting ervan. Dit betekent dat de vermelde gezondheidsrisico's van blootstelling aan PAK in voedsel, bodem en depositie eerder te laag zijn dan te hoog.

Niet alle aspecten van blootstelling aan PAK zijn in beeld gebracht. De beoordeling is gericht op PAK die gebonden zijn aan (fijn)stof. Het kan zijn dat er lokaal aanleiding is om ook de vluchtige PAK te beoordelen. Verschillende vluchtige PAK geven stankoverlast en kunnen leiden tot irritatie van luchtwegen en ogen. Wanneer er bijvoorbeeld zorgen zijn vanwege stankoverlast, is dat waarschijnlijk te wijten aan naftaleen. Naftaleen heeft een teerachtige geur. Naftaleen wordt sinds maart 2022 in Wijk aan Zee gemeten.

10 Metalen

10.1 Inleiding

Uit onderzoek van het RIVM bleek dat er in het gebied rondom het terrein van Tata Steel verhoogde hoeveelheden stofdeeltjes met (zware) metalen voorkomen, die ook neerslaan (Mennen et al. 2021). Deze depositie is voor het merendeel afkomstig uit de IJmondregio, en zal bestaan uit geëmitteerd stof vanuit bedrijven, verkeer, houtstook en andere directe bronnen, en uit opwaaiend (bodem)stof uit de leefomgeving. In een aanvullend onderzoek stelde het RIVM vast dat de metalen in de stofmonsters grotendeels afkomstig zijn van het TSN-terrein (Elberse et al. 2021b).

We willen weten hoe omwonenden van TSN worden blootgesteld aan metalen en wat dat betekent voor hun gezondheid. Daarbij willen we onderscheid maken tussen achtergrond, TSN en andere lokale bronnen. Metalen die gebonden zijn aan fijnstof en grof stof kunnen bij blootstelling een gezondheidsrisico opleveren. Met name de blootstelling aan lood via gedeponerd stof werd in Mennen et al (2021) aangemerkt als ongewenst, los van de aanwezigheid van andere metalen in het mengsel. De blootstelling aan chroom (in de vorm van chroom-3 óf chroom-6 (dat snel zal vervallen naar minder toxische varianten)) via gedeponerd stof levert geen noemenswaardige risico's op voor het scenario van spelende kinderen van 1 tot en met 12 jaar. In dit onderzoek werd voor vanadium, ijzer en mangaan geen overschrijding van de gezondheidkundige grenswaarde geconstateerd, hoewel de belasting met vanadium dicht bij de risicogrens kwam. Om deze reden is in dit rapport de aandacht op lood gericht waar het gaat om gezondheid, en op lood, vanadium en andere metalen waar het gaat om bronnen en patronen van verspreiding.

Metalen zijn een groep stoffen die dikwijls als mengsels voorkomen. Het risico van een mengsel van stoffen kan groter zijn dan de afzonderlijke risico's van de individuele componenten. De omvang van het mengselrisico hangt af van de samenstelling, de concentratie, en het toxische werkingsmechanisme van de stoffen. Het RIVM raadt aan om specifiek te kijken naar de effecten voor de mens bij gelijktijdige blootstelling aan verschillende metalen, en daarvoor een methodologie te ontwikkelen (Bodar et al. 2022).

De bijdrage van TSN aan blootstelling aan lood via de lucht, gebonden aan fijnstof, wordt gebaseerd op emissiegegevens, berekeningen en metingen. Bodem, voedsel en depositie dragen ook bij aan de blootstelling. Daarbij moeten we ons rekenschap geven van het feit dat sommige bronnen niet weg te nemen zijn, terwijl andere bronnen (deels) vermijdbaar zijn.

We brengen de gezondheidsrisico's van blootstelling aan lood via vier routes (lucht, depositie, bodem, voedsel) in beeld. We kijken naar schade aan neurologische ontwikkeling, waarbij IQ-verlies als maat gebruikt wordt. Het IQ-verlies vertalen we naar een maat voor ziektelast

op basis van het verwachte aantal jaren dat met een aandoening gepaard gaat.

Begrippen

In dit hoofdstuk komt een aantal begrippen regelmatig voor. Deze begrippen worden hier toegelicht om de leesbaarheid van het hoofdstuk te bevorderen.

ISL3A: Een verspreidingsmodel dat het RIVM gebruikt om de concentraties lood (Pb) in de lucht door te rekenen aan de hand van verkregen emissiegegevens van punt- en oppervlaktebronnen op het TSN-terrein. Voor dit rapport is ISL3A 2020 (InfoMil 2023a) gebruikt.

OPS: Operationeel Prioritaire Stoffen (OPS), een model van het RIVM. Dit model is gebruikt om de concentraties van vanadium (V) te berekenen, gegeven een set emissiegegevens. Voor dit onderzoek is OPS-PRO 2021 (RIVM 2023c) gebruikt.

Gemeten bijdrage: Met deze term wordt de *geschatte gemeten bijdrage van bronnen* bedoeld. Deze bijdrage van bronnen is berekend door een geschatte achtergrondwaarde van de totale gemeten concentratie af te trekken. In dit hoofdstuk zal in worden gegaan op deze methodiek.

Berekende bijdrage: Met deze term worden de *aan metingen geschaalde concentraties* bedoeld. Deze berekende waarden zijn met een correctiefactor geschaald, zodat gemodelleerde en gemeten waarden beter overeenkomen.

Populatie-Gewogen concentratie: Bij het bepalen van een gemiddelde concentratie over een gebied worden op veel, uniform verdeelde, locaties in dat gebied de concentraties berekend en gemiddeld. Als we de gemiddelde blootstelling van de bevolking willen berekenen dan rekenen we de concentraties alleen op de woonlocaties in het gebied uit. Verder wegen we de concentraties met het aantal personen op elke locatie (indien bekend). De op deze manier berekende gemiddelde concentratie, de populatie-gewogen concentratie, zegt dus specifiek iets over de blootstelling van de bevolking in het gebied.

ZZS-studie: De emissiegegevens van TSN die in dit hoofdstuk gebruikt worden om de concentraties metalen in de lucht te berekenen zijn via mail door provincie Noord-Holland, op 17 mei 2022 aan het RIVM verstrekt. Een beschrijving van deze informatielevering is [in dit document](#) te vinden op overheid.nl. Zie echter ook de aanvullende informatie onder de kop "14 juli: verduidelijking berichtgeving over expertmeetings" op de website <https://www.rivm.nl/tata-steel/actueel>.

Leeswijzer

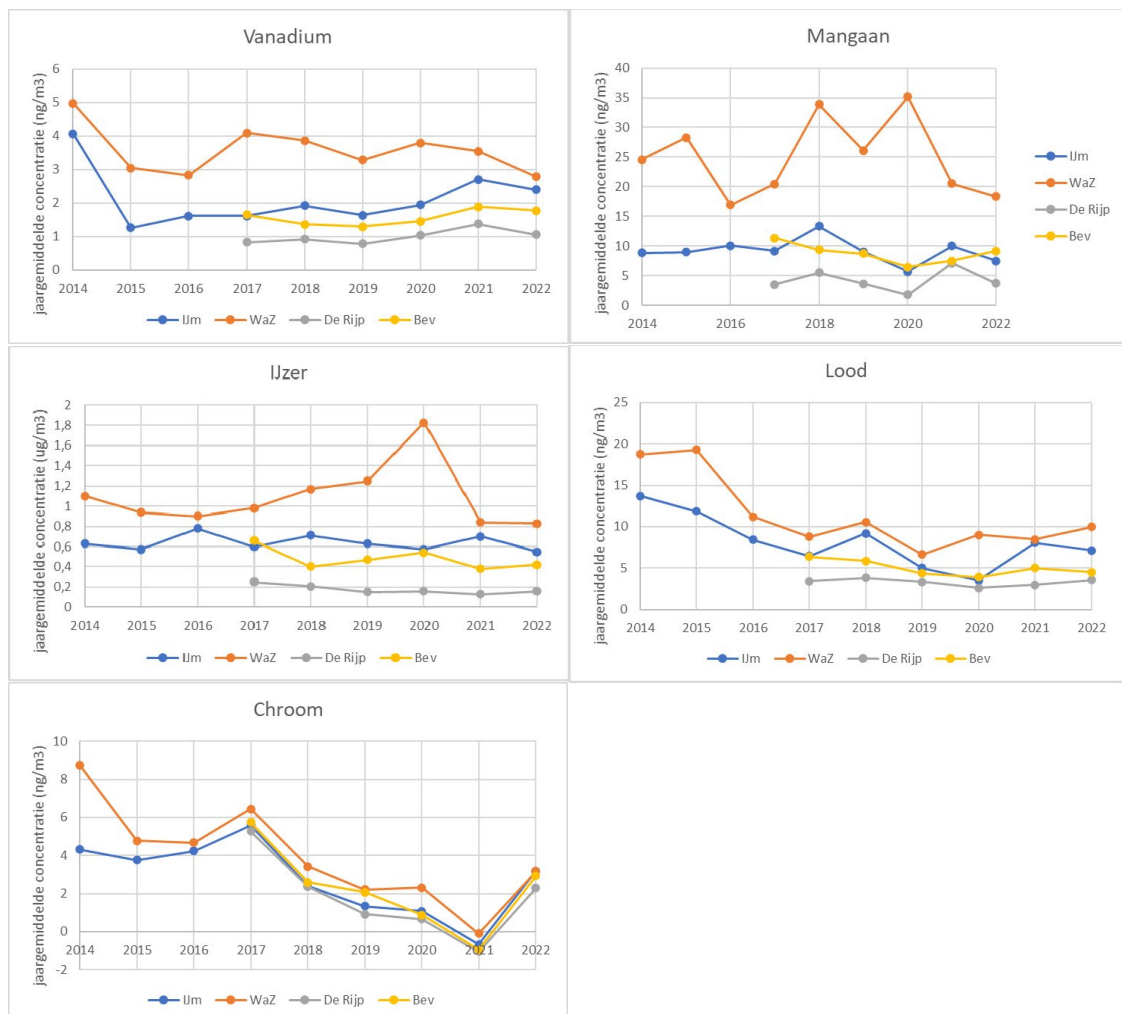
In de volgende paragrafen wordt eerst ingegaan op de gegevens van metalen via lucht en vervolgens via depositie. In paragraaf 10.4 komt de blootstelling vanuit de verschillende routes aan de orde. Daarna volgen de effecten en gezondheidsrisico's, aangevuld met een discussie en conclusie.

10.2 Meetdata van metalen in de lucht in de IJm ond

De metingen van metalen in de lucht worden verricht door de GGD Amsterdam.

Net als bij PAK gaat het hier niet om automatisch gemeten uurgemiddelde concentraties, maar om meerdaags gemiddelde waarden die in het laboratorium zijn bepaald. Voor meer details wordt verwezen naar de rapportages over luchtkwaliteit voor de IJmond van de GGD Amsterdam (De Jonge 2019, De Jonge 2020, De Jonge 2021, De Jonge 2022, De Jonge 2023).

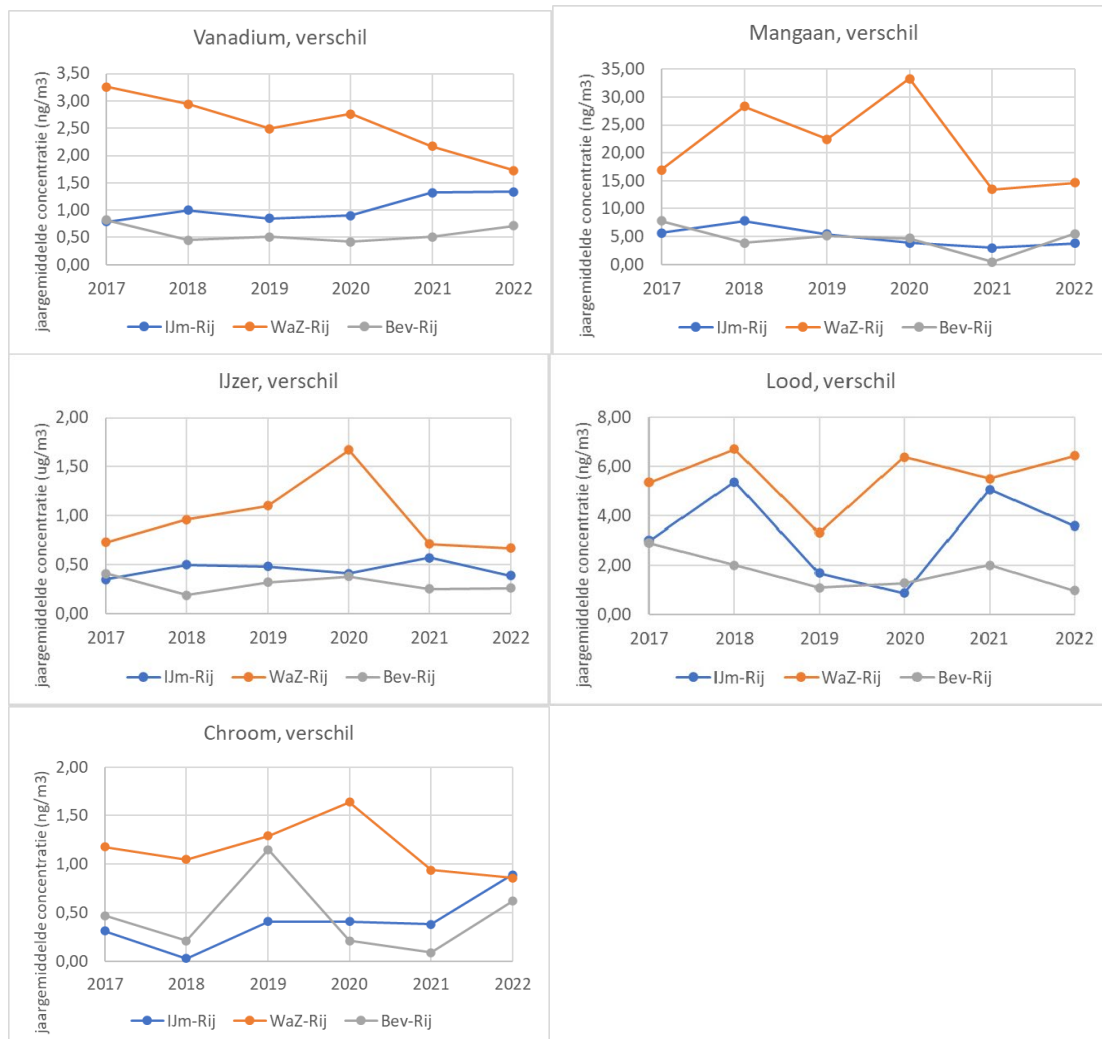
Figuur 63 toont de jaargemiddelde concentraties van enkele metalen gemeten in de IJmond.



Figuur 63 Verloop van de jaargemiddelde concentraties van vanadium, mangaan, ijzer, lood en chroom in de IJmond, in µg/m³ of ng/m³.

Er is geen duidelijke trend in de afgelopen jaren te identificeren. De negatieve waarden voor chroom zouden te maken kunnen hebben met de labblancowaarden. Echter, hier is in het kader van dit rapport geen onderzoek naar gedaan. Figuur 64 toont de geschatte berekende bijdrage van TSN. Als achtergrondwaarden zijn de metingen in De Rijp

genomen. In deze bijdragen is voor de afgelopen jaren geen duidelijke trend zichtbaar.



Figuur 64 Verloop van de geschatte jaargemiddelde concentratiebijdragen van vanadium, mangaan, ijzer, lood en chroom in de IJmond, in µg/m³ of ng/m³.

Bijlage 6 toont de onderlinge correlaties van mangaan(Mn), vanadium (V), ijzer (Fe), lood (Pb), kobalt (Co), zink (Zn), koper (Cu) en selenium (Se). De correlatie tussen de meerdaags gemiddelde concentraties van de metalen varieert van laag (<0,2) tot redelijk (0,6-0,8). A priori was verwacht dat metalen die geëmitteerd worden uit het staalproductieproces onderling meer zouden correleren dan de gevonden correlaties. Echter, de relaties tussen de concentraties van de verschillende metalen zijn complex, zie de samenvatting van de PMF-analyses voor PAK en metalen die in sectie 9.6.1 is besproken.

10.3 Beschikbare emissiegegevens en verspreidingsberekeningen voor lucht

Voor lood en voor vanadium zijn de concentratieverdelingen in detail doorgerekend op basis van de invoer voor 2019 die beschikbaar is gekomen (ZZS-studie). Hierbij is zoveel mogelijk uitgegaan van de in de ZZS-studie beschreven randvoorwaarden. De berekeningen voor

vanadium zijn uitgevoerd met het model OPS-PRO 2021 (RIVM 2023c) aangezien de in de ZZS-studie geleverde invoer binnen ISL3a fouten genereerde. Het gebruikte receptor-grid strekt zich, zoals eerder beschreven, uit over de IJmondregio. De afmetingen van het grid zijn 10 km bij 10 km met een resolutie van 400 m. Daarnaast zijn de concentraties doorgerekend op verschillende BAG-locaties in IJmuiden, Wijk aan Zee en Beverwijk en op de meetlocaties. Er is gebruikgemaakt van de standaard meteo voor het jaar 2019 die tussen receptorpunten varieert. Ook de oppervlakteruwheid varieert over het rekendomein.

De berekeningen voor lood zijn uitgevoerd met ISL3A 2020 (InfoMil 2023a). Dezelfde receptorlocaties zijn aangehouden als bij de berekeningen met OPS-PRO 2021 voor vanadium. De meteorologische data voor 2019 zijn gebruikt. De diameter van de emissiepunbron is maximaal 20% van de in de ZZS-invoer opgegeven emissiehoogte en maximaal 10 m. Indien geen temperatuur van de emissies is meegeleverd, is uitgegaan van een temperatuur van 285 K.

De berekeningen op de meetlocaties Wijk aan Zee, Beverwijk en IJmuiden zijn vergeleken met de gemeten jaargemiddelde waarden op deze locatie. De gemeten waarden geven echter een totale concentratie aan. Om een indicatie van de bijdrage van TSN op de locatie te bepalen, is de gemeten achtergrondconcentratie afgetrokken van meetwaarden op de desbetreffende locatie. Als achtergrondwaarde is meetlocatie De Rijp genomen. Om de berekeningen op de drie meetlocaties aan te laten sluiten op de gemeten bijdrage van TSN, is per stof een verschilfactor bepaald. Deze factor is het gemiddelde van de drie verschilfactoren die zijn bepaald op de locaties (Wijk aan Zee, Beverwijk en IJmuiden). Deze berekeningen kennen verschillende onzekerheden zoals de onzekerheid in emissiegegevens, de meetonzekerheden en modelonzekerheden. Al deze bronnen van onzekerheden zorgen voor een substantieel grote onzekerheid in de eindberekeningen.

Zoals getoond in Tabel 38, respectievelijk Tabel 39, is de gemiddelde verhouding tussen meting en modelberekening 4,4 voor vanadium en 0,7 voor lood. Die waarden worden gebruikt als schaalfactor om de concentratiebijdragen naar de metingen te schalen.

Tabel 38 Vergelijking voor 2019 van metingen en modelberekeningen (ISL3A, versie 2020) voor vanadium. De verschilfactor is de geschatte gemeten bijdrage, gedeeld door de berekende bijdrage.

Locatie lucht-meetnet	Meting (ng/m³)	Meting minus achtergrond (ng/m³)	Model (ng/m³)	Meting / Model (afgerond)
Wijk aan Zee 553	3,28	2,49	0,40	6,2
Beverwijk 570	1,30	0,51	0,17	3,0
IJmuiden 551	1,64	0,85	0,21	4,0
De Rijp 556	0,79			
Schaalfactor				4,4

In 2022 bedroegen de gemeten jaargemiddelde concentraties van vanadium op de vier stations respectievelijk 2,8, 1,8, 2,4 en 1,1 ng/m³.

De geschatte bijdragen van de bronnen op het terrein van TSN zijn in 2022 dus grofweg vergelijkbaar met die in 2019.

Tabel 39 Vergelijking voor 2019 van metingen en modelberekeningen (ISL3A, versie 2020) voor lood. De verschilfactor is de geschatte gemeten bijdrage, gedeeld door de berekende bijdrage.

Locatie lucht-meetnet	Meting (ng/m³)	Meting minus achtergrond (ng/m³)	Model (ng/m³)	Meting / Model (afgerond)
Wijk aan Zee 553	6,63	3,32	4,65	0,7
Beverwijk 570	4,39	1,08	1,74	0,6
IJmuiden 551	5,00	1,69	2,58	0,7
De Rijp 556	3,31			
Schaalfactor				0,7

Voor lood waren de gemeten jaargemiddelde concentraties in 2022, met 10,0, 4,5, 7,1 en 3,5 ng/m³ dicht bij het TSN-terrein merendeels wezenlijk hoger dan in 2019, en op het achtergrondstation maar iets hoger dan in 2019. Dit suggereert dat de bijdrage van lokale bronnen in 2022 hoger was dan in 2019.

10.4 Meetdata van de depositie van metalen in de IJmond in neergedaald stof

Bij de depositieonderzoeken, beschreven in de secties 5.4, 9.4 en 9.5, zijn de genomen monsters geanalyseerd op een aantal metalen. De resultaten daarvan zijn gerapporteerd in (Mennen et al. 2021, Mennen et al. 2022, Mennen et al. 2023).

In Tabel 41 is een samenvatting gegeven van de gemeten deposities in elk wooncluster van de belangrijkste metalen, namelijk aluminium, arseen, chroom, koper, magnesium, mangaan, lood, nikkel, vanadium en zink. Net als voor PAK zijn de resultaten van de drie depositieonderzoeken samengenomen. Alleen voor ijzer is dit niet gedaan, omdat de depositie van dit metaal sinds het eerste onderzoek van 2020 lager is. In een aparte tabel (Tabel 41) zijn voor ijzer de gemiddelde en hoogste waarden per cluster en per onderzoeksperiode vermeld. In Tabel 40 staan voor de andere metalen de gemiddelde en hoogste waarden per cluster en op de achtergrondlocaties over de drie onderzoeken samen.

De gemeten waarden op de achtergrondlocaties zijn vergelijkbaar met, of iets hoger dan de referentiewaarden voor onbelaste locaties (Mennen et al. 2004, Mennen and Belle 2007, Mennen et al. 2023). Alleen voor nikkel is de gemiddelde waarde op de achtergrondlocaties systematisch hoger dan de referentiewaarden. De reden hiervan is niet bekend.

Tabel 40 Geometrisch gemiddelde en hoogst gemeten depositie aan aluminium, arseen, chroom, koper, magnesium, mangaan, lood, nikkel, vanadium en zink op verschillende (clusters van) locaties in de drie onderzoeken in 2020 en 2022 ($\mu\text{g}/\text{m}^2$ per dag)

Cluster	Aluminium		Arseen		Chroom	
	Gem.	hoogste waarde	Gem.	hoogste waarde	Gem.	hoogste waarde
Wijk aan Zee	1.313	9.292	0,93	17	29	227
Reyndersweg	1.272	2.475	1,4	4,2	19	47
Beverwijk	373	1.733	0,4	3,7	4,0	19
Velsen-Noord	272	839	0,3	1,3	3,1	15
IJmuiden-Oost	343	1.406	0,3	1,0	3,9	26
IJmuiden sluis	394	1.154	0,4	1,5	4,6	18
Heemskerk	259	1.475	0,4	2,6	2,3	12
Achtergrondlocaties	190	2.139	0,2	1,4	1,7	13
Referentiewn.	100 - 300		0,05 - 0,2		0,5 - 2	

vervolg

Cluster	Koper		Magnesium		Mangaan	
	Gem.	hoogste waarde	Gem.	hoogste waarde	Gem.	hoogste waarde
Wijk aan Zee	8,3	62	1.666	15.660	645	5.068
Reyndersweg	13	20	1.467	2.534	373	1.060
Beverwijk	9,5	418	351	1.132	65	243
Velsen-Noord	8,2	22	265	805	39	122
IJmuiden-Oost	10	52	349	1.207	43	127
IJmuiden sluis	9,8	207	419	958	70	288
Heemskerk	7,4	15	303	1.575	44	463
Achtergrondlocaties	7,4	20	227	2.168	31	257
Referentiewn.	1,5 - 6		100 - 300		6 - 25	

vervolg

Cluster	Lood		Nikkel		Vanadium		Zink	
	Gem.	hoogste waarde	Gem.	hoogste waarde	Gem.	hoogste waarde	Gem.	hoogste waarde
Wijk aan Zee	13	75	2,9	47	69	663	118	942
Reyndersweg	25	56	4,2	21	42	124	348	1.246
Beverwijk	19	208	1,3	8,8	5,2	25	57	239
Velsen-Noord	11	74	1,3	12	2,9	9	64	235
IJmuiden-Oost	24	181	1,5	13	3,3	11	90	680
IJmuiden sluis	13	235	1,7	12	6,6	31	97	958
Heemskerk	6,1	20	0,7	5,4	2,9	19	51	400
Achtergrondlocaties	5,8	29	0,8	11	1,5	34	42	194
Referentiewn.	3 - 15		0,3 - 2		0,3 - 2		15 - 50	

Tabel 41 Geometrisch gemiddelde en hoogst gemeten depositie aan ijzer in verschillende woonclusters in de drie onderzoeken in 2020 en 2022 ($\mu\text{g}/\text{m}^2$ per dag)

Cluster	Najaar 2020		Voorjaar 2022		Najaar 2022	
	Gem.	hoogste waarde	Gem.	hoogste waarde	Gem.	hoogste waarde
Wijk aan Zee	27.385	64.980	4.476	16.903	6.679	18.335
Reyndersweg	49.169	71.478	26.589	45.714	5.332	9.129
Beverwijk	4.601	8.772	2.507	3.409	1.036	1.931
Velsen-Noord	2.526	4.159	2.205	3.232	855	2.356
IJmuiden-Oost	3.196	5.133	3.005	8.072	733	1.357
IJmuiden Sluis	11.424	25.992	9.173	25.156	1.714	6.142
Heemskerk			1.933	4.435	787	1.491
Achtergrondlocaties	518	836	718	1.703	286	418
Referentiewaarden	150 – 700					

Omdat de verdeling van de windrichting en ook de hoeveelheid neerslag over de drie onderzoeken samen redelijk goed overeenkomen met de verdeling over meerdere jaren, hebben we de waarden in Tabel 40 en Tabel 41 beschouwd als representatief voor de situatie in de IJmond. Hier maken we dezelfde kanttekeningen bij als bij de bespreking van de PAK-depositie in sectie 9.4, met dat verschil dat ook andere lokale bronnen dan die van TSN kunnen bijdragen aan een verhoogde depositie van één of meer metalen. Te denken valt aan weg- en treinverkeer, afvalverwerkings- en recyclingbedrijven, andere industriële bronnen, maar ook opwaaiend bodemstof en zogenaamd 'urban dust': stof dat ontstaat bij ver- en bewerking van bouwmaterialen en verf, slijtage van materialen, vuurwerkresten en stof afkomstig uit 'historische' bodemverontreiniging.

Uit de resultaten blijkt dat de depositie van aluminium, chroom, ijzer, magnesium, mangaan en vanadium in Wijk aan Zee structureel sterk verhoogd is ten opzichte van het niveau in onbelaste gebieden. Die van arseen, lood, koper, nikkel en zink zijn (licht) verhoogd. Op meetlocatie Reyndersweg is het beeld nagenoeg identiek, alleen is de depositie van ijzer, nikkel en zink hier hoger en die van de andere metalen lager. In Beverwijk, IJmuiden en Velsen-Noord is de depositie van de meeste metalen eveneens verhoogd, maar over het algemeen (veel) minder sterk dan in Wijk aan Zee. In Heemskerk, dat op 5 tot 7 km van het terrein van Tata Steel ligt, zijn de waarden licht verhoogd ten opzichte van het achtergrondniveau.

10.5 Bronnen, emissies, verspreiding en depositie van metalen in grof stof in de IJmond

In sectie 9.5 is een beschrijving gegeven van de bronnen, emissies, verspreiding en depositie van (grof) stof in de leefomgeving, dat vrijkomt vanaf het terrein van TSN. Analooq aan de werkwijze voor PAK berekenen we in deze paragraaf de emissies en depositie van metalen in grof stof afkomstig van TSN.

Metalen komen voor in (grof) stof uit de op- en overslag van kolen, ertsen, grondstoffen en restproducten, en in stof dat vrijkomt bij de productieprocessen van staal. Overigens zijn de stofdeeltjes die vrijkomen uit deze productieprocessen voor het merendeel fijn van aard.

De hoeveelheden metalen in kolen, ertsen en grondstoffen zijn variabel en onder meer afhankelijk van het gebied waar ze worden gedolven. Meerdere onderzoeksgroepen hebben gegevens uit verschillende onderzoeken naar de samenstelling van kolen en ijzererts verzameld (Kolker and Finkelman 1998, Lau et al. 2021). Ook zijn er gegevens beschikbaar over het metaalgehalte in een aantal partijen kolen op de Maasvlakte (Tromp 2021). Op basis van de laagste en hoogste waarden (gehalten in kolen en ijzererts) uit deze gegevens, de jaarlijkse emissie van grof stof door TSN en de aanname dat ongeveer de helft van dit stof afkomstig is van kolen en de andere helft van ijzererts (op- en overslag), hebben we de jaarlijkse emissie van een aantal metalen geschat. De aldus geschatte onder- en bovengrens van de emissies staan in Tabel 42. Daarin zijn ook de door het bedrijf opgegeven emissies over het jaar 2020 vermeld. Van de andere metalen worden geen emissies gerapporteerd in het elektronisch milieujarverslag (e-MJV) van TSN.

Tabel 42 Geschatte emissies uit op- en overslag en door TSN opgegeven totale emissies aan metalen.

Emissie data (kg/jaar)	Geschatte emissies vanuit op- en overslag van kolen en erts		Opgave TSN (2020)
	Ondergrens	Bovengrens	
Arseen	0,5	27	55
Cadmium	0,1	96	35
Chroom	2	440	142
Koper	12	50	112
Nikkel	5	383	118
Lood	9	2138	1061
Vanadium	7	65	122
Zink	36	395	1271

Uit de tabel blijkt dat voor de meeste metalen de variatie in gehalten in kolen en ijzererts groot is. We merken op dat de door TSN opgegeven waarden niet alleen zijn gebaseerd op de emissies aan metalen in grof stof vanuit op- en overslagen, maar ook op emissies uit andere processen van de staalfabricage. Dat gaat om totale emissies. Voor arseen, koper, vanadium en zink zijn de geschatte emissies vanuit op- en overslag lager dan wat is opgegeven qua totale emissies van deze stoffen.

Op analoge wijze en met vergelijkbare aannames als voor PAK is de depositie van een aantal metalen in Wijk aan Zee dicht bij het terrein van Tata Steel geschat. Ook voor deze metalen blijken de op deze wijze geschatte depositiewaarden aanmerkelijk lager te zijn dan wat is gemeten. De verschillen zijn vooral groot bij aluminium, kobalt, ijzer, magnesium, mangaan, vanadium en zink, uitgaande van de gemiddelde gehalten in kolen en ijzererts. Maar ook voor arseen, chroom, koper, nikkel en lood vallen de gemeten depositiewaarden hoger uit dan

berekend. Naast de in paragraaf 9.5 gegeven redenen voor de waargenomen verschillen merken we het volgende op:

- In de berekeningen zijn alleen gegevens over gehalten aan metalen in kolen en ijzererts meegenomen. De meeste metalen kunnen echter ook voorkomen in andere grondstoffen, die Tata Steel gebruikt, en in reststoffen van het productieproces. De gehalten in die reststoffen zijn mogelijk (veel) hoger dan in de grondstoffen.
- De gegevens over gehalten aan metalen in kolen en ijzererts lopen nogal uiteen. Voor sommige metalen liggen de laagste en hoogste waarden zelfs meer dan een factor 100 uit elkaar. Deze grote bandbreedte bemoeilijkt het trekken van conclusies uit de vergelijking van gemeten en berekende deposities, te meer omdat niet bekend is wat de daadwerkelijke gehalten aan metalen zijn in de grondstoffen die Tata Steel gebruikt.

10.6 Schatting van de blootstelling aan lood en vanadium, afkomstig van TSN

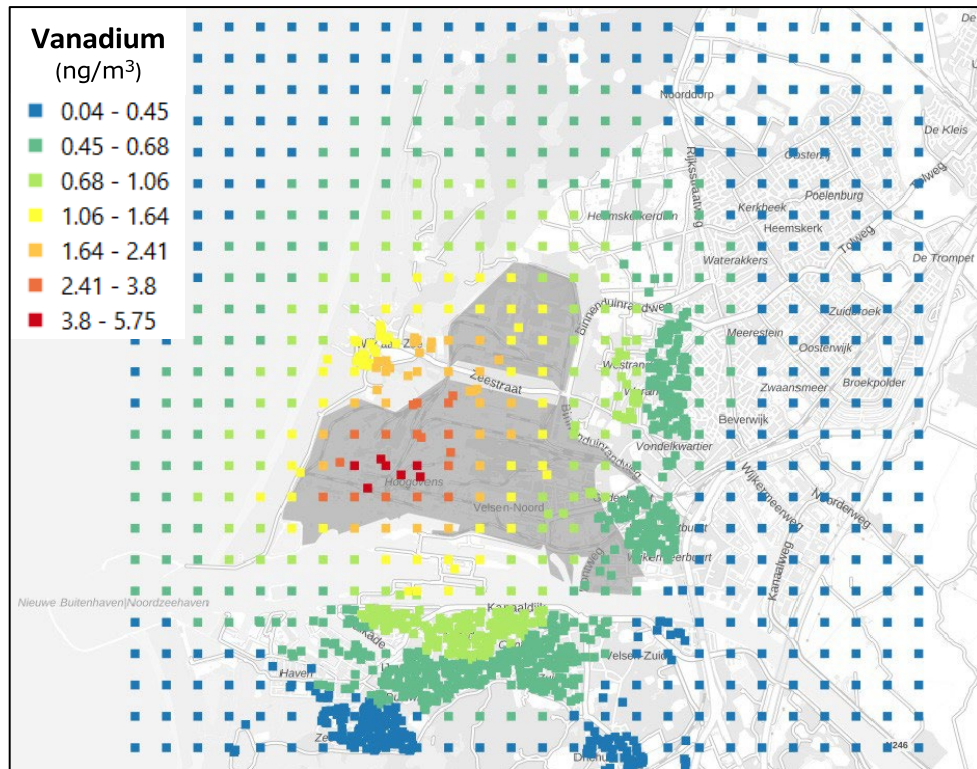
10.6.1 Lucht

Figuur 65 toont de ruimtelijke verdeling van de concentratie van vanadium in lucht over de IJmondregio voor het jaar 2019. Figuur 66 doet dat voor lood. De berekeningen voor vanadium zijn met OPS-PRO 2021 uitgevoerd terwijl de loodconcentraties berekend zijn met ISL3A 2020. Het TSN-terrein is in de figuren grijs gekleurd. De concentraties zijn, door middel van schaalfactoren (zie Tabel 38 en Tabel 39), geschaald naar de metingen. De afbeeldingen tonen hoe de berekende concentratiebijdragen van de door TSN opgegeven emissies hoger zijn dicht bij de bron en verder van de bron lager. Voor beide metalen is te zien dat de gemiddelde concentratiebijdrage in Wijk aan Zee hoger is dan in IJmuiden en Beverwijk.

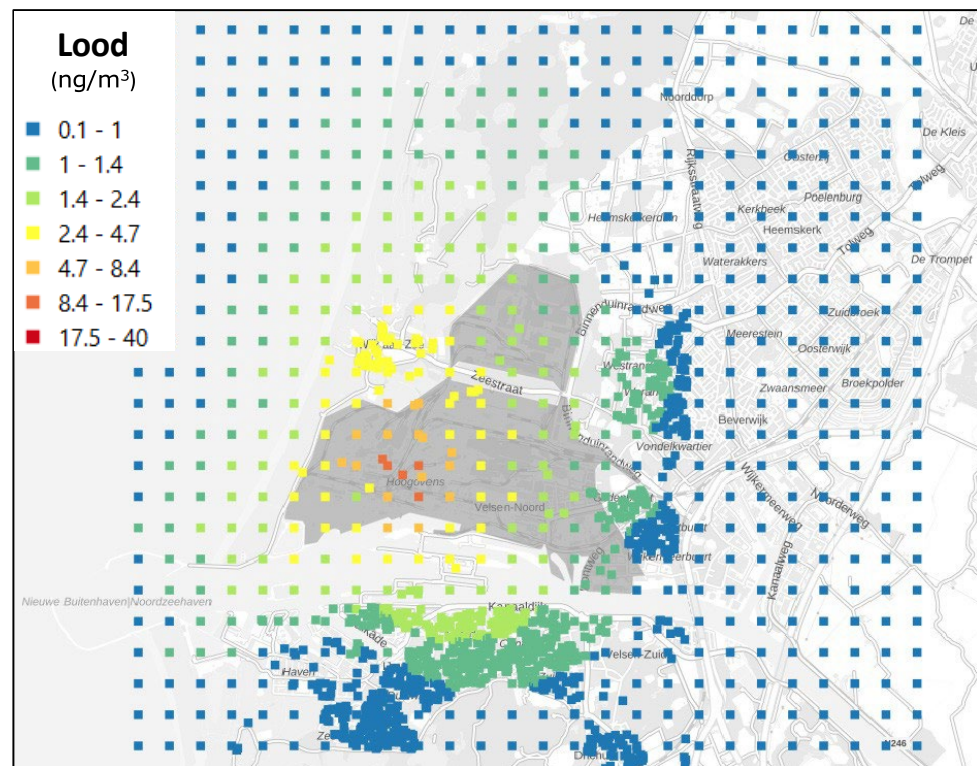
Dit is ook te zien in Tabel 43, dat een overzicht toont van de geschaalde concentratiebijdragen van TSN per wooncluster. Ook worden daar de populatiegewogen concentraties vermeld.

Tabel 43 Gemiddelde berekende en geschaalde bronbijdrage in ng/m^3 per wooncluster van lood (Pb) en vanadium (V). Zowel ongewogen als populatiegewogen (PG).

Cluster	Pb	Pb (PG)	V	V (PG)
Beverwijk	0,87	0,89	0,55	0,56
Wijk aan Zee	3,24	3,33	1,60	1,60
Heemskerk	0,58	0,56	0,39	0,37
Velsen-Noord	1,43	0,99	0,79	0,54
IJmuiden-Oost	1,42	1,43	0,75	0,75
IJmuiden Sluis	1,16	1,30	0,62	0,70
Reyndersweg	2,77	Geen permanente bewoning	1,29	Geen permanente bewoning



Figuur 65 Berekende en aan metingen geschaalde concentratiebijdragen van vanadiumemissies vanaf het TSN-terrein. Emissiedata: ZS-studie IJmondgebied.



Figuur 66 Berekende en aan metingen geschaalde concentratiebijdragen van loodemissies vanaf het TSN-terrein. Emissiedata: ZS-studie IJmondgebied.

10.6.2 Gedeponoerd stof buiten

De recente depositie van stof in de leefomgeving (buiten) is bepaald in meerdere meetrondes in de periode 2020-2022 (Mennen et al. 2021, Mennen et al. 2022, Mennen et al. 2023). Met name de blootstelling aan lood via gedeponoerd stof werd in Mennen et al (2021) aangemerkt als ongewenst, los van de aanwezigheid van andere metalen in het mengsel. Om deze reden is in dit rapport de aandacht op lood gericht waar het gaat om gezondheid, en op lood, vanadium en andere metalen waar het gaat om bronnen en patronen van verspreiding.

In deze rapportage zijn per locatie de meetgegevens van alle drie de metingen in samenhang beschouwd, waarbij dezelfde werkwijze is gevolgd als voor de eerste ronde meetgegevens van 2020 (Mennen et al. 2021). In Bijlage 6 wordt beschreven hoe de depositiewaarden voor de woonclusters berekend zijn. Voor de beoordeling van een 'realistic worst-case'-blootstelling aan gedeponoerd stof *buiten*, voor de periode 2020-2022, hanteren we de P95-waarde van de gemiddelde dagdeposities (daarvoor is het 75ste percentiel van het gemiddelde genomen) per locatie binnen alle clusters: zie Tabel 44. Deze bedraagt voor lood 38 µg/m² per dag in het cluster Beverwijk, wat overeenkomt met een blootstelling van kinderen van 0,11 µg/kg lg/dag voor de route ingestie. De vertaling van de depositie naar blootstelling is beschreven in (Mennen et al. 2021).

Tabel 44 Stofdepositie en blootstelling aan lood in de IJmond.

Wooncluster in de IJmond	Depositie* Totaal lood P95	Blootstelling aan lood via ingestie P95
	(µg/m ² /d)	(µg/kg lg/d)
Wijk aan Zee	16,5	0,05
Beverwijk	37,6	0,11
IJmuiden-Oost	34,4	0,10
IJmuiden Sluis	31,8	0,09
Velsen-Noord	24,5	0,07
Heemskerk	8,6	0,03
Achtergrond	10,4	0,03

*De depositie is berekend door het (75-percentiel van het) daggemiddelde van alle meetrondes per locatie te nemen, en per wooncluster de P95 van deze gemiddelden van elke locatie. De blootstelling als gevolg van deze totale depositie is berekend als de jaargemiddelde blootstelling per dag voor een kind.

De route stof-*binnen* wordt in deze rapportage buiten beschouwing gelaten. De blootstelling via het binnenshuis gedeponoerde stof droeg voor de metalen gemiddeld nauwelijks bij aan de geschatte totale blootstelling (Mennen et al. 2021).

Bijlage 6 gaat in op de herkomst van metalen in het gedeponoerde stof, en komt tot schattingen voor de TSN-bijdrage aan het gedeponoerde stof, na correctie voor achtergrondwaarden. Deze schattingen zijn onzeker. In Tabel 45 staat de berekende bijdrage van TSN aan de depositie van lood in stof, voor en na correctie voor de achtergrond.

Tabel 45 Geschatte bijdrage van TSN aan de depositie van lood in stof, na correctie voor de achtergrond. De schattingen voor de TSN-bijdrage na aftrek achtergrond zijn onzeker.

Wooncluster	TSN-bijdrage aan totaal na aftrek achtergrond	TSN-bijdrage aan totaal inclusief achtergrond
Wijk aan Zee	95%	35%
Beverwijk	85%	62%
IJmuiden-Oost	80%	56%
IJmuiden Sluis	75%	51%
Velsen-Noord	100%	58%
Heemskerk	0%	0%

10.6.3 Bodemingestie

Bodemconcentraties van lood in de IJmondregio zijn bepaald in de periode vóór 2009 en liggen in de range van 85 – 142 mg/kg (gemiddelden) en 108 - 430 mg/kg (P95-waarden) (zie tabellen 4.3-4.7 in (Lijzen 2009)). Voor de huidige rapportage rekenen we voor lood met het programma CSOIL 2020 versie 1.03 (RIVM 2023g) voor een blootstelling tijdens de kindertijd aan een gemiddelde bodemconcentratie van 142 mg/kg voor het scenario *Plaatsen waar kinderen spelen*, voor de route 'bodemingestie'. Het lichaamsgewicht van het kind is 20 kg. Opname van lood via de huid is verwaarloosbaar (Van Breemen et al. 2020).

Voor lood is bij een bodemconcentratie van 142 mg/kg de jaargemiddelde blootstelling voor kinderen via bodem berekend op 0,70 µg per kg lichaamsgewicht per dag.

10.6.4 Voedsel

De berekende mediane inname (50-percentiel) van lood via voedsel en drinkwater (basisscenario) voor Nederlandse kinderen van 5 jaar is 0,87 µg per kg lichaamsgewicht per dag (bij een lichaamsgewicht van 20 kg) (Boon et al. 2016).

Inname van lood via moestuingewassen, vanwege opname uit de bodem of stofdepositie op eetbare delen, is niet beschouwd. Het optellen van de berekende loodinnname uit de totale voeding (waarin wordt aangenomen dat deze niet uit een moestuin afkomstig is) en uit voedsel uit de eigen moestuin, kan tot een overschatting leiden. In een Duits onderzoek naar stofdepositie en loodgehalten in groene kool bleek er geen duidelijk verband te zijn, terwijl dit verband wel duidelijk was voor gehalten in gras. Een belangrijke verklaring was het wassen van de kool voorafgaand aan de analyse. Neergeslagen stof op eetbare delen kan worden verwijderd door de groente te wassen (Hombrecher K. 2015, Stachiw S 2019). Het is daarbij mogelijk dat een deel van inname via voedsel direct, of indirect bijvoorbeeld via veevoer, van depositie vanaf TSN afkomstig is. Dit aandeel is niet gekwantificeerd.

10.7 Gezondheidsrisico's en -effecten van lood

Het European Food Safety Authority-panel over voedingscontaminanten gaf in 2010 aan dat de invloed van lood op de ontwikkeling van het zenuwstelsel, uitgedrukt in het IQ van jonge kinderen en de effecten op

het hart- en vaatstelsel en de nierfunctie bij volwassenen de effecten zijn waarop een risicoschatting kan worden gebaseerd (EFSA 2010). EFSA (2010) geeft aan dat de BMDL01 voor 1 IQ-punt verlies ligt bij 12 µg/L lood in bloed. De EFSA vertaalt deze bloedwaarde naar een inname van 0,5 µg/kg lg/d voor een kind van 20 kilo. De BMDL01 was in de rapportage over de eerste ronden van de depositiemetingen (Mennen et al. 2021) gebruikt, samen met een 'margin of exposure' van 10, om te duiden of de blootstelling zou leiden tot meer dan 0,1 IQ-punt verlies. De aanname is dan dat de relatie tussen loodbloedwaarde en inname, lineair is, met een hellingsgetal van 1,2. Het rapport concludeert dat de blootstelling via gedeponerd stof boven deze kritische grens komt, en merkt op dat "van lood bekend is dat de dagelijkse blootstelling via onder andere voeding en drinkwater al hoger is dan wat veilig beschouwd wordt. Additionele blootstelling dient dan ook gelimiteerd te worden." Voor het voorliggende rapport is een combinatie gebruikt van verschillende onderzoeken (zie Bijlage 7) op het gebied van opname van lood via voeding, bodem, gedeponerd stof en lucht.

Als eerste stap is gerekend aan de effecten op IQ die door lood in voeding worden veroorzaakt en de gevolgen daarvan voor de ziektelast. Hiervoor is een nul-scenario (geen loodopname) vergeleken met de inname volgens Boon et al (2016) voor een kind van 5 jaar met een lichaamsgewicht van 20 kg. Als volgende stap is het scenario *Bodem – Plaatsen waar kinderen spelen (gemiddeld) (kind)* uit Csoil 2020 v1.03 toegevoegd aan de opname via de voeding. Aangenomen is dat de opnamen vanuit voedsel en bodem niet gecorreleerd zijn. Als derde stap is het scenario *Ingestie stof buiten (kind)*, gebaseerd op het 95-percentiel van het wooncluster, toegevoegd aan de combinatie van loodinnname via de voeding en het scenario voor bodem. Als vierde stap is het scenario *Inhalatie (kind)* toegevoegd aan de combinatie van loodinnname via de voeding, bodem en stof. Als uitgangspunt voor de bijdrage van inhalatie van lood in de lucht is de berekende bronbijdrage gebruikt (Tabel 43). Er is van uitgegaan dat deze bronbijdrage boven op een achtergrondconcentratie komt. Voor deze achtergrond is 3,3 ng/m³ gebruikt (gemeten concentratie in De Rijp).

Naast het gemiddelde IQ-verlies is ook gekeken hoe de IQ-verdeling verschuift. De verschuiving leidt tot een toename van het aantal kinderen in de verschillende categorieën van een verstandelijke beperking. Aan de hand van de verschuiving is met de gewichten van de WHO uitgerekend wat de consequenties zijn voor de YLD. Zie Bijlage 7 voor de details. Omdat er geen YLL's zijn, komt het aantal YLD's overeen met het aantal DALY's.

De bijdrage van de diverse routes aan de totale loodbelasting in de woonclusters, en daarmee aan het gezondheidsrisico, is als volgt (Tabel 46):

Tabel 46 Berekende bijdrage van vier routes van inname van lood aan het gezondheidsrisico per wooncluster, in IQ-punten verlies en in YLD per miljoen per jaar (WHO-gewichten).

Wooncluster	Voedsel		Bodem		Depositie stof		Lucht	
	IQ	DALY	IQ	DALY	IQ	DALY	IQ	DALY
Wijk aan Zee	1,74	723	1,40	711	0,096	53	0,092	52
Beverwijk	1,74	723	1,40	711	0,220	123	0,031	18
IJmuiden-Oost	1,74	723	1,40	711	0,200	112	0,047	27
IJmuiden Sluis	1,74	723	1,40	711	0,186	104	0,043	25
Velsen-Noord	1,74	723	1,40	711	0,144	80	0,034	19
Heemskerk	1,74	723	1,40	711	0,050	28	0,020	11

Voor de bijdrage vanuit de bodem gaan we uit van een gemiddelde bodemconcentratie van 142 mg/kg. De achtergrondwaarde van lood in bodem bedraagt 50 mg/kg (Regeling bodemkwaliteit), waardoor er sprake is van een extra belasting van 142-50 = 92 mg/kg. Een deel van deze extra belasting is in de IJmond historisch afkomstig van het TSN-terrein. Door depositie is volgens de berekeningen van Lijzen et al (2009) tot circa 2 km afstand van de bron (met name in noordelijke richting) een aanrijking vanuit het TSN-terrein (bijvoorbeeld via natte depositie en grof-stofdepositie) tot 30% zichtbaar. Deze schatting van 30% bijdrage van het TSN-terrein (na correctie voor achtergrond), ofwel $0,3 \cdot 92 = 27,6$ mg/kg, gebruiken we arbitrair voor alle woonclusters.

Eerder stelde het RIVM vast dat metalen in de IJmond-monsters van grof stof grotendeels afkomstig zijn van het TSN-terrein (Elberse et al. 2021b) maar juist voor lood lijken andere (diffuse) bronnen (zoals scheepvaart) ook van belang. De geschatte TSN-bijdrage (op het totaal minus achtergrond) verschilt per wooncluster gemiddeld tussen 75% en 100% (Tabel 45). De totale depositie van lood is op de achtergrondlocatie De Rijp een fractie (21%) hoger dan in Heemskerk. De inschatting is dat de depositie in Heemskerk niet wezenlijk verschilt van de achtergrondlocaties, waardoor er in Heemskerk geen TSN-bijdrage te berekenen is.

Tabel 47 geeft de geschatte bijdragen vanaf het TSN-terrein en andere bronnen van lood, voor de vier blootstellingsroutes, aan het gezondheidsrisico. Zie Bijlage 7 voor de details.

Tabel 47 Bijdrage van TSN aan de vier routes van blootstelling aan lood, en het risico voor de gezondheid van blootgestelde mensen, uitgedrukt in IQ verlies, en in DALY per jaar per miljoen blootgestelde mensen.

		Geschatte TSN aandeel		Andere bronnen		Achtergrond	
		IQ	DALY	IQ	DALY	IQ	DALY
Alle woonclusters	Voedsel					1,74	723
	Bodem (historisch)	0,27	138	0,64	323	0,49	250
Wijk aan Zee	Gedeponeerd stof	0,03	19	0,002	1	0,06	33
	Inhalatie	0,09	52			0,09	46
Beverwijk	Gedeponeerd stof	0,14	76	0,02	13	0,06	34
	Inhalatie	0,03	18			0,09	46
IJmuiden-Oost	Gedeponeerd stof	0,11	63	0,03	16	0,06	34
	Inhalatie	0,05	27			0,09	46
IJmuiden Sluis	Gedeponeerd stof	0,10	53	0,03	18	0,06	34
	Inhalatie	0,04	25			0,09	46
Velsen-Noord	Gedeponeerd stof	0,08	47	0	0	0,06	33
	Inhalatie	0,03	19			0,09	46
Heemskerk	Gedeponeerd stof	0	0	0	0	0,06	33
	Inhalatie	0,02	11			0,09	46

10.8 Discussie en conclusies met betrekking tot metalen

Metalen zijn een groep stoffen die dikwijls als mengsels voorkomen. Met name de blootstelling aan lood via gedeponeerd stof werd in Mennen et al (2021) aangemerkt als ongewenst, ook los van de aanwezigheid van andere metalen in het mengsel. Om deze redenen is voor het gezondheidsrisico, in dit rapport de aandacht op lood gericht.

Blootstelling aan lood vindt plaats via lucht, via contact met gedeponeerd stof, maar ook via bodem en via voedsel.

In de lucht bedroegen de gemeten concentraties lood op Wijk aan Zee, IJmuiden, Beverwijk en De Rijp in 2019 6,6; 5,0; 4,4 en 3,3 ng/m³. De EU-grenswaarde van 500 ng/m³ werd hiermee niet overschreden in de IJmond. De geschatte concentratiebijdragen van TSN uit metingen zijn bepaald door de waarde voor De Rijp in mindering te brengen. Deze methodiek heeft voor- en nadelen en kent onzekerheden. De berekende concentraties op basis van de ZZS-studie uit 2019 moesten gemiddeld met een factor 0,7 worden geschaald om in lijn te komen met de gemeten bijdragen. De geschatte bijdrage voor lood vanuit bronnen op het terrein van TSN voor 2019 is het hoogst in het wooncluster Wijk aan

Zee. Hier is de berekende geschatte bijdrage voor lood, gewogen naar het aantal inwoners per cluster, 3,3 ng/m³.

Voor lood waren de gemeten concentraties in 2022 op Wijk aan Zee, IJmuiden, Beverwijk en De Rijp, 10; 7,1; 4,5 en 3,5 ng/m³ in de IJmond iets hoger en op het achtergrondstation juist iets lager, suggererend dat de bijdrage van lokale bronnen hoger was.

De risicoschattingen voor lood via stofdepositie zijn gebaseerd op alle gegevens van drie meetcampagnes in 2020 en 2022. Hierdoor is er, vergeleken met de eerste rapportage (Mennen et al. 2021), meer informatie beschikbaar over de variatie in de depositie. De toename in informatie betekent dat we de hoogste realistische waarde voor depositie (P95) nu beter hebben kunnen inschatten dan in het eerste rapport mogelijk was. De uitkomst hiervan is dat de risicoschattingen voor lood numeriek anders (lager of hoger) uitvallen dan in het rapport over de eerste meetronde (Mennen et al. 2021). Dit betekent niet dat de depositie als geheel in de loop van de drie meetrondes significant veranderd is.

De totale berekende belasting met lood is ver boven de referentiewaarde die de EFSA aanbeveelt voor een 'verwaarloosbare' blootstelling, die overeenkomt met 0,1 punt IQ-verlies (EFSA 2010). Deze overschrijding wordt grotendeels bepaald door inname via voedsel en bodem. In heel Nederland vindt blootstelling aan lood via voedsel en bodem plaats waarbij de referentiewaarde overschreden wordt.

De bijdrage vanuit directe emissies vanaf het TSN-terrein, via gedeponeerde stof en lucht, aan het gezondheidsrisico voor lood, is <10% van het totaal van alle routes en bronnen, en komt overeen met ongeveer 0,02 – 0,17 IQ punten verlies, overeenkomend met 11 - 94 DALY per miljoen blootgestelde mensen per jaar. De historische uitstoot van de staalfabriek heeft bijgedragen aan de belasting van de bodem, en draagt zo ook bij aan de huidige blootstelling. De huidige deposities dragen op hun beurt bij aan de verdere belasting van de bodem.

De berekeningen tot en met het verlies aan gemiddeld IQ, zijn gebaseerd op de referentiewaarden van EFSA (2010) voor de risicobeoordeling, waarbij als 'point of departure' de (ondergrens) BMDL01 van 12 µg/L is bepaald, corresponderend met 1 IQ-punt verlies, met een bijbehorende inname van 0,5 µg/kg lg/d (bij 20 kg). De relatie tussen inname en bloedwaarde wordt lineair verondersteld, met een hellingsgetal van 1,2 µg/l per 1 µg inname per dag. Hierdoor zijn de berekeningen voor IQ-verlies vergelijkbaar met die in de rapportage van Mennen et al (2021). Het verdient echter aanbeveling voor de vergelijking met stressoren als fijnstof en NO₂ in de berekening van de ziektelast rekening te houden met de hele verdeling van inname en respons, door:

- gebruik te maken van de (mediane) BMD01 van 18 µg/L als 'point of departure', en
- rekening te houden met een niet-lineaire relatie, of met een hellingsgetal kleiner dan 1,2 in een lineaire relatie tussen inname van lood en loodbloedgehalte. Zo werd in een studie naar de wereldwijde impact van lood in voeding op intellectuele

bepalingen een relatie gebruikt die circa 15% lager lag dan die in dit rapport is gebruikt (Carrington et al. 2019).

Deze twee keuzes zouden resulteren in circa 40% lagere schattingen van de extra gezondheidsrisico's. In de voorliggende rapportage heeft dat geen invloed op de rangschikking van stressoren. Wanneer de aanpak uitgebreid wordt met meer stressoren, is het mogelijk van groter belang.

11 Hinder

11.1 Inleiding

In voorgaande hoofdstukken is gekeken naar de emissies van verschillende stoffen/stofgroepen door TSN en verspreiding ervan naar de leefomgeving. Ook is een aantal gezondheidsrisico's van blootstelling aan deze stoffen/stofgroepen berekend. In dit hoofdstuk richten we ons op stressoren in de leefomgeving die hinder veroorzaken en op samenhangende effecten als slapeloosheid en bezorgdheid. De leefomgeving rond TSN wordt regelmatig ervaren als één die onder druk staat. Met name hinder door stof, geur en geluid speelt een rol. Voor hinder, en de cumulatie ervan, is niet een eenduidige 'dose-response'-relatie met betrekking tot gezondheidsrisico's. In dit hoofdstuk worden gezondheidsrisico's daarom benoemd en niet berekend, behalve in de discussie aan het einde van het hoofdstuk, waar als vingeroefening wel een berekening wordt gemaakt.

Het is bekend dat de leefomgeving invloed heeft op de gezondheid en het welzijn van mensen (Gezondheidsraad 2022). De aanwezigheid van industrie heeft invloed op de leefomgeving (OVV 2023). Een gezonde leefomgeving wordt gedefinieerd als een omgeving:

- 1) waarin positieve factoren voor gezondheid en welzijn aanwezig zijn, en waar negatieve factoren afwezig zijn;
- 2) die als gezond, veilig en prettig ervaren wordt;
- 3) die uitnodigt tot gezond en veilig gedrag.

Hoe de leefomgeving wordt ervaren, is deels persoonlijk en hangt onder andere samen met eigenschappen en waarden van het individu.

Het RIVM ontvangt regelmatig signalen via verschillende kanalen over hinder van bewoners van de IJmond en de effecten op gezondheid en welzijn. De signalen die het RIVM ontvangt, gaan over stof in de leefomgeving inclusief binnenshuis, geur, geluidsoverlast of het zien van 'pluimen' afkomstig uit de fabrieken van TSN. Mensen geven aan dat ze hierdoor de leefomgeving als onprettig en vies ervaren. Zo vertellen mensen dat ze hun kinderen liever niet laten buitenspelen als er stof ligt. Of ze besluiten niet te gaan sporten als het stinkt, omdat dat niet goed voelt. Ook hebben mensen verteld dat ze (willen) verhuizen, omdat ze hun leefomgeving niet prettig vinden door alle overlast en de zorgen over de gezondheid die dat met zich meebrengt. Deze signalen laten zien dat de leefomgeving in de IJmond niet door iedereen als prettig en gezond wordt ervaren, en dat de ervaren leefomgeving een belemmering kan zijn voor gezond gedrag, zoals sporten of buitenspelen. Er zijn ook bewoners van de IJmond die aangeven geen hinder te ervaren. Omdat bekend is dat emissies en geluiden van TSN leiden tot hinder, en hinder invloed heeft op gezondheid en welzijn van mensen is het een belangrijk aspect dat in deze proof-of-concept expliciet aandacht krijgt.

De Gezondheidsraad hanteert als definitie van hinder: een gevoel van afkeer, boosheid, onbehagen, onvoldaanheid of gekwetstheid, dat optreedt wanneer een milieufactor iemands gedachten, gevoelens of activiteiten negatief beïnvloedt (Gezondheidsraad 1999). Als iemand hinder ervaart heeft dit dus effect op zijn of haar welzijn. In lijn met de WHO definitie van gezondheid beschouwen we hinder ook als een schadelijk gezondheidseffect. De mate van hinder kan bepaald worden met internationaal gestandaardiseerde vragenlijstsonderzoeken (ISO 2003).

Er zijn verschillende onderzoeken die laten zien in welke mate omwonenden van TSN hinder ervaren (ernst) en hoe vaak (frequentie). Voor dit rapport is geput uit onderzoek van de GGD, Ipsos en Vriens et al. (2001a). De onderzoeken bestrijken de periode 1993 – 2022. Door de verschillen in de onderzoekopzet (onder andere vraagstelling, afkappunten in ervaring om 'ernst' of 'frequentie' te bepalen, analysemethoden, welk gebied is gezien als regio IJmond of omwonenden, et cetera) is het niet mogelijk de gevonden data rechtstreeks met elkaar te vergelijken of statistisch te bewerken, om tot een totaalbeeld te komen. De gevonden onderzoeken geven desondanks een goed beeld van de hinder in de IJmond, door de tijd heen en waar mogelijk in vergelijking met andere regio's. In aanvulling op deze onderzoeken is in dit rapport gekeken naar de meldingen die omwonenden doen over stof, geur en/of geluid bij het loket van de Omgevingsdienst Noordzeekanaalgebied (ODNZKG). Deze meldingen zijn opgevraagd via het 'Dashboard overlastmeldingen en ongewone voorvallen Tata Steel' van de ODNZKG.³⁵

Beschikbare gegevens

De hinder voor omwonenden van TSN is in kaart gebracht middels documentonderzoek en een overleg met de ODNZKG. In het verleden is het onderzoek vaak gedaan met (herhaalde) vragenlijsten. De GGD Kennemerland heeft in het kader van de Gezondheidsmonitor vragenlijsten afgenomen in 2012, 2016 en 2020 (GGD 2014, GGD 2018, GGD 2022). GGD'en monitoren de gezondheid van de bevolking elke vier jaar. Aan de Gezondheidsmonitor kunnen GGD'en vragen toevoegen over lokale thematiek, wat de GGD Kennemerland heeft gedaan voor stof en overige hinder veroorzaakt door industrie in de regio. Omdat andere GGD'en deze vragen vaak niet in hun regio stellen is er niet altijd een vergelijking te maken met gemiddelde hinder in Nederland of andere regio's. Op verzoek van het RIVM heeft de GGD Kennemerland de gegevens uit de Gezondheidsmonitor (GGD 2022) opnieuw geanalyseerd om de hinder in de in dit rapport gebruikte woonclusters inzichtelijk te maken. Ipsos heeft, in opdracht van Provincie Noord-Holland, drie keer een vragenlijst afgenomen onder een representatieve steekproef uit de bewoners van de gemeenten Beverwijk, Velsen en Heemskerk; eenmaal in 2021 en tweemaal in 2022 (IPSOS 2021, IPSOS 2022a, IPSOS 2022b). Van deze onderzoeken zijn, tenzij anders aangegeven, de meest recente gegevens gebruikt in dit rapport. Om de

³⁵ Bron: [Dashboard overlastmeldingen en ongewone voorvallen Tata Steel - Loket Omgevingsdienst Noordzeekanaalgebied \(odnzkg.nl\)](#) Geraadpleegd op 4 juni 2023. NB: De Omgevingsdienst neemt (voor alle categorieën) alleen meldingen op in het dashboard waarvan de toezichhouder "[c]onstateert dat de overlast bij Tata Steel vandaan komt".

recente onderzoeken in historische context te plaatsen, zijn in dit hoofdstuk ook onderzoeken van Vrins et al. (2001a) uit de jaren '90 van de vorige eeuw opgenomen. Om te kunnen vergelijken met Nederland, is gebruikgemaakt van een onderzoek van het RIVM naar hinderbeleving veroorzaakt door industrie en bedrijven (RIVM 2022e).

De onderzoeksopzet, het aantal respondenten, de periode waarin de vragenlijst is uitgezet en wat onder 'regio IJmond' wordt verstaan, verschilt per opgenomen studie. Deze factoren zijn van invloed op de resultaten. Ipsos verstaat onder regio IJmond de gemeenten Beverwijk, Heemskerk en Velsen. De GGD onderscheidt regio Kennemerland, regio IJmond (gemeenten Beverwijk, Heemskerk, Uitgeest en Velsen) en vijf blootstellingsgebieden. Omdat in dit rapport met een andere indeling is gewerkt, heeft de GGD op verzoek van het RIVM de data (verzameld voor hun rapport uit 2022) opnieuw geanalyseerd volgens de in dit rapport gebruikte indeling in woonclusters (zie hoofdstuk 6). Deze data staan opgenomen in de tabellen in dit hoofdstuk.

In dit hoofdstuk gaan we nader in op stofhinder, geluidhinder en slaapverstoring, geurhinder en bezorgdheid. In de laatste paragraaf worden de resultaten samengevat.

11.2 Stofhinder

Zichtbaar stof kan ervoor zorgen dat de leefomgeving als vies en onprettig wordt ervaren en daarmee als hinderlijk. Ook roept zichtbaar stof in de leefomgeving zorgen op met betrekking tot de gezondheid. Daarnaast kunnen mensen stof binnenkrijgen, bijvoorbeeld via handmondcontact (Zie hoofdstuk 9 en 10). Uit de data van de GGD, Ipsos en de ODNZKG blijkt dat omwonenden van TSN stofhinder ondervinden.

Op het dashboard van de ODNZKG staan 271 meldingen over stof (periode van 1 jaar: 1 juni 2022 – 31 mei 2023).³⁶ De ODNZKG bestempelt het vrijkomen van stoffen bij op- en overslagen van grondstoffen/materialen en bij logistiek (wegen, verplaatsingen), met name van ijzererts en kolen van TSN, als de belangrijkste bronnen voor stofhinder in de leefomgeving.

IPSOS (2022b) rapporteert dat dagelijkse of wekelijkse stofhinder wordt ervaren door 59% van de respondenten in de gemeente Beverwijk, 41% in de gemeente Velsen en 30% in de gemeente Heemskerk. Nog eens 9% van de respondenten ervaart maandelijkse stofhinder in Beverwijk. Voor de gemeente Velsen is dit 18% en voor de gemeente Heemskerk is het 19%.

De GGD (2022) meldt dat 24% van de ondervraagde bewoners van de IJmond aangeeft matige of ernstige hinder van stof, roet en/of rook met industrie als bron te ervaren.³⁷ Specifiek in het wooncluster Wijk aan Zee is dit 81% van de ondervraagde bewoners en in IJmuiden Sluis

³⁶ Bron: [Dashboard overlastmeldingen en ongewone voorvallen Tata Steel - Loket Omgevingsdienst Noordzeekanaalgebied \(odnzk.nl\)](#) Geraadpleegd op 4 juni 2023.

³⁷ De GGD splitst in de vragenlijst mogelijke bronnen van stof, rook en/of roet uit naar onder andere industrie, tabaksrook, open haard, barbecue en vliegverkeer. Alleen de data over industrie zijn opgenomen in dit hoofdstuk.

56%. In alle woonclusters geeft minstens 20% van de ondervraagde bewoners aan matige of ernstige last te hebben van door industrie veroorzaakte stof, roet of rook (wooncluster Heemskerk 20% van de respondenten, de overige drie woonclusters tussen de 35% en 40%). Ter vergelijking, in de hele regio Kennemerland geeft 9% van de respondenten aan hinder van stof, roet en/of rook te ervaren. Er is geen vergelijkbaar onderzoek bekend op basis waarvan de hinder door stof in de IJmond vergeleken kan worden met een landelijk gemiddelde, hoewel bekend is dat het op meerdere plekken in Nederland speelt.³⁸

Tabel 48 Percentage gehinderden door stof per wooncluster op basis van data uit de Gezondheidsmonitor 2020 (GGD 2022)

Hinder door stof	Mate van hinder	
	Ernstig	Matig
Regio Kennemerland	3%	6%
Wooncluster Wijk aan Zee	53%	28%
Wooncluster Beverwijk	19%	21%
Wooncluster IJmuiden-Oost	16%	23%
Wooncluster IJmuiden Sluis	34%	22%
Wooncluster Velsen-Noord	16%	19%
Wooncluster Heemskerk	6%	14%

Hinder door stof in de IJmond is al langere tijd een aandachtspunt voor onderzoekers. Vrins et al. (2001a) beschrijft een aantal onderzoeken naar stofhinder in de IJmond in de jaren '90. Op basis van een in 1993 uitgevoerd telefonisch leefsituatieonderzoek naar overlast en hinder door stof in de leefomgeving en een onderzoek naar de stofdepositie 1993-1995 concluderen Vrins et al. (2001a, 46) dat de correlatie "tussen het percentage respondenten met overlast en de stofdepositie bedraagt 0,69, en tussen gehinderden en stofdepositie 0,76". Hoewel dit geen oorzakelijk verband tussen stofdepositie en hinder of overlast aantoonde, duiden deze correlaties erop dat er een verband is tussen de stofdepositie en de hinder: meer depositie van stof zorgt waarschijnlijk voor meer hinder.

Vrins et al. bespreken daarnaast meldingen over stofhinder uit de jaren 1997-1998. Hieruit blijkt dat het stof "zwart en roetachtig" is en dat door melders een verband wordt gelegd tussen Corus (rechtsvoorganger van Tata Steel) en de windrichting (Vrins et al. citeren "door zuidwestenwind" (2001a, 50)). In een telefonisch leefsituatieonderzoek uit 2001 geven respondenten aan last te hebben van "stof of roet" (Wösten 2001).

De onderzoeksresultaten uit de jaren '90 laten zien dat er al meer dan drie decennia aanleiding is om onderzoek naar stofhinder in de IJmond te doen. De onderzoeken uit de jaren '90 schetsen de toen bestaande stofhinder. De resultaten en data van IPSOS, de GGD en de ODNZKG geven een beeld van recente stofhinder ervaren door bewoners van de

³⁸ NB: In de Hoek van Holland is ook sprake van stofoverlast. DCMR heeft hier onderzoek naar gedaan. Dit onderzoek is niet een-op-een vergelijkbaar met de IJmond. In dit onderzoek is niet gekeken naar de mate of frequentie van hinder. Voor meer informatie zie: [Dossier stofoverlast Hoek van Holland | DCMR](#) of [GGD Rotterdam-Rijnmond | Stofoverlast in Hoek van Holland \(gqdrotterdamrijmond.nl\)](#)

IJmond. Tussentijdse onderzoeken, waaronder een telefonisch leefsituatieonderzoek (Wösten 2001) en twee onderzoeken van de GGD (2014, 2018) laten zien dat de stofhinder ook in de tussenliggende periode plaatsvond. Ook waren er in 2018 en 2019 grafietregens die voor overlast zorgden, met name in Wijk aan Zee.³⁹ Dit vormde de aanleiding voor provincie Noord-Holland om het RIVM opdracht te geven dit neergedaalde stof te onderzoeken.

11.3 Geluidhinder

De Wereldgezondheidsorganisatie (WHO, World Health Organization) ziet geluidhinder als een gezondheidsprobleem. Gezondheidseffecten kunnen zowel direct als indirect ontstaan door geluid (Gezondheidsraad 1997, Gezondheidsraad 2004). Geluid kan leiden tot acute lichamelijke en psychologische reacties. Een direct verband is er ook tussen geluid en gezondheidsproblemen als verhoogde bloeddruk en slaapproblemen.^{40,41} Als de slaap (chronisch) wordt verstoord door bijvoorbeeld geluidhinder, kunnen er negatieve gevolgen voor de gezondheid ontstaan, zoals een hogere hartslag, toegenomen beweging in de slaap, veranderd slaapritme, nachtelijk ontwaken of slapeloosheid. Dit kan weer leiden tot een verhoogde bloeddruk en hart- en vaataandoeningen (Gezondheidsraad 2004, RIVM 2018).

Tussen 1 juni 2022 en 31 mei 2023 zijn bij de ODNZKG 346 meldingen binnengekomen over geluidoverlast die gerelateerd worden aan TSN. De ODNZKG geeft aan dat de belangrijke oorzaak van geluidoverlast in de leefomgeving de schrootcatering is (het laden en lossen van schroot).⁴²

Volgens IPSOS ervaaarde eind 2022 in Beverwijk 50% van de respondenten wekelijks of dagelijks geluidoverlast en ervaaarde 5% maandelijks geluidoverlast. In de gemeente Velsen gaf 41% van de respondenten aan wekelijks of dagelijks geluidoverlast te ervaren en nog eens 18% maandelijks. Van de respondenten uit de gemeente Heemskerk ervaaart 38% wekelijks of dagelijks en ervaaart 15% maandelijks geluidoverlast (IPSOS 2022b).

In wooncluster Wijk aan Zee ervaaart 62% van de respondenten matige of ernstige geluidoverlast. Het wooncluster met de minste respondenten met geluidoverlast is Heemskerk (13%). Ter vergelijking, in de hele regio Kennemerland geeft 8% van de respondenten aan matige of ernstige geluidhinder met industrie als bron te ervaren (GGD 2022). Het RIVM (2022e) rapporteert in een nationale studie dat geluidhinder door fabrieken en bedrijven (enigszins hinder, hinder, en ernstige hinder) in

³⁹ [Tata Steel maakt samenstelling hinderlijke grafietregens bekend \(nos.nl\)](#), [Nog veel onrust over grafietregens: "Wie waakt er over onze gezondheid?" - NH Nieuws](#), [Negentien grafiet-overtredingen Harsco: bijna 100.000 euro dwangsom - NH Nieuws](#)

⁴⁰ <https://www.rivm.nl/ggd-richtlijn-mmk-omgevingsgeluid/gezondheidseffecten-geluid/werkingsmechanisme-geluid-gezondheid>

⁴¹ [Geluid en hinderbeleving | RIVM](#)

⁴² NB: [Verbod op schroothandelingen in de nacht - Tata steel werken en wonen \(odnzkg.nl\)](#)

Nederland gemiddeld 13% is.⁴³ Hoewel dit een indicatie geeft, kan dit onderzoek niet direct worden vergeleken met de GGD-resultaten.⁴⁴

11.3.1 Slaapverstoring

Tabel 49 Percentage gehinderden door geluid en slaapverstoring (GGD et al. 2022, RIVM 2022e).

Hinder door geluid	Mate van hinder		Slaap verstoring
	Ernstig	Matig	
Nederland	3%	6%	6%
Regio Kennemerland	2%	6%	4%
Wooncluster Wijk aan Zee	30%	32%	42%
Wooncluster Beverwijk	13%	15%	13%
Wooncluster IJmuiden-Oost	3%	15%	12%
Wooncluster IJmuiden Sluis	10%	28%	22%
Wooncluster Velsen-Noord	6%	19%	13%
Wooncluster Heemskerk	3%	10%	4%

Geluid en geluidhinder kunnen de slaap verstoren. In wooncluster Wijk aan Zee meldt 42% van de respondenten slaapverstoring door geluid van industrie en bedrijven. In wooncluster Heemskerk is dat 4% en van de overige woonclusters schommelen er drie (Beverwijk, IJmuiden-Oost, en Velsen-Noord) rond de 13% en meldt één 22% (IJmuiden Sluis). Vergeleken met Nederland en de hele regio Kennemerland ligt de slaapverstoring door bedrijven in de IJmond hoog. Van ondervraagde Nederlanders geeft 6% aan dat de slaap (minstens enigszins of erger) wordt verstoord door geluid van fabrieken of bedrijven (RIVM 2022e). In de hele regio Kennemerland geeft 4% van de respondenten aan dat geluidhinder door industrie de slaap verstoort.

11.4 Geurhinder

Geuren die mensen als stinkend of vies ervaren, kunnen hinder veroorzaken. De meeste geurstoffen zijn al te ruiken bij lage hoeveelheden die niet schadelijk zijn voor de gezondheid. Geur kan het algemene dagelijkse leven beïnvloeden (onder andere door zich verplicht voelen ramen te sluiten of niet thuis willen verblijven). Blootstelling aan geur, zeker bij herhaling, kan misselijkheid en stress-gerelateerde gezondheidseffecten oproepen; denk aan hoofdpijn, duizeligheid en vermoeidheid. Er bestaan geen gezondheidskundige normen voor geur, waardoor het niet eenvoudig is om te bepalen hoeveel geur

⁴³ Nb Omdat de GGD alleen matige en ernstige hinder rapporteert, is in tabel 52 enigszins hinder niet opgenomen.

⁴⁴ De drempelwaarde (bij welke score op de schaal antwoorden als enigszins hinder, hinder of ernstige hinder worden beschouwd) is in de RIVM-studie anders gekozen dan in de GGD-studie. Ook vraagt de GGD naar geluidhinder door industrie en het RIVM naar fabrieken en bedrijven.

gezondheidskundig gezien aanvaardbaar is. Een situatie wordt gezondheidskundig als goed beschouwd, als er geen of geen ernstige hinder is (RIVM 2015).

Het telefonische leefsituatieonderzoek uit 2001 geeft een omschrijving van de geurhinder in de IJmond. Respondenten omschrijven de geur als "H₂S/zwavel of rotte eierenlucht, 'dioxinelucht'⁴⁵, gaslucht of kolendamp" (Wösten 2001).

Op het luchtmeetnet in de IJmond worden op enkele meetpunten stoffen gemeten die geuroverlast kunnen veroorzaken zoals H₂S, SO₂ en naftaleen. Hoewel er zeer zelden een grenswaarde wordt overschreden, kunnen deze stoffen ook bij lagere concentraties leiden tot geurhinder.

Over de periode 1 juni 2022 tot en met 31 mei 2023 meldt de ODNZKG 1.846 meldingen van door TSN veroorzaakte geuroverlast. Melders kunnen specificeren wat voor geur het is, zoals 'kooks', 'rotte eieren/zwavel' of 'chemisch'. De belangrijkste bronnen voor geurhinder in de leefomgeving zijn de kookgasfabrieken, de hoogovens, de oxystaalfabriek en, in mindere mate, de koud- of warmbandwals.

IPSOS (2022b) rapporteert dat eind 2022 met name respondenten uit gemeente Beverwijk geurhinder ervaren: 31% wekelijks of dagelijks en 17% maandelijks. Voor gemeente Velsen en respectievelijk Heemskerk is dat 19% en 18% (wekelijks of dagelijks) en 22% en 16% maandelijks.

De GGD rapporteert dat in 2020 in wooncluster Wijk aan Zee 77% van de respondenten meldt matige of ernstige geurhinder door industrie te ervaren, in wooncluster Beverwijk 30%, in wooncluster IJmuiden-Oost 26%, in wooncluster IJmuiden Sluis 50%, in wooncluster Velsen-Noord 20%, en in wooncluster Heemskerk 9%. In de hele regio Kennemerland wordt door 7% van de ondervraagde bewoners matige of ernstige geuroverlast ervaren. Ter vergelijking, het RIVM (2022) rapporteert dat in Nederland 7% van de respondenten in onderzoek naar hinder minstens enigszins hinder door de geur van fabrieken en (middenstands-)bedrijven.⁴⁶ Bewoners in de IJmond ervaren dus meer matige of ernstige geurhinder dan de regio Kennemerland of Nederland.

Tabel 50 Percentage gehinderden door geur (GGD et al. 2022, RIVM 2022e)

Hinder door geur	Mate van hinder	
	Ernstig	Matig
Nederland	2%	3%
Regio Kennemerland	2%	7%
Wooncluster Wijk aan Zee	43%	34%
Wooncluster Beverwijk	14%	16%

⁴⁵ De auteur merkt hierbij op dat het deels om "associatieve beschrijvingen" gaat, omdat dioxine en het ook genoemde koolmonoxide niet te ruiken is in de buitenlucht (Wösten 2001)

⁴⁶ Nb Omdat de GGD alleen matige en ernstige hinder rapporteert, is in tabel 50 enigszins hinder niet opgenomen.

Hinder door geur	Mate van hinder	
	Ernstig	Matig
Wooncluster IJmuiden-Oost	6%	20%
Wooncluster IJmuiden Sluis	15%	35%
Wooncluster Velsen-Noord	9%	11%
Wooncluster Heemskerk	2%	7%

11.5 Bezorgdheid over hinder

Het ervaren van hinder in de leefomgeving kan leiden tot zorgen over de invloed van die factoren op eigen gezondheid en de gezondheid van naasten. Dit geldt voor stof-, geluid- en geurhinder, net als voor slaapverstoring. Het onderzoek van IPSOS (2022b) laat zien dat respondenten in de IJmond in vergelijking met Nederlanders vaker bezorgd zijn over gezondheidseffecten van hinder: 48% van de respondenten uit de IJmond heeft zulke zorgen – in tegenstelling tot 22% van ondervraagde Nederlanders. Opgesplitst naar gemeente rapporteert Ipsos dat van de respondenten uit Beverwijk 54% zich zorgen maakt, en voor gemeenten Velsen en Heemskerk is dat 48% en 40%. Het aantal mensen dat overweegt te verhuizen wegens zorgen over gezondheidsrisico's is in Beverwijk opvallend hoger (13%) vergeleken met respondenten uit de rest van Nederland (6%) (IPSOS 2022b).

In een RIVM-onderzoek naar de beleving van de woonomgeving in Nederland geeft 10% van de respondenten aan ernstige zorgen te hebben over de gezondheid in relatie tot de leefomgeving. Onderzoek van de GGD (2022) geeft aan dat in wooncluster Wijk aan Zee 79% van de respondenten zulke zorgen heeft. In wooncluster IJmuiden Sluis is dat 70% en in Velsen-Noord 54%. Van de respondenten uit de regio Kennemerland heeft, ter vergelijking, 8% zorgen.

Tabel 51 Percentage respondenten dat bezorgd is door de aanwezigheid van industrie/bedrijven met betrekking tot de gezondheid (GGD et al. 2022, RIVM 2022e)

	Bezorgdheid voor veiligheid/ gezondheid door leefomgeving
Nederland	10%
Regio Kennemerland	8%
Wooncluster Wijk aan Zee	79%
Wooncluster Beverwijk	43%
Wooncluster IJmuiden-Oost	34%
Wooncluster IJmuiden Sluis	70%
Wooncluster Velsen-Noord	54%
Wooncluster Heemskerk	18%

De respondenten uit IJmond hebben in vergelijking met de regio Kennemerland en de rest van Nederland vaker zorgen over de

gezondheidseffecten door (hinder in) de leefomgevingen. Ook overwegen zij vaker te verhuizen vanwege de gezondheidsrisico's.

Vertrouwen in instanties

Ipsos (2022b) heeft onderzocht hoeveel vertrouwen de respondenten uit de drie gemeenten in de IJmond hebben in verschillende instanties als het gaat om zorg voor de leefomgeving. Uit de resultaten blijkt een ruime meerderheid van de respondenten een beetje of veel vertrouwen heeft in de GGD Kennemerland en de gemeente. In de provincie Noord-Holland, de Omgevingsdienst IJmond en de Omgevingsdienst Noordzeekanaalgebied heeft een kleine meerderheid van de respondenten een beetje of veel vertrouwen.⁴⁷ Tata Steel is de enige instantie waarvoor meer dan de helft van de respondenten aangeeft weinig of geen vertrouwen te hebben als het gaat om zorg voor de leefomgeving. Ook valt op dat, in vergelijking met andere instanties, weinig respondenten uit met name Heemskerk en Beverwijk 'weet niet/geen mening' invullen bij de vraag over vertrouwen in Tata Steel. Dit wijst erop dat de respondenten een duidelijke mening hebben over Tata Steel.

11.6 Discussie en conclusie met betrekking tot hinder

In de IJmond ervaren omwonenden van TSN hinder. Hinder kan een negatieve invloed hebben op gezondheid en hoe de leefomgeving wordt ervaren. In dit hoofdstuk is ingegaan op de achtergrond van verschillende hindersoorten en op het (historisch) onderzoek naar stofhinder, geurhinder en geluidhinder. In tabellen werd het percentage gehinderden weergegeven. In de vorige paragrafen zijn stof, geluid, geur en bezorgdheid los besproken. In deze paragraaf zetten we ze naast elkaar voor een totaaloverzicht.

11.6.1 Meldingen van hinder

De gegevens over hinder laat zien dat een (flink) deel van de bewoners in de IJmond maandelijks tot wekelijks hinder ervaart. In sommige woonclusters ervaren veel bewoners die hinder als matig tot ernstig. Ook worden er – met name over geur – veel meldingen gedaan bij de Omgevingsdienst Noordzeekanaalgebied (ODNZKG).

Bij de gevonden studies en meldingen bij de ODNZKG merken we op dat het aantal gemelde klachten waarschijnlijk een onderschatting is van de hinder die ervaren wordt. Volgens IPSOS (2022b) meldt slechts 5% van de respondenten bij hinder (bijna) altijd een klacht over Tata Steel en doet 10% dit soms. Redenen om niet te melden zijn onder andere geen vertrouwen hebben dat er iets met de klacht wordt gedaan (53%), niet weten waar ze een klacht kunnen melden (21%) en het melden van een klacht te ingewikkeld vinden (12%). Er is niet gevraagd waar deze respondenten hun klacht melden.⁴⁸

⁴⁷ Uitgezonderd de gemeente Velsen, waar een minderheid van de respondenten een beetje of veel vertrouwen heeft in de Omgevingsdienst IJmond.

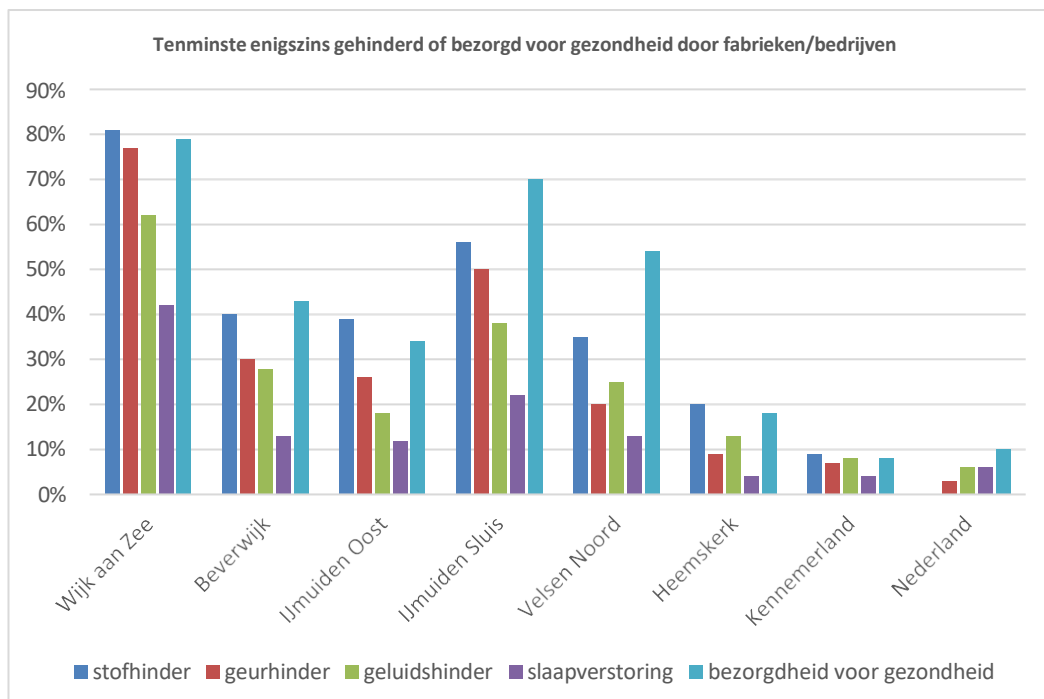
⁴⁸ Naast het meldpunt van de Omgevingsdienst Noordzeekanaalgebied bestaan, of bestonden, er ook andere meldpunten, zoals Stofmelder of meld.nl. Stofmelder en meld.nl zijn niet meegenomen in dit hoofdstuk, omdat Stofmelder inactief lijkt te zijn en meld.nl geen overzicht van meldingen presenteert op de website. Ook kunnen mensen een melding doen bij Tata Steel of GGD Kennemerland.

Het aantal meldingen dat gedaan wordt bij de OD is vaak niet één-op-één te koppelen aan de ernst van de situatie. Andere factoren spelen ook een rol bij het aantal meldingen. Zo geeft de ODNZKG aan dat bij mooi weer het aantal klachten over geluid en geur bijvoorbeeld toeneemt, omdat mensen dan meer buiten zitten en het eerder merken en/of eerder als hinderlijk of vies ervaren. Ook kan aandacht in de media over bijvoorbeeld stof of geur leiden tot een toename van meldingen bij de Omgevingsdienst, omdat mensen zich er meer bewust van zijn, of het eerder opmerken. Dus hoewel de meldingen bij het loket van de Omgevingsdienst een belangrijke bron van informatie zijn over hinder, kunnen deze getallen niet een-op-een gezien worden als indicator voor zowel meetbare als ervaren stressoren in de leefomgeving.

11.6.2 Totaalbeeld

Analoog aan voorgaande hoofdstukken is de mate van hinder, slaapverstoring en bezorgdheid in de verschillende woonclusters samengevat in Figuur 67. Ter vergelijking zijn ook Kennemerland en Nederland in de figuur opgenomen.

Op basis van de beschikbare data is geconcludeerd dat de mate en frequentie van de hinder door geluidoverlast, geur en stofoverlast aanzienlijk is.



Figuur 67 Percentage respondenten dat matige tot ernstige stofhinder, geurhinder, geluidshinder, slaapverstoring en bezorgdheid voor gezondheid ervaart voor de woonclusters, Kennemerland en Nederland.

In dit hoofdstuk is niet vastgesteld hoe groot het risico of effect daarvan is op de gezondheid is. Niet voor alle hinderaspecten is een eenduidige dose-responserelatie voor handen, wat echter niet betekent dat de overige hinderaspecten geen gezondheidseffecten kunnen hebben. Ook

vinden sommige gezondheidseffecten meer indirect plaats, bijvoorbeeld als mensen stress krijgen van herhaaldelijke blootstelling aan hinderlijke factoren. Daarnaast kunnen er ook gezondheidseffecten optreden, zonder dat een stressor als hinderlijk wordt ervaren, zoals bij geluid. Desondanks is binnen deze proof-of-concept hieronder een exercitie gedaan.

Gerapporteerde hinder wegen naar ziektelast?

In Nederland is men terughoudend om DALY's toe te passen op hinder en slaapverstoring (de Hollander and Kamp 2019). Er zijn internationaal studies die gerapporteerde hinder toch uitdrukken in ziektelast door het aandeel ernstig gehinderde of ernstig slaapverstoorde personen te vermenigvuldigen met een weegfactor. Hiervoor zijn echter geen weegfactoren op basis van een panel, zoals gewoonlijk, beschikbaar maar slechts daarvan afgeleide weegfactoren. Mede daarom de terughoudendheid om weegfactoren toe te passen voor hinder of slaapverstoring. Hinder en slaapverstoring vormen ook geen onderdeel van (inter)nationale studies, zoals de Global Burden of Disease of de Volksgezondheid Toekomst Verkenningen.

Wanneer we als onderdeel van de proof-of-concept toch hinderfactoren zouden wegen, gebruiken we een weegfactor van 0,0175 voor ernstige slaapverstoring door geluid (Van Kamp et al. 2018). Bij deze vingeroefening kijk je daarmee dus niet naar stof- en geurhinder.

Naar ziektelast-gewogen gezondheidsrisico's door ernstige slaapverstoring door geluid van industrie zouden dan het hoogste zijn in Wijk aan Zee met $2975 \cdot 10^{-6}$ YLD p.j.p.p. en afnemen met de afstand tot TSN tot $525 \cdot 10^{-6}$ p.j.p.p. in Velsen-Noord en IJmuiden-Oost. Ter vergelijking, dit zou daarmee hoger uitkomen dan de naar ziektelast gewogen gezondheidsrisico's door fijnstof. Er zijn geen weegfactoren beschikbaar voor de hinder en verstoring door stof en geur. Deze hebben we buiten de proof-of-concept gelaten.

Deze exercitie, met (al) haar onvolkomenheden, benadrukt dat er aanzienlijke gezondheidsverbetering te behalen is wanneer de invloed op het dagelijkse leven (zoals slaapverstoring) in de IJmond omlaag gebracht wordt.

De in dit hoofdstuk weergegeven onderzoeksuitkomsten geven een duidelijk beeld over stof-, geur- en geluidhinder in de omgeving van TSN: ondervraagde omwonenden geven al decennia aan dat er stofhinder, geurhinder en geluidhinder bestaat. Daarbij valt op dat het niet één soort hinder is, maar een opeenstapeling van soorten hinder: stofhinder én geurhinder én geluidhinder. In veel gevallen is de hinder die respondenten uit de IJmond aangeven bovendien hoger dan in de rest van Nederland. Daarnaast kan uit de data van de verschillende woonclusters worden geconcludeerd dat hoe dichter men bij het terrein van Tata Steel woont, hoe meer/erger en hoe vaker men hinder ervaart.

Het reduceren van emissies van grof stof, stoffen die geur veroorzaken en geluid, zowel in mate als frequentie, zorgt voor een betere kwaliteit van de leefomgeving. Daarnaast heeft dit een relatief direct effect;

Effectieve maatregelen zorgen voor een snelle reductie van stressoren in de leefomgeving. Dit werkt door in alle drie de aspecten van een gezonde leefomgeving: negatieve factoren worden verminderd, de leefomgeving wordt als prettiger en schoner ervaren, en dit kan uitnodigen tot gezond gedrag.

12 Conclusies en beschouwing

12.1 Inleiding

Dit hoofdstuk brengt de resultaten uit deel 1 en 2 en de aparte hoofdstukken van deel 3 van deze studie bij elkaar. Op deze wijze geven we invulling aan de doelstelling van dit rapport:

Het inzichtelijk maken wat de bijdrage van de huidige emissies van stoffen door TSN is aan de blootstellingen en gezondheidsrisico's voor bewoners in de IJmond en de kwaliteit van de leefomgeving.

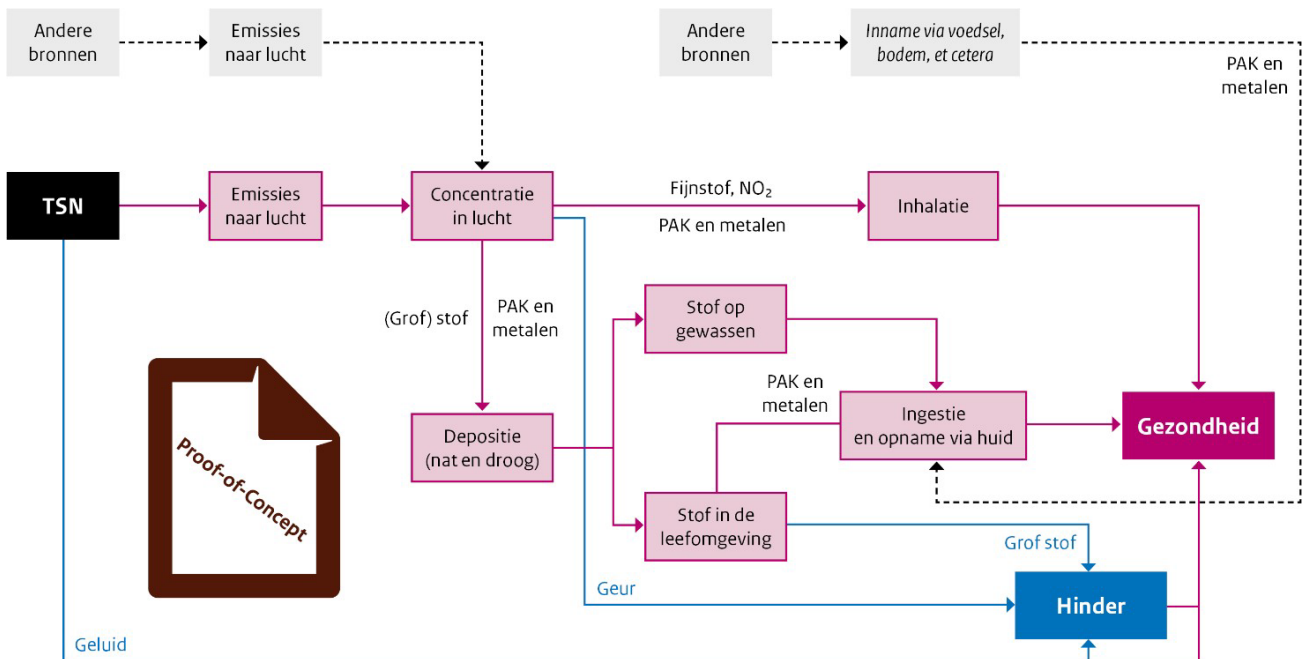
Voordat we ingaan op de resultaten en conclusies beschrijft deze paragraaf eerst op hoofdlijnen de werkwijze en de afbakening van het onderzoek.

Werkwijze en afbakening

- Het basisconcept van deze studie is de kwantitatieve analyse van de keten: Bron → Emissie → Verspreiding → Concentratie → Blootstelling → Gezondheid. Hierbij geldt dat er meerdere bronnen, verspreidings- en blootstellingsroutes en gezondheidseffecten en risico's zijn. Er is voor deze proof-of-concept gekozen om een selectie en afbakening toe te passen bij de invulling aan de verschillende ketenonderdelen. De huidige emissies vormen het startpunt, waarbij alleen naar de emissies van het TSN-terrein naar de lucht (en dus niet naar bodem, oppervlaktewater of riool) is gekeken.
- In deze studie is voor de situatie bij TSN eerst bepaald welke stoffen voor gezondheid het meest relevant zijn en waarvoor een doorrekening van emissies tot gezondheidsrisico's haalbaar is, ook qua beschikbaarheid van gegevens. Dit heeft geleid tot een selectie van vier stoffen/stofgroepen, namelijk fijnstof (PM₁₀ en PM_{2,5}), NO₂, PAK (met BaP en EFSA-8-PAK als indicatoren voor het mengsel), en metalen (met lood als belangrijkste stof voor kinderen als gevoelige groep). We verwachten op deze manier de belangrijkste stoffen te hebben geselecteerd, maar het gaat dus niet om een volledige selectie. Van de emissies van stof, geluid en geur is de invloed op het dagelijkse leven in kaart gebracht in termen van hinder door stof, geluid en geur, ongerustheid over de gezondheid en slaapverstoring.
- In de studie is de ruimtelijke verdeling van de populatie binnen de woonclusters van de IJmond beschouwd, en is zoveel mogelijk onderscheid gemaakt in een achtergrondbelasting, de emissie van TSN en die van overige (lokale) bronnen.
- De geselecteerde stofgroepen zijn de stoffen die voor de gezondheid en maatschappelijke aandacht belangrijk zijn én waarover al relatief veel kennis bestaat over de relatie tussen emissies, verspreiding, blootstelling en gezondheidseffecten en risico's. Onder andere op basis van de huidige emissiegegevens, verspreidingsmodelberekeningen en metingen, is de kwaliteit van de leefomgeving in beeld gebracht voor de geselecteerde

stofgroepen voor de bijdrage van TSN en voor het totaal. Op basis daarvan zijn blootstellingen via inademing (inhalatie) van lucht, inname via inslikken (ingestie) en huidopname bepaald. Waar mogelijk zijn deze omgevingskwaliteit en blootstellingen vergeleken met gezondheidskundige advieswaarden.

- Op basis van deze blootstellingen is ingeschat hoe groot de gezondheidsrisico's zijn. Voor langdurige blootstelling is ervan uitgegaan dat mensen levenslang aan de huidige niveaus worden blootgesteld. Waar mogelijk zijn deze gezondheidsrisico's in verschillende woonclusters vergeleken met gezondheidsrisico's door de betreffende stoffen op controlelocaties die als referentie dienen.
- Daarna zijn de te verwachten gezondheidsrisico's gewogen naar de ziektelast die ze veroorzaken. Op die manier zijn de risico's van blootstellingen aan de geselecteerde stoffen onderling te vergelijken.
- De invloed op het dagelijkse leven is in kaart gebracht in termen van hinder door stof, geluid en geur, ongerustheid over de gezondheid en slaapverstoring. Het percentage bewoners van de IJmond zich gehinderd of ongerust voelt of last heeft van slaapverstoring is waar mogelijk vergeleken met het percentage in de regio Kennemerland en in Nederland. Hoewel hinder op zijn beurt weer leidt tot andere stress-gerelateerde gezondheidsrisico's, zijn deze laatste niet apart uitgewerkt of gekwantificeerd.
- De 'huidige' blootstelling is het uitgangspunt van de studie, waarbij aangenomen wordt dat die blootstelling de komende jaren niet verandert. De resultaten moeten dus ook in dit licht geïnterpreteerd worden. Kort gezegd: de resultaten van deze studie geven antwoord op de vraag welke gezondheidsrisico's omwonenden lopen als de situatie blijft zoals die nu is.
- De studie beperkt zich tot risico's voor omwonenden door emissies naar lucht en hinder, hier en nu. We hebben bijvoorbeeld niet gekeken naar invloed op milieu (vermesting, verzuring, ecotoxicologie). We hebben niet gekeken naar de gezondheidsrisico's van vroegere emissies van TSN en de daarmee samenhangende gezondheidsrisico's. In dit onderzoek is dan ook niet gekeken naar mogelijke verklaringen van de huidige gezondheidscijfers of naar blootstellingen op de werkvloer van TSN. Verder kijken we niet naar de risico's die samenhangen met klimaatverandering door CO₂-emissies van TSN.
- In deze studie hebben we voor de situatie TSN als proof-of-concept een kwantitatieve analyse van de keten van bron tot gezondheid uitgevoerd. Hierbij hebben we de beschikbare kennis over de impact van industriële activiteiten op de gezondheid en de kwaliteit van de leefomgeving gecombineerd om zo inzicht te krijgen in wat de bijdrage van industriële activiteiten aan gezondheidsrisico's voor omwonenden is. De proof-of-concept is in onderstaande figuur schematisch vormgegeven, waarbij de geselecteerde routes en stoffen voor TSN zijn ingevuld. Vanuit de ervaringen van de proof-of-concept worden lessen getrokken voor toepassing van deze aanpak bij andere situaties.



Figuur 68 Proof-of-concept-schema

Leeswijzer

In de volgende paragraaf gaan we kort in op de context en enkele uitgangspunten van het onderzoek. In de paragrafen 12.3, 12.4, 12.5 volgen de resultaten en conclusies. Bij de bespreking van de resultaten volgen we de keten die we in hoofdstuk 1 hebben toegelicht: bron-emissie-verspreiding-concentratie/depositie-blootstelling-gezondheid. Paragraaf 12.6 bevat de beschouwing en daar kijken we naar de toepassingen van de resultaten. Daarbij gaat het zowel om lessen die naar voren komen vanuit de uitgevoerde proof-of-concept voor de situatie van TSN als om de vraag in hoeverre deze ketenaanpak (concept) voor andere situaties bruikbaar kan zijn en meerwaarde kan bieden.

12.2 Context en uitgangspunten

In de eerdere hoofdstukken van dit rapport is uitgebreid ingegaan op keuzen en uitgangspunten die zijn gebruikt in deze studie. Deze paragraaf benoemt kort enkele belangrijke daarvan.

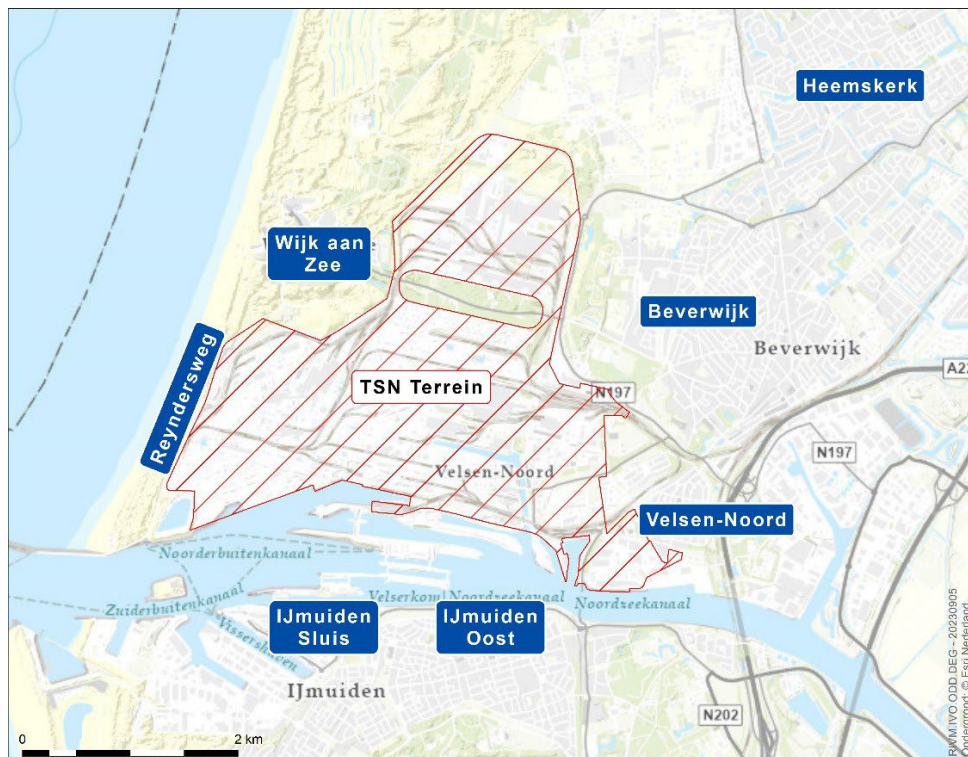
12.2.1 Populatie

In deze studie kijken we naar de gezondheidsrisico's voor omwonenden van TSN. Daarbij is het zowel van belang over welke groepen omwonenden het gaat als waar de mensen in de omgeving van het TSN-terrein wonen.

Wanneer we kijken naar welke groepen mensen in het algemeen kwetsbaarder zijn voor druk uit de leefomgeving, dan zijn dat kinderen, ouderen, mensen in een lagere sociaaleconomische positie en mensen met slechtere gezondheid. Verder gaat het om mensen met beperkte toegang tot voorzieningen en wanneer mensen niet het vermogen

hebben om zich aan te passen aan de gestelde uitdagingen (veerkracht). In de IJmond regio komt samen dat de druk vanuit de leefomgeving groot is én dat de bevolking zelf ook al kwetsbaarder is in vergelijking tot andere regio's (Hin et al. 2021).

Binnen deze studie is de invloed vanuit het TSN-terrein in beeld gebracht voor zes woonclusters in de IJmond (zie Figuur 69). De resultaten zijn gepresenteerd per wooncluster. De ruimtelijke variatie binnen de woonclusters is in meer detail beschreven in Bijlage 5 en Bijlage 6. De metingen in Reyndersweg zijn meegenomen, maar omdat daar geen permanente bewoning is, is die niet apart als wooncluster beschouwd in dit overkoepelende hoofdstuk.



Figuur 69 Geografische weergave van de woonclusters.

12.2.2 Bronnen

De emissiebronnen die bekeken zijn, zijn TSN zelf én een aantal bekende andere bronnen op het TSN-terrein zoals Harsco, waarvan TSN-data aan de provincie Noord-Holland heeft aangeleverd.

12.2.3 Emissies

Tijdens het maken van ruwijzer en staal worden stoffen uitgestoten naar lucht, bodem, oppervlaktewater en rioolwater. De scope van deze studie is de emissie, oftewel de uitstoot naar lucht. Naar de lucht gaat het om emissies in de vorm van grof stof, fijnstof, daaraan gebonden stoffen, en gassen. De emissie bevat onder andere stoffen als metalen, stikstofoxiden, polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK), polychloorbifenylen (PCBs) en dioxinen.

In dit onderzoek is gerekend met emissies van PAK, lood, PM₁₀ en PM_{2.5} voor het jaar 2019. Deze emissies zijn overgenomen uit een ZZS-invoer (zie paragraaf 7.3.1) die TSN in mei 2022 heeft verstrekt.⁴⁹ Om de verspreiding naar de leefomgeving te modelleren, is voor ieder emissiepunt informatie nodig over de bronkarakteristieken. Ook deze informatie heeft TSN aangeleverd.⁵⁰ Het RIVM gaat voor deze studie uit van die geleverde informatie.

Voor stikstofdioxide is gerekend met invoer van bronnen in de categorieën "basismetalaal" en "industrie" die in de Emissieregistratie beschikbaar is bij het RIVM. Van deze industriële bronnen wordt aangenomen dat die praktisch geheel bronnen van het TSN-terrein zijn. Voor de NO_x- en NO₂-bijdragen van het TSN-terrein zijn de resultaten in enkele invoersets van de Grootchalige Concentratiekaarten Nederland (GCN) gesommeerd. Verreweg de meeste bijdragen zitten in de invoer "Basismetalaal (GCN-code 1500)" maar er zijn in de IJmond ook lokale bijdragen in de invoersets "Industrie overig (GCN-code 1700)" en "Industrie overig (GCN-code 1800)".

De emissie van stoffen treedt op door continue emissies en door specifieke voorvallen of incidenten met kortdurende pluimen, stofwolken of grafietregens tot gevolg.

Bovendien is in het onderzoek de invloed op het dagelijkse leven in kaart gebracht, die een gevolg kan zijn van TSN-emissies. Het gaat dan om stof-, geur en geluidhinder, en om slaapverstoring en ongerustheid over mogelijke effecten van emissies van de industrie op de gezondheid.

12.2.4 *Correcties berekende luchtconcentraties*

Alle in dit rapport besproken studies zijn gedaan op basis van recent verkregen gegevens over metingen, emissies en emissiekenmerken, en met recente rekenmodellen om de verspreiding uit te rekenen. De oorspronkelijk gemodelleerde concentraties op basis van de beschikbare emissiedata bleken met een factor 0,6 tot 4,4 te verschillen van de beschikbare lokale milieumetingen door de GGD-Amsterdam. Het RIVM heeft de gemeten concentraties als leidend beschouwd. Om rekening te houden met de verschillen tussen berekende concentraties en meetdata heeft het RIVM correcties toegepast door te schalen. In de meeste gevallen lagen de gemeten concentraties hoger dan de berekende concentraties. In dit hoofdstuk is uitgegaan van de geschaalde berekende luchtconcentraties. Voor de leesbaarheid is dit niet overal apart vermeld.

Als de emissies of emissiekenmerken anders blijken te zijn dan waarmee nu gerekend is, kunnen de resultaten van de analyses, concentraties, blootstelling en gezondheidseffecten ook iets veranderen. Juist omdat de meetgegevens leidend zijn voor de schaling van modelberekeningen,

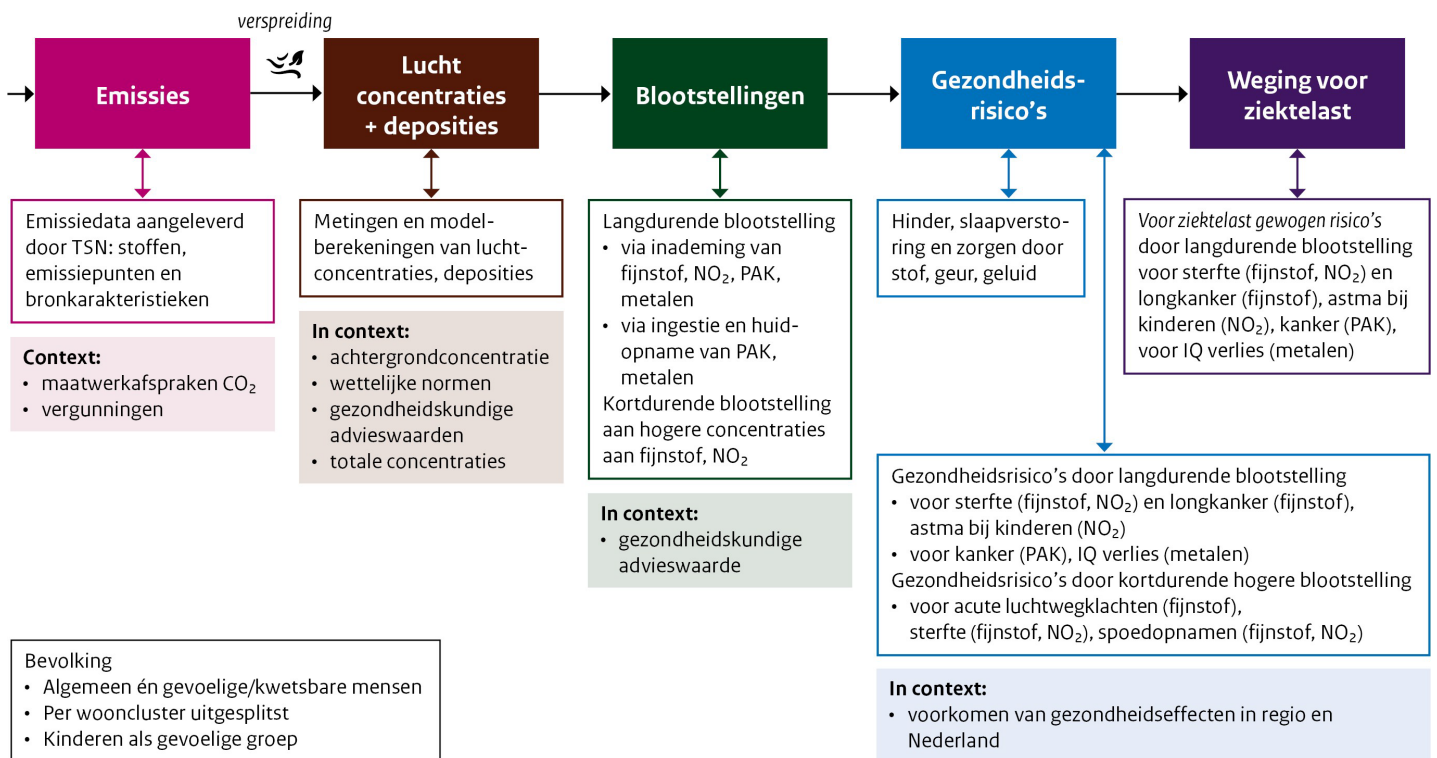
⁴⁹ Voor PM₁₀ en PM_{2.5} zijn 23 emissiepunten van onderaannemers op het terrein van TSN toegevoegd die niet in de ER zaten maar wel bij het RIVM bekend waren voor de invoer van de Grootchalige Concentratiekaarten Nederland (GCN). De PM₁₀ emissiebronnen vormen de basis voor luchtconcentratieberekeningen van PM₁₀ en PM_{2.5}.

⁵⁰ De provincie Noord-Holland heeft de emissiegegevens van bronnen op 17 mei 2022 via e-mail verstrekt aan het RIVM. Een beschrijving van deze informatielevering is te vinden op [overheid.nl](https://open.overheid.nl/documenten/ronl-efe4a34ba0e047c3362c2b8044d6ed5242486d1e/pdf): <https://open.overheid.nl/documenten/ronl-efe4a34ba0e047c3362c2b8044d6ed5242486d1e/pdf>.

wordt niet verwacht dat (beperkte) wijzigingen in de opgegeven data tot wezenlijk andere concentraties in de omgeving zullen leiden en daarmee tot andere conclusies over de gezondheidsrisico's.

12.3 Resultaten: milieukwaliteit en blootstelling

Bij de bespreking van de resultaten hanteren we de keten zoals die hieronder is samengevat. Daarbij bespreekt deze paragraaf de resultaten per stof. De volgende paragraaf gaat in op wat dit betekent als je naar gezondheidsrisico's kijkt.



Figuur 70 Gebruikte indicatoren om gezondheidsrisico's uit te drukken

Populatie-gewogen concentratie

Bij het bepalen van een gemiddelde luchtconcentratie over een gebied worden op veel, uniform verdeelde, locaties in dat gebied de concentraties berekend en gemiddeld. Als we de gemiddelde blootstelling van de bevolking willen berekenen dan rekenen we de concentraties alleen op de woonlocaties in het gebied uit. Verder wegen we de concentraties met het aantal personen op elke locatie (indien bekend). De op deze manier berekende gemiddelde concentratie, de populatie-gewogen concentratie, zegt dus specifiek iets over de blootstelling van de bevolking in het gebied.

- 12.3.1 *Fijnstof: deeltjesvormige luchtverontreiniging kleiner dan 10 micrometer*
De gemeten totale PM₁₀ concentraties op de locaties Reyndersweg en Wijk aan Zee behoren de afgelopen jaren structureel tot de hoogste waarden in Nederland, in 2022 ging het om 25 en 23 µg/m³. De PM_{2,5} concentratie bedroegen in 2022 op beide locaties 12 µg/m³. Tabel 52 toont de populatie gewogen berekende bijdrage van het TSN-terrein aan

de concentratie fijnstof en de totale concentratie fijnstof gewogen voor de populatie in de woonclusters als maten voor blootstelling. In Wijk aan Zee is 28% van de luchtconcentratie PM₁₀ afkomstig van TSN-terrein en dit neemt af met de afstand tot 6% in Heemskerk. Van de luchtconcentratie PM_{2.5} in Wijk aan Zee is 17% afkomstig van het TSN-terrein en dit neemt af met de afstand tot 3% in Heemskerk.

De jaargemiddelde PM₁₀ en PM_{2.5} concentraties op de meetstations in de IJmond voldoen aan de grenswaarden van de EU van 40 respectievelijk 25 µg/m³. De PM₁₀ concentraties voldoen allemaal ook aan het zogenaemde jaargemiddeld equivalent van de etmaalnorm (32 µg/m³). Onder deze wettelijke normen zijn echter nog gezondheidseffecten te verwachten (Geelen 2014a, Roels et al. 2014a, Geelen 2014b, Roels et al. 2014b). Daarom is ook gekeken naar de gezondheidkundige advieswaarden. De jaargemiddelde PM₁₀ concentraties voldoen in de IJmond niet aan de gezondheidkundige advieswaarde van de WHO van 15 µg/m³. Ook de gezondheidkundige advieswaarde voor jaargemiddelde PM_{2.5} van 5 µg/m³ wordt in alle beschouwde woonclusters en op alle meetstations overschreden. Ook zonder de bijdragen vanaf het TSN-terrein. De bijdrage van TSN-terrein in het wooncluster Wijk aan Zee is additioneel en komt overeen met 43% van de gezondheidkundige advieswaarde voor PM₁₀ en 34% van de gezondheidkundige advieswaarde voor PM_{2.5}. Dit neemt naarmate de afstand tot TSN groter wordt af tot zo'n 6-7% in Heemskerk.

Tabel 52 Gemiddelde berekende bijdragen van bronnen op het TSN-terrein aan PM₁₀ respectievelijk PM_{2.5} (µg/m³) voor verschillende woonclusters in de IJmond in 2019. Deze waarden zijn gewogen naar waar hoeveel mensen wonen en worden gebruikt als maat voor de blootstelling.

Wooncluster	PM ₁₀		PM _{2.5}	
	Bijdrage TSN-terrein (% van totale concentratie)	Totaal lucht	Bijdrage TSN-terrein (% van totale concentratie)	Totaal lucht
Wijk aan Zee	6,5 (28%)	23,2	1,7 (17%)	10,2
Beverwijk	1,6 (9%)	18,6	0,5 (5%)	9,6
IJmuiden-Oost	2,7 (13%)	20,1	0,8 (8%)	10,3
IJmuiden Sluis	3,7 (18%)	20,8	1,1 (11%)	10,5
Velsen-Noord	1,7 (9%)	19,1	0,5 (5%)	9,9
Heemskerk	1,0 (6%)	18,0	0,3 (3%)	9,4
Gezondheidskundige advieswaarde	15		5	
Wettelijke grenswaarde	40 (etmaalnorm 32)		25	

De getoonde TSN-bijdrage is met een verspreidingsmodel berekend aan de hand van emissiegegevens en geschaald naar de geschatte gemeten bijdrage van TSN-terrein. De totale luchtconcentraties komen uit de GCN ([GCN & GDN kaarten | RIVM](#)).

12.3.2 NO₂

De jaargemiddelde NO₂ concentraties op de meetstations in de IJmond voldoen aan de grenswaarden van de EU van 40 µg/m³. Onder deze norm zijn echter nog gezondheidseffecten te verwachten. Daarom is ook gekeken naar de gezondheidkundige advieswaarden. Tabel 53 toont de

populatie gewogen berekende bijdrage van TSN-terrein aan de concentratie NO₂ en de totale populatie gewogen concentratie NO₂ in de woonclusters als maten voor de blootstelling.

De gezondheidkundige advieswaarde van de WHO van 10 µg/m³ jaargemiddelde concentraties NO₂ wordt in alle beschouwde woonclusters en op alle meetstations overschreden. Ook zonder de industriële bijdrage. De industriële bijdrage komt in Wijk aan Zee overeen met 28% van de gezondheidkundige advieswaarde. Dit aandeel neemt af met de afstand tot TSN tot een 17% in Heemskerk.

Tabel 53 Gemiddelde berekende bijdragen van industrie aan jaargemiddelde luchtconcentraties stof NO₂ (µg/m³) voor verschillende woonclusters in de IJmond voor het jaar 2019. Deze waarden zijn gewogen naar waar hoeveel mensen wonen en worden gebruikt als maat voor de blootstelling.

Wooncluster	Concentratie NO ₂ (µg/m ³)	
	Industriële bijdrage (% van totale concentratie)	Totaal lucht
Wijk aan Zee	2,8 (20%)	14,3
Beverwijk	2,7 (14%)	19,3
IJmuiden-Oost	2,3 (12%)	18,5
IJmuiden-Sluis	1,9 (10%)	18,2
Velsen-Noord	2,6 (13%)	19,6
Heemskerk	1,7 (10%)	17,0
Gezondheidskundige advieswaarde	10	
Wettelijke grenswaarde	40	

12.3.3 PAK

Emissies van PAK komen in de lucht terecht, verspreiden zich in de omgeving via de lucht en kunnen neerslaan op de bodem (depositie). Blootstelling aan PAK is berekend op basis van inhalatie van PAK in de lucht, opname van neergeslagen PAK via de huid en inname via de mond (hand-mond-contact). Om de blootstelling via inademing van het mengsel van PAK te bepalen, wordt de luchtconcentratie van BaP als indicator gebruikt. Om de blootstelling via ingestie en huidopname van het mengsel van PAK te bepalen, wordt de inname van een combinatie van acht soorten PAK bepaald (EFSA-8-PAK).

Luchtconcentraties en blootstelling via inademing

De jaargemiddelde luchtconcentraties van BaP voldoen in alle woonclusters aan de wettelijke grenswaarden.

Tabel 54 toont de berekende bijdrage van TSN aan de concentratie BaP en de totale concentratie BaP in de woonclusters als maten voor de blootstelling aan PAK. Onder de wettelijke grenswaarde kunnen ook gezondheidseffecten optreden. Voor PAK en BaP concentraties in de lucht heeft de WHO niet één gezondheidkundige advieswaarde vastgesteld, maar verschillende referentiewaarden bij welke concentratie welke risico's optreden. We vergelijken hier met de

referentiewaarde van 0,12 ng BaP/m³, die bij levenslange blootstelling overeenkomt met een extra risico op longkanker van 1 per 100.000 personen (WHO 2000). De langdurige blootstelling van mensen aan PAK via inademing wordt geschat op basis van de jaargemiddelde BaP-concentraties in de lucht per wooncluster. Behalve in Heemskerk overschrijdt de totale luchtconcentratie deze referentiewaarde in de overige woonclusters. De bijdrage vanaf het TSN-terrein overschrijdt deze referentiewaarde in Wijk aan Zee, IJmuiden-Oost, IJmuiden Sluis en Velsen-Noord. De bijdrage vanaf het TSN-terrein is het hoogste in Wijk aan Zee.

Tabel 54 Gemiddelde berekende bijdragen van bronnen op het TSN-terrein aan jaargemiddelde luchtconcentraties BaP (ng/m³) voor verschillende woonclusters in de IJmond voor het jaar 2019. Deze waarden zijn gewogen naar waar hoeveel mensen wonen en worden gebruikt als maat voor de blootstelling aan PAK.

Wooncluster	Concentratie BaP (ng/m ³)	
	Bijdrage TSN-terrein (% van totale concentratie)	Totaal lucht
Wijk aan Zee	0,24 (83%)	0,29
Beverwijk	0,09 (65%)	0,14
IJmuiden-Oost	0,19 (79%)	0,24
IJmuiden Sluis	0,18 (78%)	0,23
Velsen-Noord	0,13 (72%)	0,18
Heemskerk	0,04 (45%)	0,09
Referentiewaarde (WHO/EEA)	0,12*	
Wettelijke grenswaarde	1,0	

* Overeenkomend met een extra risico op longkanker van 1 per 100.000 personen levenslang.

Depositie en blootstelling via ingestie en huidopname

De depositie van PAK in de IJmond is bepaald gedurende drie meetcampagnes in 2020 en 2022. De depositie is in alle woonclusters grotendeels toe te schrijven aan de emissie van het TSN-terrein. Voor PAK in depositie zijn geen wettelijke grenswaarden. Als referentiewaarde gebruiken we de blootstelling waarbij één extra geval van kanker op kan treden wanneer een miljoen mensen levenslang wordt blootgesteld (Mennen et al. 2021). De totale geschatte blootstelling via huid en ingestie van PAK via gedeponeed stof komt in alle woonclusters uit rond of onder deze referentiewaarde. De bijdrage van het TSN-terrein aan blootstelling door depositie is het hoogste in IJmuiden-Oost met 0,50 ng per kg lichaamsgewicht per dag via huid en 0,15 ng per kg lichaamsgewicht per dag via ingestie. Dit komt overeen met 48% (huid) en 23% (ingestie) van de referentiewaarde. Voor PAK is voedsel overigens de belangrijkste bron bij de algemene niet-rokende bevolking met zo'n 30 ng per kg lichaamsgewicht per dag; die leidt al tot blootstelling van zo'n 28 maal de referentiewaarde. Ten opzichte van de inname via voeding is de bijdrage van het TSN-terrein via gedeponeed stof dus een additionele bijdrage.

Tabel 55 Depositie en blootstelling aan de EFSA-8-PAK in de IJmond. De blootstelling die de depositie oplevert is gebaseerd op de totale inname gedurende de kindertijd (1-12 jaar) en uitgedrukt in dagelijkse inname per kilogram lichaamsgewicht; het risico is berekend voor het gehele leven (70 jaar).

Wooncluster	Depositie EFSA-8-PAK ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$)		Blootstelling EFSA-8-PAK via huid (ng/kg lg/d)		Blootstelling EFSA-8-PAK via ingestie (ng/kg lg/d)	
	Totaal	Bijdrage TSN-terrein ** (% van totale depositie)	Totaal	Bijdrage TSN-terrein	Totaal	Bijdrage TSN-terrein
Wijk aan Zee	0,81	0,51 (64%)	0,76	0,48	0,22	0,14
Beverwijk	0,94	0,54 (57%)	0,88	0,51	0,26	0,15
IJmuiden-Oost	1,16	0,54 (46%)	1,09	0,50	0,32	0,15
IJmuiden Sluis	0,44	0,15 (35%)	0,41	0,14	0,12	0,04
Velsen-Noord	0,36	0,10 (27%)	0,34	0,09	0,10	0,03
Heemskerk	0,22	0	0,21	0	0,06	0
Achtergrond	0,27	0	0,25	0	0,07	0
Referentiewaarde			1,06*		0,70*	

* overeenkomend met een extra risico op kanker van 1 per 1.000.000 personen (levenslang) (Mennen et al. 2021).

** Het totaal minus achtergrond en een bijdrage van andere lokale bronnen, is de bijdrage van het TSN-terrein. Zie ook Bijlage 5.

12.3.4 Metalen (Lood)

Emissies van metalen komen in de lucht terecht en verspreiden zich in de omgeving in de lucht, en kunnen neerslaan op de bodem (depositie). De hoeveelheden van meerdere metalen zijn in de IJmond geanalyseerd. De omvang van het mengsel-risico hangt af van de samenstelling, de concentratie en het toxische werkingsmechanisme van de stoffen. De blootstelling aan lood via gedeponeerd stof werd in Mennen et al. (2021) aangemerkt als ongewenst, ook los van de aanwezigheid van andere metalen in het mengsel. Om deze reden richt de aandacht van dit rapport zich op neurologische schade door lood. Of en in welke mate er door inname IQ-verlies kan optreden is geschat op basis van de berekende concentratie van lood in bloed. We berekenden hiervoor de bloedconcentraties van lood ten gevolge van blootstelling via inhalatie van lucht, via ingestie van gedeponeerd lood, en via voedsel en bodemdeeltjes (N.B. een deel van de bodembelasting is historisch afkomstig van de staalfabriek). Daarvan is geschat wat de huidige bijdrage is die vanaf het TSN-terrein komt.

De blootstelling van kinderen door inademing van lood in de lucht wordt berekend op basis van de loodconcentraties in de lucht per wooncluster. Dit is weergegeven in Tabel 56. De tabel toont de populatie gewogen berekende bijdrage van het TSN-terrein aan de concentratie lood en de totale populatie gewogen concentratie lood in de woonclusters als maten voor de blootstelling. De wettelijke EU-grenswaarde van $500 \text{ ng}/\text{m}^3$ in de lucht wordt in geen van de woonclusters overschreden. De WHO

heeft weliswaar in de afgelopen jaren geen gezondheidkundige advieswaarde voor luchtconcentraties lood bijgesteld, maar de huidige inzichten zijn dat het kritisch niveau van lood in bloed onder de 20 µg/l ligt. Concentraties in de lucht onder de wettelijke grenswaarden kunnen zodoende bijdragen aan gezondheidsrisico's door lood.

Tabel 56 Gemiddelde bijdragen van bronnen op het TSN-terrein aan jaargemiddelde luchtconcentraties lood (ng/m³) voor verschillende woonclusters in de IJmond voor het jaar 2019. Deze waarden zijn gewogen naar waar hoeveel mensen wonen en worden gebruikt als maat voor de blootstelling.

Wooncluster	Concentratie Pb (ng/m ³)	
	Bijdrage TSN-terrein (% van totale luchtconcentratie)	Totaal lucht
Wijk aan Zee	3,33 (50%)	6,63
Beverwijk	0,89 (14%)	4,19
IJmuiden-Oost	1,43 (30%)	4,73
IJmuiden Sluis	1,30 (28%)	4,60
Velsen-Noord	0,99 (23%)	4,29
Heemskerk	0,56 (15%)	3,86
Gezondheidskundige advieswaarde	-	
Wettelijke grenswaarde	500	

De stofdepositie en blootstelling van kinderen via ingestie is weergegeven in Tabel 57.

Tabel 57 Depositie van lood (µg/m² / d) in grofstof en geschatte bijdragen van bronnen op het TSN-terrein hieraan. Deze schatting is nader toegelicht in Bijlage 5.

Wooncluster	Depositie lood (µg/m ² / d)		Blootstelling aan lood via ingestie t.g.v. depositie (µg/kg lg/d)	
	Bijdrage TSN-terrein** aan depositie (% van totale depositie)	Totale depositie	Bijdrage TSN-terrein** aan ingestie	Ingestie t.g.v. totale depositie
Wijk aan Zee	5,8 (35%)	16,5	0,02	0,05
Beverwijk	23,1 (62%)	37,6	0,07	0,11
IJmuiden-Oost	19,2 (56%)	34,4	0,06	0,10
IJmuiden Sluis	16,1 (50%)	31,8	0,05	0,09
Velsen-Noord	14,2(58%)	24,5	0,04	0,07
Heemskerk	0 (0%)	8,6	0	0,03
Achtergrond	-	10,4	-	0,03
referentiewaarde			0,05*	
Wettelijke grenswaarde	-			

* deze ingestie komt overeen met 0,1 IQ-punt verlies (EFSA, 2010).

** Het totaal minus achtergrond en een bijdrage van andere lokale bronnen, is de bijdrage van het TSN-terrein. Zie ook Bijlage 5.

De totale berekende belasting met lood is boven de referentiewaarde die de EFSA heeft afgeleid voor een 'verwaarloosbare' blootstelling, die overeenkomt met 0,1 punt IQ-verlies (EFSA 2010). De blootstelling wordt voor een groot deel bepaald door inname via voedsel en bodem. De bijdrage vanaf het TSN-terrein aan de blootstelling via ingestie van gedeponeerde stof is additioneel aan blootstellingen via inhalatie en historische loodvervuiling in de bodem. Deze additionele blootstelling overschrijdt de referentiewaarde in de woonclusters Beverwijk, IJmuiden-Oost en IJmuiden Sluis.

12.4 Resultaten: Gezondheidsrisico's en weging naar ziektelast

We zien dat de luchtconcentraties zich vaak onder de wettelijke normen en tegelijkertijd boven gezondheidkundige advieswaarden bevinden. We weten ook dat de risiconiveaus van de wettelijke normen uiteenlopen (Geelen 2014a, Roels et al. 2014a, Geelen 2014b, Roels et al. 2014b). Daarom wordt in dit deel een aantal te verwachten *extra* gezondheidsrisico's besproken welke zijn toe te schrijven aan de huidige emissies van het TSN-terrein en hoe groot deze zijn. Waar mogelijk worden de gezondheidsrisico's onderling vergeleken door middel van een gewogen ziektelast.

Een gezondheidseffect dat direct bij blootstelling aan emissies kan optreden, is hinder. Het kan dan gaan over emissies van chemische stoffen, stof, geur en geluid. Langdurige hinder kan leiden tot slaapverstoring en andere stress-gerelateerde gezondheidseffecten. Specifiek voor fijnstof, NO₂, PAK en metalen (lood), zijn de *extra* risico's op verschillende gezondheidseffecten per wooncluster gepresenteerd. Per stofgroep is gekozen om de extra risico's van die gezondheidseffecten te berekenen die we het meest relevant achten met het oog op de invloed op de gezondheid en maatschappelijke aandacht. Dit is uitgewerkt voor vroegtijdige sterfte, (long)kanker, astma onder kinderen en adolescenten, spoedopnamen in het ziekenhuis door astma, acute effecten op de luchtwegen onder volwassenen met COPD en IQ-verlies bij vijfjarige kinderen.

De extra risico's door de emissies zijn uitgedrukt als het gemiddelde risico per jaar per persoon onder alle leeftijden, tenzij anders is vermeld. Daarvoor zijn levenslange risico's gedeeld door 70 jaar. De weergegeven risico's voor fijnstof zijn het gemiddelde van de risico's door PM₁₀ en PM_{2.5} die in hoofdstuk 7 apart zijn vermeld. Zoals in de discussie van dat hoofdstuk is toegelicht, zijn de risico's op basis van alleen PM_{2.5} waarschijnlijk een onderschatting, en die op basis van alleen PM₁₀ waarschijnlijk een overschatting, zodat hier voor weergave van het gemiddelde risico is gekozen. Daar waar meerdere stof(groep)en tot dezelfde gezondheidseffecten leiden, is gekozen om deze risico's op te tellen. Bijvoorbeeld, de totale levensduurverkorting is opgebouwd uit het gemiddelde van de levensduurverkorting van PM₁₀ en PM_{2.5} opgeteld bij de levensduurverkorting van NO₂.

Figuur 71 geeft de omvang van de extra gezondheidsrisico's weer. Om deze risico's te kunnen duiden, zijn deze gezondheidsrisico's waar mogelijk vergeleken met het algemene voorkomen ervan in de bevolking. Hier beschrijven we welk aandeel op populatieniveau is toe te

schrijven aan de blootstelling aan emissies van het TSN-terrein. Hierbij geldt dat op individueel niveau elke ziekte of aandoening een multifactoriële oorzaak heeft (d.w.z. dat verschillende factoren gezamenlijk de ziekte veroorzaken).

Hoe kunnen deze uiteenlopende gezondheidsrisico's zoals sterfte, kanker en verlies aan IQ, nu onderling in samenhang bekeken worden? Dat kan door de gezondheidseffecten een gewicht toe te kennen die de ernst van het effect weergeeft in termen van ziektelast en rekening te houden met de gemiddelde duur ervan. We drukken we de gezondheidsrisico's daarvoor uit in 'disability-adjusted life years' ofwel DALY. Tot slot bekijken we de cumulatie en de ruimtelijke spreiding van de gezondheidsrisico's door de emissies van het TSN-terrein.

12.4.1 *Invloed op het dagelijkse leven: hinder, ongerustheid en slaapverstoring*
Bestaande onderzoeken laten zien hoe groot de invloed van bedrijven of industrie op het dagelijkse leven in de directe omgeving van TSN is. Respondenten geven aan dat ze hinder en slaapverstoring ondervinden, en uiten hun zorgen over de invloed van industrie op gezondheid. Daarbij valt op dat het een opeenstapeling van hinder is door stof én geur én geluid. Hinder is een gevoel van afkeer, boosheid, onbehagen, onvoldaanheid of gekwetstheid, dat optreedt wanneer een milieufactor iemands gedachten, gevoelens of activiteiten negatief beïnvloedt (Gezondheidsraad 1999). In lijn met de WHO definitie van gezondheid beschouwen we hinder ook als een schadelijk gezondheidseffect. De mate van hinder kan bepaald worden met internationaal gestandaardiseerde vragenlijstonderzoeken (ISO 2003). Daarnaast kan hinder ook leiden tot ziektelast via stress-gerelateerde klachten en slaapverstoring. Chronische stress kan, net als slaapverstoring door geluidshinder, een negatieve invloed hebben op de gezondheid. De bovenste grafiek van Figuur 71 geeft de mate van hinder door fabrieken en bedrijven per wooncluster weer, uitgesplitst naar stof-, geur-, geluidhinder en slaapverstoring. Ook is de ervaren bezorgdheid voor de gezondheid door fabrieken en bedrijven vermeld.

In Wijk aan Zee ondervindt 81% van de respondenten matige tot ernstige stofhinder; 77% ervaart matige tot ernstige geurhinder en 62% ervaart matige tot ernstige geluidshinder. Dit ligt vele malen hoger dan gemiddeld in Nederland. De hinder neemt af naarmate de afstand tot TSN groter wordt. Ook in de woonclusters Beverwijk, IJmuiden en Velsen wordt (veel) meer hinder ervaren dan gemiddeld in Nederland. In Heemskerk is de hinder vergelijkbaar met de Nederlandse gemiddelden.

Ook cijfers over slaapverstoring en bezorgdheid laten de invloed van bedrijven of industrie op het dagelijkse leven in de IJmond zien. Data uit de GGD gezondheidsmonitor laten zien dat in heel Kennemerland, 6% matige tot ernstige slaapverstoring ervaart. In Wijk aan Zee ervaart 42% matige of ernstige slaapverstoring door industrie, in Heemskerk 4%. Ook uiten mensen zorgen over gezondheid (22%) en veiligheid (48%) in de IJmond regio. Ook hier zie we duidelijke verschillen tussen de woonclusters. In Wijk aan Zee is 79% bezorgd over gezondheid door industrie terwijl in Heemskerk 18% hierover bezorgd is.

In de onderzoeken van IPSOS wordt naar de frequentie van overlast gevraagd. Daaruit blijkt dat het aandeel van de mensen dat

dagelijks/wekelijks overlast ervaart, hoog is in vergelijking met andere regio's. In de IJmond regio ervaart 43% van de respondenten dagelijks/wekelijks stofoverlast; 22% ervaart dagelijks/wekelijks geuroverlast en 42% ervaart dagelijks/wekelijks geluidsoverlast. Cijfers over overlast in het IPSOS onderzoek zijn beschikbaar per gemeente en niet uitgesplitst naar wooncluster. De overlast is het hoogste in de gemeente Beverwijk (inclusief Wijk aan Zee). Daar ondervindt 59% dagelijks/wekelijks overlast door stof, 31% ondervindt dagelijks/wekelijks overlast door geur en 50% ondervindt dagelijks/wekelijks overlast door geluid. Deze mate van overlast neemt af naarmate de afstand tot TSN groter wordt.

Uit de data van de verschillende gemeenten en woonclusters komt duidelijk het beeld naar voren dat hoe dichter een wooncluster zich bevindt bij het terrein van TSN, hoe meer/erger/vaker er hinder wordt ervaren. Voor bijna alle woonclusters geldt dat er meer hinder wordt ervaren dan in de regio Kennemerland en in Nederland.

Meldingen en bronnen van hinder

Mensen die hinder ondervinden kunnen hiervan melding doen bij de Omgevingsdienst Noordzeekanaalgebied (ODNZKG). De ODNZKG ontvangt jaarlijks vele meldingen in haar werkgebied. De meeste meldingen over TSN gaan over geuroverlast. In het afgelopen jaar (periode 1 juni 2022 – 31 mei 2023) zijn er 1.846 meldingen van door TSN veroorzaakte geuroverlast bij de ODNZKG binnengekomen. De belangrijkste bronnen voor geurhinder in de leefomgeving zijn de kookgasfabrieken, hoogovens, de oxystaalafabriek en in mindere mate de koud- of warmbandwals.

In dezelfde periode zijn bij ODNZKG 346 meldingen binnengekomen over geluidsoverlast die aan TSN gerelateerd worden. De belangrijke oorzaak van geluidsoverlast in de leefomgeving is de schrootcatering (het laden en lossen van schroot).

Daarnaast zijn er 271 meldingen over stof binnengekomen bij de ODNZKG. De ODNZKG bestempelt de grondstoffen/materialen (op- en overslag) en logistiek (wegen, verplaatsingen), met name van ijzererts en kolen van TSN, als de belangrijkste bronnen voor stofhinder in de leefomgeving.

- 12.4.2 *Risico op vervroegde sterfte door luchtverontreiniging fijnstof en NO₂*
 Blootstellingen kunnen ook onder wettelijke milieunormen nog leiden tot toename van sterfterisico's en daardoor tot verkorting van de levensverwachting. Voor fijnstof en NO₂ zijn de gemiddelde sterfterisico's door langdurende blootstellingen per wooncluster berekend.

De blootstelling aan fijnstof en NO₂ van emissies van het TSN terrein leidt tot een berekende levensduurverkorting van gemiddeld 2,5 maand. De verkorting treedt op door een verhoogd jaarlijks sterfterisico. Dit extra risico door de blootstelling aan fijnstof en NO₂ is in Wijk aan Zee gemiddeld $209 \cdot 10^{-6}$ per jaar per persoon. Anders uitgedrukt wil dit zeggen dat gemiddeld 2,5% van de jaarlijkse sterfte in Wijk aan Zee is vervroegd door blootstelling door emissies van fijnstof en NO₂ van het

TSN-terrein. Het risico op vroegtijdige sterfte door de bijdrage van het TSN-terrein aan de blootstelling neemt af met de afstand tot het terrein. Voor Heemskerk is berekend dat 0,6 maanden levensduurverkorting is toe te schrijven aan blootstelling door emissies van fijnstof en NO₂ van het TSN-terrein en 0,6% van de sterfte is vervroegd door blootstelling aan emissies van fijnstof en NO₂ van het TSN-terrein.

De tweede grafiek in Figuur 71 geeft de onderlinge verhouding tussen stofgroep en blootstellingsroute weer van sterfterisico's in de zes woonclusters. De bijdrage van fijnstof hieraan is in alle woonclusters het grootste. In Wijk aan Zee, IJmuiden-Oost en IJmuiden Sluis is de bijdrage van fijnstof aanmerkelijk groter dan die van NO₂. In Beverwijk, Velsen-Noord en Heemskerk zijn beide bijdragen ongeveer gelijk.

12.4.3 *Risico op (long)kanker door luchtverontreiniging fijnstof en PAK*

Voor fijnstof en PAK zijn de longkankerrisico's door langdurende blootstellingen via inhalatie berekend.

Het berekende risico voor de jaarlijkse nieuwe gevallen van longkanker (incidentie) door blootstelling ten gevolge van emissies van fijnstof en PAK van het TSN-terrein is het hoogste in Wijk aan Zee: een extra risico van $34 \cdot 10^{-6}$ per jaar per persoon. Dit extra risico neemt af met de afstand tot het TSN-terrein tot $6 \cdot 10^{-6}$ per jaar per persoon in Heemskerk. Anders uitgedrukt wil dit zeggen dat berekend is dat ongeveer 4% van de jaarlijkse nieuwe gevallen van longkanker in Wijk aan Zee is toe te schrijven aan blootstelling door fijnstof en PAK emissies van het TSN-terrein. Het neemt af met de afstand tot dit terrein tot 0,7% in Heemskerk.

De derde grafiek in Figuur 71 geeft het extra risico weer op longkanker door blootstelling aan fijnstof en PAK dat van het TSN-terrein afkomstig is. Ook bij de longkankerrisico's geldt dat de bijdrage van fijnstof via inhalatie het grootste is.

12.4.4 *Risico op kanker door depositie PAK*

Voor de blootstelling aan PAK van TSN-terrein via ingestie en huidopname van stof zijn risico's voor de gesommeerde incidentie van zeven typen kanker berekend. In Beverwijk, IJmuiden-Oost en Wijk aan Zee leidt dit tot een risico van $0,01 \cdot 10^{-6}$ per jaar per persoon. Dat betekent dat een berekende 0,0003% van de totale jaarlijkse nieuwe gevallen van deze zeven kankertypen in Wijk aan Zee is toe te schrijven aan depositie van PAK emissies van het TSN-terrein. De derde grafiek in Figuur 71 laat de verschillende kankerrisico's in samenhang zien.

12.4.5 *Risico op voorkomen van astma bij kinderen en adolescenten door luchtverontreiniging NO₂*

Voor NO₂ is het risico voor een persoon berekend op het ontstaan van astma in de leeftijd van kinderen en adolescenten door langdurende blootstellingen. De industriële bijdrage aan dit risico op het ontstaan van astma is het hoogste in Wijk aan Zee met een extra risico van $56 \cdot 10^{-6}$ per jaar per persoon; dit neemt naarmate de afstand tot het TSN-terrein groter wordt tot $34 \cdot 10^{-6}$ per jaar per persoon op een nieuw geval van astma in Heemskerk. Meer specifiek is berekend dat ongeveer 3% van de jaarlijkse nieuwe gevallen van astma onder kinderen en adolescenten

in Wijk aan Zee is toe te schrijven aan blootstelling aan de industriële bijdrage aan NO₂. Het neemt af met de afstand tot het TSN-terrein tot 2,0% in Heemskerk. De vierde grafiek in Figuur 71 laat de astmarisico's zien.

12.4.6 *Risico op neurologische schade door luchtverontreiniging en depositie lood*

Blootstelling aan lood kan neurologische schade veroorzaken bij lage concentraties. IQ-verlies is een gevoelige maat voor dit risico. Op basis van de blootstelling aan lood via inhalatie en ingestie van lood via gedeponerd stof is berekend welke IQ-afname daardoor mogelijk te verwachten is. Hiervoor is het gemiddelde verlies in het aantal IQ-punten voor een vijfjarige berekend. Vervolgens zijn de gevolgen berekend van deze gemiddelde verschuiving voor de gehele IQ-verdeling. De gemiddelde afname in IQ leidt tot een toename van de kans dat kinderen in de categorie IQ<85 vallen (zie Bijlage 7).

De neurologische schade, uitgedrukt in afname van IQ, door loodblootstelling van emissies van het TSN-terrein is het grootste in Beverwijk met 0,2 IQ-puntverlies. Dit neemt naarmate de afstand tot het terrein groter wordt af tot een afname met 0,02 IQ-punt in Heemskerk. In de onderste grafiek in Figuur 71 is te zien hoe deze bijdragen zich onderling verhouden.

12.4.7 *Acute effecten door kortdurende hogere blootstelling aan luchtverontreiniging PM₁₀, PM_{2.5}, NO₂*

Van fijnstof PM₁₀, PM_{2.5} en NO₂ zijn ook acute effecten door kortdurende hogere blootstellingen berekend. Daarbij is geen onderscheid te maken naar bronnen of oorsprong van deze variatie. De variatie in gemeten daggemiddelde concentraties is gebruikt om risico's op acute effecten te berekenen, te weten: extra luchtwegklachten en medicatiegebruik onder mensen met COPD, acute sterfte en (spoed)ziekenhuisopnamen voor astma.

Acute sterfte

Risico's op vervroegde sterfte door kortdurende hoge blootstellingen aan fijnstof (PM₁₀ en PM_{2.5}) en NO₂ zijn het hoogste in IJmuiden met een extra risico in ordegrrootte van 125 acute overlijdens per miljoen blootgestelden per jaar. NO₂ is daarin de grootste factor. Voor Wijk aan Zee is berekend dat zo'n 113 acute overlijdens per miljoen blootgestelden per jaar zijn toe te schrijven aan kortdurende hoge blootstellingen aan fijnstof (PM₁₀ en PM_{2.5}) en NO₂. Deze acute sterfterisico's zijn onderdeel van de hierboven beschreven sterfterisico's door langdurende blootstelling.

Spoedopnamen voor astma

Risico's voor spoedopname in het ziekenhuis voor astma door kortdurende hoge blootstellingen aan fijnstof (PM₁₀ en PM_{2.5}) en NO₂ zijn het hoogste in IJmuiden met een extra risico in de ordegrrootte van 21 extra opnamen per miljoen blootgestelden per jaar. Voor Wijk aan Zee is berekend dat zo'n 19 extra opnamen per miljoen blootgestelden per jaar zijn toe te schrijven aan kortdurende hoge blootstellingen aan fijnstof (PM₁₀ en PM_{2.5}) en NO₂.

Acute luchtwegklachten in volwassenen met COPD

Risico's voor acute luchtwegklachten in volwassenen met COPD door kortdurende hoge blootstellingen aan fijnstof PM₁₀ zijn het hoogste in Wijk aan Zee. Er is berekend dat van de dagen met piepen op de borst 9% is toe te schrijven aan kortdurende hoge blootstellingen aan fijnstof (PM₁₀) concentraties, en dat van de dagen met kortademigheid 8% is toe te schrijven aan kortdurende hoge blootstellingen aan fijnstof (PM₁₀) concentraties. Acht procent van de nachten dat volwassenen met COPD wakker worden met ademhalingsklachten is toe te schrijven aan kortdurende hoge blootstellingen aan fijnstof (PM₁₀) concentraties. Van de dagen met medicijngebruik van kortdurende luchtwegverwijders, is 5% toe te schrijven aan kortdurende hoge blootstellingen aan PM₁₀ concentraties. Van de dagen met hoesten, is 5% toe te schrijven aan kortdurende hoge blootstellingen aan kortdurende hoge blootstellingen aan fijnstof (PM₁₀) concentraties. Deze cijfers illustreren dat ook kortdurende verhoging van PM₁₀, de luchtwegklachten van volwassenen met COPD substantieel beïnvloedt.

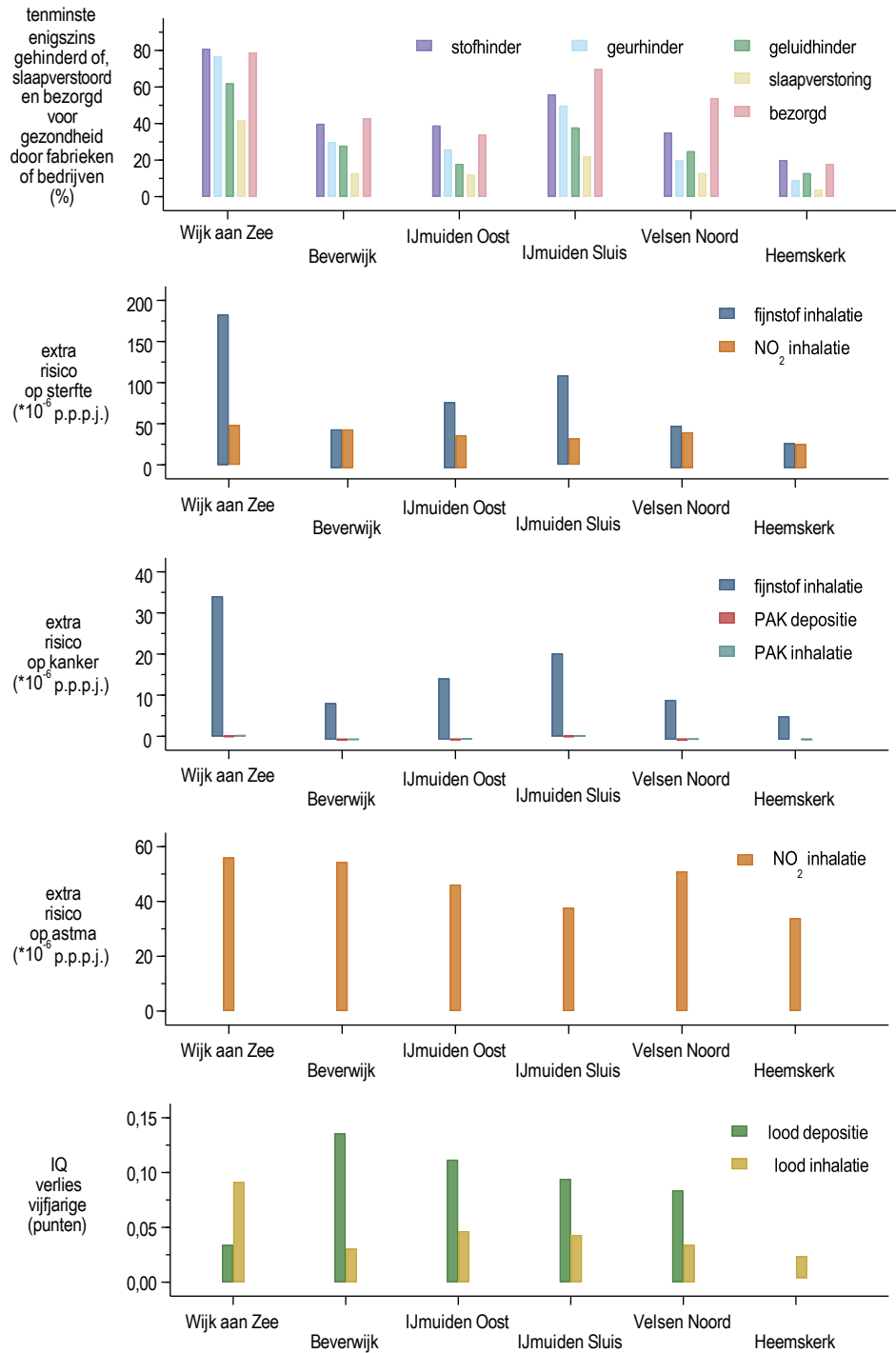
Piekconcentraties

Wanneer er continue emissie van stoffen is, ontstaat er door weersomstandigheden variatie in de concentraties op leefniveau. De 'normale variatie' door weersomstandigheden komt tot uiting in de uurgemiddelde en daggemiddelde concentraties. Gemeten daggemiddelde concentraties en maximale 1-uursgemiddelden van PM₁₀, PM_{2.5} en NO₂ zijn gebruikt als input voor het bepalen van enkele, zoals hierboven beschreven, acute gezondheidseffecten.

Naast continue emissies van fijnstof treden ook door specifieke handelingen of incidenten kortdurende emissies op. De kortdurende verhoogde concentraties op leefniveau worden hierna 'pieken' genoemd. Door blootstelling aan kortdurende piekconcentraties kunnen acute gezondheidseffecten optreden. Hoe groot de impact op gezondheid daarvan is, laat zich echter niet eenvoudig meten, berekenen of beredeneren. De acute effecten van de gemeten variatie in luchtconcentraties geven mogelijk niet goed de risico's weer van 'pieken' door zogenoemde ongewone voorvallen. De gebruikte middelingstijd voor de concentraties op de meetstations van één of 24 uur is mogelijk te lang; ook is er weinig kennis over risico's van zeer korte verhoogde blootstellingen. Daarnaast is het mogelijk dat korte verhoogde blootstellingen niet worden waargenomen door het beperkte aantal meetstations, afhankelijk van de exacte locatie en verspreiding van de pluim. Hierdoor kunnen de risico's van korte piekblootstellingen worden onderschat.

Dat er beperkt informatie is over piekconcentraties en de mogelijke invloed op de gezondheid, bijvoorbeeld van gevoelige groepen, geldt niet alleen in dit onderzoek, maar ook in onderzoeken naar blootstelling-responsrelaties. De constatering is dat de inschatting van enkele gezondheidsrisico's door pieken en alleen met een ingewikkelde exercitie in de IJmond gedaan kon worden. Dat kan omdat daar meetgegevens over blootstelling en acute gezondheidseffecten beschikbaar zijn uit het verleden. Dit is voor andere complexe industriële bedrijven of andere gezondheidsrisico's waarschijnlijk niet het geval. Hoewel de gezondheidsrisico's van piekblootstellingen nog moeilijk te kwantificeren

zijn, ligt het voor de hand dat de gezondheidsrisico's en de hinder die wordt veroorzaakt door piekblootstellingen verminderen als de frequentie van piekblootstellingen omlaag gaat.



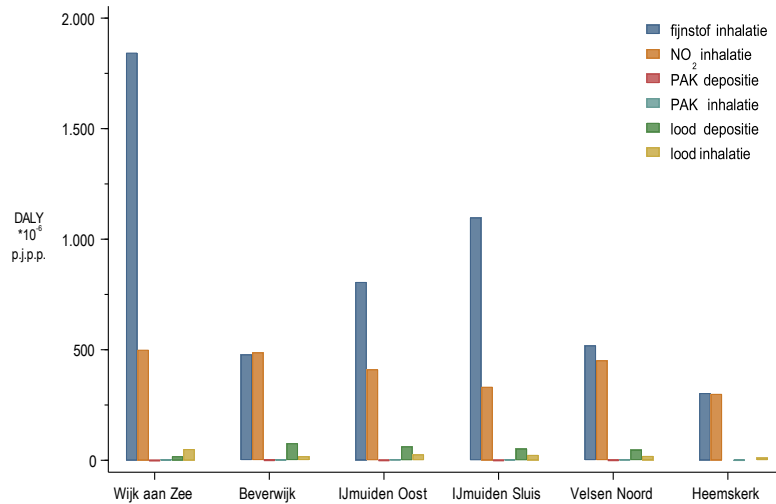
Figuur 71 Gezondheidsrisico's op een rij: De bovenste grafiek zijn percentages respondenten die matige tot ernstige stoffinder, geurhinder, geluidshinder, slaapverstoring en bezorgdheid voor gezondheid ervaren van industriële bronnen. De onderste vier grafieken laten de extra risico's zien op vroegtijdige sterfte, kanker, astma en IQ-verlies per wooncluster door de bijdrage van

emissies van het TSN-terrein aan de blootstelling en/of depositie van fijnstof, NO₂, PAK en lood.

12.4.8 *Naar ziektelast gewogen risico's*

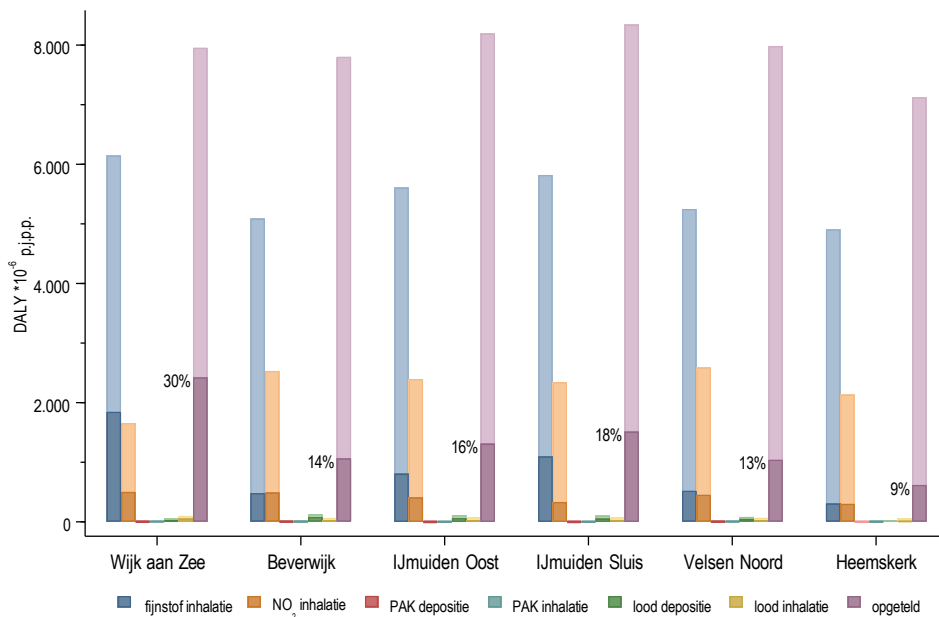
Het onderling in samenhang bekijken van verschillende gezondheidsrisico's is niet eenvoudig. Hiervoor wordt in de wetenschap vaak gebruik gemaakt van 'disability-adjusted life years' (DALY). DALY's worden berekend door een gewicht toe te kennen aan de ernst en de duur van het gezondheidseffect. Een verloren levensjaar door sterfte telt als 1; een jaar ziekte wordt gewogen met een gewicht tussen 0 en 1. Deze weegfactoren ('disability weights') zijn afgeleid uit vragenlijstonderzoek bij panels van ruim 30.000 burgers (Salomon et al. 2015). Dit resulteert in de naar ziektelast-gewogen gezondheidsrisico's die kan worden uitgedrukt in DALY per jaar per persoon. De DALY is de optelling van de verloren levensjaren door sterfte ('years of life lost', YLL) en de weging voor de jaren in ziekte doorgebracht ('years lived with disability', YLD). Echter zijn niet voor alle gezondheidsrisico's en gezondheidseffecten al geobjectiveerde wegingen tot stand gekomen. Zo ook voor de weging van gezondheidseffecten zoals hinder en slaapverstoring. Hoewel we zien dat in sommige andere onderzoeken DALY's toegekend worden aan hinder en slaapverstoring, is men in Nederland terughoudend daarmee (de Hollander and Kamp 2019). De weegfactoren waarmee gerekend wordt in deze studies zijn namelijk niet op voldoende geobjectiveerde wijze tot stand gekomen. DALY's voor de berekende gezondheidsrisico's op vroegtijdige sterfte, kanker, astma bij kinderen en adolescenten en IQ-verlies zijn wel geobjectiveerd en daarvoor toegepast in dit rapport.

Figuur 72 laat in samenhang zien hoe emissies van de onderzochte stofgroepen het TSN-terrein via verschillende blootstellingsroutes leiden tot naar ziektelast gewogen gezondheidsrisico's in de IJmond. Zoals hierboven toegelicht is hinder niet gewogen naar DALY's en daarom niet opgenomen in Figuur. Dat betekent echter niet dat hinder niet tot een ziektelast leidt. In alle woonclusters zijn de grootste naar ziektelast gewogen risico's toe te schrijven aan fijnstofemissies vanaf het TSN-terrein. In Wijk aan Zee, IJmuiden-Oost en IJmuiden Sluis is de bijdrage van fijnstof aanmerkelijk groter dan die van NO₂. In Beverwijk, Velsen-Noord en Heemskerk zijn beide bijdragen ongeveer gelijk. De naar ziektelast gewogen risico's door blootstelling aan PAK en lood zijn lager.



Figuur 72 Naar ziektelast gewogen risico's van emissies van de onderzochte stofgroepen het TSN-terrein via verschillende blootstellingsroutes in samenhang weergegeven.

Figuur 73 laat in samenhang zien hoe emissies van de onderzochte stofgroepen van het TSN-terrein via verschillende blootstellingsroutes optellen in de woonclusters in de IJmond. Ziektelast door hinder en slaapverstoring is niet in DALY's uitgedrukt en ontbreekt daardoor in deze figuur. Naast het aandeel van het TSN-terrein, draagt ook de totale luchtconcentraties en deposities bij aan de naar ziektelast gewogen risico's. Deze zijn in de figuur weergegeven per stofgroep, blootstellingsroute en wooncluster en bij elkaar opgeteld. Het aandeel van de naar ziektelast gewogen risico's dat is toe te schrijven aan de emissies vanaf het TSN-terrein is per wooncluster weergegeven. Er is berekend dat in Wijk aan Zee 30% van de naar ziektelast gewogen risico's van fijnstof, NO₂, PAK en lood is toe te schrijven aan emissies van het TSN-terrein. Dat is het hoogste van de zes woonclusters. Het aandeel neemt af met de afstand en is in Heemskerk nog 9%.



Figuur 73 Bijdrage aan het gemiddelde ziektelastrisico van de huidige totale belasting aan fijnstof, NO₂, PAK en lood (lichte kleuren) en de bijdrage van emissies afkomstig van het TSN-terrein daaraan (donkere kleuren), naar wooncluster, stofgroep en blootstellingsroute. De ziektelastrisico's van de componenten en toevoerwegen zijn per wooncluster gesommeerd. Het aandeel van emissies van het TSN-terrein in de sommatie is in het figuur als percentage weergegeven. Ziekte last door hinder en slaapverstoring is niet in DALY's uitgedrukt en ontbreekt daardoor in deze figuur.

12.4.9 Ruimtelijke spreiding in gezondheidsrisico's

Door de informatie over de gezondheidsrisico's en de kwaliteit van de leefomgeving voor de verschillende woonclusters onder elkaar te zetten ontstaat er een met elkaar overeenkomend beeld van de verschillende indicatoren voor gezondheidsrisico's door emissies van het TSN-terrein en gerapporteerde hinder en bezorgdheid door fabrieken en bedrijven. Het patroon van de verschillende hindercomponenten en de bezorgdheid tussen de woonclusters komt redelijk goed overeen met het patroon in gezondheidsrisico's dat gerelateerd is aan de fijnstofemissies van het TSN-terrein. De gerapporteerde hinder en berekende gezondheidsrisico's zijn het hoogst in Wijk aan Zee en nemen af naarmate de afstand tot het TSN-terrein groter wordt. De ruimtelijke spreiding is afhankelijk van specifieke eigenschappen van de emissiebronnen.

12.5 Conclusies

Het doel van dit onderzoek is om inzichtelijk te maken wat de bijdrage is van de huidige emissies van stoffen door TSN aan de blootstellingen en gezondheidsrisico's voor bewoners in de IJmond en de kwaliteit van de leefomgeving. Hierbij is gekeken naar de verschillende stappen in de keten van bron tot gezondheid voor de meest relevante stoffen en stressoren, blootstellingsroutes en gezondheidsrisico's en weging naar ziekte en sterfte.

De huidige luchtmissies vanaf het TSN-terrein vormen het startpunt van de analyse. Hieronder vatten we per stap de belangrijkste resultaten samen.

12.5.1 *Wat is de invloed van emissies van het TSN-terrein op de omgevingskwaliteit?*

De omgevingskwaliteit is in beeld gebracht met modelberekeningen en milieumetingen. De oorspronkelijk gemodelleerde concentraties op basis van de beschikbare emissiedata bleken te verschillen van de beschikbare lokale milieumetingen. Het RIVM heeft de gemeten concentraties als leidend beschouwd. Om rekening te houden met de verschillen tussen berekende concentraties en meetdata heeft het RIVM correcties toegepast door te schalen.

De bijdrage van de emissies vanaf het TSN-terrein aan de omgevingskwaliteit verschilt per locatie in de IJmond. De ruimtelijke verdeling van blootstelling verschilt per stof en per verspreidingsroute. Het TSN-terrein levert relatief een groot aandeel aan fijnstof en NO₂ concentraties en is de grootste bron van PAK en lood in de omgeving. De berekende bijdragen van het TSN-terrein ten opzichte van totale concentraties bedragen:

- PM₁₀ luchtconcentraties 6-28% (bijdrage 1,0-6,5 µg/m³);
- PM_{2.5} luchtconcentraties 3-17% (bijdrage 0,3-1,7 µg/m³);
- NO₂ luchtconcentraties 10-20% (bijdrage 1,7-2,8 µg/m³);
- PAK(BaP) luchtconcentraties 45-83% (bijdrage 0,04-0,24 ng/m³);
- PAK depositie 0-64% (bijdrage 0-0,54 µg/m²/d);
- Lood luchtconcentraties 14-50% (bijdrage 0,56-3,3 ng/m³);
- Lood depositie ca. 0-62% (bijdrage 0-23 µg/m²/d).

Uit de analyse volgt dat de wettelijke grenswaarden voor omgevingskwaliteit niet worden overschreden. Onder deze wettelijke normen zijn echter nog gezondheidseffecten te verwachten. Daarom is de blootstelling beoordeeld door te kijken naar de gezondheidskundige advieswaarden.

12.5.2 *Wat is de invloed van emissies van het TSN-terrein op de blootstelling?*

De situatie in de IJmond valt op doordat bewoners worden blootgesteld aan een combinatie van stof, geluid en geur en verschillende schadelijke stoffen, afkomstig van dezelfde bron: het TSN-terrein. Er zijn weliswaar plekken in Nederland met hoge(re) concentraties van één of twee stoffen (zoals nabij grotere veehouderijen of drukke wegen), maar daarbij is niet of minder dan in de IJmond sprake van een stapeling van risico's.

In alle woonclusters in de IJmond zorgen emissies vanaf het TSN-terrein van fijnstof, NO₂, PAK en lood voor additionele blootstelling. De bijdrage van bronnen op het TSN-terrein verschilt per wooncluster, waarbij de grootste bijdrage in de meeste gevallen in het wooncluster Wijk aan Zee is. De totale luchtconcentraties PM_{2.5}, PM₁₀, en NO₂ leiden tot blootstellingen via inhalatie die boven de gezondheidskundige advieswaarden liggen; ook zonder bijdrage van het TSN-terrein. Emissies van het TSN-terrein zorgen dus voor een additionele blootstelling boven de gezondheidskundige advieswaarden en daarmee

voor extra gezondheidsrisico's. Daarnaast is er een additionele blootstelling aan lood en PAK door emissies vanaf het TSN-terrein via inhalatie, ingestie en huidcontact. Ook hier geldt dat deze blootstelling bovenop de blootstelling komt die (bijvoorbeeld voor lood via voeding en drinkwater) al boven het niveau ligt dat als veilig wordt beschouwd.

12.5.3

Wat is de invloed van emissies van het TSN-terrein op de gezondheid?

We zien dat in de IJmond verschillende risico's samenkomen in dezelfde populatie. Een populatie die in vergelijking met andere regio's zelf ook al relatief kwetsbaar is. Activiteiten op het terrein van TSN zijn een grote bron van stof, geur en geluid en schadelijke stoffen in de IJmond. Deze studie laat zien dat de emissies van het TSN-terrein aantoonbare gezondheidsrisico's met zich meebrengen.

In de IJmond is duidelijk meer hinder door stof, geluid en geur en is er meer slaapverstoring door en bezorgdheid over industrie in de omgeving dan gemiddeld in de regio Kennemerland en gemiddeld in Nederland. Hoe dichterbij het terrein van TSN, hoe meer/erger/vaker er hinder wordt ervaren.

De ruimtelijke verdeling van de verschillende hindercomponenten en de bezorgdheid tussen de woonclusters komt redelijk overeen met de ruimtelijke verdeling in gezondheidsrisico's gerelateerd aan de fijnstofemissies vanaf het TSN-terrein. In alle woonclusters in de IJmond zorgen emissies vanaf het TSN-terrein van fijnstof, NO₂, PAK en lood voor additionele gezondheidsrisico's. De bijdrage van het TSN-terrein verschilt per wooncluster, waarbij de grootste bijdrage in de meeste gevallen in het wooncluster Wijk aan Zee is.

De volgende gezondheidsrisico's zijn toe te schrijven aan blootstelling aan concentraties op leefniveau ten gevolge van emissies vanaf het TSN-terrein:

- Hinder door stof: 81% in Wijk aan Zee tot 20% in Heemskerk;
- Hinder door geur: 77% in Wijk aan Zee tot 9% in Heemskerk;
- Hinder door geluid: 62% in Wijk aan Zee tot 13% in Heemskerk;
- Slaapverstoring: 42% in Wijk aan Zee tot 4% in Heemskerk;
- Bezorgdheid over hun gezondheid door industrie: 79% in Wijk aan Zee tot 18% in Heemskerk;
- Berekende levensduurverkorting door fijnstof en NO₂: ongeveer 2,5 maand in Wijk aan Zee tot 0,6 maand in Heemskerk;
- Berekende (long)kankerrisico's door fijnstof en PAK: ongeveer 4% van de jaarlijkse nieuwe gevallen van longkanker in Wijk aan Zee is hieraan toe te schrijven; dit is 0,7% in Heemskerk;
- Astma bij kinderen en adolescenten door NO₂: er is berekend dat ongeveer 3% van de jaarlijkse nieuwe gevallen van astma in Wijk aan Zee hieraan is toe te schrijven; dit is ongeveer 2% in Heemskerk;
- Neurologische schade door lood: ongeveer 0,2 punt IQ verlies in Beverwijk tot 0,02 in Heemskerk;
- Voor acute luchtwegklachten bij volwassenen met COPD door fijnstof is berekend dat 5-9% van de acute luchtwegklachten in Wijk aan Zee hieraan is toe te schrijven. Echter kan hierbij niet worden bepaald wat het aandeel van het TSN-terrein is.

12.5.4 *Wat weten we over het relatieve belang van verschillende emissies van het TSN-terrein voor ziektelast?*

- In alle woonclusters zijn de grootste naar ziektelast gewogen risico's toe te schrijven aan fijnstofemissies vanaf het TSN-terrein. In Wijk aan Zee, IJmuiden-Oost en IJmuiden Sluis is de bijdrage van fijnstof aanmerkelijk groter dan die van NO₂. In Beverwijk, Velsen-Noord en Heemskerk zijn beide bijdragen ongeveer gelijk. De naar ziektelast gewogen risico's ten gevolge van blootstelling aan PAK en lood zijn lager.
- De hinder van geluid, geur en stof kan (nog) niet goed naar ziektelast gewogen worden. Echter de grote omvang van gehinderden maakt duidelijk dat de invloed op het dagelijks leven groot is.
- Daarom kan door het verminderen van de uitstoot van geluid, geur, stof, fijnstof en stikstofoxiden de meeste gezondheidswinst worden behaald, dan wel de grootste gezondheidsrisico's worden beperkt. Reductie van fijnstof en grof stof zorgt waarschijnlijk ook voor een reductie van aan stof gebonden PAK en metalen.
- Daarnaast kunnen kinderen extra beschermd worden door blootstelling aan lood en NO₂ te beperken.

12.6 **Beschouwing en toepasbaarheid**

In dit rapport over de IJmond zijn de bijdragen van het TSN-terrein aan verschillende gezondheidsrisico's van omwonenden en de kwaliteit van de leefomgeving inzichtelijk gemaakt. De keten van de huidige uitstoot naar gezondheidsrisico's is voor verschillende stoffen en hinder in kaart gebracht. In deze paragraaf staan we tenslotte stil bij de gevolgde werkwijze voor de situatie bij TSN (proof-of-concept), de mogelijke toepassing van de resultaten en de generaliseerbaarheid van de gebruikte aanpak (concept) voor andere situaties.

12.6.1 *Beschouwing proof-of-concept*

De studie laat zien hoe omwonenden vanuit het TSN-terrein worden blootgesteld aan meerdere stoffen en stressoren, waardoor een stapeling van gezondheidsrisico's ontstaat. Het beschouwen van meerdere emissies en het presenteren van de verschillende resultaten bij elkaar biedt inzicht en zorgt ervoor dat de resultaten in samenhang kunnen worden bekeken. De proof-of-concept is uitgewerkt voor een uitsnede van alle emissies: voor emissies naar lucht van een geselecteerd aantal stoffen en voor de invloed op het dagelijks leven door emissies van geluid, geur en stof.

Belang van gegevens

In de analyses is geconstateerd dat volledigheid en beschikbaarheid van de juiste data over emissies (en bronkarakteristieken) van groot belang zijn en dat het niet eenvoudig is om de bijdragen van verschillende bronnen van elkaar te onderscheiden. De verkregen inzichten in de bijdragen van de geselecteerde stoffen aan de blootstelling van de inwoners van de IJmond zijn, door het meten van luchtconcentratie en depositie, toch voldoende onderbouwd om te gebruiken als overzicht van de huidige situatie in de IJmond.

Beoordeling van gezondheidseffecten

Voor de beoordeling van gezondheidseffecten komen de verschillende emissies en blootstellingroutes die zijn beschouwd bij elkaar en is gekeken naar welke impact emissies vanaf het TSN-terrein hebben op de gezondheidsrisico's van omwonenden en de kwaliteit van de leefomgeving. De studie leert dat dit uitdagend is. De uitdagingen hebben vooral te maken met de volgende punten.

Ten eerste zijn verschillende gezondheidseffecten en risico's, zoals kans op kanker (als gevolg van blootstelling aan bijvoorbeeld fijnstof) of neurologische schade (als gevolg van blootstelling aan lood), moeilijk kwantitatief te vergelijken en bij elkaar op te tellen. In dit rapport is gepoogd een vergelijking te maken door de naar ziektelast gewogen maat DALY te gebruiken als basis om de risico's per miljoen personen per jaar uit te drukken. Door gebruik te maken van dezelfde risicomat is onderlinge vergelijking van de geschatte gezondheidseffecten mogelijk. Voor hinder van geluid, geur en stof was het echter (nog) niet mogelijk om effecten om te rekenen naar DALY's. Voor geluid is wel een exercitie gedaan als vingeroefening. Omdat de methode hiervoor nog onvoldoende wetenschappelijk onderbouwd is hebben we deze uitkomsten niet meegenomen in de DALY vergelijking. Ook wat betreft kortdurende verhoogde blootstellingen was het nog niet goed mogelijk om dergelijke pieken en de gezondheidsrisico's hiervan te kwantificeren. Datzelfde geldt voor acute gezondheidsklachten.

Ten tweede merken we op dat voor de bepaling van de gezondheidsrisico's niet overal dezelfde benaderingen zijn toegepast. Zo is er gewerkt met gemiddelden (luchtdomein) en met realistische worst case aannames over de blootstelling aan depositie. Omdat de resultaten van de beschouwde stoffen significant van elkaar verschillen is de variatie in benadering minder relevant. Dit kan bij andere situaties echter wel een rol spelen.

In deze studie zijn de blootstellingen vergeleken met gezondheidskundige advieswaarden. We zien echter dat niet voor alle stoffen gezondheidskundige advieswaarden zijn vastgesteld; voor sommige stoffen zijn referentiewaarden afgeleid. We constateren ook dat de risiconiveaus ervan uiteenlopen. Desalniettemin, kunnen de gezondheidskundige advieswaarden en referentiewaarden een relevant ijkpunt vormen.

Verder kan er sprake zijn van cumulatie. Cumulatie gaat over de uiteindelijke gecombineerde effecten van verschillende blootstellingen op de gezondheid. Cumulatie is meer dan alleen optelling: cumulatie gaat ook over de vraag of blootstelling aan meerdere stoffen/stressoren ervoor zorgt dat de risico's groter zijn dan de som der delen. De beschikbare kennis over de gecombineerde effecten van fijnstof en NO₂ is in deze studie toegepast. Er is ook gezocht naar de mogelijkheid om gecombineerde effecten bij PAK en metalen (lood) mee te nemen, maar dit bleek niet mogelijk omdat hier momenteel niet voldoende kennis beschikbaar over is. Ook gecombineerde effecten van verschillende

hinderaspecten zoals geluid én stof én geur zijn niet meegenomen. Dat geldt ook voor de combinatie van blootstelling van stoffen en hinder.

12.6.2 *Mogelijke toepassing van de resultaten voor de situatie TSN*

Op basis van de resultaten van de proof-of-concept, met de gemaakte keuzen en de onzekerheden die er zijn, schetsen we enkele mogelijke richtingen voor het gebruik van de resultaten:

- De grootste reductie van gezondheidsrisico's door TSN is te bereiken door reductie van blootstelling die hinder veroorzaken (stof, geur en geluid), en van de stoffen met de grootste naar ziektelast gewogen gezondheidsrisico's (fijnstof en NO₂). Door vermindering van de emissie van fijnstof en grof stof worden naar verwachting ook emissies van aan stof gebonden PAK en metalen verminderd. Voor het beschermen van gezondheid is het van belang om de concentraties op leefniveau omlaag te brengen, omdat daarmee de blootstelling omlaag wordt gebracht. Voor de gezondheid is het dan ook van belang om niet alleen de totale omvang van de emissies omlaag te brengen, maar juist die bronnen en bronkarakteristieken aan te passen die op leefniveau bepalend zijn voor de concentraties.
- Emissies vanaf het TSN-terrein beïnvloeden de gezondheid niet voor alle (gevoelige) groepen in dezelfde mate. Gevoelige groepen zijn kinderen, ouderen en mensen met luchtwegaandoeningen. Het reduceren van emissies die gericht zijn op het verminderen van gezondheidseffecten in deze groepen, kan een afweging zijn bij het vaststellen van beleidsdoelen en maatregelen (denk aan lood en NO₂).
- Op basis van de beschikbare emissiegegevens is het onvoldoende mogelijk om naar de (relatieve) invloed van verschillende emissiebronnen te kijken. Daarvoor zouden specifiekere emissiegegevens beschikbaar moeten zijn. Informatie uit de meldingen van hinder kunnen wel aanknopingspunten bieden om de meest relevante bronnen te identificeren. Deze informatie is relevant zowel voor de processen van toezicht en handhaving maar ook in het proces van vergunningverlening.

Bij de afweging van beleidsopties en maatregelen kan met bovenstaande punten rekening worden gehouden. Er kunnen verschillende indicatoren worden gebruikt (cijfers over hinder, risico op verschillende gezondheidseffecten, vergelijking concentraties of blootstelling met advieswaarden) en verschillende beschermdoelen worden beschouwd (gezondheidswinst dan wel beperken gezondheidsrisico's in gehele blootgestelde populatie of subgroepen zoals kinderen of hoogst belaste woonclusters, vermindering specifieke risico's zoals kanker of astma). De resultaten van de proof-of-concept kunnen hierbij ondersteunen.

De vraag hoe hieraan verdere invulling kan worden gegeven (via maatwerkafspraken, vergunningverlening (VTH), et cetera) valt buiten de reikwijdte van deze studie.

12.6.3 *Generieke toepasbaarheid van de aanpak*

Er is veel maatwerk nodig bij de opzet en uitvoering van een complex project als het voorliggende. Dit maakt ook dat de aanpak van deze analyse, zoals uitgevoerd voor de situatie bij TSN, niet een-op-een naar een andere situatie kan worden vertaald.

De situatie bij TSN is in Nederland uniek in de zin dat er relatief veel meetpunten om het bedrijf staan, met ook nog lange tijdreeksen van aanvullende metingen als PAK en metalen. Hierdoor hebben we de beschikbare meetdata als basis kunnen gebruiken. Ook is de IJmond een van de weinige plekken in Nederland waar depositie in de leefomgeving uitgebreid in kaart is gebracht. Toch kunnen er op basis van de gevolgde werkwijze lessen worden getrokken voor de generieke toepasbaarheid:

- Het basisconcept (het in samenhang beschouwen van de keten van verschillende stressoren, emissiebronnen, verspreidingsroutes, blootstellingsroutes, gezondheidsrisico's en de weging daarvan naar ziektelast) zorgt voor inzicht in een complexe situatie. Daardoor is af te leiden:
 - welke gezondheidsrisico's zijn toe te schrijven aan welke blootstellingen;
 - welke blootstellingen zijn toe te schrijven aan welke emissies;
 - wat de grootste gezondheidsrisico's zijn.
- Het kwantificeren van gezondheidsrisico's geeft meer informatie dan uitsluitend het toetsen van concentraties en blootstelling aan normen en gezondheidskundige advieswaarden. Ook als aan de normen wordt voldaan, kunnen er gezondheidseffecten optreden en is er (dus) verbetering van de gezondheid en de leefomgeving mogelijk. Verder kunnen de gezondheidsrisico's, door ze te kwantificeren en te wegen naar ziektelast, vergeleken dan wel opgeteld worden.
- Door bij de opzet van een onderzoek te beginnen met het systematisch doorlopen en invullen van de keten van potentiële emissiebronnen, verspreiding, blootstelling en gezondheidsaspecten, kunnen de afbakening van een onderzoek, onzekerheden en kennishiaten expliciet worden gemaakt. Dit zorgt ervoor dat al in een vroeg stadium van een onderzoek duidelijk wordt wat wel en niet mogelijk is. Denk daarbij aan de keuzen qua emissie (naar lucht, water, bodem), de selectie van stoffen/stressoren (hinder, chemisch, biologisch, radiologisch nucleair), maar ook wat einddoelen betreft (gezondheid, milieu, klimaat).
- Bij de keuzen met betrekking tot bronnen, stoffen en doelen kan het zinvol zijn om de behoeften of vragen mee te nemen die er bij belanghebbenden in de omgeving leven. Op die manier kan het onderzoek beter aansluiten bij lokale vragen, en kan lokale kennis worden ingebracht.
- Aangezien de meer complexe situaties juist in al hun complexiteit onderling aanzienlijk variëren, blijft maatwerk nodig. Dit vraagt

specialistische ervaring, kennis, en capaciteit voor het uitvoeren van een dergelijke multidisciplinaire analyse.

- Uit de uitgevoerde analyse volgt dat ook bij onzekerheden en onvolledigheid het mogelijk is om resultaten te genereren die voldoende onderscheidend zijn en de gezondheidseffecten en risico's inzichtelijk maken.
- Hoewel doorrekenen van de keten meerwaarde biedt, is dat niet altijd mogelijk door beperkingen in tijd, kennis of capaciteit. Gezondheidskundige advieswaarden en referentiewaarden kunnen dan als relevante ijkpunten voor duiding worden gebruikt.

Op basis van de lessen van de uitgevoerde studie (ook wat betreft beschikbaarheid van gegevens, cumulatie van stoffen en het ontwikkelen van meer kennis over gezondheidseffecten van hinder door geluid, geur en stof) kan het nuttig zijn om de verdere ontwikkeling van de ketenaanpak en het mogelijke gebruik van de resultaten voor het in samenhang bekijken van verschillende gezondheidsrisico's in een gebied nader te verkennen. Het RIVM staat hierbij open voor suggesties van betrokken partijen.

Dankwoord

Een woord van dank aan GGD Kennemerland en Omgevingsdienst Noordzeekanaalgebied voor het doen van een fact check van een concept van dit rapport. Daarnaast willen we GGD Kennemerland danken voor het heranalyseren en delen van de data over hinder uit de Gezondheidsmonitor IJmond.

Het onderzoek is uitgevoerd door een projectteam van medewerkers van verschillende centra van het RIVM. Naast de auteurs willen we de collega's die input hebben geleverd en meegelezen bedanken, waarbij we Marcel Mennen, Liesbeth Claassen, Patrick Heezen en Ronald Hoogerbrugge met name noemen.

Referenties

Ameling, C. B., et al. (2014). Gezondheid in de IJmond - Monitoring medicijngebruik in relatie tot luchtkwaliteit. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-62.

ANSES (2019). Particulate matter in ambient air; Health effects according to components, sources and particle size; Impact on air pollution of the technologies and composition of the motor vehicle fleet operating in France
ANSES. **2019**.

APA (1994). Diagnostic and statistical manual of mental disorders (4th ed.). Washington DC, American Psychiatric Association.

Baliatsas, C., et al. (2021). Gezondheidsproblemen in de regio IJmond (periode 2013 - 2019): een verkenning. Utrecht, Nivel: 16.

Blauw, B. (2022). Onderzoek ZZS emissies en immissies van een overslagbedrijf. Wageningen, Buro Blauw.

Bodar, C. W. M., et al. (2022). Cumulatie en vergunningverlening ZZS. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-63.

Boon, P. E., et al. (2016). Dietary exposure to lead in the Netherlands. Bilthoven, Dutch National Institute for Public Health and the Environment (RIVM): 1-52.

Breugelmans, O., et al. (2013). "Lung cancer risk and effective dose coefficients for radon: UNSCEAR review and ICRP conclusions." J Environ Public Health **2013**.

Carrington, C., et al. (2019). "Global burden of intellectual disability resulting from dietary exposure to lead, 2015." Environ Res **172**: 420-429.

CBS, et al. (2015, 13-5-2015). "Gezondheidseffecten van fijn stof en ozon, 1992 - 2013." Retrieved 13-9-2023, 2023, from <https://www.clo.nl/indicatoren/nl034011-gezondheidseffecten-van-fijn-stof-en-ozon>.

Chen, J. and G. Hoek (2020). "Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis." Environ Int **143**(105974): 105974.

Ciabattini, M., et al. (2021). "Systematic review and meta-analysis of recent high-quality studies on exposure to particulate matter and risk of lung cancer." Environ Res **196**(110440): 110440.

Claeson, A. S., et al. (2013). "The role of perceived pollution and health risk perception in annoyance and health symptoms: a population-based study of odorous air pollution." Int Arch Occup Environ Health **86**(3): 367-374.

COMEAP (2022, 27/07/2022). "Statement on the differential toxicity of particulate matter according to source or constituents: 2022." Retrieved 13/09/2023, 2023, from <https://www.gov.uk/government/publications/particulate-air-pollution-health-effects-of-exposure/statement-on-the-differential-toxicity-of-particulate-matter-according-to-source-or-constituents-2022>.

DCMR, et al. (2022). "Luchtmeetnet." from <https://www.luchtmeetnet.nl/>.

De Bree, F., et al. (1999). Onderzoek naar stof- en geurhinder in de IJmond. Fase 1: oriënterend stofonderzoek. Wageningen, Buro Blauw.

de Hollander, A. E. M. and I. Kamp (2019). "Expressing the significance of environmental exposures in disability-adjusted life-years (DALYs): The right answer to wrong questions?" Encyc. Environ. Health: 859-866.

De Jonge, D. (2019). Datarapport Luchtkwaliteit IJmond 2018., GGD-Amsterdam: 93.

De Jonge, D. (2020). Datarapport Luchtkwaliteit IJmond 2019, GGD-Amsterdam: 103.

De Jonge, D. (2021). Datarapport Luchtkwaliteit IJmond 2020, GGD-Amsterdam: 81.

De Jonge, D. (2022). Datarapport Luchtkwaliteit IJmond 2021, GGD-Amsterdam: 93.

De Jonge, D. (2023). Datarapport Luchtkwaliteit IJmond 2022, GGD-Amsterdam: 109.

De Smet, P., et al. (2022). Monitoringsrapportage NSL 2022 - Stand van zaken Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-79.

Dusseldorp, A., et al. (2015). Luchtkwaliteitsindex - Aanbevelingen voor de samenstelling en duiding, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-99.

Dusseldorp, A., et al. (1995). "Associations of PM10 and airborne iron with respiratory health of adults living near a steel factory." American journal of respiratory and critical care medicine **152**(6): 1932-1939.

EFSA (2008). "Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Food. Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain." EFSA Journal **724**: 1-114.

EFSA (2010). "EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM); Scientific Opinion on Lead in Food." EFSA Journal **8**(4).

Elberse, J., et al. (2021a). Tussentijdse resultaten Gezondheidsonderzoek in de IJmond. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-46.

Elberse, J., et al. (2021b). Onderzoek naar de herkomst van neergedaald stof en stoffen in de lucht in de IJmond regio. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-133.

Elliott, S. J., et al. (1999). "The power of perception: health risk attributed to air pollution in an urban industrial neighbourhood." Risk Anal **19**(4): 621-634.

Emissieregistratie (2023, 08-09-2023). "Bedrijfsrapporten." Retrieved 13-9-2023, 2023, from <https://www.emissieregistratie.nl/data/bedrijfsrapporten>.

Eriksson, C., et al. (2018). Biological mechanisms related to cardiovascular and metabolic effects by environmental noise. World Health Organization. Regional Office for Europe. , World Health Organization. Regional Office for Europe.

EU (2005). RICHTLIJN 2004/107/EG VAN HET EUROPEES PARLEMENT EN DE RAAD van 15 december 2004 betreffende arseen, cadmium, kwik, nikkel en polycyclische aromatische koolwaterstoffen in de lucht. Publicatieblad van de Europese Unie. Brussel, Europese Unie.

EU (2014). RICHTLIJN 2000/60/EG VAN HET EUROPEES PARLEMENT EN DE RAAD van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid (UDATE). Publicatieblad van de Europese Unie. Brussel, Europese Unie.

EU (2022, 26-10-2022). "Proposal for a revision of the Ambient Air Quality Directives." Retrieved 13-9-2023, 2023, from https://environment.ec.europa.eu/publications/revision-eu-ambient-air-quality-legislation_en.

EZK (2022). Kamerbrief Industriebeleid - Maatwerk. EZK. Den Haag, Tweede Kamer der Staten-Generaal. **Vergaderjaar 2021-2022**.

EZK, et al. (2022). Amended and restated expression of principles cooperation in the reduction of CO2 emissions as well as environmental and innovation projects, and in the addressing of public concerns. . Den Haag, Rijksoverheid.

Fischer, P. H., et al. (2015). "Air Pollution and Mortality in Seven Million Adults: The Dutch Environmental Longitudinal Study (DUELS)." Environ Health Perspect **123**(7): 697-704.

Fischer, P. H., et al. (2020). "Particulate air pollution from different sources and mortality in 7.5 million adults - The Dutch Environmental Longitudinal Study (DUELS)." Sci Total Environ **705**: 135778.

Forastiere, F. and A. Peters (2021). "Invited Perspective: The NO₂ and Mortality Dilemma Solved? Almost There!" Environ Health Perspect **129**(12): 121304.

FTM (2022, 4/07/2022). "Chemisch afval wordt massaal gebruikt als scheepsbrandstof." Retrieved 08/09/2023, 2023, from <https://www.ftm.nl/artikelen/frankenstein-olie-chemisch-afval-woordt-opgestookt-op-zee>.

GBD (2017). Global Burden of Disease Study 2016 (GBD 2016) Incidence, Prevalence, and Years Lived with Disability 1990-2016. Seattle, Global Burden of Disease Collaborative Network, Institute for Health Metrics and Evaluation

Geelen, L. M. J. (2014a). "Luchtkwaliteit: een probleem voor gezondheid? 'Truth is in the eye of the beholder'." Lucht **1/2**: 20-24.

Geelen, L. M. J. (2014b). "Gezondheidsindicatoren lopen uit de pas met die voor emissies en milieukwaliteit." Lucht **6**: 35-39.

Geelen, L. M. J., et al. (2009). "Confronting environmental pressure, environmental quality and human health impact indicators of priority air emissions." Atmos Environ **43**: 1613-1621.

Geraets, L. and S. Schulpen (2019). Inschatting gezondheidsrisico's grafietregen Wijk aan Zee. Bilthoven, RIVM: 1-45.

Gerlofs-Nijland, M., et al. (2019). Method rapport Gezondheidsindicatoren Schone Lucht Akkoord. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-56.

Gezondheidsraad (1997). Omgevingslawaai beoordelen. Voorstel voor een uniform systeem van geluidmaten ter beoordeling van hinder en slaapverstoring door geluid. Den Haag, Gezondheidsraad.

Gezondheidsraad (1999). Grote luchthavens en gezondheid. Den Haag, Gezondheidsraad.

Gezondheidsraad (2004). Over de invloed van geluid op de slaap en de gezondheid. Den Haag, Gezondheidsraad.

Gezondheidsraad (2018a). Gezondheidswinst door schonere lucht. Den Haag, Gezondheidsraad.

Gezondheidsraad (2018b). Gezondheidseffecten luchtverontreiniging - Achtergronddocument bij het advies Gezondheidswinst door schonere lucht. Den Haag, Gezondheidsraad.

Gezondheidsraad (2021). Risico's van ultrafijnstof in de buitenlucht. Den Haag, Gezondheidsraad.

Gezondheidsraad (2022). Kansen voor gezondheidswinst in omgevingsbeleid. Den Haag, Gezondheidsraad.

GGD-A'dam (2023). "Luchtmeetnet - Nieuws - GGD Amsterdam - PAK concentraties PNH 2011-2019." from <https://view.officeapps.live.com/op/view.aspx?src=https%3A%2F%2Fs3-eu-central-1.amazonaws.com%2F luchtmeetnet-public-prod%2F0f0b2fe1-c11f-4357-b188-8880eb271109%2F583a8a21-538b-415b-918c-8c9cfe81dc43.xlsx&wdOrigin=BROWSELINK>.

GGD-Kennemerland (2007). Incidentie en prevalentie van kanker in de regio Kennemerland 1989-2003, GGD-Kennemerland: 87.

GGD (2014). Gezondheid in de IJmond 2012. Monitoring over hinder, bezorgdheid, chronische aandoeningen in relatie tot luchtkwaliteit. Rapportage, GGD Kennemerland.

GGD (2018). Gezondheid in de IJmond 2016. Monitor over hinder, bezorgdheid, chronische aandoeningen in relatie tot luchtkwaliteit. Rapportage GGD Kennemerland.

GGD (2022). Gezondheid in de IJmond 2020. Monitor over hinder, bezorgdheid en chronische aandoeningen in gebieden met verschillende belasting van fijnstof afkomstig uit de basismetaalindustrie. Rapport GGD Kennemerland.

GGD, et al. (2022). "Gezondheidsmonitor Volwassenen en Ouderen." from <https://monitorgezondheid.nl/gezondheidsmonitor-volwassenen-en-ouderen>.

Glen, G., et al. (2012). SHEDS-Residential version 4. Technical Manual. Washington DC, USEPA.

Guadalupe-Fernandez, V., et al. (2021). "Industrial odour pollution and human health: a systematic review and meta-analysis." *Environ Health* **20**(1): 108.

Hamra, G. B., et al. (2014). "Outdoor particulate matter exposure and lung cancer: a systematic review and meta-analysis." *Environ Health Perspect* **122**(9): 906-911.

Hänninen, O. and A. B. Knol (2011). European Perspectives on Environmental Burden of Disease: Estimates for Nine Stressors in Six Countries. Helsinki, THL.

Hanninen, O., et al. (2014). "Environmental burden of disease in Europe: assessing nine risk factors in six countries." *Environ Health Perspect* **122**(5): 439-446.

Hin, J., et al. (2021). Blik op leefomgeving en gezondheid voor de verstedelijkingstrategie Metropoolregio Amsterdam. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volkgezondheid en Milieu.

HL (2023). "Hollandse Luchten, burgerplatform voor het meten van de leefomgeving in Noord-Holland." Retrieved 6-7-2023, 2023, from <https://hollandse-luchten.org/>.

Hofschreuder, P. and E. Vrins (1991). Een onderzoek naar de relatie tussen stofbelasting en stofhinder. Wageningen, Buro Blauw.

Hombrecher, K., et al. (2015). Immissionsbedingte Hintergrundbelastung von Pflanzen in NRW. Schwermetalle und organische Verbindungen. . Recklinghausen, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen.

Hombrecher K., B. R., Müller-Uebachs A, Schmidt J, Radermacher L (2015). Immissionsbedingte Hintergrundbelastung von Pflanzen in NRW. Schwermetalle und organische Verbindungen. . Recklinghausen, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen.

Honig, E., et al. (2021). Methodology for the calculation of emissions to air from the sectors Energy, Industry and Waste. Bilthoven, Dutch National Institute for Public Health and the Environment (RIVM): 1-285.

Hoogerbrugge, R., et al. (2022). Grootschalige concentratie- en depositiekaarten Nederland - Rapportage 2022. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-89.

Houthuijs, D., et al. (2022). Gezondheid in de IJmond III - Monitoring incidentie medicijngebruik 2008-2019. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-132.

Houthuijs, D. J., et al. (2019). Gezondheid in de IJmond II - Monitoring medicatieverstrekking 2007-2015. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-132.

IenM (2011). Kamerbrief Handhaving Milieuwetgeving. Den Haag, Tweede Kamer der Staten-Generaal. **Vergaderjaar 2010-2011.**

IenW (2012). Circulaire bodemsanering 2009. M. IenW. Den Haag, Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden. **Staatscourant 2012, 6563.**

IenW (2021). Kamerbrief Gezondheid en milieu - Plan van aanpak milieu- en gezondheidssituatie rondom Tata Steel Nederland. Den Haag, Tweede Kamer der Staten-Generaal. **Vergaderjaar 2021-2022.**

IenW (2022). Kamerbrief Gezondheid en milieu - Tussenresultaten Plan van Aanpak Tata Steel. IenW. Den Haag, Tweede Kamer der Staten-Generaal. **Vergaderjaar 2021-2022.**

IenW (2023a). Kamerbrief Gezondheid en milieu - Evaluatie Plan van Aanpak Tata Steel. IenW. Den Haag, Tweede Kamer der Staten-Generaal. **Vergaderjaar 2022-2023.**

IenW (2023b). Regeling bodemkwaliteit - Bijlage b. M. IenW. Den Haag, Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden.

InfoMil (2022a). "Grenswaarden en andere luchtkwaliteitsnormen." from <https://www.infomil.nl/onderwerpen/lucht-water/luchtkwaliteit/regelgeving/wet-milieubeheer/beoordelen/grenswaarden>.

InfoMil (2023a). "ISLA3a." from <https://www.infomil.nl/onderwerpen/lucht-water/luchtkwaliteit/slag/isl3a/>.

InfoMil (2023b). "Nieuw Nationaal Model." from <https://www.infomil.nl/onderwerpen/lucht-water/luchtkwaliteit/regelgeving/wet-milieubeheer/beoordelen/koppeling/nieuw-nationaal/>.

IPSOS (2021). Inwonersonderzoek naar de leefomgeving in regio IJmond. Rapport voor Provincie Noord-Holland, IPSOS.

IPSOS (2022a). Inwonersonderzoek naar de leefomgeving in regio IJmond – meting 2. Rapport voor Provincie Noord-Holland IPSOS.

IPSOS (2022b). Inwonersonderzoek naar de leefomgeving in regio IJmond – meting 3. Rapport voor Provincie Noord-Holland, IPSOS.

ISO (2003). ISO/TS 15666:2003; Acoustics — Assessment of noise annoyance by means of social and socio-acoustic surveys, ISO.

JRC (2023). "The Forum for Air quality Modeling (FAIRMODE)." Retrieved 14-3-2023, 2023, from <https://fairmode.jrc.ec.europa.eu/>.

Kempen, E. V., et al. (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**(2): 379.

Khreis, H., et al. (2017). "Exposure to traffic-related air pollution and risk of development of childhood asthma: A systematic review and meta-analysis." *Environ Int* **100**: 1-31.

KNL (2023). "NKR Cijfers." Retrieved 14-3-2023, 2023, from <https://iknl.nl/nkr-cijfers>.

Kolker, A. and R. B. Finkelman (1998). "Potentially hazardous elements in coal: modes of occurrence and summary of concentration data for coal components." *Coal Preparation* **19**(3-4): 133-157.

Lanphear, B. P., et al. (2005). "Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis." *Environ Health Perspect* **113**(7): 894-899.

Lau, L. L., et al. (2021). "Trace elements emission in iron ore sintering, a review." *Environ. Advances* **6**(100123).

Lijzen, J. (2009). Historische immisies en depositie in de omgeving van Corus. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-95.

Lips, M. J. and P. Vooijs (2022). Jaarverslag stralingsbescherming 2021. IJmuiden, Tata Steel IJmuiden BV: 1-83.

Liu, C., et al. (2019). "Ambient Particulate Air Pollution and Daily Mortality in 652 Cities." N Engl J Med **381**(8): 705-715.

Mariotti, A. (2015). "The effects of chronic stress on health: new insights into the molecular mechanisms of brain-body communication." Future science OA **1**(2).

Meng, X., et al. (2021). "Short term associations of ambient nitrogen dioxide with daily total, cardiovascular, and respiratory mortality: multilocation analysis in 398 cities." BMJ **372**: n534.

Mennen, M., et al. (2022). Depositie onderzoek IJmond voorjaar 2022 - Monstername en analyse van PAK en metalen in neergedaald stof in de IJmond regio. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-76.

Mennen, M., et al. (2023). Depositie onderzoek IJmond najaar 2022 - Monstername en analyse van PAK en metalen in neergedaald stof in de IJmond regio. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-83.

Mennen, M., et al. (2021). Depositieonderzoek IJmond 2020. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-145.

Mennen, M. G. and N. J. C. v. Belle (2007). Emissies van schadelijke stoffen bij branden. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-128.

Mennen, M. G., et al. (2004). Immissie-, gewas en depositieonderzoek in de omgeving van Van Voorden gieterij te Zaltbommel. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-118.

Molenaar, R. (2010). Vervolgonderzoek fijn stof emissies IJmond. Fase 1., DCMR.

Molenaar, R. (2011a). Vervolgonderzoek fijn stof emissies IJmond. Fase 2., DCMR.

Molenaar, R. (2011b). Vervolgonderzoek fijn stof emissies IJmond. Fase 3., DCMR.

Mooibroek, D., et al. (2022). "Source apportionment of ambient PM10 collected at three sites in an urban-industrial area with multi-time resolution factor analyses." Sci Total Environ **850**(157981).

Munzel, T., et al. (2014). "Cardiovascular effects of environmental noise exposure." Eur Heart J **35**(13): 829-836.

Oosterlee, A., et al. (2018). Gezondheid in de IJmond 2016 - Monitor over hinder, bezorgdheid, chronische aandoeningen en medicijngebruik in relatie tot luchtkwaliteit., GGD-Kennemerland: 6.

Oosterlee, A. and W. Nijbroek (2020). Incidentie en prevalentie van kanker in de regio Kennemerland 2004-2018 Haarlem, GGD-Kennemerland: 131.

Oostvogels, A., et al. (2022). Gezondheid in de IJmond 2020 - Monitor over hinder, bezorgdheid en chronische aandoeningen in gebieden met verschillende belasting van fijnstof afkomstig van de basismetaalindustrie. Haarlem, GGD Kennemerland.

Orellano, P., et al. (2020). "Short-term exposure to particulate matter (PM(10) and PM(2.5)), nitrogen dioxide (NO(2)), and ozone (O(3)) and all-cause and cause-specific mortality: Systematic review and meta-analysis." *Environ Int* **142**(105876): 105876.

Otte, P., et al. (2015). Diffuse loodverontreiniging in de bodem. Advies voor een gemeenschappelijk beleidskader. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.

Otte, P., et al. (2007). Richtlijn voor luchtmetingen voor de risicobeoordeling van bodemverontreiniging. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-70.

Otte, P. F., et al. (2001). Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. Bilthoven, the Netherlands, Dutch National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).

Overberg et al., R. (2014). Gezondheid in de IJmond 2012 - Monitoring hinder, bezorgdheid en chronische aandoeningen in relatie tot luchtkwaliteit, GGD-Kennemerland: 87.

OVV (2023, 13/04/2023). "Industrie en Omwonenden." Retrieved 08/09/2023, 2023, from <https://www.onderzoeksraad.nl/nl/page/18693/industrie-en-omwonenden>.

Peeters, E. L., et al. (2009). "Determinanten van loodconcentraties in bloed van Rotterdamse kinderen." *Tijdschrift voor gezondheidswetenschappen* **87**: 168-175.

PNH (2023). "Expertmeeting over RIVM-rapport stoffen Tata Steel: Eisen voor registratie in Milieujaarverslag moeten nauwkeuriger." Retrieved 10-7-2023, 2023, from https://www.noord-holland.nl/Actueel/Archief/2022/Juli_2022/Expertmeeting_over_RIVM_rapport_stoffen_Tata_Steel_Eisen_voor_registratie_in_Milieujaarverslag_moeten_nauwkeuriger.

PNH, et al. (2023). "Hollandse Luchten, hét burgerplatform voor het meten van de leefomgeving in Noord-Holland." Retrieved 14-3-2023, 2023, from <https://hollandse-luchten.org>.

Pope, C. A., et al. (2002). "Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution." *JAMA* **287**(9): 1132-1141.

Rabl, A. (2003). "Interpretation of air pollution mortality: number of deaths or years of life lost?" J Air Waste Manag Assoc **53**(1): 41-50.

Richmond-Bryant, J., et al. (2014). "The influence of declining air lead levels on blood lead-air lead slope factors in children." Environ Health Perspect **122**(7): 754-760.

RIVM-HO (2022). "Handboek omgevingsveiligheid." from <https://omgevingsveiligheid.rivm.nl/handboek-omgevingsveiligheid>.

RIVM (2015). Geur en gezondheid, RIVM. **2023**.

RIVM (2016). Milieurisico's van specifieke stoffen in bunkerolie in zeeschepen: : Onderzoek van de literatuur en de REACH-dossiers, RIVM. **2016**.

RIVM (2018). Beleving woonomgeving in Nederland: Inventarisatie verstoringen 2016. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.

RIVM (2022a). "Luchtkwaliteitsnormen." Retrieved 23-08-2022, 2022a, from <https://rvs.rivm.nl/onderwerpen/normen/milieu/luchtkwaliteitsnormen>.

RIVM (2022b). "14 juli: verduidelijking berichtgeving over expertmeetings." Retrieved 27-10-2022, from <https://www.rivm.nl/tata-steel/actueel>.

RIVM (2022c). Bijlage Verkenning kwantitatieve waarden, RIVM.

RIVM (2022d). Luchtnormen voor PAK's, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-16.

RIVM (2022e). Onderzoek beleving woonomgeving (OBW): Hinder en slaapverstoring, de 2021 cijfers, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.

RIVM (2023a). "Bronnen per component van luchtverontreiniging." Retrieved 6-2-2023, 2023a, from <https://www.rivm.nl/ggd-richtlijn-medische-milieukunde-luchtkwaliteit-en-gezondheid/toelichting-en-tools-luchtkwaliteit/toelichting-en-tools-luchtkwaliteit/Bronnen-per-component>.

RIVM (2023b). "Zeer Zorgwekkende Stoffen: polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAKs)." Retrieved 20-2-2023, 2023, from [https://rvszoekstelsysteem.rivm.nl/ZZSlijst/ZZSgroep/ZZS_polycyclische_ aromatische_koolwaterstoffen_\(PAKs\)](https://rvszoekstelsysteem.rivm.nl/ZZSlijst/ZZSgroep/ZZS_polycyclische_ aromatische_koolwaterstoffen_(PAKs)).

RIVM (2023c). "OPS-Pro." Retrieved 13-3-2023, 2023, from <https://www.rivm.nl/documenten/ops-pro>.

RIVM (2023d). "Concentratiekaarten luchtverontreinigende stoffen." Retrieved 13-3-2023, 2023d, from <https://www.rivm.nl/gcn-gdn-kaarten/concentratiekaarten>.

RIVM (2023e). "Sensoren voor fijnstof (PM_{2,5}/PM₁₀)." Retrieved 14-3-2023, 2023, from <https://samenmeten.nl/sensoren-voor-fijn-stof-pm25pm10>.

RIVM (2023f). "GCN & GDN kaarten." Retrieved 13-3-2023, 2023d, from <https://www.rivm.nl/gcn-gdn-kaarten>.

RIVM (2023g). "CSOIL 2020." Retrieved 18-3-2023, 2023d, from <https://www.rivm.nl/media/178231>.

RIVM, et al. (2022a). "Bedrijfsrapporten emissieregistratie." from <https://www.emissieregistratie.nl/data/bedrijfsrapporten>.

RIVM, et al. (2022b). "Data-export emissieregistratie." from <https://www.emissieregistratie.nl/data/data-export>.

RIVM, et al. (2023a). "Atlas Leefomgeving - Kaarten Lucht." Retrieved 21-2-2023, 2023, from <https://www.atlasleefomgeving.nl/kaarten>.

RIVM, et al. (2023b). "Atlas Leefomgeving - Milieugezondheidsrisico." Retrieved 6-2-2023, 2023, from <https://www.atlasleefomgeving.nl/milieugezondheidsrisico>.

Roels, J. M., et al. (2014a). Gezondheid en veiligheid in de Omgevingswet - Doelen, normen en afwegingen bij de kwaliteit van de leefomgeving (Hoofdrapport). Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-102.

Roels, J. M., et al. (2014b). Gezondheid en veiligheid in de Omgevingswet : Ratio en onderbouwing huidige normen omgevingskwaliteit (Bijlagenrapport). Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-142.

Rutting, M. and I. Lanting (2021). Bodemkwaliteitskaart regio IJmond. Beverwijk, Omgevingsdienst IJmond.

Ruysenaars, P., et al. (2021). Monitoringsrapportage Doelbereik Schone Lucht Akkoord - Eerste voortgangsmeting. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-82.

Salomon, J. A., et al. (2015). "Disability weights for the Global Burden of Disease 2013 study." *Lancet Glob Health* **3**: 712-723.

Schols, E. (2009). De invloed van Corus op de luchtkwaliteit in de leefomgeving. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-109.

Schuur, A. G., et al. (2008). Health impact assessment of policy measures for chemicals in non-food consumer products. Bilthoven, RIVM.

Slooff, W., et al. (1989). Basisdocument PAK. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.

Smit, C. E. (2011). Streefwaarde en verwaarloosbaar risiconiveau. Gebruik in het Nederlandse milieubeleid, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.

Stachiw S, B. B., Grant-Weaver I, Noernberg T, Shotyk W (2019). "Trace elements in berries collected near upgraders and open pit mines in the Athabasca Bituminous Sands Region (ABSR): Distinguishing atmospheric dust deposition from plant uptake." Science of The Total Environment **670**: 849-864.

Stachiw, S., et al. (2019). "Trace elements in berries collected near upgraders and open pit mines in the Athabasca Bituminous Sands Region (ABSR): Distinguishing atmospheric dust deposition from plant uptake." Sci Total Environ **670**: 849-864.

Stallen, P. J. (1999). "A theoretical framework for environmental noise annoyance." Noise Health **1**(3): 69-80.

Stansfeld, S., et al. (2000). "Noise and health in the urban environment." Rev Environ Health **15**(1-2): 43-82.

Ten Veen, P., et al. (2009). Gezondheidsproblemen in de regio IJmond, zoals geregistreerd door de huisarts. Utrecht, NIVEL.

Thunis, P. (2018). "On the validity of the incremental approach to estimate the impact of cities on air quality." Atmos Environ (1994) **173**: 210-222.

Tromp, P. C. (2021). Bepaling kolenstof in stoffilters afkomstig van meetstation Berghaven en Hoek van Holland (pilot studie). Utrecht, TNO.

TSN (2023a). "Roadmap+." Retrieved 26-6-2023, 2023, from <https://www.tatasteelnederland.com/milieu-en-leefomgeving>.

TSN (2023b). "Zeer zorgwekkende stoffen." Retrieved 29-6-2023, 2023, from <https://www.tatasteelnederland.com/zzs#ZZS>.

US-EPA (2016). Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen. Research Triangle Park, NC, U.S. Environmental Protection Agency.

US-EPA (2019). Integrated Science Assessment for Particulate Matter. Research Triangle Park, NC, U.S. Environmental Protection Agency.

Van Breemen, P., et al. (2020). CSOIL 2020: Exposure model for human health risk assessment through contaminated soil. Technical description. Bilthoven, RIVM.

Van Bruggen, M. e. (2009). Wonen in de IJmond, ongezond? - Onderzoek naar de uitstoot van Corus. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-48.

Van Kamp, I., et al. (2018). Study on methodology to perform an environmental noise and health assessment - a guidance document for local authorities in Europe, RIVM. **2018**.

Van Wiechen, C. (2009). Geografisch patroon van kanker in de IJmond en omstreken. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-90.

Van Wiechen, C., et al. (2011). Opties voor monitoring gezondheid in de IJmond in relatie tot luchtkwaliteit Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-37.

Van Zuylen, E., et al. (1996). Metingen aan grofstof concentraties en deposities rond Corus., EGLS-onderzoek.

Velders, G. J. M., et al. (2021). "Improvements in air quality in the Netherlands during the corona lockdown based on observations and model simulations." *Atmos Environ (1994)* **247**(118158).

Vrins, E., et al. (2001a). Onderzoek naar stofhinder in de IJmond. Wageningen, Vrins Luchtonderzoek.

VTV (2018a). "VTV-2018 - Synthese | Leefstijl en omgeving." Retrieved 6-2-2023, 2023, from <https://www.vtv2018.nl/leefstijl-en-omgeving>.

VTV (2018b). "VTV-2018 - Een gezond vooruitzicht." Retrieved 20-03-2023, 2023, from <https://www.vtv2018.nl/>.

VZinfo (2023). "Informatie over Volksgezondheid en Zorg." Retrieved 14-3-2023, 2023, from <https://www.vzinfo.nl/>.

Weijers, E. and J. Vonk (2020). Verkennende metingen aan ultrafijn stof in het IJmondgebied. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu: 1-30.

WHO (2000). Safety evaluation of certain food additives and contaminants: lead. *WHO Food Additive Series*. Geneva, World Health Organisation. **44**: 273-312.

WHO (2017). WHO methods and data sources for global burden of disease estimates 2000–2015. *Global Health Estimates Technical Paper*. Geneva, World Health Organization.

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

WHO (2023, 26/01/2023). "World Health Organization (WHO) air quality guidelines (AQGs) and estimated reference levels (RLs)." Retrieved 08/09/2023, 2023, from <https://www.eea.europa.eu/publications/status-of-air-quality-in-Europe-2022/europes-air-quality-status-2022/world-health-organization-who-air>.

WMB (2023). Wet milieubeheer. M. IenW. Den Haag, Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden. **BWBR0003245**.

Wösten, M. A. D. (2001). Telefonisch leefsituatie onderzoek in de IJmond.

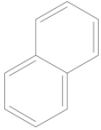
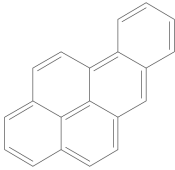
Zheng, X., et al. (2015). "Association between Air Pollutants and Asthma Emergency Room Visits and Hospital Admissions in Time Series Studies: A Systematic Review and Meta-Analysis." PLoS One **10**(9).

Zheng, X. Y., et al. (2021). "Short-term exposure to ozone, nitrogen dioxide, and sulphur dioxide and emergency department visits and hospital admissions due to asthma: A systematic review and meta-analysis." Environ Int **150**(106435): 106435.

Bijlage 1

De stoffengroep PAK nader toegelicht

Met de term PAK (polycyclische aromatische koolwaterstoffen) wordt een groep van chemische stoffen aangeduid die op elkaar lijken. Richtlijn 2004/107/EG heeft PAK gedefinieerd als "organische verbindingen die bestaan uit ten minste twee versmolten aromatische ringen⁵¹ die volledig uit koolstof en waterstof bestaan". Versmolten aromatische ringen hebben twee koolstofatomen gemeen. Naftaleen is van alle PAK de kleinste en heeft twee ringen. Benzo[a]pyreen (BaP) is een PAK-verbinding die vaak als marker wordt gebruikt, onder andere voor de aanwezigheid van PAK in lucht.

Naftaleen	Benzo[a]pyreen
	

Er zijn tientallen verschillende PAK-verbindingen die kunnen voorkomen in uitstoot, in de leefomgeving en in producten. PAK ontstaan als organisch materiaal onvolledig verbrandt, bijvoorbeeld bij branden in de natuur en bij verbrandingsprocessen in de industrie. Ze zitten ook in steenkool, sigarettenrook, rook van houtstook en in de uitstoot van voertuigen en schepen. In aangebrand of gerookt eten zitten eveneens PAK.

Diverse PAK zijn kankerverwekkend. Maar niet alle PAK zijn even kankerverwekkend of schadelijk. Uit onderzoek blijkt dat de schadelijke werking van een mengsel aan PAK bepaald wordt door een aantal specifieke PAK-verbindingen. Die zijn het meest kankerverwekkend en worden daarom als *markerstoffen* gebruikt om blootstelling en risico's in te schatten en te duiden. Benzo[a]pyreen (BaP) is van de PAK het meest kankerverwekkend. Daarom wordt voor de aanwezigheid van PAK in lucht doorgaans (BaP) als marker gebruikt.

Sommige PAK zijn vluchtig en kunnen bij bepaalde concentraties in lucht leiden tot stankoverlast en irritatie van de slijmvliezen. Een voorbeeld van zo'n PAK is naftaleen.

Je kunt PAK binnenkrijgen via inademing, via inslikken of via de huid. Om de kwaliteit van de leefomgeving of een product te beoordelen, is het niet nodig om alle PAK te meten. Het is wel belangrijk om, afhankelijk van de bron en de blootstellingsroute, te zorgen voor metingen op de juiste locatie (bijvoorbeeld op leefniveau), met de juiste

⁵¹ 'Aromatische ringen' is een beschrijving die gebruikt wordt in de chemische sector voor een chemische structuur waarin zes koolstofatomen in de vorm van een ring aan elkaar vastzitten.

duur en frequentie (bijvoorbeeld lang genoeg voor een goede jaargemiddelde blootstelling, of gedetailleerd genoeg voor piek-blootstellingen), en met de juiste detectiegrens voor de relevante PAK voor de specifieke blootstellingsroute of context. In de afgelopen vijftig jaar zijn er diverse (her)beoordelingen geweest van welke PAK relevant zijn als markers. Relevantie is afhankelijk van de blootstellingsroute en/of de oorsprong van de PAK.

PAK in het ZZS-beleid

PAK zijn als stofgroep geclassificeerd als 'zeer zorgwekkende stof' (ZZS). De verplichtingen tot vermijding en reductie gelden daardoor voor alle PAK, ongeacht de samenstelling van de mengsels. Momenteel bevat de ZZS-lijst 48 PAK-verbindingen (RIVM 2023b). Deze verbindingen zijn aangedragen vanuit regelgeving en vanuit onderzoek naar de verspreiding van PAK naar water, lucht, bodem, voedsel en (consumenten)producten.

Vergunningplichtige bedrijven zijn verplicht eens in de vijf jaar te rapporteren over al hun ZZS-emissies naar lucht (de informatieplicht) en dus ook over al hun PAK-emissies. Voor water kan deze verplichting ook gelden, mits dat in de vergunning staat opgenomen. In de omgevingswet gaat dit straks voor lozingen naar water rechtstreeks gelden, net zoals dat nu voor lucht al wettelijk geregeld is.

PAK in gedeponeerde stof

Uit onderzoek van het RIVM is gebleken dat er in het gebied rondom het terrein van Tata Steel verhoogde hoeveelheden stofdeeltjes met PAK en metalen voorkomen. Opname van gedeponeerde materiaal via de huid en via hand-mondcontact zijn twee blootstellingsroutes voor PAK. In het RIVM-depositieonderzoek werden zestien PAK-verbindingen bepaald. De afzonderlijke PAK-verbindingen waarop is geanalyseerd, bleken in alle monsters in ongeveer dezelfde verhoudingen voor te komen (Elberse et al. 2021b).

- 5-methylchryseen
- 7H-Benzo[c]fluoreen
- **Benzo[a]antracene**
- Benzo[j]fluoranteen + **Benzo[b]fluoranteen**
- **Benzo[g,h,i]peryleen**
- **Benzo[k]fluoranteen**
- **Benzo[a]pyreen**
- Benzo[e]pyreen
- **Chryseen**
- Cyclopenta[c,d]pyreen
- Dibenzo[a,h]pyreen
- Dibenzo[a,l]pyreen
- **Dibenzo[a,h]antracene**
- Dibenzo[a,e]pyreen
- Dibenzo[a,i]pyreen
- **Indeno[1,2,3-cd]pyreen**

De vetgedrukte PAK zijn de verbindingen die samen de **EFSA PAK8** vormen. Dit is een groep van 8 PAK, vastgesteld door de European Food Safety Authority. De 'som EFSA PAK8' wordt in de beoordeling van

voedselveiligheid gebruikt (EFSA 2008).⁵² De EFSA PAK8 is ook een robuuste maat voor de risicobeoordeling van de opname van PAK via gedeponeerd stof.

PAK in lucht

De luchtmonsters van het meetnet in de IJmond worden geanalyseerd op de EFSA PAK8. Echter, op basis van Richtlijn 2004/107/EG (EU 2005) worden PAK in lucht beoordeeld op basis van één marker, namelijk benzo[a]pyreen (BaP) (RIVM 2022d). De bijbehorende wettelijke norm bedraagt 1 ng BaP/m³, gemeten als jaargemiddelde concentratie in de PM₁₀-fractie. De norm is gebaseerd op epidemiologische studies naar kanker bij mensen die waren blootgesteld aan PAK-mengsels afkomstig van cokesovenemissies. De norm van 1 ng BaP/m³ is de maat voor het risico van het complete PAK-mengsel. De andere zeven PAK worden dus wel gemeten, maar niet apart beoordeeld. De Europese Commissie adviseert in haar voorstel voor een nieuwe richtlijn voor luchtkwaliteit een beoordelingsdrempel van 0,12 ng BaP/m³ (EU 2022). Een beoordelingsdrempel is het niveau waarop bepaald wordt hoe de luchtkwaliteit gemeten moet worden. De waarde van deze beoordelingsdrempel komt overeen met die van de WHO 'Reference level' voor BaP, die staat voor een extra risico op kanker van één kanker geval per 100.000 levenslang via lucht blootgestelde personen. De WHO heeft, anders dan voor bijvoorbeeld PM₁₀, geen gezondheidkundige advieswaarde ('air quality guideline')(WHO 2023) voor BaP vastgesteld, maar wel een 'reference level' genoemd.

Veel PAK-verbindingen in lucht zijn gebonden aan deeltjes (fijn)stof, maar sommige PAK zijn vluchtig. Een voorbeeld hiervan is naftaleen. Verschillende vluchtige PAK geven geuroverlast en kunnen leiden tot irritaties van de luchtwegen en ogen. Voor vluchtige PAK (zoals naftaleen) zijn veel minder aanwijzingen voor kankerverwekkendheid dan voor de deeltjesgebonden PAK (zoals BaP).

Het kan zijn dat er aanleiding is om vanwege andere redenen dan carcinogeniteit aanvullend (vluchtige) PAK te toetsen. Wanneer er bijvoorbeeld zorgen zijn vanwege hoge concentraties vluchtige PAK in combinatie met stankoverlast, is dat waarschijnlijk te wijten aan naftaleen. Naftaleen heeft een teerachtige lucht. Voor de bepaling van de geurdrempel van een stof maakt men gebruik van een geurpanel van verschillende mensen. Deze krijgen een aantal verschillende verdunningen van de stof te ruiken, en geven telkens aan of ze al dan niet een geur kunnen onderscheiden. De mediane geurdrempel is de concentratie van die stof die door de helft van het panel nog onderscheiden wordt van geurvrije lucht. De laagste geurdrempel is de waarde die sommige mensen met een gevoelig reukorgaan nog kunnen ruiken. De mediane geurdrempel voor naftaleen is 800 µg/m³, de laagste waarde bedraagt 50 µg/m³ (Otte et al. 2007).

⁵² Het EFSA CONTAM-panel (EFSA 2008) concludeerde in 2008 dat deze groep van acht PAK de meest geschikte indicator was voor de beoordeling van risico's van inname van PAK in voedsel. Een belangrijke reden om niet alleen BaP als marker te kiezen was het gegeven dat BaP niet altijd een goede marker van de aanwezigheid van (andere) PAK in voedsel bleek te zijn. Deze risicogrens is geen wettelijke norm.

PAK in water

Onder de Kaderrichtlijn Water (KRW) zijn PAK als groep als '*prioritair gevaarlijk*' aangemerkt (EU 2014). Vijf verbindingen worden in de KRW genoemd als indicatoren van de groep PAK, namelijk:

- Benzo[a]pyreen
- Benzo[b]fluoranteen
- Benzo[k]fluoranteen
- Benzo[g,h,i]peryleen
- Indeno[1,2,3-cd]pyreen

In de richtlijn zijn drie normen opgenomen:

1. Norm voor de concentratie BaP;
2. Norm voor de som van de concentraties van benzo[b]fluoranteen en benzo[k]fluoranteen;
3. Norm voor de som van de concentraties benzo[g,h,i]peryleen en indeno[1,2,3-cd]pyreen.

De verbindingen anthraceen, naftaleen en fluoranteen hebben daarnaast ieder een wettelijke norm.

PAK in de Emissieregistratie

Bedrijven die een uitstoot naar lucht en water hebben boven een bepaalde drempelwaarde moeten hun PAK-emissies aangeven in hun elektronisch milieujaarverslag (eMJV).^{53,54} De eMJV-gegevens worden overgenomen in de Emissieregistratie (Emissieregistratie 2023). Conform de EG-verordening PRTR ('*Pollutant Release and Transfer Registers*') worden vier PAK gerapporteerd:

- Benzo[a]pyreen,
- Benzo[b]fluoranteen
- Benzo[k]fluoranteen
- Indeno[1,2,3-cd]pyreen

Voor de *som van deze vier PAK* geldt dat als bedrijven meer dan één kilo per jaar uitstoten, ze hun uitstoot van PAK moeten rapporteren. Indien daarnaast een van deze vier PAK afzonderlijk de drempelwaarde van één kilo per jaar overschrijdt, moet de emissie van deze stof individueel gerapporteerd worden.

Naast deze vier PAK moet naftaleen worden gerapporteerd als meer dan honderd kilo per jaar wordt geloosd naar lucht, en/of tien kilo per jaar naar water. Bedrijven kunnen ervoor kiezen om ook andere PAK die zij uitstoten in hun eMJV op te nemen.

PAK in bodem

De regelgeving rond PAK in bodem staat vermeld in de Regeling bodemkwaliteit (IenW 2023b). Voor de toetsing aan de onderscheidenlijke kwaliteitsklassen voor gebruik van bodem wordt de som van de aanwezige 'VROM-10-PAK' genomen. Het betreft deze tien verbindingen:

- Antraceen
- Benzo[a]antraceen

⁵³ [Stoffenlijst Integraal PRTR-verslag verslagjaar2009_jan2010.doc \(e-mjv.nl\)](#)

⁵⁴ [E-PRTR | Risico's van stoffen \(rivm.nl\)](#)

- Benzo[a]pyreen
- Benzo[ghi]peryleen
- Benzo[k]fluoranteen
- Chryseen
- Fenantreen,
- Fluoranteen
- Indeno[1,2,3-cd]pyreen
- Naftaleen

De VROM-10-PAK zijn eind vorige eeuw aangewezen door het ministerie van VROM. De selectie is gemaakt op basis van een brede analyse van beschikbaar onderzoek in het Basisdocument PAK (Slooff et al. 1989).

Overzicht

In Tabel B1.1 staan de PAK-verbindingen van de ZZS-lijst (RIVM 2023b) die genoemd zijn in verschillende wettelijke, beleidsmatige, en wetenschappelijke kaders. In Tabel B1.2 staan de overige PAK-verbindingen uit de ZZS-lijst.

Tabel B1.1 PAK-verbindingen zoals genoemd in de ZZS-lijst van het RIVM (RIVM 2023b), gemeten in het luchtmeetnet, opgenomen in de Europese regelgeving voor lucht (2004/107/EG), water (2000/60/EC), Nederlandse regeling inzake de Emissie Registratie (ER eMJV), het Besluit Bodemkwaliteit (Bbk VROM-10), en aangewezen door de EFSA voor de beoordeling van de kwaliteit en veiligheid van voedsel (EFSA PAK8).

PAK-verbindingen op ZZS-lijst RIVM	Luchtmeetnet	Lucht 2004/107/EG	KWR 2000/60/EC	ER eMJV	Bbk VROM-10	EFSA PAK8
naftaleen	●		①	③	◆	
fenantreen					◆	
antracene			①		◆	
fluoranteen			①		◆	
benzo[a]antracene	○	③			◆	◆
chryseen	○				◆	◆
benzo[b]fluoranteen	○	③	②	③		◆
benzo[k]fluoranteen	○	③		◆	◆	
benzo[j]fluoranteen		③		③		
benzo[a]pyreen	○	①	①	③	◆	◆
indeno[1,2,3-cd]pyreen	○	③	②	③	◆	◆
benzo[g,h,i]peryleen	○			◆	◆	
dibenzo[a,h]antracene	○	③				◆

◆ Deze PAK behoort tot de bovengenoemde groep van PAK-verbindingen.

● Deze PAK wordt op één locatie gemeten in het Luchtmeetnet (actuele waarde).

○ Deze PAK wordt op meerdere locaties gemeten in het Luchtmeetnet (meerdaags gem.).

① Op deze PAK is in bovenstaande regeling het complete mengsel in lucht genormeerd.

② De som van de twee PAK-verbindingen is in bovenstaande regeling genormeerd.

③ Deze PAK moet volgens de bovenstaande regeling gemonitord worden.

Tabel B1.2 PAK-verbindingen op de ZZS-lijst van het RIVM (RIVM 2023b) die niet zijn opgenomen in Tabel B1.1.

1,6-dinitropyreen	6-nitrochryseen	dibenzo[a,h]acridine
1,8-dinitropyreen	7H-dibenzo[c,g]carbazool	dibenzo[a,h]pyreen
1-methylnaftaleen	8-hydroxychinoline	dibenzo[a,i]pyreen
2-methylnaftaleen	9(10H)acridoan	dibenzo[a,j]acridine
2-naftylamine	acenafteen	dibenzo[a,l]pyreen
2-naftylamine acetaat	acenaftyleen	fenantridine
2-naftylamine hydrochloride	acridine	fluoreen
2-nitronaftaleen	benz[a]acridine	indeen
3-amino-9-ethylcarbazool	benz[c]acridine	isoquinoline
4-nitropyreen	benzo[e]pyreen	dibenzo[a,e]pyreen
5-methylchryseen	chinoline	pyreen
5-nitroacenafteen	peryleen-3,4:9,10-tetracarboxydiimide	

Bijlage 2

Overzicht effecten en risico's

Tabel B2.1 Overzichtstabel met de effecten en risico's die bestudeerd zijn in dit onderzoek en welke niet zijn bestudeerd.

Emissies		Milieukwaliteit (Meting/ model/ combinatie)		Blootstelling	Welke effecten bekend? Welke gezondheidsrisico's berekend?	Ziekte- last- risico's bij levenslange blootstelling	
Bodem	-X						
Water	-X						
Geluid		-0-	-	-0-	-0-	Percentage geluid-gehinderden	-X
Lucht	Geur	-0-	-	-0-	-0-	Percentage geur-gehinderden	-X
	Stoffen	Stof		-0-	-0-	Percentage gehinderden	-X
Fijnstof		PM ₁₀	Jaargemiddelde op adresniveau (6 clusters)	Immissie - gerelateerd aan GAW	Sterfterisico p.j.p.p. (inclusief acute sterfte, longkankersterfte) Longkankerrisico p.j.p.p.	Levensduur- verkorting YLL p.j.p.p. YLD p.j.p.p.	
24- uursgemiddelde op meetpunt	Immissie -		Acuut sterfterisico p.j.p.p.	-X			
	Risico op (spoed)ziekenhuisopname astma p.j.p.p.		-X				
	Dagen met medicatiegebruik van kortdurende luchtwegverwijders p.j.p.p. + procentueel t.o.v. basisincidentie		-X				
	Dagen met hoesten p.j.p.p. + procentueel t.o.v. basisincidentie		-X				
	Dagen met wakker worden met ademhalingsklachten p.j.p.p. + procentueel t.o.v. basisincidentie		-X				
	Dagen met kortademigheid p.j.p.p. + procentueel t.o.v. basisincidentie		-X				
	Dagen met piepen op de borst p.j.p.p. + procentueel t.o.v. basisincidentie		-X				
	Maximale 1- uursgemiddelde op meetpunt		Immissie -	Acuut sterfterisico p.j.p.p. Risico op (spoed)ziekenhuisopname astma p.j.p.p.	-X -X		
Pm2.5	Jaargemiddelde op adresniveau (6 clusters)		Immissie - gerelateerd aan GAW	Sterfterisico Longkankerrisico	Levensduur- verkorting YLL p.j.p.p. YLD p.j.p.p.		
		Immissie	Acuut sterfterisico p.j.p.p.	-X			

			Daggemiddelde op meetpunt		Risico op (spoed)ziekenhuisopname astma p.j.p.p.	-X
			Maximale 1-uursgemiddelde op meetpunt	Immissie	Acuut sterfterisico p.j.p.p.	-X
					Risico op (spoed)ziekenhuisopname astma p.j.p.p.	-X
		NO2	Jaargemiddelde op adresniveau (6 clusters)	Immissie - gerelateerd aan GAW	Sterfterisico p.j.p.p.	Levensduurverkortung YLL p.j.p.p.
					Incidentie astma p.j.p.p.	YLD p.j.p.p.
			24-uursgemiddelde, afgeleid op meetpunt	Immissie	Acuut sterfterisico p.j.p.p.	-X
					Risico op (spoed)ziekenhuisopname astma p.j.p.p.	-X
			Maximale 1-uursgemiddelde, afgeleid op meetpunt	Immissie	Acuut sterfterisico p.j.p.p.	-X
					Risico op (spoed)ziekenhuisopname astma p.j.p.p.	-X
		PAK (met BaP als indicator voor het mengsel in lucht en EFSA PAK8 via depositie)	Jaargemiddelde luchtconcentratie gebonden aan fijnstof op adresniveau	Immissie	Kankerrisico p.j.p.p.	DALY p.j.p.p.
			Dagelijkse depositie gedurende het jaar via stof op cluster / meetpunt	Ingestie	Kankerrisico p.j.p.p. à niet apart gerapporteerd	DALY p.j.p.p.
				Dermaal	Kankerrisico p.j.p.p. à niet apart gerapporteerd	
		Metalen (met lood als belangrijkste stof voor kinderen als gevoelige groep)	Jaargemiddelde in fijnstof op adresniveau	Inhalatie	Gemiddelde IQ-verlies in populatie p.j.? ↓ <i>via</i>	
					In bijlage: risico op verstandelijke beperking door verschuiving IQ-verdeling p.j.p.p. →	YLD p.j.p.p. door toename van IQ-scores <85.
			Dagelijkse depositie gedurende het jaar via stof op meetpunt	Ingestie -	Gemiddelde IQ-verlies in populatie p.j. ↓ <i>via</i>	
					In bijlage: risico op verstandelijke beperking door verschuiving IQ-verdeling p.j.p.p. →	YLD p.j.p.p. door toename mensen IQ<85.
		Andere stoffen	-			
		CO2 en andere broeikasgassen	X			

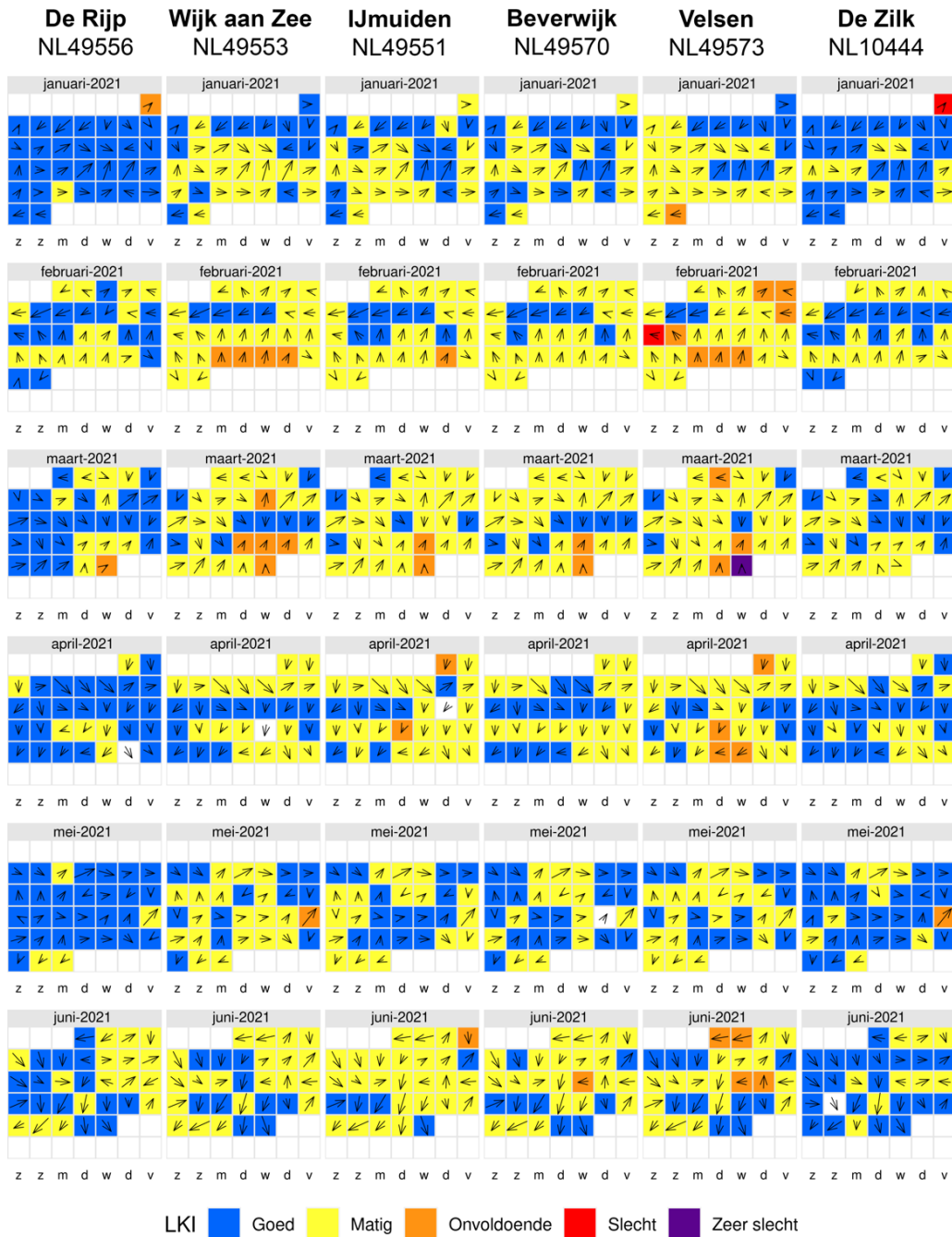
Bijlage 3

Luchtkwaliteitsindex*LKI PM₁₀*

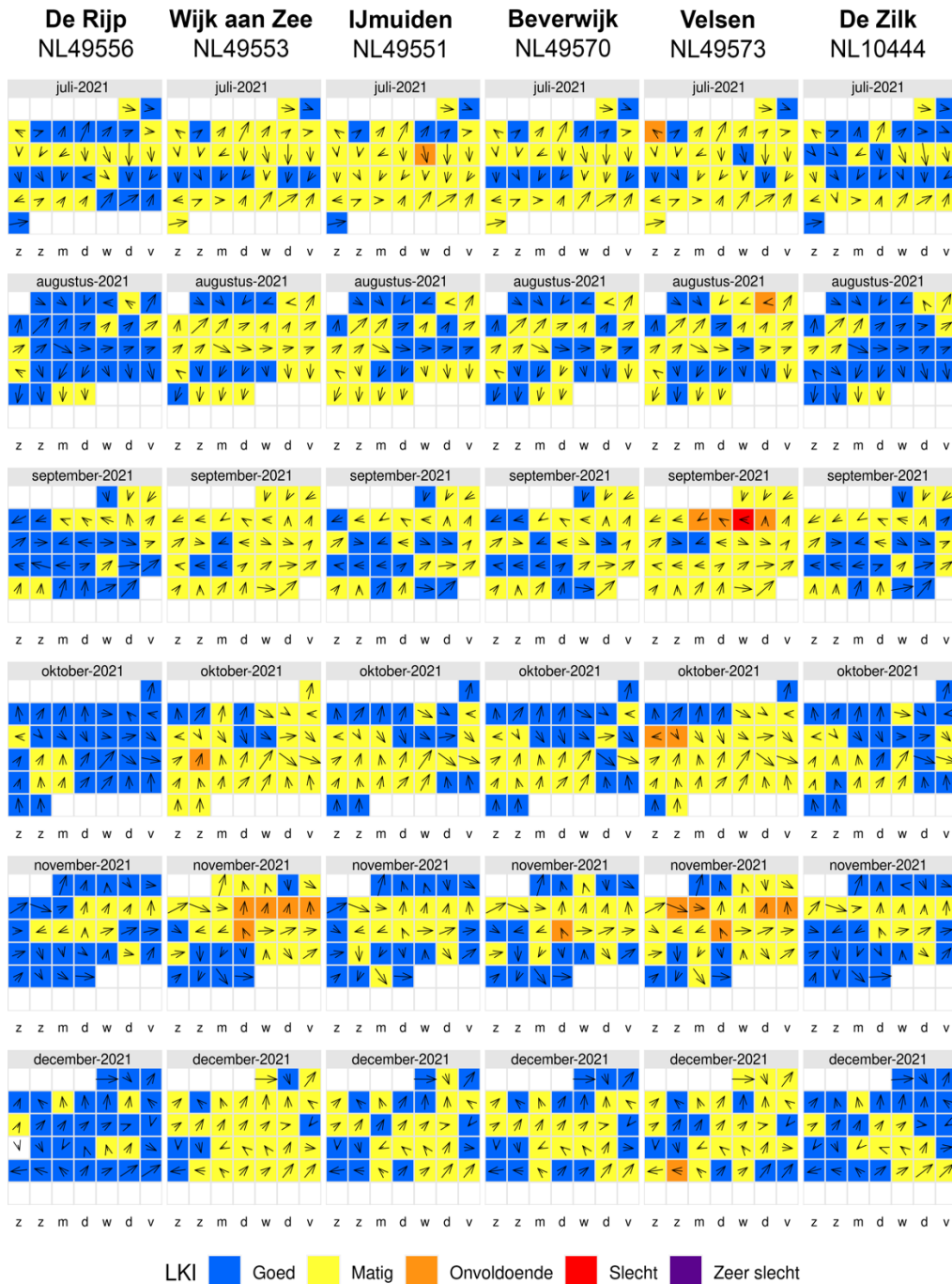
Voor de verschillende luchtkwaliteitsmeetstations worden de aantallen uren getoond, in de onderstaande Tabel B3.1, waarbij de PM₁₀-concentraties 'Goed', 'Matig', 'Onvoldoende', 'Slecht' of 'Zeer slecht' waren. Zie <https://www.luchtmeetnet.nl/informatie> voor meer informatie. Op deze website wordt ook uitgelegd hoe de meetdata worden gevalideerd en dat data soms kunnen worden afgekeurd.

Tabel B3.1 Score van alle uurgemiddelde waarden van PM₁₀ per jaar (2020, 2021 en 2022) op de criteria van de Luchtkwaliteitsindex, voor zes stations in de IJmond.

PM ₁₀	NL10444	NL49551	NL49553	NL49556	NL49570	NL49573
2020	De Zilk	IJmuiden	Wijk a/Z	De Rijp	Beverwijk	Velsen
Goed	7847	7363	6903	8192	7695	6349
Matig	821	1033	1776	445	942	2073
Onvoldoende	20	22	15	1	16	168
Slecht	5	4	4	2	5	33
Zeer slecht	1	1	1	1	2	6
Afgekeurd	90	361	85	143	124	155
PM ₁₀	NL10444	NL49551	NL49553	NL49556	NL49570	NL49573
2021	De Zilk	IJmuiden	Wijk a/Z	De Rijp	Beverwijk	Velsen
Goed	7951	7649	7228	8306	7700	6739
Matig	673	918	1380	332	810	1788
Onvoldoende	11	15	15	5	15	117
Slecht	3	2	0	3	2	19
Zeer slecht	6	1	0	0	2	4
Afgekeurd	116	175	137	114	231	93
PM ₁₀	NL10444	NL49551	NL49553	NL49556	NL49570	NL49573
2022	De Zilk	IJmuiden	Wijk a/Z	De Rijp	Beverwijk	Velsen
Goed	7808	7422	6841	8273	7433	6316
Matig	884	962	1783	414	937	2169
Onvoldoende	6	27	12	4	8	138
Slecht	2	2	2	1	2	21
Zeer slecht	0	0	0	0	0	7
Afgekeurd	60	347	122	68	380	109



Figuur B3.1 Kalenderweergave van de daggemiddelde LKI-klasse voor de PM₁₀-concentratie, gemeten in de periode januari t/m juni 2021 op zes locaties in de IJmond.



Figuur B3.2 Kalenderweergave van de daggemiddelde LKI-klasse voor de PM₁₀-concentratie, gemeten in de periode juli t/m december 2021 op zes locaties in de IJmond.

In Tabel B3.1 is te zien dat gedurende alle drie de jaren (2020, 2021 en 2022) de meeste uren met een LKI-waarde 'Goed' gemeten zijn op het achtergrondstation De Rijp. Hier zijn ook relatief weinig uren gemeten met een LKI-waarde "Slecht" of "Zeer slecht". Verder lijkt station Velsen het minst goed te scoren op de LKI. Merk echter op dat een goede onderlinge vergelijking verstoord wordt door het feit dat het aantal

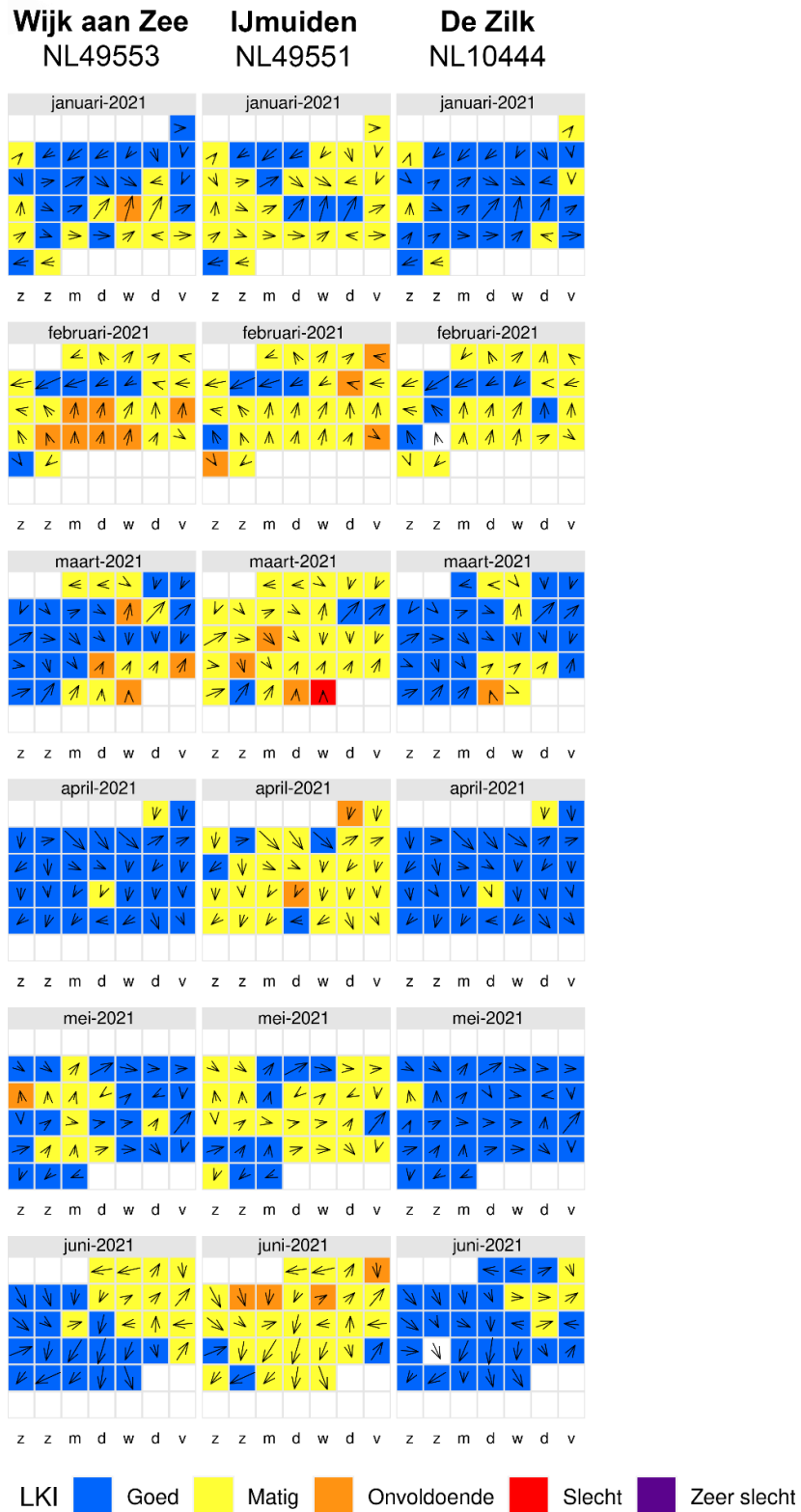
afgekeurde uurwaarden per locatie en per jaar verschillend is. Ten slotte is deze informatie schematisch weergegeven in figuren B3.1 en B3.2, waarin per dag de LKI te zien is en ook de gemiddelde windlast op deze dag in de vorm van een pijl met windrichting en windkracht.

LKI NO₂

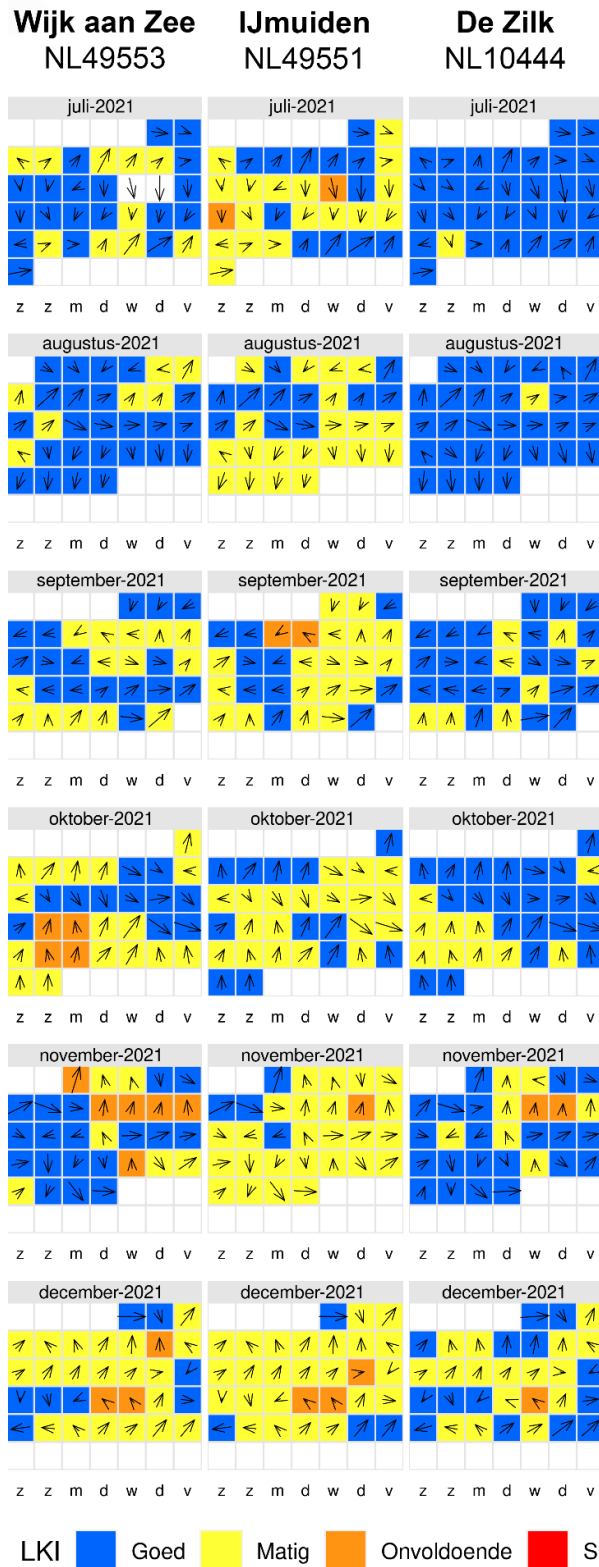
Tabel B3.2 Waarden van de Luchtkwaliteitsindex op basis van NO₂ in de jaren 2020 t/m 2022 voor de meetnetlocaties IJmuiden, Wijk aan Zee en achtergrondlocatie De Zilk.

NO ₂	NL10444	NL49551	NL49553
2020	De Zilk	IJmuiden	Wijk aan Zee
Goed	7928	6809	6607
Matig	587	1738	1865
Onvoldoende	0	43	18
Slecht	0	2	0
Zeer slecht	0	0	0
Afgekeurd	269	192	294
NO ₂	NL10444	NL49551	NL49553
2021	De Zilk	IJmuiden	Wijk aan Zee
Goed	8108	6517	7071
Matig	532	2072	1647
Onvoldoende	0	74	13
Slecht	0	1	0
Zeer slecht	0	0	0
Afgekeurd	120	96	29
NO ₂	NL10444	NL49551	NL49553
2022	De Zilk	IJmuiden	Wijk aan Zee
Goed	8001	6698	6657
Matig	700	2029	1995
Onvoldoende	0	20	27
Slecht	0	1	0
Zeer slecht	0	0	0
Afgekeurd	59	12	81

In Tabel B3.2 is te zien dat gedurende alle drie de jaren (2020, 2021 en 2022) de meeste uren met een LKI-waarde 'Goed' gemeten zijn op het achtergrondstation De Zilk. Hier zijn ook geen uren gemeten met een LKI-waarde 'Slecht' of 'Zeer slecht'. Daarnaast lijken stations IJmuiden en Wijk aan Zee minder goed te scoren op de LKI. Merk echter op dat een goede onderlinge vergelijking verstoord wordt door het feit dat het aantal afgekeurde uurwaarden per locatie en per jaar verschillend is. Ten slotte is deze informatie schematisch weergegeven in Figuren B3.3 en B3.4, waarin per dag de LKI te zien is en ook de gemiddelde windlast op deze dag in de vorm van een pijl met windrichting en windkracht.



Figuur B3.3 Kalenderweergave van de LKI-klasse voor de daggemiddelde NO₂-concentratie op drie locaties, met indicatie van windrichting en snelheid, voor de periode januari-juni 2021.



Figuur B3.4 Kalenderweergave van de LKI-klasse voor de daggemiddelde NO₂-concentratie op drie locaties, met indicatie van windrichting en snelheid, voor de periode juli-december 2021.

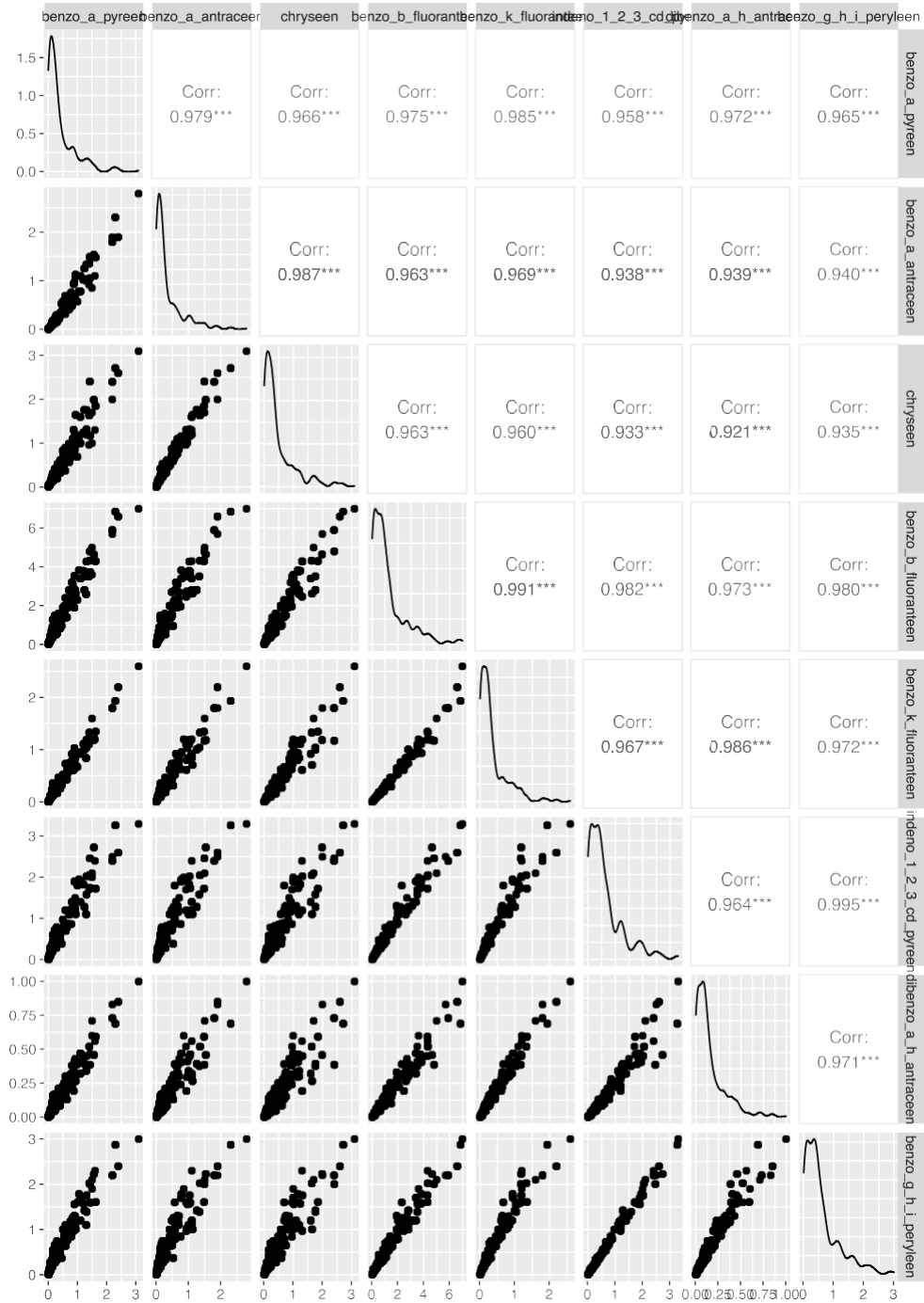
Bijlage 4

PAK-correlaties en metaal-correlaties in lucht

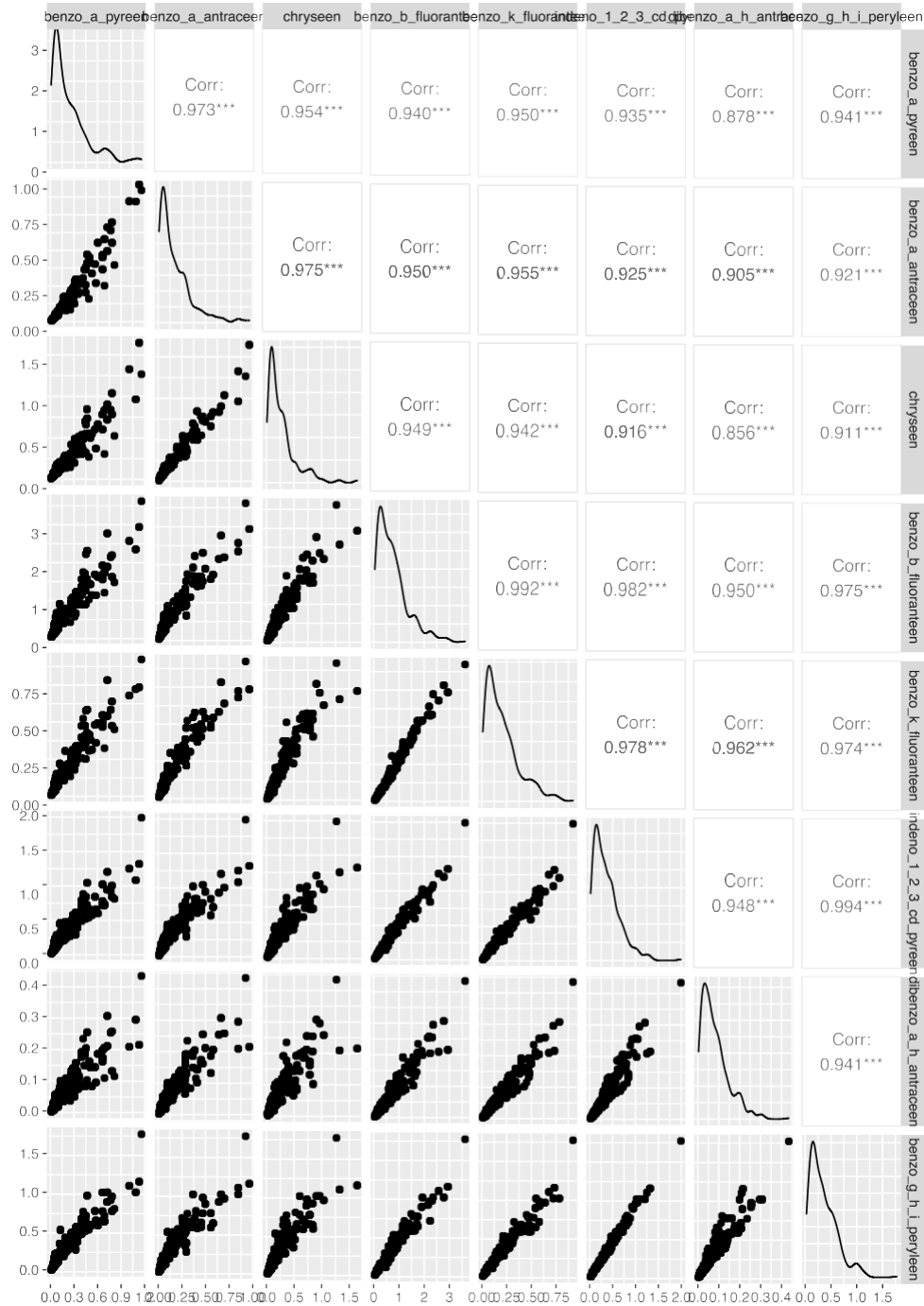
In deze bijlage worden de correlaties getoond tussen verschillende gemeten stoffen die samen onder de noemer PAK vallen (Figuren B4.1 en B4.2). In de daaropvolgende Figuur, B4.3, worden de correlaties getoond tussen de verschillende metalen in lucht. In de figuren zijn correlatieplots te vinden, waarbij met punten is aangegeven hoe verschillende PAK-stoffen of -metalen zich tot elkaar verhouden. Hoe rechter deze lijn, hoe beter de correlatie. Daarnaast is ook een correlatie (Corr)-waarde gegeven die beschrijft hoe recht deze lijn is. Hoe hoger dit getal (maximaal 1), hoe beter de correlatie.

Hieruit valt op te maken dat de verschillende gemeten PAK een sterke correlatie vertonen met elkaar. Een enkele uitzondering daargelaten, is iedere bepaalde correlatie hoger dan 0.9. Daarmee onderbouwen we dat bijvoorbeeld benzo[a]pyreen (BaP) gebruikt kan worden als markerstof voor deze set aan gemeten PAK.

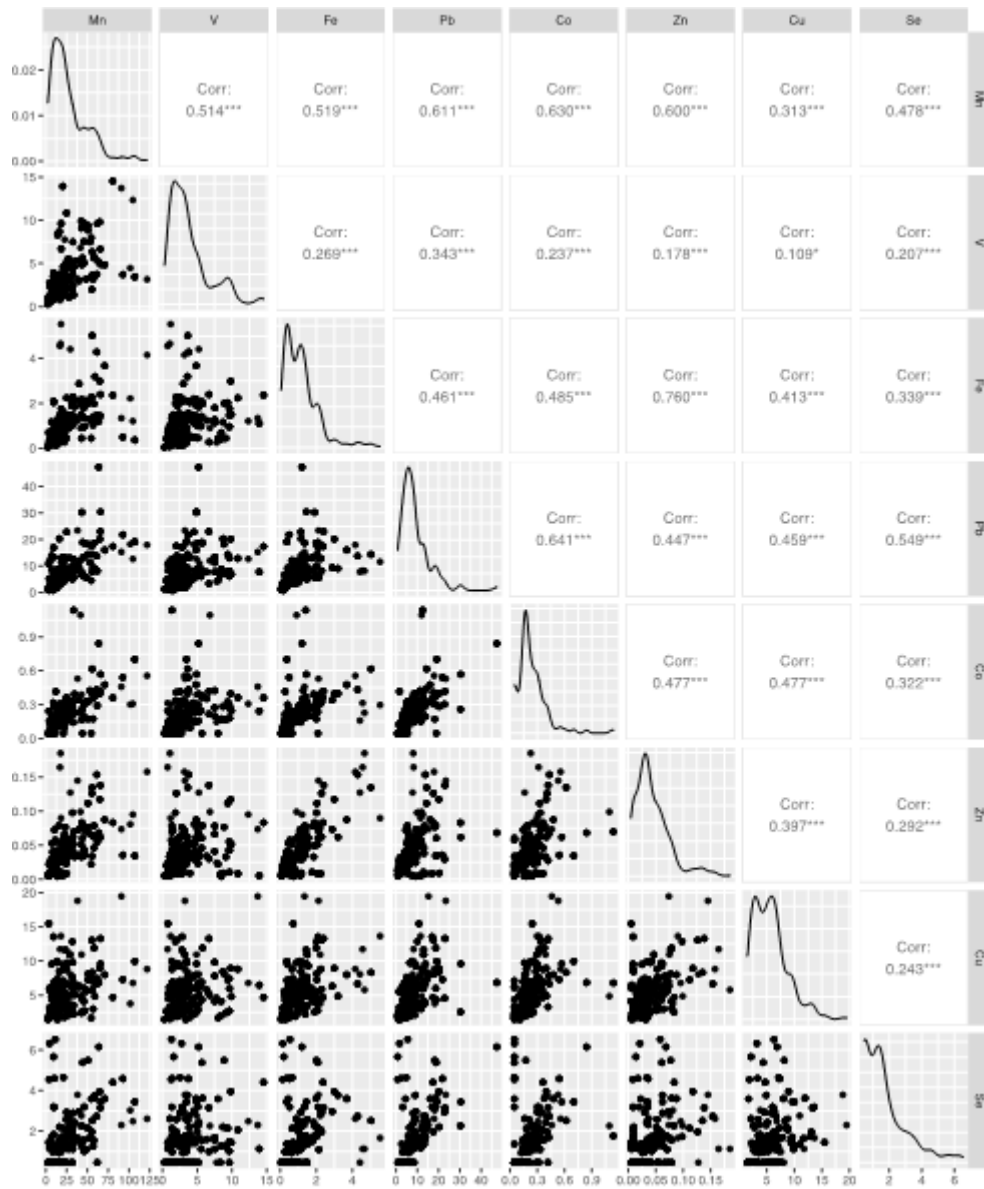
Daartegenover staat dat voor concentraties van metalen in lucht de correlaties zeer beperkt zijn. Geen enkele correlatie komt boven 0.8 uit, en de meeste zijn zelfs lager dan 0.5. Daarmee wordt onderbouwd dat ieder van de metalen los beschouwd wordt in dit rapport wanneer we spreken over concentraties in lucht.



Figuur B4.1 Correlaties tussen de concentraties van verschillende PAK in Wijk aan Zee, op basis van dag-data uit de periode 2017-2019.



Figuur B4.2 Correlaties tussen concentraties van verschillende PAK in IJmuiden, op basis van dag-data uit de periode 2017-2019.



Figuur B4.3 Correlaties tussen concentraties van verschillende metalen in Wijk aan Zee, meerdaags-gemiddelde data uit 2017 t/m 2019.

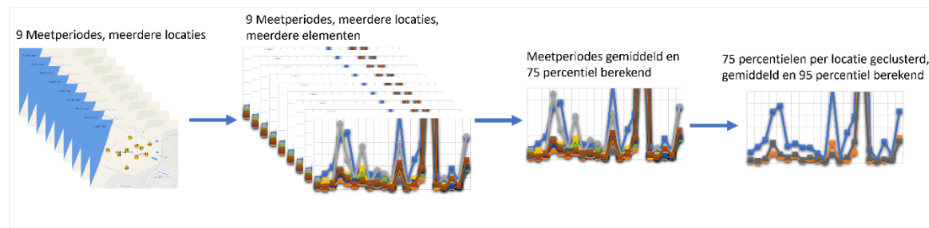
Bijlage 5

Depositieonderzoek meetwaarden 2020-2022

In deze bijlage wordt beschreven hoe de meetdata van de drie jaren en negen meetperioden waarin de stofdepositie is gemeten zijn gebruikt om tot de gepresenteerde waarden te komen. Na de wiskundige achtergrond en methodiek wordt, naast de waarden per cluster, ook per meetlocatie nog de hoogst gemeten waarde en het hoge betrouwbaarheidsinterval (75-percentiel) gegeven. In deze bijlage worden niet de losse meetgegevens gepresenteerd; deze zijn terug te vinden in de depositierapporten (Mennen et al. 2021, Mennen et al. 2022, Mennen et al. 2023).

Methodiek

De methodiek om tot de gebruikte parameterwaarden voor de depositieberekeningen te komen is schematisch weergegeven in Figuur B5.1. Nadat gedurende negen meetperioden op meerdere locaties depositiemonsters zijn verzameld, zijn deze monsters geanalyseerd op meerdere chemische componenten, waaronder mangaan (Mn), ijzer (Fe), vanadium (V), chroom (Cr), lood (Pb), benzo[a]pyreen (BaP) en een som van verschillende PAK (EFSA PAK8).



Figuur B5.1 Een schematisch pad van de methodiek om tot de depositieparameterwaarden te komen.

De analysedata van de meerdere perioden worden samengevoegd per locatie. Uit deze set is de hoogste waarde gevonden en later in deze bijlage per locatie genoemd.

De meetwaarden per periode zijn gedeeld door het aantal dagen in de meetperiode om zo de gemiddelde dagwaarde per periode te krijgen. Dat levert tot negen gemiddelde dagwaarden per locatie op. Hiervan wordt het geometrische gemiddelde (GM) genomen. Het geometrische gemiddelde is een manier van middelen welke minder gevoelig is voor uitschieterende waarden en wordt als volgt berekend:

$$GGGG(yy) = \frac{m \cdot yy_1 \cdot yy_2 \cdot yy_3 \dots}{yyy} \quad (1)$$

Waarbij n het aantal metingen is, en yn de waarde van één meting. Van ieder GM wordt de standaarddeviatie (SD) gevonden via de natuurlijke logaritme-route. Deze route is gekozen omdat de data niet aantoonbaar normaal verdeeld zijn, in welk geval de berekening via het natuurlijke logaritme een beter beeld geeft:

$$SSSS(yy) = e^{e^{SSSSSSSSSS(SS(LLLL(yy1), LLLL(yy2), LLLL(yy3), \dots, LLLL(yyyy))} \quad (2)$$

Waarbij $Stdev.s$ is, met de $LN(y_n)$ serie als x :

$$\sqrt{\frac{\sum (xx - \overline{xx_{ggSSmm}})^2}{(yy - 1)}} \quad (3)$$

Daaruit wordt met het natuurlijk logaritme van de SD het 75%-betrouwbaarheidsinterval ($BI75$) berekend:

$$BBBB75 = 0.676 * \frac{LLLL(SSSS)}{\sqrt{yy}} \quad (4)$$

De vaste waarde 0.676 volgt uit $\alpha = (1 - 0.75) * 2$ voor het 75%-interval van een tweestaartige verdeling. Ten slotte wordt het (hoge) 75-percentiel (75P) berekend door het GM en de $BI75$ bij elkaar op te tellen via de natuurlijke logaritme-route:

$$75PP = e^{e^{LLLL(GGGG) + BBBB75}} \quad (5)$$

Let hierbij op dat de $BI75$ al als natuurlijke logaritme waarde uit vergelijking (4) is gekomen. Deze 75P-waarden zijn later in deze bijlage per locatie terug te vinden. Er is voor het 75-percentiel gekozen om consistent te blijven met eerdere rapporten (Mennen 2021; 2022; 2023). Hoewel er, in vergelijking met deze rapporten afzonderlijk, meer meetpunten zijn, tot negen in plaats van drie, is de verdeling tussen de meetpunten nog dusdanig verspreid dat het hoge (75P) betrouwbaarheidsinterval is gekozen.

Deze parameter beschrijft, voor de periode 2020-2022, wat elke dag de depositie was – dus ook voor de dagen die niet in een meetperiode vielen. Van de locaties die toebehoren tot een cluster wordt verondersteld dat de blootstelling binnen dat cluster vergelijkbaar kan zijn en dat de blootstelling lognormaal verdeeld is. Vanuit alle 75P per locatie wordt de 95P per cluster berekend. Hiervoor wordt eerst het GM en SD van het cluster volgens formules (1) en (2) berekend, met de bijbehorende 75P-waarden als yn . Het $BI95$ wordt berekend volgens:

$$BBBB95 = 1.645 * \frac{LLLL(SSSS)}{\sqrt{yy}} \quad (6)$$

De vaste waarde 1.645 volgt uit $\alpha = (1 - 0.95) * 2$ voor het 75%-interval van een tweestaartige verdeling. Hieruit is, gelijk aan formule 5 het 95P berekend:

$$95PP = e^{e^{LLLL(GGGG) + BBBB95}} \quad (7)$$

Deze 95P-waarden zijn verder ook gebruikt in de risicoberekeningen in het rapport en tevens hieronder genoemd. Daarnaast zijn ook de hoogste 75P-waarden genoemd in dat cluster.

Deze 95P-waarden voor de depositiehoeveelheid per dag (flux, ng/m²/d of ug/m²/d) zou representatief moeten zijn, ook voor een locatie met een relatief hoge depositie.

Door de spreiding in de meetdata en het beperkt aantal meetdagen is gekozen om een 75P per locatie en een 95P-betrouwbaarheidsinterval per cluster te nemen, om zo de kans op onderschatting zo klein mogelijk te maken. Er is onzekerheid in hoeverre de meetperioden een goed beeld geven van de jaargemiddelde depositie. De aanname is dat de metingen representatief zijn voor het jaargemiddelde, op basis van het feit dat de gemiddelde windrichting en kracht in de perioden overeenkomt met de (meteorologische) jaargemiddelde windgegevens. Het is daarnaast onzeker hoe de bronsterktes fluctueren in de tijd, en er zijn meerdere bronnen mogelijk die incidenteel tot hogere waarden leiden (uitschieters door bijvoorbeeld rook van houtstook).

De 95-percentielen

In Tabel B5.1 zijn de waarden per cluster weergegeven. Hierin is, per cluster, de hoogste 75P-waarde uit formule (5) gegeven in de tweede kolom. In de derde kolom staan de berekende 95P-waarden uit formule (7) welke ook gebruikt zijn in de risicoberekeningen in het rapport. Voor sommige stoffen en locaties is de hoogste 75P-waarde lager dan de berekende 95P, en voor andere is dat net andersom. De Reyndersweg bestaat uit één locatie, heeft dus geen clusterberekening ondergaan en heeft daarom geen waarden in deze tabel.

Tabel B5.1 Hoogste en 95P-dagwaarden van de locatieclusters voor Cr, Fe, Mn, Pb, V, BaP, en EFSA PAK8.

Cr	Hoogste waarde (µg/m²/dag)	P95 (µg/m²/dag)
Wijk aan Zee	118,1	44,63
Beverwijk	4,93	5,15
IJmuiden-Oost	5,09	5,30
IJmuiden Sluis	6,07	6,28
Velsen-Noord	5,25	5,05
Reyndersweg		
Heemskerk	4,77	4,29
Achtergrondlocaties	3,24	2,77

Fe	Hoogste waarde (µg/m²/dag)	P95 (µg/m²/dag)
Wijk aan Zee	23542,12	13144,90
Beverwijk	3001,08	3513,65
IJmuiden-Oost	1992,26	2076,09
IJmuiden Sluis	5120,03	5459,46
Velsen-Noord	2577,60	2476,27
Reyndersweg		
Heemskerk	2090,89	1941,42
Achtergrondlocaties	2031,80	1222,39

Mn	Hoogste waarde (µg/m²/dag)	P95 (µg/m²/dag)
Wijk aan Zee	2638,17	1005,24
Beverwijk	84,56	90,82
IJmuiden-Oost	56,35	60,46

Mn	Hoogste waarde ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	P95 ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)
IJmuiden Sluis	102,86	100,94
Velsen-Noord	50,4	53,36
Reyndersweg		
Heemskerk	112,03	97,72
Achtergrondlocaties	63,65	56,77

V	Hoogste waarde ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	P95 ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)
Wijk aan Zee	374,89	113,58
Beverwijk	7,65	8,73
IJmuiden-Oost	4,00	4,10
IJmuiden Sluis	9,50	9,37
Velsen-Noord	3,61	3,76
Reyndersweg		
Heemskerk	6,78	5,96
Achtergrondlocaties	3,62	2,67

Pb	Hoogste waarde ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	P95 ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)
Wijk aan Zee	21,57	16,47
Beverwijk	31,80	37,61
IJmuiden-Oost	32,85	34,39
IJmuiden Sluis	34,15	31,83
Velsen-Noord	24,10	24,54
Reyndersweg		
Heemskerk	9,01	8,60
Achtergrondlocaties	13,94	10,37

BaP	Hoogste waarde ($\text{ng}/\text{m}^2/\text{dag}$)	P95 ($\text{ng}/\text{m}^2/\text{dag}$)
Wijk aan Zee	151,85	121,09
Beverwijk	77,54	84,64
IJmuiden-Oost	110,82	181,67
IJmuiden Sluis	60,15	63,44
Velsen-Noord	46,39	48,18
Reyndersweg		
Heemskerk	28,39	29,17
Achtergrondlocaties	60,42	33,92

EFSA PAK8	Hoogste waarde ($\text{ng}/\text{m}^2/\text{dag}$)	P95 ($\text{ng}/\text{m}^2/\text{dag}$)
Wijk aan Zee	987,20	805,53
Beverwijk	807,63	939,92
IJmuiden-Oost	758,48	1160,97
IJmuiden Sluis	408,27	437,03
Velsen-Noord	339,01	363,91
Reyndersweg		
Heemskerk	215,89	219,41
Achtergrondlocaties	449,27	266,80

Wijk aan Zee

In Wijk aan Zee is er gedurende de negen meetperioden op tien locaties gemeten. Op locatie 27 is enkel in perioden A t/m C gemeten en op locatie 47 is enkel in perioden D t/m K gemeten. In Tabel B5.2 zijn de hoogst gemeten waarden, gekeken over alle perioden, en het hoogste betrouwbaarheidsinterval van het 75-percentiel gegeven. In Figuur B5.2 is een kaart gegeven met daarop de globale ligging van de verschillende locaties.



Figuur B5.2 Kaart van Wijk aan Zee met daarin de globale ligging van de tien meetlocaties. L1 is het luchtmeetnetpunt waar de luchtmetingen voor Wijk aan Zee zijn gedaan.

Tabel B5.2 De hoogst gemeten waarden en de hoge-limiet 75-percentielwaarden van de negen meetperioden voor de locaties in Wijk aan Zee.

Cr	Hoogste waarde	
	(µg/m ² /dag)	
Locatie 21	59,31	26,71
Locatie 22	42,37	23,35
Locatie 23	227,43	118,10
Locatie 24	57,75	31,15
Locatie 25	88,37	23,13
Locatie 26	72,95	39,43
Locatie 27	49,80	38,81
Locatie 28	40,97	26,56
Locatie 39	65,46	31,11
Locatie 47	45,37	29,27

Fe	Hoogste waarde	P75
	(µg/m ² /dag)	
Locatie 21	38338,45	8772,16
Locatie 22	22093,34	6915,84
Locatie 23	64980,42	19934,44
Locatie 24	28230,38	9130,78
Locatie 25	42887,08	8350,01
Locatie 26	31298,90	10820,25
Locatie 27	27981,79	23542,12
Locatie 28	22093,34	6470,60
Locatie 39	45486,30	9599,31
Locatie 47	7860,94	5243,39

Pb	Hoogste waarde	P75
	(µg/m ² /dag)	
Locatie 21	75,13	15,94
Locatie 22	11,36	8,04
Locatie 23	20,31	14,54
Locatie 24	26,10	14,96
Locatie 25	36,80	12,22
Locatie 26	17,11	14,57
Locatie 27	19,70	16,52
Locatie 28	56,24	21,57
Locatie 39	28,94	14,64
Locatie 47	49,33	30,20

BaP	Hoogste waarde	P75
	(µg/m ² /dag)	
Locatie 21	597,31	151,85
Locatie 22	466,12	121,79
Locatie 23	251,62	117,14
Locatie 24	181,77	67,26
Locatie 25	263,68	77,66
Locatie 26	255,68	96,75
Locatie 27	168,95	131,37
Locatie 28	205,12	107,99
Locatie 39	266,30	109,50
Locatie 47	328,57	102,75

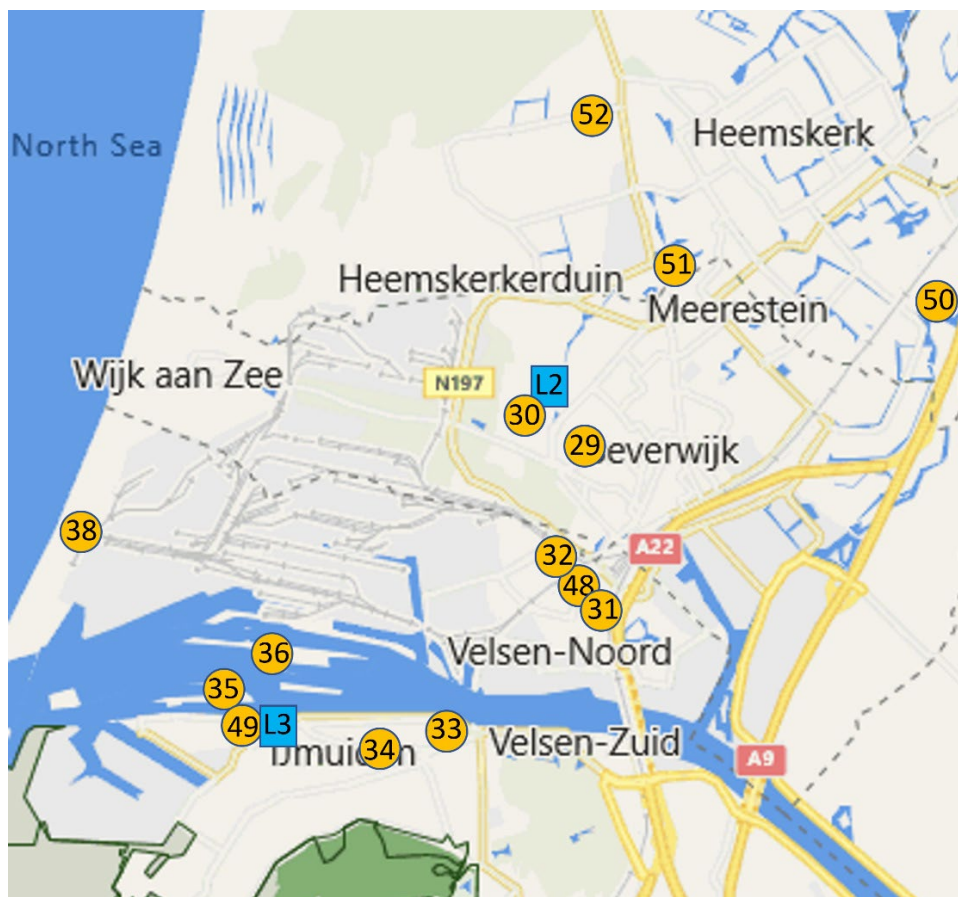
Mn	Hoogste waarde	P75
	(µg/m ² /dag)	
Locatie 21	1098,17	629,54
Locatie 22	994,20	542,49
Locatie 23	5068,47	2638,17
Locatie 24	1282,64	706,06
Locatie 25	1332,10	520,78
Locatie 26	1592,02	913,89
Locatie 27	1234,63	918,12
Locatie 28	853,05	427,43
Locatie 39	1624,51	737,61
Locatie 47	914,26	591,79

V	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 21	175,16	61,23
Locatie 22	103,35	57,72
Locatie 23	662,80	374,89
Locatie 24	187,33	76,28
Locatie 25	109,11	40,46
Locatie 26	215,07	103,46
Locatie 27	114,82	94,61
Locatie 28	112,13	53,11
Locatie 39	151,73	73,25
Locatie 47	94,50	61,88

EFSA PAK8	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 21	3487,26	987,20
Locatie 22	2701,56	791,36
Locatie 23	1815,15	804,37
Locatie 24	1066,27	480,43
Locatie 25	2347,63	557,19
Locatie 26	1545,05	684,35
Locatie 27	1023,54	834,46
Locatie 28	1248,42	719,67
Locatie 39	1568,35	748,60
Locatie 47	1886,39	708,83

Beverwijk

In Beverwijk is er gedurende de negen meetperioden op twee locaties gemeten. In Tabel B5.3 zijn de hoogst gemeten waarden, gekeken over alle perioden, en het hoogste betrouwbaarheidsinterval van het 75-percentiel gegeven. In Figuur B5.3 is een kaart gegeven met daarop de globale ligging van de verschillende locaties in de IJmond.



Figuur B5.3 Kaart van de IJmond met daarin de ligging van de verschillende locaties, met uitzondering van de in Wijk aan Zee gelegen locaties. L2 en L3 zijn de luchtmeetnetpunten in Beverwijk en IJmuiden waar de luchtmetingen zijn gedaan.

Tabel B5.3 De hoogst gemeten waarden en de hoge-limiet 75-percentielwaarden van de negen meetperioden voor de locaties in Beverwijk.

Cr	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 29	18,97	4,31
Locatie 30	12,01	4,93

Fe	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 29	3485,84	1840,28
Locatie 30	8285,00	3001,08

Mn	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 29	193,48	67,76
Locatie 30	243,06	84,56

V	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 29	12,87	5,07
Locatie 30	24,57	7,65

Pb	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 29	207,64	31,80
Locatie 30	104,78	18,91

BaP	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 29	423,56	77,54
Locatie 30	163,93	59,11

EFSA PAK8	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 29	2385,13	504,54
Locatie 30	3669,44	807,63

IJmuiden

In IJmuiden is er gedurende de negen meetperioden op vijf locaties gemeten. Op locatie 49 is enkel in perioden D t/m K gemeten. In IJmuiden zijn twee clusters bekeken: IJmuiden Sluis (Locaties 35, 36 en 49) en IJmuiden-Oost (Locaties 33 en 34). In Tabel B5.4 zijn de hoogst gemeten waarden, gekeken over alle perioden, en het hoogste betrouwbaarheidsinterval van het 75-percentiel gegeven. In Figuur B5.3 is een kaart gegeven met daarop de globale ligging van de verschillende locaties in de IJmond.

Tabel B5.4 De hoogst gemeten waarden en de hoge-limiet 75-percentielwaarden van de negen meetperioden voor de locaties in IJmuiden.

Cr	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 33	9,04	4,50
Locatie 34	26,42	5,09
Locatie 35	17,65	5,93
Locatie 36	13,06	6,07
Locatie 49	11,38	4,86

Fe	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 33	8071,93	1992,26
Locatie 34	5133,45	1753,20
Locatie 35	25155,77	5120,03
Locatie 36	25992,17	4813,97
Locatie 49	12276,89	3217,79

Mn	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 33	118,20	56,35
Locatie 34	127,25	45,30
Locatie 35	287,76	86,15
Locatie 36	243,98	102,86
Locatie 49	211,94	78,62

V	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 33	11,48	4,00
Locatie 34	11,20	3,72
Locatie 35	23,44	8,25
Locatie 36	31,06	9,50
Locatie 49	18,37	7,57

Pb	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 33	97,62	32,85
Locatie 34	181,41	28,51
Locatie 35	144,70	34,15
Locatie 36	234,79	14,12
Locatie 49	10,38	7,11

BaP	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 33	952,82	110,82
Locatie 34	68,78	23,93
Locatie 35	100,35	60,15
Locatie 36	168,95	53,79
Locatie 49	85,21	35,09

EFSA PAK8	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 33	5994,10	758,48
Locatie 34	526,85	202,57
Locatie 35	679,06	408,27
Locatie 36	1099,28	378,44
Locatie 49	580,10	242,80

Velsen-Noord

In Velsen-Noord is er gedurende de negen meetperioden drie locaties gemeten. Op locatie 32 is enkel in perioden A t/m C gemeten. Op locatie 48 is enkel in perioden D t/m K gemeten. In Tabel B5.5 zijn de hoogst gemeten waarden, gekeken over alle perioden, en het hoogste betrouwbaarheidsinterval van het 75-percentiel gegeven. In Figuur B5.3 is een kaart gegeven met daarop de globale ligging van de verschillende locaties in de IJmond.

Tabel B5.5 De hoogst gemeten waarden en de hoge-limiet 75-percentielwaarden van de negen meetperioden voor de locaties in Velsen-Noord.

Cr	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 31	7,46	3,40
Locatie 32	3,13	2,50
Locatie 48	15,08	5,25

Fe	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 31	4158,75	1728,42
Locatie 32	3314,00	2577,60
Locatie 48	3232,07	1367,15

Mn	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 31	95,63	48,27
Locatie 32	39,48	34,38
Locatie 48	122,36	50,40

V	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 31	9,10	3,50
Locatie 32	3,34	2,73
Locatie 48	7,60	3,61

Pb	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 31	25,51	12,82
Locatie 32	5,59	4,97
Locatie 48	74,01	24,10

BaP	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 31	112,84	46,39
Locatie 32	36,24	31,20
Locatie 48	100,51	42,63

EFSA PAK8	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 31	737,32	339,01
Locatie 32	258,12	217,19
Locatie 48	647,56	324,96

Reyndersweg

Op de Reyndersweg is er gedurende de negen meetperioden gemeten. In Tabel B5.6 zijn de hoogst gemeten waarden, gekeken over alle perioden, en het hoogste betrouwbaarheidsinterval van het 75-percentiel gegeven. In Figuur B5.3 is een kaart gegeven met daarop de globale ligging van de verschillende locaties in de IJmond.

Tabel B5.6 De hoogst gemeten waarden en de hoge-limiet 75-percentielwaarden van de negen meetperioden op de Reyndersweg.

Cr	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 38	46,64	21,69

Fe	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 38	71478,47	20342,65

Mn	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 38	1060,01	451,88

V	Hoogste waarde	P75
	(µg/m ² /dag)	
Locatie 38	124,08	50,92

Pb	Hoogste waarde	P75
	(µg/m ² /dag)	
Locatie 38	55,92	27,37

BaP	Hoogste waarde	P75
	(µg/m ² /dag)	
Locatie 38	810,09	368,82

EFSA PAK8	Hoogste waarde	P75
	(µg/m ² /dag)	
Locatie 38	7726,58	2561,33

Heemskerk

In Heemskerk is er gedurende de meetperioden D t/m K op drie locaties gemeten. Locatie 50 is Heemskerk-Broekpolder, Locatie 51 is Heemskerk-Waterakkers en Locatie 52 is Heemskerkduin. In Tabel B5.7 zijn de hoogst gemeten waarden, gekeken over alle perioden, en het hoogste betrouwbaarheidsinterval van het 75-percentiel gegeven. In Figuur B5.3 is een kaart gegeven met daarop de globale ligging van de verschillende locaties in de IJmond.

Tabel B5.7 De hoogst gemeten waarden en de hoge-limiet 75-percentielwaarden van de zes meetperioden D t/m K voor de locaties in Heemskerk.

Cr	Hoogste waarde	P75
	(µg/m ² /dag)	
Locatie 50	3,47	1,85
Locatie 51	2,70	2,00
Locatie 52	11,81	4,77

Fe	Hoogste waarde	P75
	(µg/m ² /dag)	
Locatie 50	1349,13	765,44
Locatie 51	2710,54	1061,54
Locatie 52	4435,15	2090,89

Mn	Hoogste waarde	P75
	(µg/m ² /dag)	
Locatie 50	55,92	33,75
Locatie 51	45,85	36,34
Locatie 52	462,96	112,03

V	Hoogste waarde	P75
	(µg/m ² /dag)	
Locatie 50	2,64	2,05
Locatie 51	2,79	2,39
Locatie 52	19,40	6,78

Pb	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 50	9,42	6,15
Locatie 51	6,97	5,53
Locatie 52	20,05	9,01

BaP	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 50	41,18	18,70
Locatie 51	71,46	25,29
Locatie 52	41,56	28,39

EFSA PAK8	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 50	267,36	158,93
Locatie 51	437,66	196,77
Locatie 52	274,34	215,89

Achtergrondlocaties

In de achtergrondlocaties is er gedurende de negen meetperioden op vier locaties gemeten. Op locatie 42 zijn er geen BaP- en EFSA PAK8-data voor meetperiode B. Op locatie 43 zijn er geen data over perioden A en D. In Tabel B5.8 zijn de hoogst gemeten waarden, gekeken over alle perioden, en het hoogste betrouwbaarheidsinterval van het 75-percentiel gegeven. Locatie 42 bevindt zich in de Zilk, 43 is in de Rijk, 44 in Castricum, en 45 in Amersfoort.

Tabel B5.8 De hoogst gemeten waarden en de hoge-limiet 75-percentielwaarden van de negen meetperioden voor de locaties in de achtergrondlocaties.

Cr	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 42	13,21	2,38
Locatie 43	3,05	1,44
Locatie 44	8,95	3,24
Locatie 45	2,88	1,29

Fe	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 42	1703,43	480,72
Locatie 43	876,26	473,66
Locatie 44	9246,78	2031,80
Locatie 45	1160,47	393,49

Mn	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 42	256,92	21,29
Locatie 43	39,63	22,36
Locatie 44	156,50	63,65
Locatie 45	162,45	52,71

V	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 42	34,12	1,78
Locatie 43	2,09	1,23
Locatie 44	7,58	3,62
Locatie 45	1,94	0,95

Pb	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 42	5,65	3,67
Locatie 43	13,13	6,24
Locatie 44	28,77	13,94
Locatie 45	14,51	5,86

BaP	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 42	33,38	12,31
Locatie 43	13,43	9,46
Locatie 44	499,97	60,42
Locatie 45	90,35	10,86

EFSA PAK8	Hoogste waarde	P75
	($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$)	
Locatie 42	213,95	106,33
Locatie 43	153,26	87,34
Locatie 44	3628,90	449,27
Locatie 45	516,28	93,79

Bijlage 6

Schatting bijdragen van Tata Steel en andere bronnen aan de depositie

Om gezondheidsrisico's door blootstelling via ingestie van gedeponerd stof te relateren aan de uitstoot van Tata Steel, is het belangrijk te weten in hoeverre die uitstoot bijdraagt aan de depositie van dat stof. Of, meer in het bijzonder, aan de PAK en metalen die in dat stof voorkomen. In de IJmond komen namelijk meer bronnen voor die stof uitstoten, bijvoorbeeld afvalverwerkings- en recyclingbedrijven, andere industriële bronnen, weg- en treinverkeer en scheepvaart. Daarnaast kunnen er in algemene zin bijdragen zijn van andere bronnen, zoals houtstook, opwaaiend bodemstof en zogenaamd 'urban dust': stof dat ontstaat bij ver- en bewerking van bouwmaterialen en verf, slijtage van materialen en stof afkomstig uit 'historische' bodemverontreiniging.

In 2021 deed het RIVM onderzoek naar de herkomst van de PAK en metalen in onder meer gedeponerd stof (Elberse et al. 2021b). Daarbij werd gebruikgemaakt van:

- de meetgegevens van het eerste depositieonderzoek (Mennen et al. 2021);
- data uit de Emissieregistratie;
- bevindingen uit de wetenschappelijke literatuur over emissies van de staalindustrie en over bodemverontreiniging in de omgeving van ijzer- en staalfabrieken;
- wetenschappelijke artikelen van recent onderzoek naar de samenstelling en mineralogische structuur van neergedaald stof in de IJmond.

Uit de analyses van de gegevens kon niet worden gespecificeerd wat de relatieve, afzonderlijke bijdrage van de verschillende bronnen is aan de gemeten depositiewaarden in het IJmondgebied. Daarvoor ontbrak het aan voldoende kwantitatieve data over emissies van specifieke bronnen in het gebied en waren de meetonzekerheden in de depositiewaarden te groot.

Inmiddels zijn er in 2022 nog twee depositieonderzoeken uitgevoerd, waardoor een beter beeld van de situatie is verkregen en er meer gegevens van depositiewaarden beschikbaar zijn. Deze gegevens zijn gebruikt om correlaties tussen de verschillende stoffen (PAK en metalen) te analyseren en een principale componenten analyse (PCA) uit te voeren om eventuele verbanden te vinden tussen de stoffen, de windlast⁵⁵ en de ligging van de meetpunten.⁵⁶ Daarnaast hebben we het vóórkomen van uitzonderlijke, sterk verhoogde depositiewaarden ('pieken') van met name PAK, lood, koper en zink onderzocht. Met uitzonderlijke 'pieken' worden meetwaarden bedoeld die een duidelijk

⁵⁵ Met de windlast wordt de combinatie van windrichting en windsnelheid aangeduid.

⁵⁶ Voor deze analyses en het berekenen van Pearson correlatiecoëfficiënten is publiek verkrijgbare software in R gebruikt.

afwijkend patroon laten zien van andere stoffen of ten opzichte van wat zou zijn verwacht op basis van windrichting en locatie.

Correlaties tussen stoffen

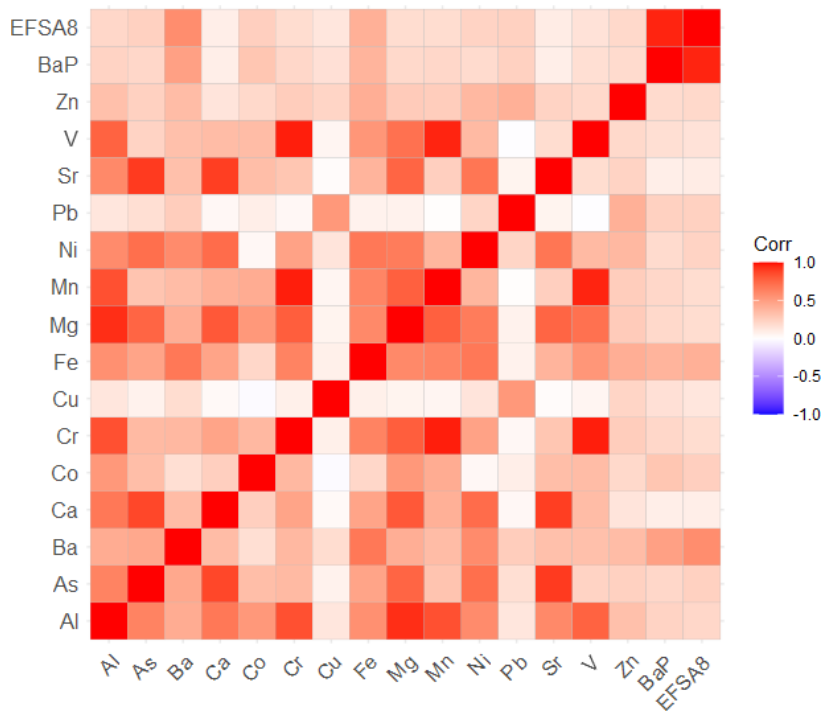
Figuur B6.1 geeft de uitkomst van een correlatieberekening weer. Hierin wordt een hoge, positieve correlatie tussen twee stoffen met rood aangegeven. Dat betekent dat deze twee stoffen steeds samen in dezelfde meetperioden en op dezelfde meetlocaties in verhoogde mate zijn gemeten, wat een aanwijzing is dat ze van dezelfde bron(nen) afkomstig zijn. Een wit vakje geeft aan dat er geen correlatie is tussen de twee betreffende stoffen.

Uit de figuur zijn de volgende groepen⁵⁷ af te lezen van stoffen die vaak samen voorkomen:

- Benzo[a]pyreen en 'som EFSA PAK8'. Deze correlatie is niet verwonderlijk, aangezien de afzonderlijke PAK-verbindingen in ongeveer dezelfde verhouding in het stof voorkomen (Elberse et al. 2021b). Beide correleren weinig tot niet met metalen, wat een aanwijzing is dat de PAK voor een groot deel van andere bronnen afkomstig zijn dan de metalen.
- Aluminium, chroom, mangaan, magnesium en vanadium. Dit zijn alle metalen die kenmerkend zijn voor de staalfabricage. Aluminium en magnesium komen ook veel voor in bodemstof, wat kan verklaren waarom deze metalen iets minder hoog correleren met de andere drie.
- IJzer vertoont een redelijke correlatie met de meeste stoffen, maar zeker met de metalen in de vorige groep. Bij processen in de hoogovens en de oxystaalfabriek wordt ijzer uitgestoten in de vorm van ijzerpoeder of ijzeroxide-deeltjes en bij andere processen komen stofdeeltjes vrij die ook andere metalen bevatten, waaronder de metalen in de vorige groep.
- Lood correleert nauwelijks met de stoffen in bovenstaande groepen, maar vertoont wel enige correlatie met koper en in wat mindere mate met zink. Dit is een aanwijzing dat lood, zink en koper deels uit andere bronnen afkomstig zijn dan PAK en de andere metalen.
- Een opvallende groep vormen arseen, strontium en calcium. Deze elementen zijn vooral op meetlocaties nabij het strand in verhoogde mate aangetroffen (Mennen et al. 2023). De correlatie lijkt door de nabijheid van het strand te zijn veroorzaakt en heeft geen relatie met de uitstoot van Tata Steel.

De andere metalen, zoals barium, kobalt en nikkel, vertonen een matige tot redelijke correlatie onderling en met andere stoffen. Ze vormen echter geen duidelijke groep. Deze metalen komen wel voor in stofdeeltjes afkomstig van Tata Steel, maar zijn niet kenmerkend voor de staalfabricage.

⁵⁷ Bij dit soort analyses wordt meestal gesproken over clusters, maar om verwarring met de woonclusters in de IJmond te voorkomen, wordt hier de term 'groepen' gebruikt.

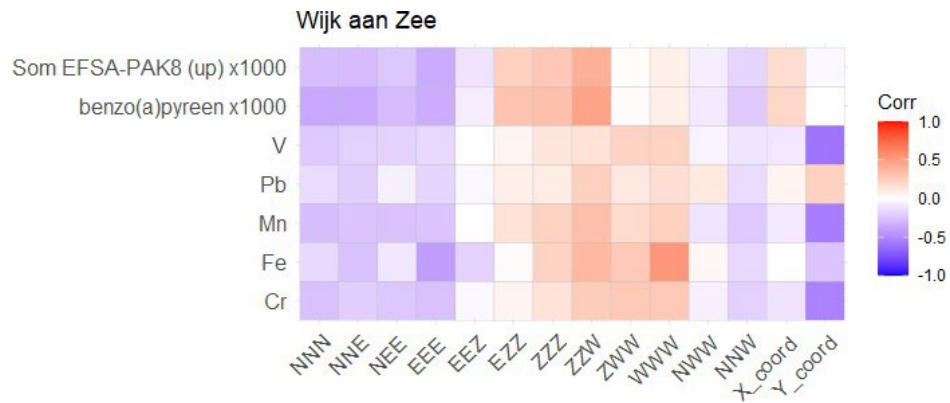


Figuur B6.1 Correlatieplot van de verschillende PAK en metalen onderling.

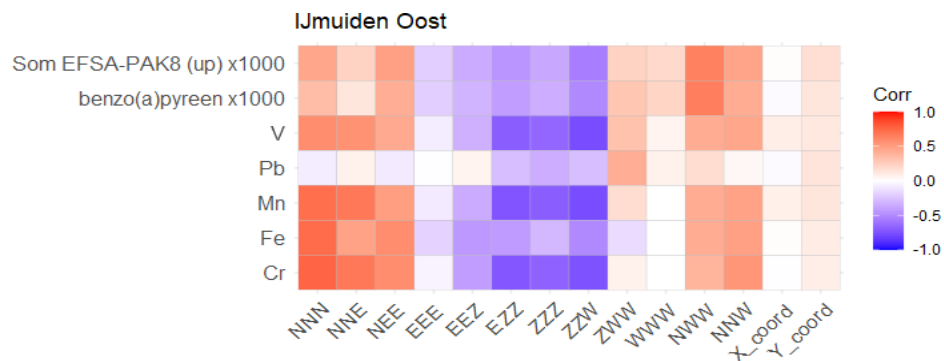
Naast Figuur B6.1 hebben we correlatieplots gemaakt met de meetwaarden uit een wooncluster zoals Wijk aan Zee, waarbij ook de windlast als variabele is meegenomen⁵⁸. Het resultaat is te zien in Figuur B6.2 (Wijk aan Zee) en Figuur B6.3 (IJmuiden-Oost), die beide als voorbeeld zijn gegeven. Hierbij hebben we ervoor gekozen om vanwege de overzichtelijkheid alleen de PAK, lood, ijzer, chroom, mangaan en vanadium te tonen. Deze stoffen zijn relevant vanuit gezondheidskundig perspectief en omdat ze kenmerkend zijn voor de staalfabricage.

In de figuren is de windlast weergegeven op basis van de windrichting: NNN betekent wind vanuit het noorden, NNE betekent wind vanuit het noordnoordoosten, enzovoort. De ligging van de meetpunten is uitgedrukt in de x- en y-waarden van de Rijksdriehoekscoördinaten. Oftewel, hoe hoger de X_coörd, des te oostelijker, en hoe hoger de Y_coörd, des te noordelijker.

⁵⁸ De correlatieplots zijn een nuttig hulpmiddel om mogelijke verbanden tussen meetwaarden van de verschillende PAK en metalen te analyseren. Het feit dat twee (of meer) stoffen sterk correleren betekent echter niet dat er sprake is van een causaal verband met één specifieke bron.



Figuur B6.2 Correlatieplot van PAK en enkele metalen inclusief de windlast en de ligging van de meetpunten van Wijk aan Zee.



Figuur B6.3 Correlatieplot van PAK en enkele metalen inclusief de windlast en de ligging van de meetpunten van IJmuiden-Oost

In Figuur B6.2 valt te zien dat in Wijk aan Zee de depositie van vanadium, mangaan en chroom met name verhoogd is bij wind uit zuidelijke tot westelijke richting en die van PAK bij wind uit zuidoostelijke tot zuidwestelijke richting. In deze richtingen bevinden zich bronnen van grof stof op het terrein van Tata Steel, zoals op- en overslagen van kolen, ertsen en andere grondstoffen. Bij tegengestelde wind, uit het noorden of oosten, is voor al deze stoffen de correlatie negatief. Het beeld voor lood is enigszins vergelijkbaar met dat voor mangaan en chroom, maar de correlatie met bepaalde windrichtingen is minder sterk. Daarnaast wijst de correlatie van lood met 'Y_coord' erop dat de depositie van dit metaal het hoogst is op locaties aan de noordelijke kant van Wijk aan Zee. Opvallend is de hoge correlatie van ijzer met westenwind.

Figuur B6.3 laat zien dat in IJmuiden-Oost de depositie van ijzer, vanadium, mangaan en chroom met name verhoogd is bij wind uit het noordnoordwesten tot noordoosten. Verhoogde waarden van PAK komen vooral voor bij wind uit westnoordwestelijke richting (en in mindere mate bij wind uit het noorden tot noordoosten). In deze richting bevinden zich de kooksfabrieken en opslagen en mengvelden van steenkool. Het patroon voor lood is duidelijk anders. Er is een zwakke correlatie met westzuidwestelijke windrichting (waar zich een deel van het havengebied van IJmuiden bevindt) en geen duidelijke correlatie met andere richtingen. Een aantal van de piekwaarden, die verderop in

deze bijlage worden besproken, zijn gemeten in perioden met overwegend wind uit zuidoostelijke tot zuidwestelijke richting.

Uit de correlatieplots van alle woonclusters samen is het volgende af te leiden:

- In alle woonclusters (zie hoofdstuk 6) is er een sterke positieve relatie van meetwaarden van vanadium, mangaan en chroom met windrichtingen vanuit het terrein van Tata Steel. Daarom gaan we ervan uit dat de verhoogde depositie – dus na correctie voor de achtergrondwaarde – van deze metalen voor verreweg het grootste deel wordt veroorzaakt door de uitstoot van bronnen op het terrein van Tata Steel. Te meer daar de bijdrage van lokale bronnen in het IJmondgebied zeer beperkt is (Elberse et al. 2021b).
- IJzer vertoont correlaties met meer windrichtingen dan alleen die vanuit het terrein van Tata Steel. Het merendeel van de correlaties is echter wel te relateren aan bronnen op dit terrein. Mogelijk dragen andere lokale bronnen bij aan de depositie van ijzer, maar het ontbreekt aan gegevens hierover. De verwachting is dat de bijdrage van andere bronnen zeer beperkt is, vergeleken met die van Tata Steel.
- Ook voor PAK wijzen de correlaties op een duidelijke bijdrage van bronnen op het terrein van Tata Steel, vooral bronnen in het zuidwestelijke deel van het terrein, maar zijn er ook (zwakkere) correlaties met andere windrichtingen. Deze kunnen zijn veroorzaakt door lokale bronnen zoals houtkachels of bijvoorbeeld een brand in de buurt. Een aantal piekwaarden, die verderop in deze bijlage worden besproken, wijzen ook op zulke lokale bronnen. De correlaties voor Beverwijk en Velsen-Noord wijzen op een mogelijk verband met de emissies vanaf enkele grote autowegen ten oosten van de meetlocaties in deze woongebieden.
- De depositiewaarden van lood, en dat geldt ook voor die van zink en koper, vertonen geen duidelijke correlatie met uitsluitend windrichtingen vanuit het terrein van Tata Steel. Veelal is er ook een correlatie met één of meer andere windrichtingen, wat erop wijst dat meerdere bronnen aan die depositie bijdragen (zie ook bijvoorbeeld (Mennen et al. 2023)). Dat wordt bevestigd door de analyse van 'uitzonderlijke' pieken, verderop in deze bijlage.

Principale componenten analyse

PCA is een relatief complexe, wiskundige methode om data met meerdere variabelen (in dit geval tientallen) om te rekenen naar groepen (componenten) op basis van hun correlatie en variantie. PCA is met name een sterke techniek als de data gereduceerd kunnen worden tot twee componenten, die dan het grootste deel van de variantie in de dataset beschrijven. In dit ideale geval had dan uit de meetwaarden van de depositieonderzoeken kunnen worden afgeleid welke twee componenten (factoren) de grootste rol spelen in de stofdepositie. Bijvoorbeeld de aanwezigheid en ligging van een grote bron van een aantal stoffen. Uit de PCA op de depositiemeetwaarden volgt echter dat er zes componenten nodig zijn om een minimum van 90% variantie te beschrijven, en blijken de grootste twee componenten slechts 59% van de totale dataset te beschrijven. Bij het bestuderen van deze zes

componenten werd duidelijk dat daar dezelfde correlaties tussen stoffen naar voren komen als beschreven in Figuur B6.1. Daarom is deze analysetechniek niet verder gebruikt om de dataset uitgebreider te analyseren. Mogelijk kan de PCA-techniek in de toekomst worden toegepast, als de depositie van PAK en metalen in de IJmond verder zal worden gemonitord en er een groter aantal meetwaarden beschikbaar is.

Analyse uitzonderlijke pieken

Uit de drie depositieonderzoeken die in 2020 en 2022 zijn uitgevoerd, is duidelijk geworden dat er in neergedaald stof in de IJmond verhoogde tot sterk verhoogde hoeveelheden PAK en een aantal metalen voorkomen.

Naast het 'algemene patroon' zoals beschreven in paragrafen 9.5 en 10.5, blijkt uit de metingen dat er op enkele meetlocaties soms uitzonderlijke, sterk verhoogde depositiewaarden ('pieken') voorkomen van met name PAK, lood, koper en zink. Met uitzonderlijke 'pieken' worden meetwaarden bedoeld die een duidelijk afwijkend patroon laten zien ten opzichte van andere stoffen. En gaat het om meetwaarden die afwijken van wat zou worden verwacht op basis van windrichting (namelijk uit de richting van het terrein van Tata Steel).

Kenmerkend voor deze 'pieken' is dat ze voorkomen op één meetlocatie, terwijl op de andere meetlocatie(s) in hetzelfde wooncluster en in dezelfde meetperiode geen piek wordt gevonden. Dit wijst op de invloed van een zeer lokale bron. Een voorbeeld is de sterk verhoogde hoogste waarde voor PAK op locatie 33 tijdens het onderzoek uit het najaar 2022 (zie Tabel B5.4 in Bijlage 5), vergeleken met de veel lagere waarden op locatie 34 en ook op de andere locaties in IJmuiden. Zulke pieken zijn veelal niet verklaarbaar door een hoge uitstoot van bronnen op het terrein van Tata Steel, omdat in de betreffende meetperiode de wind niet of nauwelijks uit de richting van dat terrein afkomstig was en ook omdat dan een verhoogde waarde op alle locaties in het wooncluster zou worden verwacht.

Wat betreft PAK zijn zulke uitzonderlijke 'pieken' onder meer gevonden op locatie 33 (IJmuiden-Oost, in drie verschillende meetperioden), locatie 30 (Beverwijk; eenmalig), locatie 25 (Wijk aan zee, nabij het strand; eenmalig) en ook enkele keren op de locatie in Castricum, die tot doel had als achtergrondlocatie te dienen. Deze pieken kunnen zijn veroorzaakt door de uitstoot van nabijgelegen bronnen, zoals houtkachels, open haarden, barbecues of bijvoorbeeld een brand. Bij enkele van de geconstateerde pieken zijn hier aanwijzingen voor uit de waarnemingen van omwonenden die hebben meegewerkt aan het onderzoek door hun tuin beschikbaar te stellen voor de metingen. Overigens kunnen ook andere lokale bronnen hebben bijgedragen aan een verhoogde depositie zoals de uitstoot van scheepvaart aan verhoogde PAK-depositie op de locaties in IJmuiden en Velsen-Noord. Deze bijdragen hoeven niet altijd tot 'pieken' te leiden, maar dat is ook niet uitgesloten.

Uitzonderlijke 'pieken' van lood en zink zijn in meerdere meetperioden gevonden op verschillende locaties, vooral in IJmuiden en enkele keren in Beverwijk. Ook van koper zijn hoge piekwaarden gemeten, maar minder vaak dan van lood en zink. Zo is op locatie 29 in Beverwijk

tweemaal een hoge koperpiek gevonden (tegelijk met een piek voor lood), terwijl in dezelfde periode op locatie 30, ook in Beverwijk, de koperdepositie niet verhoogd was. Soms komen piekwaarden van lood, koper en zink gezamenlijk voor, andere keren weer niet. De meeste van deze piekwaarden zijn gevonden in perioden dat de wind niet of hooguit een klein deel van de tijd afkomstig was van het terrein van Tata Steel. Dat is terug te zien in de eerder besproken correlatieplots. De depositie van zink is, vooral in perioden met veel wind vanaf het terrein van Tata Steel, vaak hoog bij de meetlocatie Reyndersweg en op locatie 39 aan de noordoostkant van Wijk aan Zee. Dit kan wijzen op de aanwezigheid van bronnen van zink op het terrein nabij deze locaties. In algemene zin zijn mogelijke lokale bronnen van lood, koper en zink industriële bronnen, afvalverwerkings- en recyclingbedrijven, weg- en treinverkeer, scheepvaart, maar ook opwaaiend bodemstof en zogenaamd 'urban dust': stof dat ontstaat bij ver- en bewerking van bouwmaterialen en verf, slijtage van materialen, vuurwerkresten en stof afkomstig uit 'historische' bodemverontreiniging. Het ontbreekt echter aan specifieke gegevens om de bijdragen van emissies van deze bronnen aan de depositie in de IJmond te kwantificeren.

Mogelijke bronnen van lood

Omdat van alle metalen lood het meest relevant is als het gaat om gezondheidsrisico's, hebben we voor dit metaal een inventarisatie gemaakt van potentiële bronnen die aan de gemeten pieken kunnen hebben bijgedragen. Bij deze inventarisatie is nagegaan welke mogelijke bronnen er zijn, hoe groot de kans is dat deze substantieel bijdragen aan de gemeten looddepositie en of er voldoende gegevens zijn om de geschatte omvang van die bijdrage te bepalen.

De volgende potentiële loodbronnen zijn geïdentificeerd:

- Emissies uit de scheepvaart. Zeeschepen op het Noordzeekanaal en in de havens stoten rookgassen uit door de verbranding van stookolie die als brandstof wordt gebruikt. Deze stookolie bevat lood, meestal in kleine hoeveelheden ('sporen'). Het is echter bekend dat er soms chemisch afval in de brandstof wordt bijgemengd, wat kan leiden tot loodemissies ((FTM 2022)). Uit onderzoek door onder meer het RIVM (RIVM 2016) is gebleken dat de concentraties in de afgassen om en nabij 100 µg/m³ waren (metingen van 2005 t/m 2011). In 2014 werd de totale emissie van lood door de zeescheepvaart in Nederland (dus niet alleen in de IJmond) geschat op ongeveer 121 kg. Mogelijk is de uitstoot van lood soms hoger, bijvoorbeeld bij opstarten van de motoren. Het is echter de vraag of zo'n bron zulke hoge piekwaarden kan veroorzaken in de depositie, zoals bijvoorbeeld gezien in IJmuiden.
- Industriële bronnen. Behalve Tata Steel bevinden zich in het IJmondgebied zover bekend geen grote industriële bronnen die substantiële hoeveelheden lood uitstoten, althans niet conform de vergunningen. Wel zijn er kleinere bedrijven, zoals sloperijen, bouwbedrijven, afvalverwerkings- en recyclingbedrijven, waarvan niet is uit te sluiten dat daar bij bepaalde activiteiten, zoals het ver- en bewerken van materialen, lood vrijkomt. Van het bedrijf

Umicore in Hoboken (België), dat edelmetalen wint uit grond- en afvalstoffen, is bijvoorbeeld bekend dat er bij hun activiteiten lood vrijkomt.⁵⁹ Omdat bij activiteiten van 'kleinere' bedrijven emissies meestal op relatief geringe hoogte plaatsvinden, kunnen ze lokaal voor een hoge belasting zorgen.

- Activiteiten van particulieren. Er zijn activiteiten denkbaar waarbij lood of loodhoudend stof vrijkomt, bijvoorbeeld bij het schuren en afschrapen van oude verflagen (doe-het-zelvers) en het smelten van lood om vislood te maken. Dit gaat veelal niet om grote hoeveelheden in absolute zin, maar omdat zulke emissies 'geconcentreerd' en op geringe hoogte plaatsvinden, zonder toepassing van goede afvangtechnieken, kunnen ze lokaal voor een hoge belasting zorgen.
- Naast de bekende loodbronnen van Tata Steel – namelijk de uitstoot uit de productieprocessen (onder meer de sinter- en pelletfabriek) en lood in grof stof afkomstig van de op- en overslag van steenkool en ertsen – is ook de mogelijkheid genoemd dat verwaaiing van loodhoudende stofdeeltjes uit de opslag van slakken voor verhoogde depositie zou kunnen zorgen, vooral op de locaties in IJmuiden. Deze opslag is sinds enige tijd gevestigd op een deel van het terrein aan de Staalhaven, iets ten noorden van het Noordzeekanaal. De slakken bestaan echter vooral uit grote brokken en vormen geen stuifgevoelig materiaal zoals kolen en ertsen; daarom wordt een eventuele bijdrage van deze bron onwaarschijnlijk geacht.
- Opwaaiend bodemstof. In heel Nederland, maar in het bijzonder in stadsbodems, komt grootschalig diffuse bodemverontreiniging met lood voor. Een duidelijke bron en begrenzing van de verontreiniging is vaak niet aan te geven. De verontreinigingen zijn ontstaan door veelvuldig gebruik van lood door de eeuwen heen. Bronnen en oorzaken van historische loodverontreiniging in Nederland zijn:
 - Gebruik van gelode benzine tot 1997. Dit was de grootste bron voor diffuse verspreiding van lood naar de lucht (en via deze route door depositie naar de bodem) en door benzinelekkages naar de bodem.
 - Loodwitfabrieken. Rond 1800 was dit één van de belangrijkste chemische industrieën in Nederland. Er waren meer dan dertig fabrieken, waaronder een aantal in Zaandam (maar niet in het IJmondgebied). Loodwit komt nog voor in oudere huizen en in bouwpuin.
 - Toepassing en ontmanteling van loodaccu's in auto's, met name rondom (voormalige) autowrakterreinen en sloperijen.
 - Gebruik van lood in de bouw (loodslabben, loodwit en loodmenie, glas in lood, loodhoudende glazuur op dakpannen).

⁵⁹ Het bedrijf heeft deze emissies aanzienlijk gereduceerd, maar in het verleden hebben de loodemissies gezorgd voor verhoogde concentraties in de lucht en verhoogde depositie van lood in de omgeving, reden voor de Vlaamse overheid om deze concentraties en deposities en ook het loodgehalte in bloed van kinderen te monitoren.

- Verspreiding van loodhoudende deeltjes, zoals vliegassen uitgestoten door afvalverbrandingsinstallaties, zuiveringsslib, havenslib, puin en brekerzand, afval van pottenbakkersindustrie, legen van asladen uit kolenkachels in tuinen.
- Hergebruik van koolas uit gemeentelijke gasfabrieken.
- Ophogen van terreinen, wegen, toemaakdekken en oude terpen met (kolen- en zink)assen en met (bedrijfs)afval dat loodresten bevat.
- Gebruik van lood in drukkerijen.
- Een belangrijke bron van bodemverontreiniging met lood is de jarenlange uitstoot van Tata Steel en haar voorgangers. Lijzen et al. (2009) hebben op basis van historische data over de uitstoot met een verspreidingsmodel berekend dat de bijdrage van deze uitstoot heeft geleid tot een toename van het loodgehalte in de bodem van ongeveer 10 mg/kg tot op 2 km van het bedrijfsterrein. Deze bijdrage is vergelijkbaar met 'normaal voorkomende' loodgehalten in de bodem (20 tot 50 mg/kg) en beperkt ten opzichte van gehalten in gebieden met substantiële loodverontreiniging, dan wel hotspots.

De meeste van de genoemde bronnen zijn nu helemaal of voor een groot deel weggenomen, waardoor er geen of beperkte verspreiding meer plaatsvindt. Niettemin kunnen er als gevolg van historische activiteiten naast diffuse verspreiding ook hotspots zijn ontstaan van loodverontreiniging in de bodem. Met behulp van bodemkwaliteitskaarten van de gemeenten in de IJmond en van de Omgevingsdienst IJmond is voor elke meetlocatie uit het depositieonderzoek onderzocht of ter plaatse of in de nabije omgeving het loodgehalte in de bodem verhoogd is. Daaruit blijkt dat een enkele meetlocatie ligt in een gebied of nabij een hotspot met een verhoogd loodgehalte⁶⁰, maar de meeste niet.

De kans dat opwaaiend bodemstof de gemeten hoge pieken aan looddepositie heeft veroorzaakt, wordt hoe dan ook beperkt geacht. Er zou dan lokaal gedurende enige tijd een forse hoeveelheid bodemstof 'los moeten komen' uit de (onbedekte) bodem en worden verspreid in de omgeving, bijvoorbeeld door bouwwerkzaamheden.

Samengevat zijn er verschillende mogelijke lokale bronnen, naast die op het terrein van Tata Steel, die kunnen bijdragen aan een af en toe optredende lokaal verhoogde looddepositie. Van sommige van deze bronnen, vooral lokale industriële en particuliere activiteiten, is het plausibeler dat deze bijdrage tot substantiële verhoging leidt dan andere (bijvoorbeeld opwaaiend bodemstof), maar het ontbreekt aan gegevens om hier kwantitatieve conclusies over te trekken.

⁶⁰ Met 'verhoogd' wordt hier een loodgehalte bedoeld van meer dan 390 mg/kg.

Aandeel bronnen Tata Steel aan de depositie

Om te berekenen wat het aandeel is van de uitstoot van Tata Steel aan de blootstelling van PAK en metalen door ingestie van neergedaald stof, is het wenselijk te weten hoe groot het aandeel is van die uitstoot aan de depositie in de omgeving. Hoewel dit aandeel vanwege gebrek aan kwantitatieve gegevens over emissies van andere bronnen in het IJmondgebied en hun bijdrage aan de depositie niet nauwkeurig is te berekenen, kunnen we op basis van de analyses in deze bijlage een grove inschatting maken.

Dit hebben we gedaan door de geometrische gemiddelden van de gemeten depositie per wooncluster nogmaals te berekenen, maar na het verwijderen van 'uitzonderlijke' pieken uit de datasets. Deze pieken worden dan als kenmerkend gezien voor lokale bronnen. De op deze wijze berekende gemiddelden zijn daarna, na correctie voor de achtergrond, gedeeld door het gemiddelde van alle meetwaarden in elk wooncluster, om zo tot een percentage te komen. Deze percentages zijn als richtlijn gebruikt om het aandeel van bronnen van Tata Steel in de depositie te schatten. Het wooncluster Heemskerk is niet in deze berekening meegenomen omdat de depositie daar nauwelijks verhoogd was vergeleken met de achtergrondwaarden en de invloed van Tata Steel in dit wooncluster zeer beperkt is.

Deze berekeningen zijn alleen gedaan voor benzo[a]pyreen, tevens indicator voor PAK, en lood. Voor ijzer, chroom, vanadium en mangaan is op basis van de correlatieplots de bijdrage van bronnen op het Tata Steel-terrein op 100% geschat.

Het elimineren van pieken (uitschieters) is volgens twee verschillende methoden gedaan:

1. Een waarde was ten minste tweemaal hoger dan alle andere waarden in het wooncluster zonder dat dit verklaard kan worden door de heersende windrichting (ten opzichte van het terrein van Tata Steel) in die meetperiode.
2. Een waarde was ten minste tweemaal hoger dan alle andere waarden in het wooncluster (dus ongeacht de windrichting).

Met behulp van deze criteria zijn er alleen in de woonclusters Wijk aan Zee, Beverwijk, IJmuiden-Oost en IJmuiden Sluizen waarden gevonden die als uitschieter aangemerkt werden. De berekende percentages per cluster zijn te vinden in de Tabellen B6.1 en B6.2.

Tabel B6.1 Geschatte bijdrage van bronnen op het terrein van Tata Steel aan de depositie van lood.

Lood	bijdrage Tata Steel (methode 1)	bijdrage Tata Steel (methode 2)
Wijk aan Zee	95%	95%
Beverwijk	89%	78%
IJmuiden-Oost	82%	80%
IJmuiden Sluizen	87%	60%
Velsen-Noord	100%	100%
Reyndersweg	100%	100%

Tabel B6.2 Geschatte bijdrage van bronnen op het terrein van Tata Steel aan de depositie van benzo[a]pyreen en PAK.

Benzo[a]pyreen	bijdrage Tata Steel (methode 1)	bijdrage Tata Steel (methode 2)
Wijk aan Zee	99%	96%
Beverwijk	82%	82%
IJmuiden-Oost	59%	58%
IJmuiden Sluizen	92%	92%
Velsen-Noord	100%	100%
Reyndersweg	100%	100%

Met methode 1 worden hogere bijdragen van Tata Steel gevonden. Bij deze methode worden immers minder waarden als uitschieters (toegeschreven aan lokale bronnen) aangemerkt, omdat ook de windrichting in acht genomen wordt. Bij methode 2 zijn per definitie alle uitschieters geëlimineerd, ongeacht de windrichting. Daarom vallen deze percentages ófwel even hoog ófwel lager uit vergeleken met methode 1. De aldus geschatte bijdragen van Tata Steel per wooncluster zijn gemiddeld over de twee methoden. Gezien de onzekerheid in deze methodiek zijn de resulterende gemiddelden vervolgens afgerond op vijftallen. Deze uiteindelijk afgeronde percentages zijn gebruikt bij de berekeningen van de blootstelling aan PAK en lood in neergedaald stof via ingestie (paragrafen 9.6.4 en 10.6.3).

We benadrukken overigens dat zonder grondig onderzoek naar de kwantitatieve bijdragen van andere lokale bronnen, de berekende waarden in de Tabellen B6.1 en B6.2 indicatieve schattingen blijven.

Bijlage 7

Gezondheidsrisico's en -effecten van lood

Het European Food Safety Authority-panel over voedingscontaminanten gaf in 2010 aan dat de invloed van lood op de ontwikkeling van het IQ van jonge kinderen en de effecten op het hart- en vaatstelsel en de nierfunctie bij volwassenen de effecten zijn waarop een risicoschatting kan worden gebaseerd (EFSA 2010). Op basis van een studie van Lanphear et al. (2005) werd geconcludeerd dat er geen drempelwaarde kan worden vastgesteld voor de invloed op het IQ en dat de resultaten suggereren dat de blootstelling-responsrelatie onder de 100 µg/l steiler is dan de relatie bij hogere loodbloedwaarden (Lanphear et al. 2005). Voor systolische bloeddruk werd een relatief zwakke maar statistisch significante relatie zonder duidelijk aanwijsbare drempelwaarde gevonden. Voor de nierfunctie werd een blootstelling-responsrelatie uit één studie afgeleid.

Er zijn verschillende exercities geweest waarin het effect van lood, via IQ, op de ziektelast is gekwantificeerd. Die worden hieronder kort samengevat.

EBODE

In het project Environmental Burden of Disease in European Countries (EBODE) zijn de gerapporteerde loodbloedwaarden van 250 Rotterdamse kinderen van 1 tot 7 jaar uit 2005 (Peeters et al. 2009) gebruikt om de verdeling voor Nederland te simuleren (lognormale verdeling met een rekenkundig gemiddelde van 19 en een standaarddeviatie van 13,5 µg/l) (Hänninen and Knol 2011, Hanninen et al. 2014). De populatieverdeling van het IQ is een normale verdeling met een gemiddelde van 100 en een standaarddeviatie van 15 punten (Hänninen and Knol 2011). De blootstelling-responsrelatie in EBODE kende destijds een drempelwaarde van 24 µg/l. Zoals hierboven vermeld, is het huidige inzicht dat er geen drempelwaarde voor de invloed op het IQ is. Voor het referentie- en het blootstellingscenario is berekend wat de fractie van de populatie is dat een geschat IQ heeft dat onder een zeker niveau ligt. In EBODE is aangehouden dat wanneer het IQ minder dan 70 punten bedraagt, er sprake is van ten minste een lichte verstandelijke beperking ('mild mental retardation'). De WHO kende hieraan een weegfactor voor de ernst van de aandoening toe van 0,36 per jaar.

VTV 2018

Voor de VTV 2018 is een poging gedaan om het werk van EBODE op te frissen op basis van de nieuwe inzichten van de EFSA (VTV 2018b). In (Otte et al. 2015) is de stuksgewijze ('piecewise') lineaire functie voor de relatie tussen lood in bloed en IQ beschreven, zoals die door het RIVM is afgeleid uit de studie van Lanphear (Lanphear et al. 2005). Deze functie is voor de berekening van de ziektelast toegepast. Op basis van de loodbloedwaarden van Peeters (Peeters et al. 2009) en de blootstelling-responsrelatie is allereerst berekend wat het gemiddelde IQ-verlies is (1,45 punten). Vervolgens is voor het referentiescenario

(afwezigheid van loodbelasting) als uitgangspunt genomen dat het populatiegemiddelde IQ 101,45 zou bedragen. Voor de berekeningen werd een meer gedifferentieerde indeling voor de verstandelijke beperking gebruikt dan die in EBODE. Deze indeling was gebaseerd op DSM-IV, een classificatie voor psychische stoornissen (APA 1994). De vermelde weegfactoren zijn afkomstig uit (GBD 2017).

Tabel B7.1 Indeling voor verstandelijke beperking met weegfactoren voor ziektelast volgens GBD (2017), zoals gehanteerd in VTV 2018.

Omschrijving DSM-IV	IQ	Gewicht (per jaar)
moeilijk lerend (borderline idiopathic development intellectual disability)	70-84	0,011
lichte verstandelijke beperking	50-69	0,043
matige verstandelijke beperking	35-49	0,10
ernstige verstandelijke beperking	20-34	0,16
diepe verstandelijke beperking	<20	0,20

Vervolgens is voor deze verschillende IQ-klassen berekend hoe groot de toename in de populatie is als gevolg van de loodbelasting.

Carrington et al.

Carrington et al. (2019) gebruiken functies, eerder afgeleid door de WHO Joint Expert Committee for Food Additives, om het effect van opname van lood via de voeding op de ziektelast te beschrijven (Carrington et al. 2019). De benadering is zeer vergelijkbaar met de exercities die hierboven zijn beschreven. Er zijn echter ook wat verschillen. Zo is voor de ernst van IQ-verlies gebruikgemaakt van de methodiek van het WHO Global Health Estimates-onderzoek (WHO 2017).

Tabel B7.2 Indeling voor verstandelijke beperking met weegfactoren voor ziektelast volgens WHO (2017), zoals gehanteerd in Carrington et al. (2019).

Omschrijving DSM-IV	IQ	Gewicht (per jaar)
lichte verstandelijke beperking	50-<70	0,127
matige verstandelijke beperking	35-<50	0,293
ernstige verstandelijke beperking	20-<35	0,383
diepe verstandelijke beperking	<20	0,444

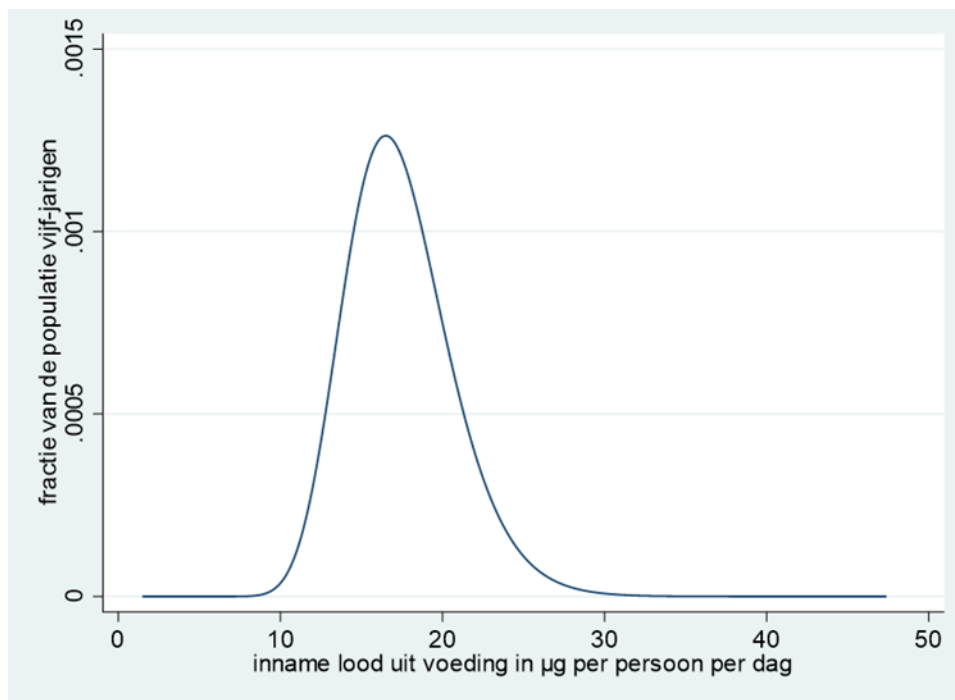
In het paper van Carrington et al. wordt de opname van lood door een vijfjarige als uitgangspunt genomen. Het hieraan toegeschreven IQ-verlies wordt aan de verdere levensverwachting toegerekend. De gebruikte relaties tussen opname en het gevolg voor de loodbloedwaarde, en de relatie tussen loodbloedwaarde en IQ zijn niet exact in het paper beschreven. Uit de resultaten, gepresenteerd in de tabellen uit de publicatie, kan worden afgeleid dat deze lineair zijn in het domein van de gebruikte blootstelling.

Schatting van de invloed van de uitstoot van metalen door TSN op de gezondheid van omwonenden

Ingestie

Voor dit rapport is een combinatie gebruikt van methoden uit verschillende onderzoeken en eerdere RIVM-publicaties op het gebied van opname van lood in voeding (Boon et al. 2016), van lood uit de bodem (Otte et al. 2015), en van lood uit gedeponeerd stof (Mennen et al. 2021).

Voor de toevoerroute voedsel, die een relatief groot aandeel heeft, is in dit rapport gebruikgemaakt van de inname van een vijfjarige. Uitgaande van een lichaamsgewicht van 20 kilo is de mediane inname 17,4 μg per persoon per dag. Een lognormale verdeling voor de inname is verondersteld. Hieronder, in Figuur B7.1, is de verdeling van de inname uit voeding voor een vijfjarige weergegeven.



Figuur B7.1 De verdeling van de inname van lood via voedsel door vijfjarigen.

De inname van lood kan worden omgerekend naar de concentratie lood in bloed. Om te komen tot een ziektelast, is het wenselijk de gehele verdeling te beschouwen. In het voorliggende rapport is de relatie gebruikt die de EFSA (2010) hanteert: een inname van 0,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lg/d leidt tot een bloedwaarde van 12 $\mu\text{g}/\text{L}$. EFSA (2010) geeft aan dat de BMDL01 voor 1 IQ-punt verlies ligt bij 12 $\mu\text{g}/\text{L}$ lood in bloed voor een gemiddeld kind van 20 kilo. Deze waarde is afgeleid uit een zogeheten *piecewise linear model*, waarbij het breekpunt lag bij 100 $\mu\text{g}/\text{L}$. Uitgaande van een lineaire relatie tot het breekpunt van 100 $\mu\text{g}/\text{L}$, betekent dit dat de coëfficiënt 1/12 IQ-verlies per $\mu\text{g}/\text{L}$ lood in bloed bedraagt.

Als eerste stap is gerekend aan de effecten op IQ die door lood in voeding worden veroorzaakt en de gevolgen daarvan voor de ziektelast. Hiervoor is een nul-scenario (geen loodopname) vergeleken met de inname volgens Boon et al (2016). Naast het gemiddelde IQ-verlies is

ook gekeken hoe de IQ-verdeling verschuift. De verschuiving leidt tot een toename van het aantal kinderen in de verschillende categorieën van een verstandelijke beperking. Deze verschuiving is niet lineair. Aan de hand van de verschuiving is uitgerekend met de gewichten van de WHO (en die van de GBD als gevoeligheidsanalyse) wat de consequenties zijn voor de YLD (years lived with disability).

Hierbij is aangenomen dat de levensverwachting van een vijfjarige (op 31 december 2020) 75,54 jaar voor mannen en 78,89 jaar voor vrouwen bedraagt ([CBS Statline](#), update 23 juni 2022). De populatie in Nederland bedroeg op 1 januari 2021 in totaal 8.686.536 mannen, van wie 90.004 vijfjarigen, en in totaal 8.788.879 vrouwen, van wie 85.399 vijfjarigen. Ofwel, 1% van de populatie zijn vijfjarigen die een gemiddelde levensverwachting van 77,17 jaar hebben. Dit laatste is als duur van het IQ-verlies genomen.

Tabel B7.3 Effect van inname van lood via de voeding voor vijfjarige kinderen, met lineaire relatie tussen IQ-verlies en lood in bloed gebaseerd op de BMDL01 van 12 µg/L.

Gezondheidseffecten van lood in bloed	Geen loodinname	Inname door voeding	Toename door voeding
Gemiddeld lood in bloedgehalte µg/L	0	20,9	20,9
Gemiddeld IQ-verlies (punten)	0	1,74	1,74
Aantal per 1 miljoen vijfjarigen:			
• moeilijk lerend (70-<85 IQ)	135.905	158.592	22.687
• lichte verstandelijke beperking (50-<70 IQ)	22.321	29.165	6.844
• matige verstandelijke beperking (35-<50 IQ)	422	637	215
• ernstige verstandelijke beperking (20-<35 IQ)	7,3	12,3	5,0
• diepe verstandelijke beperking (<20 IQ)	0,048	0,091	0,043
YLD per miljoen per jaar (WHO-gewichten)	2.294	3017	723
YLD per miljoen per jaar (GBD-gewichten)	1.935	2374	439

Als volgende stap is het scenario 'Plaatsen waar kinderen spelen (gemiddeld) (kind)' uit Csoil 2020 v1.03 toegevoegd aan de opname via de voeding. Hierdoor is er sprake van een extra inname van 0,70 µg/kg

lg/d. Uitgaande van een gewicht van 20 kilo voor een vijfjarige is dit 10,5 µg/dag.

Tabel B7.4 Effect van 'Bodem Plaatsen waar kinderen spelen (gemiddeld) (kind)' boven op opname van lood via voedsel.

Gezondheids-effecten van lood in bloed	Inname door voeding	Inname door voeding en bodemingestie	Toename door bodemingestie
Gemiddeld lood in bloedgehalte µg/L	20,9	37,7	16,8
Gemiddeld IQ-verlies (punten)	1,74	3,14	1,40
Aantal per 1 miljoen vijfjarigen:			
• moeilijk lerend (70-<85 IQ)	158.592	177945	19.353
• lichte verstandelijke beperking (50-<70 IQ)	29.165	35825	6.660
• matige verstandelijke beperking (35-<50 IQ)	637	877	240
• ernstige verstandelijke beperking (20-<35 IQ)	12,3	18,5	6,2
• diepe verstandelijke beperking (<20 IQ)	0,091	0,151	0,059
YLD per miljoen per jaar (WHO-gewichten)	3017	3728	711
YLD per miljoen per jaar (GBD-gewichten)	2374	2780	406

Als derde stap is het scenario 'Ingestie stof buiten (kind)', hieronder gebaseerd op het 95-percentiel van het hoogst belaste cluster (Beverwijk), toegevoegd aan de combinatie van loodinnname via de voeding en het scenario 'Bodem Plaatsen waar kinderen spelen (gemiddeld) (kind)'. Hiervoor is er een extra inname van 0,110 µg/kg lg/d berekend voor het kind van 20 kilo. Zie Tabel B7.5.

Tabel B7.5 Effect van 'Ingestie stof buiten (kind)', boven op 'Bodem Plaatsen waar kinderen spelen (gemiddeld) (kind)' en opname van lood via voedsel.

Gezondheidseffecten van lood in bloed	Inname door voeding en bodem- ingestie	Inname door depositie, voeding en bodem-ingestie	Toename door depositie
Gemiddeld lood in bloedgehalte µg/L	37,7	40,34	2,64
Gemiddeld IQ-verlies (punten)	3,14	3,36	0,22
Aantal per 1 miljoen vijfjarigen:			
• moeilijk lerend (70- <85 IQ)	177945	181056	3111
• lichte verstandelijke beperking (50- <70 IQ)	35825	36973	1148
• matige verstandelijke beperking (35- <50 IQ)	877	1117	240
• ernstige verstandelijke beperking (20- <35 IQ)	18,5	19,7	1,2
• diepe verstandelijke beperking (<20 IQ)	0,151	0,163	0,012
YLD per miljoen per jaar (WHO-gewichten)	3728	3851	123
YLD per miljoen per jaar (GBD-gewichten)	2780	2848	68

Dit kan worden uitgesplitst naar de andere woonclusters (Tabel B7.6).

Tabel B7.6 Blootstelling aan gedeponeerd stof en gezondheidsrisico per wooncluster.

Wooncluster	Blootstelling via stof ingestie µg/kg lg/d	Toename lood in bloed (ug/L)	IQ-punten verlies	YLD per miljoen per jaar (WHO-gewichten)	YLD per miljoen per jaar (GBD-gewichten)
Wijk aan Zee	0,05	1,16	0,096	53	30
Beverwijk	0,11	2,64	0,220	123	68
IJmuiden-Oost	0,10	2,40	0,200	112	62
IJmuiden Sluis	0,09	2,24	0,186	104	58
Velsen-Noord	0,07	1,73	0,144	80	45
Heemskerk	0,03	0,60	0,050	28	15

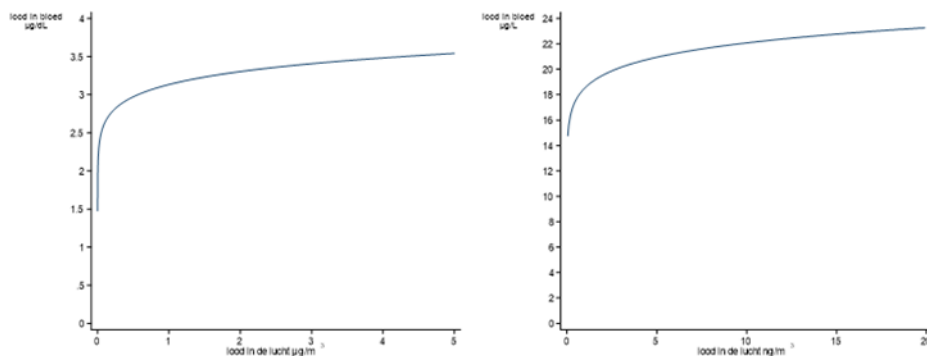
Inhalatie

Als vierde stap is het scenario 'inhalatie (kind)' toegevoegd aan de combinatie van loodinnname via de voeding, bodem en stof. Als uitgangspunt voor de bijdrage van inhalatie van lood in de lucht is de berekende concentratiebijdrage gebruikt Tabel 44. Er is van uitgegaan dat deze concentratiebijdrage boven op een achtergrondconcentratie komt. Voor deze achtergrondconcentratie is $3,3 \text{ ng/m}^3$ gebruikt (gemeten concentratie in De Rijp).

Voor de relatie tussen lood in de lucht en lood in bloed is de volgende relatie gebruikt (Richmond-Bryant et al. 2014):

$$\text{lood-bloed 1-5 jaar } [\mu\text{g/dL}] = \text{Exp}(1,142 + 0,076 * \text{Ln}(\text{lood-lucht } [\mu\text{g/m}^3]))$$

De curve lineaire relatie is hieronder grafisch weergegeven (Figuur B7.3). Links in de schalen van het artikel ($\mu\text{g/dL}$ en $\mu\text{g/m}^3$); rechts in eenheden en in de range gebruikt voor het voorliggende rapport ($\mu\text{g/L}$ en ng/m^3).



Figuur B7.3 Relatie tussen gehalten lood in lucht en lood in bloed (Richmond-Bryant et al. 2014).

Omdat er sprake is van een ln-ln-relatie, is er geen nulpunt. Vandaar dat de toename in het loodbloedgehalte is berekend als verschil tussen de concentratie in de woongebieden en de achtergrondconcentratie. Zie Tabel B7.7.

Tabel B7.7 Gemiddelde berekende en geschaalde bronbijdrage aan lood-bloed concentraties voor inhalatie per wooncluster. Concentraties lood in lucht zijn populatiegewogen in ng/m^3 .

Wooncluster	Bronbijdrage		
	Lood in lucht (ng/m^3)	Toename lood in bloed ($\mu\text{g/L}$)	Gemiddeld IQ-verlies (punten)
Wijk aan Zee	3,33	1,10	0,092
Beverwijk	0,89	0,37	0,031
IJmuiden-Oost	1,43	0,56	0,047
IJmuiden Sluis	1,30	0,52	0,043
Velsen-Noord	0,99	0,41	0,034
Heemskerk	0,56	0,24	0,020

De achtergrondwaarde van 3,3 ng/m³ levert ook een bijdrage aan de loodbloedwaarde. Deze berekenen we niet als het verschil met geen (nul) lood in de lucht, omdat de ln-regressie geen nulpunt heeft. Daarbij omvat deze regressie ook de bijdrage uit andere bronnen aan de loodbloedwaarde, die we hierboven voor voedsel, bodem en stof, al in beeld hebben. Daarom nemen we als benadering het verschil tussen 6,6 en 3,3 ng/m³, en nemen we aan dat de achtergrondwaarde een toename in lood in bloed van 1,10 µg/L veroorzaakt.

Tabel B7.8 Gezondheidsrisico voor lood in lucht per wooncluster in YLD per miljoen blootgestelde mensen per jaar.

Woon-cluster	Bron-bijdrage lood in lucht ng/m ³	Achtergrond ng/m ³	Toename lood in bloed (totaal) µg/L	YLD per miljoen per jaar (WHO en GBD gewichten) (totaal)	
				WHO	GBD
Wijk aan Zee	3,3	3,3	2,20	97	55
Beverwijk	0,9	3,3	1,47	63	36
IJmuiden-Oost	1,4	3,3	1,66	72	41
IJmuiden Sluis	1,3	3,3	1,62	70	40
Velsen-Noord	1,0	3,3	1,51	65	37
Heemskerk	0,56	3,3	1,34	57	32

De toename in het loodbloedgehalte is opgeteld bij het loodbloedgehalte door 'Ingestie stof buiten (kind)', 'Bodem Plaatsen waar kinderen spelen (gemiddeld) (kind)' en de opname van lood via de voeding. Dit is hieronder uitgewerkt voor Beverwijk.

Tabel B7.9 Effect van inhalatie van lood in Beverwijk boven op 'Ingestie stof buiten (kind)', 'Bodem Plaatsen waar kinderen spelen (gemiddeld) (kind)' en inname van lood via voedsel.

Gezondheidseffecten van lood in bloed	Inname door depositie, voeding en bodem-ingestie	Inname door depositie, voeding, bodem-ingestie en inhalatie	Toename door inhalatie
Gemiddeld lood in bloedgehalte µg/L	40,34	41,81	1,47
Gemiddeld IQ-verlies (punten)	3,36	3,48	0,12
Aantal per 1 miljoen vijfjarigen:			
• moeilijk lerend (70-<85 IQ)	181056	182755	1699
• lichte verstandelijke beperking (50-<70 IQ)	36973	37566	593
• matige verstandelijke beperking (35-<50 IQ)	1117	1139	22
• ernstige verstandelijke beperking (20-<35 IQ)	19,7	20,3	0,6
• diepe verstandelijke beperking (<20 IQ)	0,162	0,167	0,005

Gezondheidseffecten van lood in bloed	Inname door depositie, voeding en bodem-ingestie	Inname door depositie, voeding, bodem-ingestie en inhalatie	Toename door inhalatie
YLD per miljoen per jaar (WHO-gewichten)	3851	3914	63
YLD per miljoen per jaar (GBD-gewichten)	2848	2884	36

De berekeningen tot en met het verlies aan gemiddeld IQ zijn gebaseerd op de referentiewaarden van EFSA (2010) voor de risicobeoordeling, waarbij als 'point of departure' de (ondergrens) BMDL01 van 12 µg/L, corresponderend met 1 IQ-punt verlies, met een bijbehorende inname van 0,5 µg/kg lg/d (bij 20 kilo), is bepaald.

De relatie tussen inname en bloedwaarde wordt lineair verondersteld, met een hellingsgetal van 1,2 µg/l per 1 µg inname per dag. Hierdoor zijn de berekeningen voor IQ-verlies vergelijkbaar met die in de rapportage van Mennen et al (2021). Het verdient echter aanbeveling voor de vergelijking met stressoren als fijnstof en NO₂ in de berekening van de ziektelast rekening te houden met de hele verdeling van inname en respons, door:

- gebruik te maken van de (mediane) BMD01 van 18 µg/L als 'point of departure', en
- rekening te houden met een niet-lineaire relatie, of met een hellingsgetal kleiner dan 1,2 in een lineaire relatie tussen inname van lood en loodbloedgehalte. Zo werd in een studie naar de wereldwijde impact van lood in voeding op intellectuele beperkingen een relatie gebruikt die circa 15 % lager lag dan die in dit rapport is gebruikt (Carrington et al. 2019).

Deze twee keuzes zouden resulteren in circa 40% lagere schattingen van de extra gezondheidsrisico's. Daarnaast is de referentiewaarde bedoeld voor een kind van 20 kg. Door vervolgens de blootstellingsberekeningen voor alle routes toe te wijzen naar een kind van 20 kilo, dus van ongeveer 5 jaar, wordt impliciet aangenomen dat de blootstelling bij jongere leeftijd (bijvoorbeeld 1 jaar) en oudere leeftijd hetzelfde patroon zou volgen per bron. In de voorliggende rapportage heeft dat geen invloed op de rangschikking van de beschreven stressoren fijnstof, NO_x, PAK en lood. Wanneer de aanpak uitgebreid wordt met bijvoorbeeld cumulatie van metalen, en met meer soorten stressoren, zijn deze aandachtspunten mogelijk van groter belang.

L.M.J. Geelen | R.P. Bogers | J.E. Elberse |
D. Houthuijs | M.H.M.M. Montforts |
M. Schuijff | R.C.G.M. Smetsers |
A. de Vries | J. Wesseling | J.H.J. Wijten

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven

www.rivm.nl

september 2023

**De zorg voor morgen
begint vandaag**

