



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Depositieonderzoek IJmond 2020

Monstername, analyse en risicobeoordeling
van PAK en metalen in neergedaald stof
binnen- en buitenshuis in de IJmondregio

RIVM-rapport 2021-0110

M.G. Mennen et al.



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Depositieonderzoek IJmond 2020

Monsternamen, analyse en risicobeoordeling van PAK en metalen
in neergedaald stof binnen- en buitenshuis in de IJmondregio

RIVM-rapport 2021-0110

Colofon

© RIVM 2021

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 haar 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-2021-0110

M.G. Mennen (auteur), RIVM
L. Geraets (auteur), RIVM
W. ter Burg (auteur), RIVM
J.E. Elberse (auteur), RIVM
E.M. van Putten (auteur), RIVM
M.E. Boshuis-Hilverdink (auteur), RIVM
N.W. van Veen (auteur), RIVM

Contact:
J.E. Elberse
Centrum Veiligheid
Janneke.Elberse@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van Provincie Noord-Holland en de IJmondgemeenten Beverwijk, Velsen en Heemskerk in het kader van het gezondheidsonderzoek in de IJmond.

Dit is een uitgave van:
**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**
Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
Nederland
www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Depositieonderzoek IJmond 2020

Monsternamen, analyse en risicobeoordeling van PAK en metalen in neergedaald stof binnen- en buitenshuis in de IJmondregio

In de IJmond in Noord-Holland is neergedaald stof te zien rondom het terrein van Tata Steel, bijvoorbeeld op vensterbanken, tuinmeubelen of op straat. Bij bewoners geeft het overlast. Ook maken zij zich zorgen over hun gezondheid en die van hun kinderen. Het RIVM en de GGD Kennemerland hebben daarom gemeten hoeveel polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) en metalen in het neergedaald stof zit. Daarnaast is een inschatting gemaakt wat voor risico het kan hebben voor de gezondheid van kinderen van tussen de één en twaalf jaar in dit gebied.

Het onderzoek richt zich op PAK en metalen omdat deze stoffen zijn te verwachten in de buurt van de staalindustrie en schadelijk kunnen zijn voor de gezondheid. Om een algemeen beeld te krijgen van het neergedaald stof is in verschillende dorpen rond Tata Steel drie keer stof verzameld en onderzocht. Dit is gedaan op 29 locaties buiten, en op 12 locaties binnen in woningen.

In Wijk aan Zee, Beverwijk, Velsen-Noord en IJmuiden zijn buitenshuis de hoeveelheden PAK en metalen groter dan op locaties buiten de IJmond. Ze zijn het grootst in Wijk aan Zee. Daar zijn van sommige metalen zoals ijzer, mangaan, vanadium en chroom, en PAK, hoeveelheden van 20 tot 100 keer meer gemeten. Binnen in de woningen in Wijk aan Zee zijn de hoeveelheden PAK en de meeste metalen ook wat groter. Maar de hoeveelheden in de woningen zijn veel lager dan erbuiten en dragen nauwelijks bij aan de totale hoeveelheid waar mensen aan blootstaan.

Kinderen die buiten en binnen spelen komen in contact met het neergedaald stof. Zij komen via hun huid in contact met PAK en metalen die in het stof zitten. Ook krijgen ze het via hun handen in hun mond. De blootstelling aan de hoeveelheden lood en PAK in neergedaald stof is ongewenst voor de gezondheid van kinderen. Mensen krijgen in hun dagelijks leven ook op andere manieren al te hoge hoeveelheden PAK en lood binnen, zoals via voeding. Daarom is het belangrijk deze extra blootstelling via neergedaald stof zo veel mogelijk te beperken. Van de andere hoeveelheden metalen in het stof wordt geen gezondheidsrisico verwacht.

Kernwoorden: IJmond, neergedaald stof, Tata Steel, blootstelling, PAK, metalen, risicobeoordeling, leefomgeving, gezondheid

Synopsis

Deposition study, IJmond 2020

Sampling, analysis and risk assessment of PAH (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) and metals in dust deposited outside and in homes in the IJmond region.

Dust can be seen around the Tata Steel site in the IJmond region in Noord-Holland, for example on windowsills, garden furniture and streets. This is a source of annoyance to local residents and a source of concern when it comes to their health and that of their children. RIVM and the Municipal Public Health Service (GGD) of Kennemerland have therefore measured the quantities of PAH (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) and metals in the dust deposited. We have also estimated the risks for the health of children aged between 1 and 12 years who live and play in the area.

This study focuses on PAH and metals because these substances are to be expected in an area where steel is produced – and because they can be harmful to health. To get a general impression of the dust deposited, samples were collected 3 times at 12 locations inside homes, and at 29 locations outside, in several villages in the vicinity of Tata Steel.

The quantities of PAH and metals outside homes were higher in Wijk aan Zee, Beverwijk, Velsen-Noord and IJmuiden than at locations outside the IJmond region. They were highest in Wijk aan Zee. There, levels of some metals, such as iron, manganese, vanadium and chromium, and PAH, were 20 to 100 times higher than levels outside the IJmond region. In Wijk aan Zee, the quantities of PAH and most metals inside homes were also somewhat higher. These quantities were, however, much lower than those found outside and contribute very little to the overall quantities to which people are exposed.

Children who play inside and outside come into contact with the dust deposited, and thus with the PAH and metals in the dust, via their skin. They also ingest it by getting dust via their hands in their mouth. Exposure to the quantities of lead and PAH in this dust is detrimental to children's health. People are already exposed to high quantities of PAH and lead in their daily lives by other routes, such as via their food, which is why it is essential to prevent this additional exposure via dust wherever possible. The quantities of other metals in the dust are not expected to form a health risk.

Keywords: PAH (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons), lead, metals, dust deposited, IJmond region, Tata Steel, exposure, risk assessment, living environment, health

Inhoudsopgave

Samenvatting — 9

1 Inleiding — 15

- 1.1 Aanleiding — 15
- 1.2 Doelstellingen uitgebreide depositieonderzoek — 15
- 1.3 Relatie tussen de verschillende depositieonderzoeken — 17
- 1.4 Leeswijzer — 17

2 Opzet, methoden en uitvoering van de depositiemetingen — 19

- 2.1 Verspreiding en depositie van stofdeeltjes — 19
- 2.2 Werkwijze monsternamen — 19
- 2.3 Monsterlocaties: selectie — 22
- 2.4 Monsterlocaties: overzicht — 23
- 2.5 Monsterlocaties: clustering — 26
- 2.6 Vragenlijst deelnemers — 28
- 2.7 Analyses op metalen en PAK — 28
- 2.8 Uitval van metingen — 29

3 Resultaten depositiemetingen — 31

- 3.1 Weersomstandigheden tijdens de meetperiodes — 31
 - 3.1.1 Windrichting — 31
 - 3.1.2 Neerslag — 33
- 3.2 Depositiemetingen: inleiding — 34
- 3.3 Resultaten depositiemetingen PAK — 35
 - 3.3.1 Depositie PAK buiten — 35
 - 3.3.2 Depositie PAK in woningen — 38
- 3.4 Resultaten depositiemetingen metalen — 40
 - 3.4.1 Depositie metalen buiten — 41
 - 3.4.2 Depositie metalen in woningen — 47
- 3.5 Samenvatting depositie buiten en binnen — 51
- 3.6 Resultaten depositie 'na afspoelen door neerslag' — 52
 - 3.6.1 Afwijkende waarden — 53
- 3.7 Representativiteit depositiemetingen — 53
- 3.8 Vergelijking met resultaten depositie Grafietregen- en ad hoc depositieonderzoek — 54
- 3.9 Verspreiding PAK en metalen in relatie tot bronnen — 57

4 Blootstellings- en risicobeoordeling van gemeten depositie — 59

- 4.1 Blootstelling aan PAK en metalen via gedeponeerd stof — 60
 - 4.1.1 Algemene uitgangspunten — 60
 - 4.1.2 Verwerking depositiemetingen — 60
 - 4.1.3 Blootstellingsschatting – scenario van het spelende kind — 62
 - 4.1.4 Berekende blootstelling — 65
- 4.2 Toxicologie — 68
 - 4.2.1 Toxicologische profielen — 68
 - 4.2.2 Gezondheidskundige grenswaarden of uitgangswaarden voor de risicobeoordeling — 68
 - 4.2.3 Zeer Zorgwekkende Stoffen — 69
- 4.3 Risicokarakterisering — 71
 - 4.3.1 PAK — 71

- 4.3.2 Metalen — 72
- 4.4 Discussie van de risicobeoordeling — 75
 - 4.4.1 Verwerken depositiemetingen in blootstellingsschatting — 77
 - 4.4.2 Blootstellingsberekening; aannames en keuzes — 77
 - 4.4.3 Risico's PAK — 78
 - 4.4.4 Risico's metalen — 80
 - 4.4.5 Vergelijk risicobeoordeling Grafietregenonderzoek en huidig onderzoek — 84

5 Conclusies en beschouwing — 87

Dankwoord — 91

Referenties — 93

Lijst met afkortingen — 101

Bijlage 1 Beschrijving van de methoden voor bemonstering — 103

Bijlage 2 Nadere toelichting op de analyseprocedures — 108

Bijlage 3 Referentiewaarden depositie aan PAK en metalen — 110

Bijlage 4 Overzicht van gemeten deposities aan PAK en metalen 'na afspoelen door neerslag' — 112

Bijlage 5 Blootstellingsschatting in meer detail — 121

Bijlage 6 Toxicologische profielen — 134

Samenvatting

Inleiding

De IJmond heeft te maken met milieubelastende activiteiten zoals verkeer, scheepvaart en zware industrie. De emissies van het Tata Steel-terrein hebben effect op de leefomgeving. Neergedaald, zichtbaar stof rondom het Tata Steel-terrein veroorzaakt overlast en roept vragen op over de invloed op de gezondheid. Vooral in Wijk aan Zee hebben omwonenden last van zwart stof dat zichtbaar is op bijvoorbeeld vensterbanken, tuinmeubelen of op straat.

Doelstelling van het onderzoek

Dit onderzoek had tot doel te bepalen hoeveel polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) en metalen aanwezig zijn in neergedaald stof in de IJmond. Hierbij is gekeken naar neergedaald stof buiten en in woningen. Het tweede doel was een risicobeoordeling uit te voeren om in te schatten wat blootstelling aan het neergedaalde stof kan betekenen voor de gezondheid. Hierbij is gekeken naar blootstelling aan het stof van spelende kinderen in de leeftijd van één tot en met twaalf jaar. Van PAK en metalen is bekend dat ze vrijkomen bij de productie van staal en dat ze een gezondheidsrisico kunnen vormen als mensen ermee in contact komen. In dit onderzoek ging het alleen om stof dat is neergekomen: depositie. Dus niet om de stoffen in de lucht. In dit onderzoek is niet uitgebreid gekeken naar mogelijke bronnen, dit volgt op een later moment.

Aanpak monsternamen

Om inzicht te krijgen in de hoeveelheden PAK en metalen in het neergedaald stof in de IJmondregio heeft het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) in samenwerking met GGD Kennemerland in het najaar van 2020 depositiemetingen uitgevoerd. Op 29 locaties, waarvan de meeste in woonwijken, in Wijk aan Zee, Beverwijk, Velsen, IJmuiden en Heemskerk, hebben de onderzoekers stof verzameld. Dat worden veegmonsters genoemd. Op twaalf van deze locaties zijn ook veegmonsters genomen van neergedaald stof binnen in woningen. Bij het selecteren van locaties voor de veegmonsters is rekening gehouden met verschillende windrichtingen en afstanden ten opzichte van het Tata Steel-terrein. Daarnaast zijn metingen gedaan op enkele locaties buiten de IJmond (De Zilk, De Rijk, Castricum, Amersfoort) om achtergrondwaarden te bepalen. Achtergrondwaarden geven de hoeveelheid aan van deze stoffen op plekken met weinig industrie en verkeer. De metingen zijn gedaan in drie opeenvolgende perioden van elk ruim twee weken. De veegmonsters zijn door een onafhankelijk laboratorium geanalyseerd op de aanwezigheid van PAK en metalen.

Resultaten: depositie PAK en metalen buiten

De resultaten van de analyses laten zien dat er in Wijk aan Zee, Beverwijk, Velsen, en IJmuiden meer PAK en metalen in de veegmonsters is gemeten dan op de achtergrondlocaties. De meetwaarden in Wijk aan Zee en bij het meetstation Reyndersweg zijn verreweg het hoogst. De hoeveelheden stof zijn daar gemiddeld meer dan tien keer zo groot dan

het achtergrondniveau. Voor sommige metalen zoals ijzer, mangaan, vanadium en chroom, en PAK, is de hoeveelheid hier zelfs 20 tot 100 keer meer dan op de achtergrondlocaties. De hoogste waarden in Wijk aan Zee zijn gevonden op de locaties die het dichtst bij het terrein van Tata Steel liggen.

Uit de metingen blijkt dat een deel van de PAK en metalen in het neergedaalde stof wegspoelt door neerslag.

Resultaten: depositie PAK en metalen binnen

In de vijf woningen in Wijk aan Zee is de depositie aan PAK en de meeste metalen – vooral ijzer, mangaan, vanadium, lood, magnesium en strontium – hoger dan in de woning op de achtergrondlocatie. Op de andere locaties in de IJmond zijn voor sommige metalen binnenshuis deposities gevonden die (licht) verhoogd zijn vergeleken met de achtergrondlocatie. De depositie aan PAK en metalen binnenshuis is wel veel lager dan buiten: voor PAK gemiddeld 100 keer zo laag en voor metalen 10 tot 400 keer zo laag, afhankelijk van het type metaal.

Aanpak blootstellings- en risicobeoordeling

Het doel van de blootstellings- en risicobeoordeling was om voor elk cluster (locaties binnen een woongebied) een schatting te maken van de gemiddelde jaarblootstelling, en de daarmee samenhangende gezondheidsrisico's. De risicobeoordeling is uitgevoerd voor de woonlocaties in de IJmond waarbij zowel buitenshuis als binnenshuis de depositie bemonsterd is: Wijk aan Zee (5 locaties), Beverwijk (2 locaties), Velsen-Noord (2 locaties), IJmuiden oost (1 locatie), en IJmuiden sluizen (2 locaties). Voor de risicobeoordeling is uitgegaan van het blootstellingsscenario van een spelend kind in de leeftijd van één jaar tot en met twaalf jaar.

Om te bepalen met welke hoeveelheid van die stoffen kinderen gemiddeld per dag in contact kunnen komen is de gemeten depositie per meetperiode uitgemiddeld over het aantal dagen dat gemeten is. Rekening houdend met het speelgedrag van kinderen is vervolgens de blootstelling over het jaar berekend. De belangrijke routes van blootstelling zijn contact van neergedaald stof aan de huid en blootstelling door hand-mondcontact. Hierbij is ervan uitgegaan dat kinderen vijf keer per week twee uur buiten spelen. Voor binnen spelen wordt aangenomen dat kinderen iedere dag gedurende twee uur binnen spelen, of vier uur op dagen dat kinderen niet buitenspelen. De hoeveelheid chemische stof, zoals PAK of metalen, die tijdens het spelen kan worden afgeveegd van oppervlakken met de huid is gebaseerd op wetenschappelijke inzichten over de mate van contact met oppervlakken en de aanname dat het gedeponeerde stof eenvoudig afgeveegd kan worden. Uiteindelijk resulteert de blootstellingsschatting in een realistische worstcase van de totale blootstelling aan PAK en metalen per woongebied via gedeponeerde stof door buiten en binnen spelen.

Voor de kankerverwekkende PAK is door middel van de lineaire extrapolatiemethode een inschatting gemaakt van het extra kankerrisico door blootstelling aan PAK in het neergedaald stof. Voor de meeste metalen is ervan uitgegaan dat de blootstelling op het niveau van de gezondheidskundige grenswaarde geen gezondheidsrisico's met zich

meebrengt. In geval van een niet-drempel-effect (dit betekent dat iedere blootstelling, hoe klein ook, kan leiden tot het effect, zoals bijvoorbeeld bij kankerverwekkende stoffen) is voor de metalen de zogenoemde margin of exposure (MOE)-benadering toegepast. De MOE is de ratio tussen het 'point of departure' enerzijds en de geschatte blootstelling bij de mens anderzijds. De point of departure is de dosering in het proefdier in het dierexperiment of blootstelling bij de mens in geval van bijvoorbeeld een epidemiologische studie gekoppeld aan een bepaald effectniveau.

Resultaten blootstellings- en risicobeoordeling

In lijn met de resultaten van de veegmonsters was de geschatte blootstelling het hoogst voor Wijk aan Zee. Dit geldt voor blootstelling door buiten spelen, binnen spelen en voor de totale blootstelling. De blootstelling door binnen spelen draagt echter weinig bij aan de totale blootstelling.

Uit de risicobeoordeling blijkt dat het geschatte extra risico door blootstelling aan PAK via gedeponerd stof voor het scenario van spelende kinderen van één tot en met twaalf jaar voor de verschillende IJmondclusters ligt tussen het Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR) van één extra geval van kanker per miljoen mensen die levenslang blootgesteld worden en het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) van één extra geval van kanker per tienduizend mensen die levenslang blootgesteld worden. Een extra risico als gevolg van blootstelling aan PAK via gedeponerd stof kan dus niet uitgesloten worden. Wel geldt hier dat de blootstelling aan PAK via voeding al vrij hoog is. Desondanks dient additionele blootstelling gelimiteerd te worden.

Op basis van de geschatte blootstelling is voor de meeste metalen geen gezondheidsrisico door blootstelling via neergedaald stof te verwachten. Echter, voor lood is de geschatte blootstelling via neergedaald stof zodanig dat dit ongewenst is voor de gezondheid. Langdurende (lage) blootstelling aan lood leidt tot neurologische ontwikkelingsstoornissen. Kinderen zijn het meest gevoelig voor deze effecten omdat hun hersenen en zenuwstelsel nog in ontwikkeling zijn. Voor lood is bekend dat de dagelijkse blootstelling via onder andere voeding en drinkwater al hoger is dan wat veilig beschouwd wordt. Extra blootstelling dient dan ook beperkt te worden.

De huidige risicobeoordeling is op populatieniveau uitgevoerd en doet geen uitspraak op individueel niveau. Of een individu ook daadwerkelijk een gezondheidseffect ontwikkelt, hangt bovendien van meer factoren af dan alleen van blootstelling aan de betreffende stoffen. Dan spelen onder andere ook verschillen in leefstijl en interindividuele verschillen in gevoeligheid voor een gezondheidseffect een rol.

In dit onderzoek zijn bij de risicobeoordeling de mogelijke gezondheidsrisico's als gevolg van blootstelling via huid en via handmondcontact in kaart gebracht. De mogelijke gezondheidsrisico's als gevolg van blootstelling door inademing of inname via consumptie van gecontamineerde gewassen en dierlijke producten uit de IJmondregio zijn in deze beoordeling niet meegenomen. Dit betekent dat de huidige risicobeoordeling gebaseerd is op het deel van de totale blootstelling als

gevolg van neergedaalde stoffen en dat de resultaten van de risicobeoordeling als zodanig geïnterpreteerd moeten worden.

Vergelijking met eerder uitgevoerd onderzoek

In maart 2019 heeft het RIVM veegmonsters genomen in Wijk aan Zee voor en na het plaatsvinden van een grafietregen. In juni 2020 zijn naar aanleiding van meldingen van stofoverlast door omwonenden ook veegmonsters genomen in Wijk aan Zee. Voor deze twee onderzoeken zijn de veegmonsters geanalyseerd op hoeveelheden PAK en metalen. In het huidige onderzoek is op een aantal locaties in Wijk aan Zee metingen gedaan om een vergelijking te kunnen maken met de resultaten van deze eerdere metingen. Op hoofdlijnen zijn de nu gemeten hoeveelheden vergelijkbaar met de hoeveelheden in eerdere onderzoeken. Voor sommige metalen werden in het najaar van 2020 iets hogere waarden aangetroffen, voor andere metalen iets lagere waarden. De depositie van PAK was in het najaar van 2020 gemiddeld vijf keer zo hoog als bij het Grafietregen- en het ad hoc depositieonderzoek.

Kortom, in elk van deze drie onderzoeken die zijn uitgevoerd in verschillende jaargetijden, is in Wijk aan Zee een sterk verhoogde depositie van PAK en metalen gevonden. Er is dus een structureel verhoogde depositie aan PAK en een groot aantal metalen, zoals ijzer, mangaan, vanadium, chroom, arseen, aluminium, etc. vastgesteld in Wijk aan Zee.

Qua blootstellings- en risicobeoordeling kunnen de resultaten van huidig onderzoek en het Grafietregenonderzoek niet één-op-één met elkaar vergeleken worden, ook al komen de deposities redelijk overeen (uitgezonderd de PAK). Dit heeft te maken met meerdere aspecten. Het onderzoek in maart 2019 had tot doel de gezondheidsrisico's door blootstelling aan het neergedaald stof na een piekuitstoot van grafietregens te schatten. Inmiddels zijn door het bouwen van een 'grafiethal' de grafietregens gestopt. Er is echter nog steeds stofoverlast in de IJmond, met name in Wijk aan Zee. In het huidige onderzoek was het doel een algemeen beeld te krijgen van de langdurige continue depositie en de hiermee samenhangende blootstelling. Hiervoor is een jaargemiddelde blootstelling aan PAK en metalen bepaald in plaats van een piekblootstelling door een grafietregen. Hierbij wordt ook de weggespoelde depositie meegenomen in de blootstellingsschatting, waarbij aangenomen is dat ook het weggespoelde stof beschikbaar is geweest voor blootstelling. De schommelingen in depositie over de tijd, vanwege weersomstandigheden en onregelmatige emissie van stof, rechtvaardigen deze benadering van de blootstellingsschatting en risicobeoordeling. Daarnaast is in huidig onderzoek ook gekeken naar de depositie binnenshuis, en worden ook éénjarige kinderen en kinderen tot en met twaalf jaar meegenomen in de blootstellingsbeoordeling.

Relatie met bronnen

Hoewel dit rapport niet tot doelstelling had mogelijke bronnen van PAK en metalen in stof te identificeren, geven de resultaten een indicatie dat een aanmerkelijk deel van het neergedaalde stof afkomstig is van het terrein van Tata Steel. Van zowel PAK als verschillende metalen die in grote hoeveelheden in het stof zijn aangetroffen (onder andere ijzer, mangaan, vanadium en chroom) – vooral op de meetlocaties die dicht bij het terrein

van Tata Steel liggen – is bekend dat deze kunnen vrijkomen bij processen en uit materiaalopslagen van de staalindustrie. Andere bronnen van PAK en bepaalde metalen zijn verkeer, scheepvaart, andere industriële processen, houtstook en opwaaiend bodemstof. Deze bevindingen zullen meer in detail worden bestudeerd in het onderzoek naar de herkomst (bronnen) van stoffen in de leefomgeving in het IJmondgebied, zowel in de lucht als in het neergedaalde stof. Dit is een ander onderdeel van het Gezondheidsonderzoek in de IJmond, waarover apart gerapporteerd wordt.

Conclusie

De hoeveelheden PAK en metalen in neergedaald stof in de IJmond zijn structureel verhoogd, met name in Wijk aan Zee. Dit gaat vooral over het stof dat buiten ligt. In de huizen ligt er ook meer stof, maar dit draagt nauwelijks bij aan de totale blootstelling en heeft dus weinig gevolgen voor de gezondheid. Uit de risicobeoordeling blijkt dat de blootstelling van kinderen aan de hoeveelheden lood en PAK via het neergedaald stof ongewenst is voor de gezondheid.

PAK, lood en andere metalen, aangetroffen in de veegmonsters, zijn Zeer Zorgwekkende Stoffen (ZZS). ZZS zijn stoffen die gevaarlijk zijn voor mens en milieu omdat ze bijvoorbeeld kankerverwekkend zijn, de voortplanting belemmeren of zich in de voedselketen ophopen. Het nationale milieubeleid is er op gericht om ZZS zo veel mogelijk uit de leefomgeving te weren. De aanwezigheid van deze stoffen in de leefomgeving is niet gewenst. De leefomgeving waarin mensen wonen, werken en recreëren heeft invloed op hun gezondheid. Een gezonde leefomgeving is een leefomgeving die als prettig wordt ervaren, die uitnodigt tot gezond gedrag en waar de druk op het milieu en de gezondheid zo laag mogelijk is. Regelmatig zichtbaar neergedaald stof in de leefomgeving, waarvan bekend is dat deze schadelijke componenten bevat, zorgt ervoor dat mensen hun directe leefomgeving als vies en ongezond kunnen ervaren. Dit leidt tot hinder en bezorgdheid en heeft dus een negatief gezondheidseffect. Aanpak van stofoverlast kan daarom een positief effect hebben op het welzijn van mensen.

Dit onderzoek maakt deel uit van het Gezondheidsonderzoek IJmond, dat het RIVM uitvoert in opdracht van de provincie Noord-Holland en de IJmondgemeenten Heemskerk, Beverwijk en Velsen.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

De IJmond heeft te maken met milieubelastende activiteiten zoals verkeer, scheepvaart en zware industrie. Vooral de emissies en verspreiding van stoffen en stofdeeltjes afkomstig van het Tata Steel-terrein, veroorzaken overlast bij omwonenden en roepen vragen op over de invloed op de gezondheid. In 2018 zorgden zogenoemde grafietregens voor een toename van de zorgen van omwonenden van Tata Steel, met name in Wijk aan Zee.

In 2019 heeft het RIVM, in opdracht van provincie Noord-Holland, een beperkt depositieonderzoek gedaan naar de grafietregens in Wijk aan Zee. Daarbij is inzicht verkregen in de samenstelling van het stof en de risico's voor de gezondheid (Geraets en Schulpen, 2019). De conclusie van dit onderzoek was dat voor jonge kinderen de geschatte blootstelling aan de metalen lood, mangaan en vanadium in neergedaald stof ongewenst is voor de gezondheid. Door het bouwen van een overkapping van dit proces zijn de emissies van grafietregens inmiddels gestopt.

Tijdens het Grafietregenonderzoek is gebleken dat er bij omwonenden van Tata Steel verschillende vragen en zorgen leefden, onder meer op gebied van grof stof, luchtkwaliteit en gezondheid. Naar aanleiding daarvan heeft het RIVM met inbreng van de klankbordgroep, bestaande uit omwonenden en onafhankelijke experts, een inventarisatie gemaakt van openstaande vragen en op basis daarvan acht onderzoeksopties geformuleerd. Het RIVM heeft geadviseerd om als eerste onderzoek uit te voeren naar drie van deze opties:

- depositie (uitgebreider onderzoek naar neerslag van stof in de leefomgeving);
- luchtkwaliteit en inhaleerbare fractie op ervaren (on)gezonde dagen;
- acute gezondheidsklachten.

De provincie Noord-Holland en de IJmondgemeenten Heemskerk, Beverwijk en Velsen hebben het RIVM opdracht gegeven om deze onderzoeken uit te voeren. In het in april 2021 gepubliceerde briefrapport 'Tussentijdse resultaten Gezondheidsonderzoek in de IJmond' (Elberse et al., 2021) is een uitgebreidere toelichting gegeven op dit proces en zijn de resultaten van de deelonderzoeken 'Luchtkwaliteit en inhaleerbare fractie' en 'Acute gezondheidsklachten' beschreven.

In dit rapport worden de resultaten van het uitgebreide depositieonderzoek en de risicobeoordeling door langdurige continue blootstelling aan gedeponeerd stof gepresenteerd. In dit onderzoek werken we samen met GGD Kennemerland.

1.2 Doelstellingen uitgebreide depositieonderzoek

Uit de inventarisatie van zorgen en vragen van omwonenden bleek dat er veel vragen waren over het stof dat mensen aantreffen in hun leefomgeving, zowel buiten als binnenshuis. Er waren vragen over wat er

in het stof zit en welke gezondheidsrisico's dit met zich meebrengt. Op basis van de vragen die leven is een depositieonderzoek vormgegeven.

De doelstellingen van het depositieonderzoek zijn als volgt:

- Bepalen van de hoeveelheden Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK) en metalen in buiten neergedaald stof in de IJmondregio, te weten: Wijk aan Zee, Beverwijk, Velsen-Noord, IJmuiden en Heemskerk. Dit geeft inzicht in de depositie in de omgeving van het bedrijfsterrein van Tata Steel in verschillende windrichtingen.
- Bepalen van de hoeveelheden PAK en metalen in het neergedaald stof binnen in een aantal woningen in de IJmondregio, te weten: Wijk aan Zee, Beverwijk, Velsen-Noord en IJmuiden. Dit geeft inzicht in de depositie binnenshuis, en mogelijke verschillen met depositie buitenshuis.
- Uitvoeren van een risicobeoordeling op basis van een opgesteld blootstellingsscenario voor spelende kinderen in de leeftijd van één tot en met twaalf jaar. Hierbij wordt gebruikgemaakt van de hierboven genoemde depositiemetingen. Dat geeft inzicht in de gezondheidsrisico's door langdurige blootstelling via gedeponeerd stof buiten en binnen.

Om een goed beeld te krijgen van de depositie in de IJmond is gekozen voor een onderzoek waarin drie keer veegmonsters worden genomen, met een interval van ruim twee weken. Door te kiezen voor drie meetperiodes neemt de kans toe dat het effect van verschillende weersomstandigheden en windrichtingen kan worden onderzocht. Ook kan zo een beter beeld worden verkregen van de gemiddelde invloed van emissies afkomstig van het Tata Steelterrein en andere bronnen in de IJmondregio zoals bijvoorbeeld de haven, wegverkeer en scheepvaart. Onderzoek naar de herkomst (bronnen) van de PAK en metalen in het neergedaalde stof maakt deel uit van een ander traject binnen het Gezondheidsonderzoek, waarover in een latere fase apart gerapporteerd zal worden.

Wat betreft de samenstelling is er net als in het Grafietregenonderzoek voor gekozen het stof te analyseren op PAK en metalen.¹ Van deze stoffen is bekend dat ze vrijkomen bij de productie van staal en dat ze een potentieel gezondheidsrisico vormen bij blootstelling via depositie. PAK ontstaan bij verbrandingsprocessen, met name onvolledige verbranding. Typische bronnen van PAK zijn industrie, houtstook, afvalverbranding, elektriciteitsopwekking zoals kolencentrales, weg- en scheepvaartverkeer, aangebrand voedsel en sigarettenrook. Van een aantal PAK is bekend dat ze kankerverwekkend zijn. Verschillende metalen komen voor in cokes en erts die als grondstoffen worden gebruikt in de staalindustrie. Ze kunnen vrijkomen door verwaaiing van stof uit de opslag van deze materialen en bij de industriële processen. Andere bronnen van metalen zijn weg- en scheepvaartverkeer, elektriciteitsopwekking en afvalverbranding. Metalen komen ook voor in opwaaiend bodemstof. Van diverse metalen is bekend dat ze bij blootstelling aan bepaalde hoeveelheden tot gezondheidseffecten kunnen leiden.

¹ In dit onderzoek is neergedaald stof geanalyseerd op een groot aantal metalen en andere elementen, die strikt genomen niet tot de metalen worden gerekend zoals fosfor. Met het oog op de leesbaarheid wordt in dit rapport verder gesproken over metalen, ook waar andere elementen worden bedoeld.

1.3 Relatie tussen de verschillende depositieonderzoeken

Hieronder is een overzicht gegeven van de opeenvolgende onderzoeken naar de stofdepositie die het RIVM sinds 2019 in opdracht van de provincie Noord-Holland heeft uitgevoerd:

1. Grafietregen en gezondheid, februari 2019-juli 2019. Er zijn veegmonsters genomen op acht buitenlocaties² in Wijk aan Zee en één buitenlocatie ten zuidwesten van het Tata Steel-terrein:
 - A. 18 maart 2019 'historische' stofmonsters³ op deze buitenlocaties;
 - B. 29 maart 2019 stofmonsters op dezelfde locaties nadat stof uit een grafietregen is neergekomen.

De veegmonsters zijn geanalyseerd op hoeveelheden PAK en metalen. De hieruit berekende depositie aan PAK en metalen is gebruikt voor een risicobeoordeling door blootstelling aan stof uit de grafietregens. Hierbij lag de focus op de mogelijke gezondheidsrisico's als gevolg van piekuitstoot van een grafietregenincident. Dit onderzoek is afgerond en gerapporteerd in Geraets en Schulpen (2019).
2. Ad hoc depositiemeting, 24 juni 2020. Er zijn veegmonsters genomen op dezelfde buitenlocaties als in maart 2019 en twee extra locaties in Wijk aan Zee. In opdracht van provincie Noord-Holland zijn deze monsters genomen naar aanleiding van meldingen van stofoverlast door omwonenden. Het zijn, net als die van 18 maart 2019 onder punt 1, 'historische' monsters, dat wil zeggen dat niet bekend is in hoeveel tijd het stof is neergedaald. De resultaten van deze meting zijn gerapporteerd in een brief aan de opdrachtgever (RIVM (2020)). Op basis van deze ad hoc meting is geen risicobeoordeling uitgevoerd.
3. Depositieonderzoek als onderdeel van het Gezondheidsonderzoek in de IJmond. Er zijn buiten en in woningen veegmonsters genomen op een groot aantal locaties in de IJmondregio en enkele achtergrondlocaties gedurende drie meetperiodes:
 - A. 5-22 oktober 2020 (17 dagen);
 - B. 22 oktober-9 november 2020 (18 dagen);
 - C. 9-26 november 2020 (17 dagen).

Onderdeel van dit depositieonderzoek, gericht op de langdurige continue depositie, is het uitvoeren van een risicobeoordeling. Dit is het onderzoek dat in dit rapport wordt beschreven.

1.4 Leeswijzer

Dit rapport is als volgt opgebouwd. In hoofdstuk 2 wordt beschreven hoe het depositieonderzoek is uitgevoerd, welke methoden zijn gebruikt voor het bemonsteren en analyseren van depositie, op welke locaties er is gemeten en welke aanvullende informatie is verzameld. De resultaten van de metingen van de depositie buiten en binnen worden gepresenteerd in hoofdstuk 3. Daarin zijn ook meteorologische gegevens opgenomen, die zijn onder andere gebruikt om de representativiteit van

² De veegmonsters zijn genomen van beschikbare gladde oppervlakken in de openbare ruimte, zoals elektriciteitskastjes, brievenbussen en vensterbanken, waarop zich in de loop van de tijd neergedaald stof verzamelt.

³ Bij 'historische' monsters wordt bedoeld dat van het stof dat wordt verzameld niet bekend is in hoeveel tijd het stof zich heeft verzameld. Dit hangt namelijk af van onder meer tussentijdse afspoeling door neerslag en mogelijk andere invloeden. Door de bemonstering op 18 maart 2019 worden de oppervlakken schoon. Daardoor kan worden gesteld dat het stof dat elf dagen later is verzameld, op 29 maart 2019, afkomstig is van een grafietregen en ander stof dat in deze periode is neergedaald.

de gemeten waarden te bepalen. In dit hoofdstuk zullen ook de meetwaarden uit dit onderzoek worden vergeleken met die van de eerder uitgevoerde metingen in het Grafietregen- en ad hoc depositieonderzoek. In hoofdstuk 4 wordt de blootstellingsschatting gepresenteerd. Verder wordt voor de gemeten stoffen relevante humaan-toxicologische informatie gepresenteerd en daar waar de gezondheidkundige grenswaarden overschreden worden, een duiding gegeven van mogelijke risico's. Het rapport wordt afgesloten met conclusies en slotbeschouwing (hoofdstuk 5). Vanwege de omvang van het depositieonderzoek zijn veel resultaten in de bijlagen opgenomen, ten behoeve van de leesbaarheid.

2 Opzet, methoden en uitvoering van de depositiemetingen

2.1 **Verspreiding en depositie van stofdeeltjes**

Voor de aanpak van het depositieonderzoek is het belangrijk rekening te houden met de eigenschappen van stofdeeltjes en hoe ze verspreid worden via de lucht voor ze op de bodem komen. De stofdeeltjes, die vrijkomen bij industriële processen, verbranding of door verwaaiing van stof bijvoorbeeld uit natuurlijke bronnen of opslagen van materialen zoals zand, kolen en erts, variëren sterk in grootte en samenstelling. Ook kunnen ze in de lucht nog veranderingen ondergaan.

De grootte van een stofdeeltje bepaalt in sterke mate de verspreiding via de lucht. Fijn en ultrafijn stof worden over (zeer) grote afstanden met de lucht meegevoerd, voordat ze door zogenoemde droge depositie of door neerslag (natte depositie) op de bodem of andere oppervlakken neerkomen. Grof stof daarentegen daalt sneller en kan op relatief korte afstanden van de bron in de omgeving terecht komen.

Bij deze verspreiding spelen weersomstandigheden een belangrijke rol, vooral de windrichting, windsnelheid en de hoeveelheid neerslag.

Daarnaast kunnen lokale terreinkarakteristieken van invloed zijn op de verspreiding en depositie. In heuvelig terrein zoals duingebied in de IJmond kunnen bijvoorbeeld lokaal extra wervels ontstaan, waardoor minder goed voorspelbaar is waar het stof precies neerkomt. Ook gebouwen en obstakels kunnen voor lokale effecten op de verspreiding en depositie zorgen.

Neergedaald stof bestaat uit een mengsel van deeltjes van verschillende omvang, van fijn tot heel grof. Deze stofdeeltjes kunnen afkomstig zijn van verschillende bronnen. Welke bronnen het meest van invloed zijn hangt af van kenmerken van de emissies (bronhoogte en snelheid waarmee de uitstoot plaatsvindt, bronsterkte en variatie daarin, tijdsduur van de emissie en of deze continu is of in pieken optreedt, deeltjesgrootte van het stof), de locaties van de bronnen en de verspreiding, die afhankelijk is van onder meer weersomstandigheden en terreinvloeden. Bij verwaaiing van stof uit opgeslagen materialen spelen ook factoren als de vochtigheid van het materiaal een rol.

Door al deze factoren zullen de depositie en samenstelling van het stof variatie vertonen, ook op lokaal niveau. Dit is één van de redenen waarom er is gekozen om in de verschillende woongebieden rondom het industrieterrein van Tata Steel enkele meetlocaties te kiezen. Dit wordt in paragraaf 2.3 verder toegelicht.

2.2 **Werkwijze monsternamen**

Tijdens het Grafietregenonderzoek (maart 2019) en het ad hoc depositieonderzoek (juni 2020) zijn veegmonsters genomen volgens een standaard procedure van de Milieu Ongevallen Dienst van het RIVM. Deze methode – in dit rapport verder de PDT-standaardmethode genoemd – wordt veelal toegepast bij onderzoek naar stofdepositie bij incidenten zoals grote branden. Deze methode is ook in dit onderzoek gebruikt en daarbij zijn de bemonsterde oppervlakken van tevoren schoongemaakt.

Daarnaast zijn voor dit depositieonderzoek twee nieuwe methoden ontwikkeld, die geschikter zijn voor het meten van stofdepositie over langere tijd. Bij deze methoden – in dit rapport de PDT-sombak respectievelijk PDT-plaatmethode genoemd – wordt gebruikgemaakt van een set van twee boven elkaar gestapelde plastic bakken (buiten) en van perspexplaten (binnen) om het neergekomen stof te verzamelen. Na afloop van de meetperiode wordt het stof dat is verzameld in de bakken en op de platen bemonsterd door dit met bevochtigde watjes op te vegen (veegmonsters). De PDT-sombak bestaat uit een onder- en een bovenbak met een gaatje, waardoor opgevangen regenwater naar de onderbak stroomt. Van beide bakken worden veegmonsters genomen en geanalyseerd en daaruit worden twee meetwaarden berekend:

- Totaaldepositie (PDT-sombak): stof dat is verzameld in de boven- en onderbak (weggespoelde fractie) geeft samen de hoeveelheid totaal neergedaald stof in de hele meetperiode. Deze hoeveelheid is representatief voor wat er aan stof neerdaalt gedurende een bepaalde periode.
- Depositie 'na afspoelen' (PDT-bovenbak): stof dat is verzameld in de bovenbak geeft de hoeveelheid stof die niet is weggespoeld onder invloed van het weer, in het bijzonder neerslag.

Op de locaties binnen wordt op basis van het verzamelde stof op de platen de totaaldepositie gemeten. Hier is geen sprake van afspoeling door neerslag.

In Tabel 2.1 is een beknopt overzicht gegeven op de gebruikte methoden. Voor een uitvoeriger beschrijving van de methoden en monsternameprocedures wordt verwezen naar Bijlage 1.

Tabel 2.1 Overzicht van de gebruikte methoden voor het bepalen van de depositie

Naam	Beschrijving
PDT-standaard	Standaard Protocol ter bepaling van Depositie over een zeker Tijdsinterval. Deze methode wordt toegepast bij incidenten zoals grote branden of andere situaties, waarbij – vaak op ad hoc basis – metingen van de stofdepositie moeten worden verricht. Ze is gebaseerd op de ASTM D6966 standaard in de VS en de NEN voor radioactieve veegmonsters (NEN, 2009) en omschreven in VLH-H-026-Handboek MOD interventiewagen, hoofdstuk 17. Er worden veegmonsters genomen van beschikbare oppervlakken, veelal in de openbare ruimte. Met deze methode wordt depositie 'na afspoelen' gemeten.
PDT-sombak	Protocol ter bepaling van Depositie over een zeker Tijdsinterval (bijvoorbeeld een aantal dagen) met behulp van twee gestapelde, geprepareerde plastic bakken. Deze methode wordt toegepast bij onderzoek naar stofdepositie op buitenlocaties over langere tijd. Met de methode wordt de totaaldepositie gemeten, dat wil zeggen de hoeveelheid totaal neergedaald stof in de hele meetperiode inclusief de weggespoelde fractie.
PDT-bovenbak	Protocol ter bepaling van Depositie over een zeker Tijdsinterval (bijvoorbeeld een aantal dagen) met behulp van twee gestapelde, geprepareerde plastic bakken. Op basis van de hoeveelheid stof dat ligt in de bovenbak wordt de depositie 'na afspoelen' bepaald.
PDT-plaat	Protocol ter bepaling van Depositie over een zeker Tijdsinterval (bijvoorbeeld een aantal dagen) met behulp van perspexplaten. Deze methode wordt toegepast bij onderzoek naar stofdepositie in woningen over langere tijd. Met de methode wordt de totale hoeveelheid neergedaald stof in de hele meetperiode gemeten.

Op alle locaties zijn per meetperiode steeds twee veegmonsters genomen, waarvan er één is geanalyseerd op de aanwezigheid van metalen en de ander op de aanwezigheid van PAK. Ook zijn bij elke meetperiode veldblanco's en materiaalblanco's geanalyseerd (zie Bijlage 2 voor een toelichting op alle blanco's).

Samengevat zijn er voor het uitgebreide depositieonderzoek drie 'typen' locaties te onderscheiden:

1. buitenlocaties, waar met de PDT-standaardmethode is gemeten: elektriciteitskastjes, informatieborden, vensterbanken (beschikbare oppervlaktes in de openbare ruimte). Dit zijn dezelfde locaties als in het Grafietregenonderzoek en het ad hoc depositieonderzoek, aangevuld met twee extra locaties. Eén locatie uit het Grafietregenonderzoek is afgefallen;⁴

⁴ Deze locatie was een brievenbus. Besloten is deze niet meer te gebruiken, omdat bij het regelmatig legen van de brievenbus mogelijk gedeponerd stof is afgenomen of contaminatie is opgetreden.

2. buitenlocaties, waar met de PDT-sombakmethode (twee sets bakken per locatie; geprepareerde oppervlaktes) is gemeten. Dit zijn nieuwe meetlocaties;
3. binnenlocaties, waar met de PDT-plaatmethode (twee perspexplaten per locatie; geprepareerde oppervlaktes) is gemeten. Dit zijn eveneens nieuwe meetlocaties, die altijd overeenkomen met een nieuwe buitenlocatie.

De metingen zijn uitgevoerd in de volgende drie periodes:

- A. 5-22 oktober 2020 (17 dagen);
- B. 22 oktober-9 november 2020 (18 dagen);
- C. 9-26 november 2020 (17 dagen).

De periodes van 17 respectievelijk 18 dagen zijn zo gekozen dat de dagen waarop de monsters zijn genomen samenvallen met wisseldagen van filters (die worden gebruikt voor metingen op fijnstof, PAK en metalen in de lucht) op de meetstations van het luchtmeetnet in de IJmond.

Op 5 oktober zijn alle meetlocaties geprepareerd, dat wil zeggen alle oppervlakken voor de PDT-standaardmethode zijn schoongemaakt en daarnaast zijn de gestapelde bakken en platen klaargezet op de betreffende locaties.

Op 22 oktober en 9 november zijn de oppervlakken (PDT-standaardmethode) bemonsterd en opnieuw schoongemaakt voor de volgende meting. Tevens zijn de bakken en platen met gedeponerd stof meegenomen voor bemonstering op het RIVM en zijn nieuwe, schone bakken en platen geplaatst voor de volgende meetperiode. Op 26 november zijn de oppervlakken (PDT-standaardmethode) voor de laatste maal bemonsterd en de bakken en platen met gedeponerd stof meegenomen voor bemonstering op het RIVM.

Bij de metingen, inclusief de metingen in de woningen, heeft het monsternameteam steeds gehandeld conform de vigerende COVID-19-maatregelen.

2.3 Monsterlocaties: selectie

Op basis van de doelstellingen van dit onderzoek, beschreven in paragraaf 1.2, is er voor gekozen metingen te verrichten op 33 locaties buiten- en 14 locaties binnenshuis. Dit is inclusief de achtergrondlocaties buiten het IJmondgebied. In paragraaf 2.4 is een volledig overzicht van de meetlocaties gegeven.

Via verschillende kanalen zoals social media, wijkraden en de dorpsraad Wijk aan Zee, is gezocht naar potentiële deelnemers waarbij binnens- en buitenshuis bemonsterd kon worden. Uiteindelijk hebben ongeveer 40 huishoudens in de IJmondregio zich gemeld voor deelname. Daar zijn 18 deelnemers uit geselecteerd op basis van de ligging van locaties ten opzichte van het Tata Steel-terrein. Daarbij was het van belang in verschillende windrichtingen, op verschillende afstanden en in elk van de verschillende woongebieden rondom het industrieterrein van Tata Steel onderzoek te kunnen verrichten. Daarnaast was het van belang dat er niet gerookt werd in het huishouden, of gebruik werd gemaakt van een open haard of houtkachel. In overleg met de deelnemende huishoudens

is vastgesteld of hun huis en buitenruimte geschikt waren voor monstername.





Enkele geselecteerde locaties liggen nabij meetstations van het luchtmeetnet in de IJmond en het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML). Ook zijn de meeste locaties waar in het Grafietregenonderzoek is gemeten in dit onderzoek opnieuw gebruikt, zodat een vergelijking kan worden gemaakt met de resultaten van het Grafietregenonderzoek (maart 2019) en het ad hoc depositieonderzoek (juni 2020). Er zijn vier achtergrondlocaties gekozen, namelijk in De Zilk, De Rijp (beide naast een meetstation van het LML), in Castricum en in Amersfoort. Op de locaties in Castricum en Amersfoort is ook in de woningen gemeten. Bij de locaties waar depositie van stof in woningen is gemeten (binnenlocaties) is altijd ook een buitenlocatie (in de tuin) ingericht.

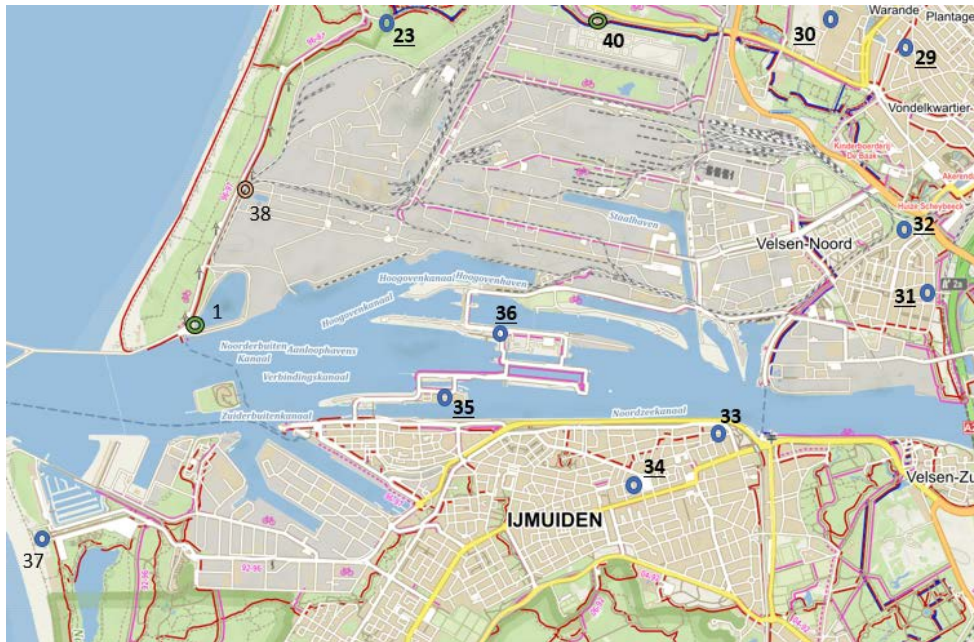
2.4 Monsterlocaties: overzicht

Op grond van de selectieprocedure beschreven in de vorige paragraaf zijn in totaal 33 meetlocaties gekozen. Deze locaties zijn aangegeven op de plattegronden in Figuur 2.1a t/m 2.1c. Omwille van privacyredenen zijn de meetlocaties bij de woningen niet exact op de plattegrond weergegeven. De locaties 1 tot en met 9 zijn ook gebruikt in het Grafietregenonderzoek. In dit uitgebreide depositieonderzoek zijn dezelfde locatienummers gehanteerd. De 'nieuwe' locaties zijn genummerd 21 tot en met 45. De gebruikte monsternamemethoden zijn toegelicht in paragraaf 2.2.



Figuur 2.1a Overzicht van de meetlocaties in het noordelijk IJmondgebied

-  Locaties waar is gemeten met de PDT-standaardmethode
-  Locaties waar is gemeten met de PDT-sombakmethode bij luchtmeetnetstations
-  Locaties waar is gemeten met de PDT-sombakmethode bij woningen
-  Onderstreepte locatienummers: hier is zowel buiten (PDT-sombak) als binnen (PDT-plaatmethode) gemeten



Figuur 2.1b Overzicht van de meetlocaties in het zuidelijk IJmondgebied

- Locaties waar is gemeten met de PDT-standaardmethode
- Locaties waar is gemeten met de PDT-sombakmethode bij luchtmeetnetstations
- Locaties waar is gemeten met de PDT-sombakmethode bij woningen
- Locatienummers: hier is zowel buiten (PDT-sombak) als binnen (PDT-plaatmethode) gemeten



Figuur 2.1c Overzicht van de meetlocaties buiten het IJmondgebied

- Locaties waar is gemeten met de PDT-standaardmethode
- Locaties waar is gemeten met de PDT-sombakmethode bij luchtmeetnetstations
- Locaties waar is gemeten met de PDT-sombakmethode bij woningen
- Onderstreepte locatienummers: hier is zowel buiten (PDT-sombak) als binnen (PDT-plaatmethode) gemeten

Tabel 2.2 geeft een overzicht van de aantallen locaties in de verschillende gebieden rondom het Tata Steel-terrein en daarbuiten. Daarin is ook vermeld welke methoden op welke locaties zijn gebruikt.

Samengevat zijn er op 23 locaties metingen verricht met de PDT-sombakmethode, waarvan bij 14 ook met de PDT-plaatmethode binnenshuis is bemonsterd. Op 10 locaties zijn metingen verricht met de PDT-standaardmethode. Van de 23 locaties liggen er vier direct naast een luchtmeetnet station, namelijk locatie 38 (meetstation GGD-573, Reyndersweg, Velsen-Noord), 39 (meetstation GGD-553, Banjaert, Wijk aan Zee), 42 (meetstation LML-444, De Zilk) en 43 (meetstation GGD-556, De Rijp).

Tabel 2.2 Overzicht van de aantallen meetlocaties naar woongebied en toegepaste methoden

Gebied	Woning binnen	Woning buiten	Bij luchtmeetstation	Openbaar terrein buiten
	PDT-plaat	PDT-sombak	PDT-sombak	PDT-standaard
Wijk aan Zee	5	8	1	8
Beverwijk	2	2		
Velsen-Noord	2	2	1	1
IJmuiden	3	5*		
Heemskerk				1
Castricum	1	1		
De Rijp			1	
De Zilk			1	
Amersfoort	1	1		
Totaal	14	19*	4	10

*Eén van deze locaties was bij een strandpaviljoen in plaats van een woning.

2.5 Monsterlocaties: clustering

Voor zowel de berekeningen van de depositie als de risicobeoordeling worden de resultaten van dicht bij elkaar liggende meetlocaties in een bepaald deelgebied binnen de IJmond samengevoegd en gemiddeld.⁵ We noemen deze deelgebieden (geografische) clusters. Wijk aan Zee is een voorbeeld van zo'n deelgebied. Door het samenvoegen en middelen van de meetresultaten van de locaties per deelgebied (cluster) wordt een representatiever beeld gekregen van de depositie in dat deelgebied, omdat daarmee variatie door lokale omgevingseffecten (zoals uitgelegd in paragraaf 2.1) wordt uitgemiddeld. Een ander voordeel van het samenvoegen van resultaten is dat deze overzichtelijk kunnen worden gepresenteerd. Het samenvoegen van meetresultaten is gedaan per afzonderlijke meetmethode. Er zijn dus geen meetresultaten van verschillende methoden samengevoegd.

Een nadeel van deze werkwijze is dat verschillen tussen locaties binnen hetzelfde deelgebied niet inzichtelijk worden. Over het algemeen blijkt echter dat deze verschillen beperkt zijn en dat meetwaarden binnen een cluster van vergelijkbaar niveau zijn, gegeven de variatie die lokaal kan optreden. Deze variaties worden meegenomen in het onderzoek naar de herkomst (bronnen) van de PAK en metalen, dat deel uitmaakt van een ander traject binnen het Gezondheidsonderzoek.

Hieronder zijn de geografische clusters beschreven, elk met een korte toelichting en onderbouwing van de keuze. De locatienummers zijn te vinden op de kaarten in Figuur 2.1

- **Wijk aan Zee:** Deze locaties liggen in een gebied van ongeveer 1 bij 1,5 km ten noordnoordwesten van het Tata Steel-terrein, op 1,4 tot 2,2 km van het midden van het terrein. Het gaat om

⁵ Om de gemiddelde depositie per cluster en per meetperiode te bepalen is van de meetwaarden per cluster en periode het rekenkundig gemiddelde bepaald. Voor de risicobeoordeling is een andere wijze van middelen toegepast. Dat wordt in hoofdstuk 4 toegelicht.

negen locaties (negen buiten waarvan vijf ook binnen), namelijk nummers 21 t/m 28 en 39, waar met de PDT-sombak en PDT-plaatmethode is gemeten. Omdat zich in Wijk aan Zee de meeste locaties bevinden, worden in de tabellen in de volgende paragrafen naast de gemiddelde deposities ook steeds de hoogst gemeten waarden gepresenteerd.

- **Wijk aan Zee (PDT-standaard):** Daarnaast liggen in dit gebied acht locaties (2, 3 en 5 t/m 9) waar veegmonsters zijn genomen met de PDT-standaardmethode. Deze zijn als apart cluster beschouwd, omdat hier met een andere methode is gemeten dan op de locaties 21 t/m 28 en 39.
- **Meetstation Reyndersweg:** Deze locatie (nummer 38) ligt buiten de bebouwde kom van Wijk aan Zee aan de westrand van het Tata Steel-terrein op 0,9 km van het midden van het terrein en valt onder de gemeente Velsen-Noord. Daarom wordt dit in de verwerking van gegevens als een aparte locatie beschouwd.
- **Beverwijk:** Dit zijn twee locaties, nummers 29 en 30, (buiten en binnen) op circa 500 m van elkaar, in een gebied op ongeveer 2-2,5 km ten oosten van het midden van het Tata Steel-terrein.
- **Velsen-Noord:** Dit zijn twee locaties, nummers 31 en 32, (buiten en binnen) op circa 500 m van elkaar, in een gebied op ruim 2,5 km ten oostzuidoosten van het midden van het Tata Steel-terrein.
- **IJmuiden oost:** Dit zijn twee locaties, nummers 33 en 34, (twee buiten en één binnen) op ruim 700 m van elkaar, in een gebied op 2,5 km ten zuidoosten van het midden van het Tata Steel-terrein.
- **IJmuiden sluizen:** Dit zijn twee locaties, nummers 35 en 36, (buiten en binnen) op circa 500 m van elkaar op een stuk terrein bij de sluizen in het Noordzeekanaal, in een gebied op ongeveer 1,5 km ten zuiden van het midden van het Tata Steel-terrein.
- **IJmuiden strand (zuidpier):** Deze locatie (nummer 37), gelegen op 4,2 km ten zuidwesten van het midden van het Tata Steel-terrein, dicht bij de monding van het Noordzeekanaal, wordt als apart cluster meegenomen. Hier is alleen buiten gemeten.
- **Achtergrondlocatie Castricum:** Deze locatie (nummer 44), gelegen op 8,9 km ten noord-noordoosten van het midden van het Tata Steel-terrein, is gekozen als achtergrondlocatie nabij de kust, op voldoende afstand tot het Tata Steel-terrein. Er is zowel buiten als binnen gemeten.
- **Achtergrondlocaties De Rijk, De Zilk en Amersfoort:** Deze locaties (nummers 42, 43 en 45) liggen in niet door industrie belaste gebieden op ruime afstand (circa 20 km of meer) van de IJmond. In Amersfoort is zowel buiten als binnen gemeten, op de andere locaties alleen buiten. De drie locaties liggen niet in een deelgebied, maar vormen wel een cluster (het cluster 'onbelaste locaties').
- **Noordpier, Zeestraat oost (Wijk aan Zee) en Heemskerk:** Op deze drie locaties is alleen buiten gemeten met de PDT-standaardmethode. De locatie Noordpier (nummer 1) maakte deel uit van het Grafietregenonderzoek. De locaties Zeestraat oost en Heemskerk (nummers 40 respectievelijk 41) zijn als 'extra' locatie toegevoegd in het huidige onderzoek. Locaties 1 en

40 liggen buiten de bebouwde kom van Wijk aan Zee en worden daarom niet meegenomen in het cluster Wijk aan Zee.

2.6 Vragenlijst deelnemers

De GGD Kennemerland heeft alle deelnemers, dat wil zeggen de huishoudens waar zowel buiten als binnen metingen zijn verricht, gevraagd een vragenlijst in te vullen om gegevens te verzamelen over bijvoorbeeld gezinssamenstelling, de aanwezigheid van huisdieren, en de aanwezigheid van een houtkachel of open haard in de directe omgeving. Ook is gevraagd waarnemingen te noteren die van belang kunnen zijn voor het onderzoek. De informatie die op deze wijze is verzameld, is gebruikt om na te gaan of bepaalde bevindingen of bijzonderheden verklaard kunnen worden.

2.7 Analyses op metalen en PAK

De analyses zijn uitgevoerd door TNO. De veegmonsters zijn voor analyse op de metalen en andere elementen ontsloten met behulp van koningswater. Vervolgens is de verkregen oplossing geanalyseerd met behulp van quadropole ICP-MS (Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry) met collision cel techniek. De gebruikte methode is afgeleid van de normen ISO/WD 17294-1 en 2. Kwantificering van de elementen is met ICP-MS op basis van een externe standaard uitgevoerd. In Bijlage 2 is toegelicht welke correctieprocedures zijn toegepast voor de verschillende blanco's.

Opgemerkt wordt dat de analyses van de metalen 'totaal metaal' betreft en er geen onderscheid gemaakt kan worden in de verschillende oxidatietoestanden.

Bij het Grafietregenonderzoek en het ad hoc depositieonderzoek is gebruikgemaakt van een HR ICP-MS (High Resolution Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry), maar deze was voor dit onderzoek niet beschikbaar. Wachten op de beschikbaarheid had een vertraging van ten minste drie maanden opgeleverd. Door gebruik van de quadropole ICP-MS zijn een zestal elementen, te weten B, Ag, Ce, Sn, Ti, Y niet geanalyseerd. Bij het onderzoek naar grafietregens bleek dat voor de situatie in de IJmond vanuit gezondheidskundig perspectief de gemeten deposities van deze metalen laag waren. Dat is nog eens bevestigd met de ad hoc metingen in juni 2020. Ook komen deze elementen niet of nauwelijks voor in emissies afkomstig van de ijzer- en staalindustrie. Daarom is besloten om uit te wijken naar de quadropole ICP-MS. Voor een nadere onderbouwing van deze keuze en een vergelijking van beide methoden wordt verwezen naar Bijlage 2.

De veegmonsters zijn voor de analyse op PAK geëxtraheerd met behulp van Accelerated Solvent Extraction (ASE) met tolueen als extractiemiddel. De analyse van de extracties van de EU-PAK berust op een GCMS (Gas Chromatography Mass Spectrometry) met isotoop-verdunning. De resultaten zijn gecorrigeerd voor de interne standaarden en de procedure blanco (zie Bijlage 2).

Het onderzoek is uitgevoerd onder het kwaliteitssysteem dat voldoet aan NEN-ISO-9001.

2.8 Uitval van metingen

In dit depositieonderzoek zijn bij elkaar 420 veegmonsters genomen, exclusief de materiaal-, doorslag- en veldblanco's (zie Bijlage 2 voor een toelichting op alle blanco's). De helft van alle veegmonsters is geanalyseerd op PAK en de andere helft op metalen.

Om verschillende redenen zijn enkele bemonsteringen niet gelukt en zijn deze monsters daarom niet bruikbaar voor het vaststellen van de depositie en de risicobeoordeling. In de eerste meetperiode zijn op twee locaties de beide bovenbakken waarschijnlijk door windvlagen uit positie geraakt, waardoor deze metingen geen goed beeld geven van de depositie in die periode. In de tweede meetperiode is hetzelfde gebeurd op een andere locatie, maar dit betrof alleen de bovenbak voor het verzamelen van stof voor de analyse op PAK (de meting voor metalen is hier wel geslaagd). Op locatie 3, één van de locaties uit het Grafietregenonderzoek, is door een procedurefout de bemonstering in alle drie de perioden niet goed uitgevoerd. Deze monsters zijn daarom niet geanalyseerd op PAK en metalen. In de tweede meetperiode is van één in een woning genomen monster (met de perspexplaat) de meting van PAK niet gelukt, mogelijk door contaminatie.

Dit leidt alles bij elkaar tot een uitval van 4% van alle metingen (17 van de 420). Deze uitval heeft geen consequenties voor de resultaten, interpretatie en conclusies van dit onderzoek.

3 Resultaten depositiemetingen

In dit hoofdstuk beschrijven we de weersomstandigheden tijdens de meetperiode. Daarna presenteren we de meetresultaten van PAK en metalen van de buitenlocaties (PDT-sombak) en binnenlocaties (PDT-plaat). Ook geven we voor PAK en verschillende metalen de mate van verhoging aan in vergelijking met de waarden zoals gevonden op de achtergrondlocaties. We bespreken de resultaten van de metingen met de PDT-bovenbak en PDT-standaardmethode, waarmee de depositie na afspoelen door neerslag is bepaald. Vervolgens gaan we in op de representativiteit van de depositiemetingen en vergelijken we de resultaten van dit onderzoek en die van de eerder uitgevoerde onderzoeken (Grafietregen- en ad hoc depositieonderzoek). Tot slot wordt kort ingegaan op de relatie tussen de gemeten depositie en mogelijke bronnen.

3.1 Weersomstandigheden tijdens de meetperiodes

De verspreiding van stoffen in de lucht en depositie naar de bodem wordt voor een belangrijk deel bepaald door de weersomstandigheden, vooral de windrichting, de windsnelheid en de hoeveelheid neerslag. Deze paragraaf bevat een overzicht van de weersomstandigheden tijdens de meetperiodes van het depositieonderzoek en een vergelijking daarvan met gemiddelde weersomstandigheden over meerdere jaren. Deze informatie is van belang om een indruk te krijgen van de representativiteit van de meetresultaten.

Daarnaast kan informatie over de weersomstandigheden waardevol zijn om inzicht te krijgen in eventuele verbanden tussen de gemeten deposities op verschillende locaties en de herkomst (bronnen) van de PAK en metalen in het neergedaalde stof. Dit maakt deel uit van een ander traject binnen het Gezondheidsonderzoek, waarover in een latere fase apart gerapporteerd zal worden.

3.1.1 *Windrichting*

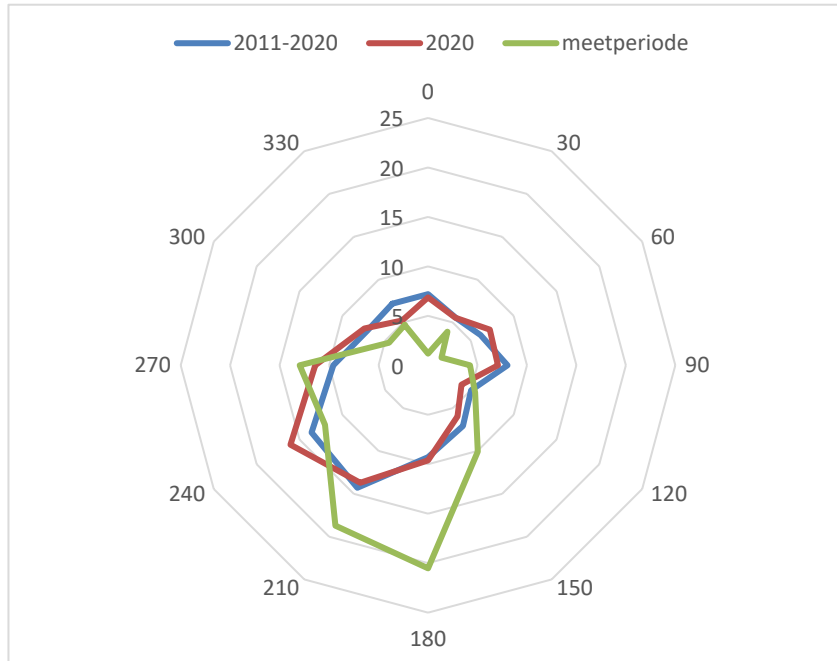
Windrichtingsgegevens worden vaak weergegeven in de vorm van een windroos. Een windroos geeft aan hoe vaak de wind in een periode uit een bepaalde windrichting afkomstig was.

In Figuur 3.1 staat het percentage voorkomen van de windrichting uitgezet per 30 graden. Hiervoor zijn meetgegevens van de windrichting van KNMI-metstation 209 IJmond gebruikt. In de figuur staan de gegevens van meerdere jaren (2011 tot en met 2020), van het jaar 2020 en van de hele meetperiode van het depositieonderzoek (5 oktober tot en met 26 november 2020).

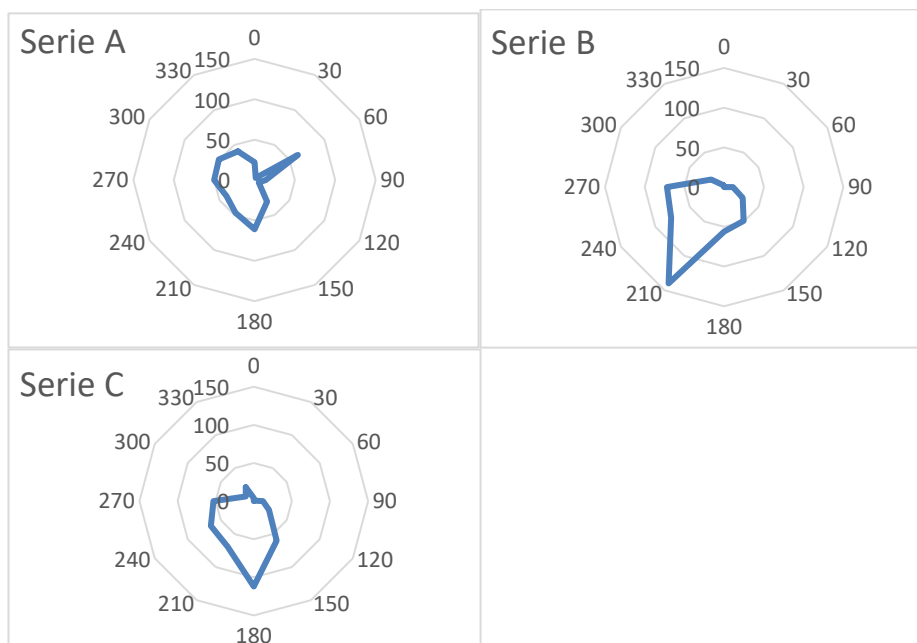
In dit figuur is te zien dat de heersende windrichting in de IJmond zuidwest is (210°-240°). Dat geldt overigens ook voor de rest van Nederland. Het beeld over meerdere jaren is vergelijkbaar met het beeld van heel 2020. In de hele meetperiode kwam de wind relatief vaker uit de richting 180°-210° ofwel net iets zuidelijker dan gemiddeld. Wind uit noordelijke tot oostelijke richting is relatief weinig voor gekomen.

Figuur 3.2 bevat de windrozen voor de drie opeenvolgende meetperiodes van het depositieonderzoek. In periode A (5 tot en met 22 oktober 2020)

kwam de wind enkele dagen achter elkaar uit het noordoosten (60°) en op de andere dagen afwisselend uit het noordwesten, westen en zuidelijke richting. In de andere perioden kwam wind uit noordwestelijke tot oostelijke richting vrijwel niet voor. Periode B werd gekenmerkt door veel wind uit het zuidwesten (210°) en dit was vaak een vrij krachtige tot soms stormachtige wind. In periode C was wind uit het zuiden dominant.



Figuur 3.1 Relatief aantal uren wind (% van het totaal) uit verschillende richtingen per sector van 30° over de jaren 2011-2020, het jaar 2020 en de meetperiode



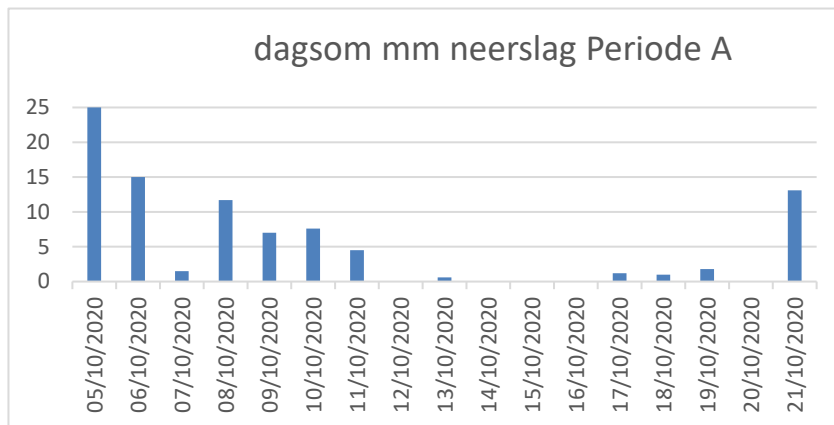
Figuur 3.2 Relatief aantal uren wind (% van het totaal) uit verschillende richtingen per sector van 30° over de drie meetperioden van het depositieonderzoek

3.1.2 Neerslag

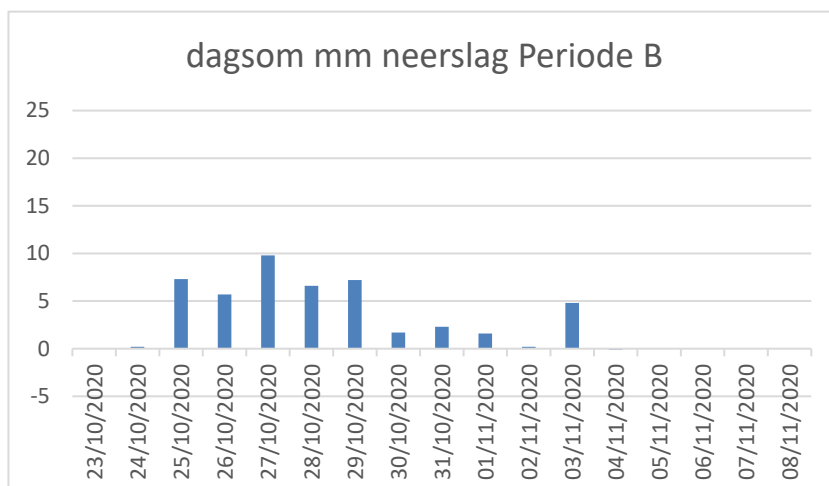
Stofdeeltjes in de lucht komen op een zeker moment op de bodem of oppervlakken terecht. Dat gebeurt deels door turbulentie en de zwaartekracht (dit wordt droge depositie genoemd) en deels door regendruppels waardoor de stofdeeltjes worden meegevoerd of waarin ze kunnen oplossen (dit wordt natte depositie genoemd). Neerslag kan dus een belangrijke invloed hebben op de depositie.

Daarnaast kan neerslag zorgen voor het afspoelen van stofdeeltjes van oppervlakken waarop ze terecht zijn gekomen. Dat effect is van belang voor de duiding van de meetresultaten.

In Figuur 3.3a t/m 3.3.c is weergegeven hoeveel neerslag er per dag is gevallen tijdens elk van de drie meetperioden. De gegevens zijn afkomstig van KNMI-meetstation 257 Wijk aan Zee.⁶

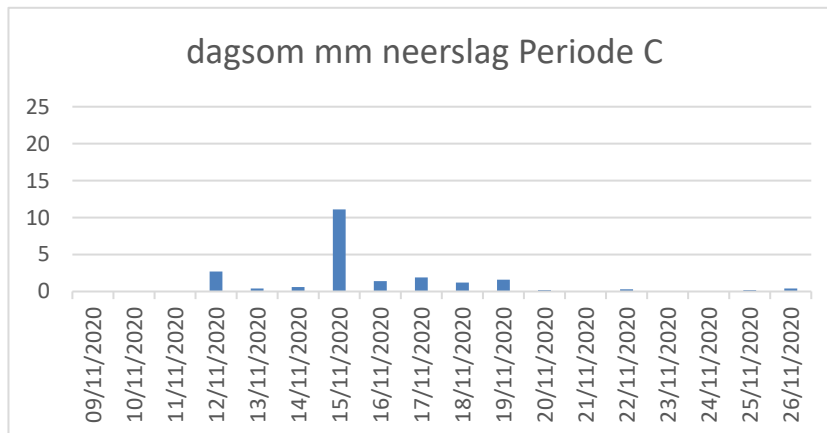


Figuur 3.3a Hoeveelheid neerslag per dag tijdens meetperiode A (5 t/m 22 oktober 2020)



Figuur 3.3b Hoeveelheid neerslag per dag tijdens meetperiode B (22 oktober t/m 9 november 2020)

⁶ Op het KNMI-meetstation IJmond (209), waarvan de gemeten windrichtingen zijn gebruikt, wordt geen neerslag gemeten. Op het KNMI-meetstation 257 in Wijk aan Zee wordt geen windrichting gemeten.



Figuur 3.3c Hoeveelheid neerslag per dag tijdens meetperiode C (9 t/m 26 november 2020)

Wat betreft het voorkomen en de hoeveelheden neerslag waren de drie meetperioden zeer verschillend. In periode A was het tijdens de eerste dagen, inclusief de dag dat de bakken werden geplaatst en de oppervlakken voor de bemonstering met de PDT-standaardmethode werden schoongemaakt, zeer nat. In de gehele periode A is er veel meer neerslag gevallen (97 mm) dan tijdens de perioden B (47 mm) en C (21 mm). De totale hoeveelheid neerslag tijdens de drie perioden samen bedraagt 165 mm (waarvan ongeveer 20 mm tijdens de uren dat de bakken werden geplaatst op de meetlocaties). Dit komt redelijk overeen met de gemiddelde hoeveelheid neerslag over meerdere jaren in oktober en november (144 mm).

3.2 Depositiemetingen: inleiding

De deposities uitgedrukt in hoeveelheid per m² zijn berekend op basis van de geanalyseerde hoeveelheden PAK en metalen in de veegmonsters en grootte van de bemonsterde oppervlakken van de bakken of platen. In deze berekeningen is voor analyseresultaten, die onder de aantoonbaarheidsgrens van de methode vallen, steeds de helft van de aantoonbaarheidsgrens genomen. Dit is een gangbare procedure, die ook wordt toegepast bij de metingen in het luchtmeetnet in de IJmond. Ook is er – net als bij de procedure voor monsters in het luchtmeetnet – niet gecorrigeerd voor materiaal-, doorslag- en veldblanco's, wel voor procedureblanco's (zie Bijlage 2). Deze blanco waarden waren over het algemeen zeer laag vergeleken met de waarden in de veegmonsters van de gedeponeerde stof.

In paragraaf 3.3 beschrijven we de resultaten van de deposities van PAK en in paragraaf 3.4 de resultaten van de metalen, gemeten met de PDT-sombak en de PDT-plaatmethode. In paragraaf 3.5 wordt een beschouwing gegeven van de depositie 'na afspoelen door neerslag' aan de hand van de metingen die zijn gedaan met de PDT-bovenbak en PDT-standaardmethode. De resultaten van deze metingen zijn opgenomen in Bijlage 4.

In de tabellen in hoofdstuk 3 zijn omwille van de overzichtelijkheid alleen de meetresultaten per deelgebied (cluster) vermeld.

De volledige set aan meetwaarden, voor elke meetlocatie (buiten en binnen), elke meetperiode en elke afzonderlijke PAK en metaal, worden in aparte tabellen beschikbaar gesteld en kunnen desgewenst worden opgevraagd.

3.3 Resultaten depositiemetingen PAK

In verband met de overzichtelijkheid is ervoor gekozen niet alle afzonderlijke PAK-verbindingen in de tabellen op te nemen. Een belangrijke reden hiervoor is ook dat de afzonderlijke PAK-verbindingen waarop is geanalyseerd in alle monsters in ongeveer dezelfde verhoudingen blijken voor te komen. De meetwaarden voor benz[a]pyreen en 'som EFSA PAK8' geven daarom een goed beeld van de PAK-depositie.

De keuze voor benz[a]pyreen en 'som EFSA PAK8' is op het volgende gebaseerd. Benz[a]pyreen wordt alom gebruikt als 'marker' voor PAK-verbindingen in stofdeeltjes. Er is veel bekend over benz[a]pyreen, zowel over concentraties ervan in lucht, water en bodem als over de toxicologische eigenschappen. Op een aantal meetstations van het luchtmeetnet, waaronder drie meetstations in de IJmond (Wijk aan Zee, IJmuiden en Beverwijk), wordt de concentratie benz[a]pyreen in de lucht gemeten.

De 'som EFSA PAK8' is de relevante dosismaat die in de risicobeoordeling gebruikt zal worden (zie hoofdstuk 4). Dit is de totale hoeveelheid van acht verschillende PAK-verbindingen:

- benzo[a]antraceen;
- benzo[b]fluorantheen;
- benzo[k]fluorantheen;
- chryseen;
- benzo[a]pyreen;
- indeno[1,2,3-cd]pyreen;
- dibenzo[a,h]antraceen;
- benzo[g,h,i]peryleen.

3.3.1 *Depositie PAK buiten*

In Tabel 3.1 staan de deposities aan benz[a]pyreen en 'som EFSA PAK8' op de buitenlocaties in de drie meetperioden, gemeten met de PDT-sombakmethode. Zoals aangegeven in paragraaf 3.2 zijn de gemiddelde deposities per clusters van meetlocaties vermeld. Voor Wijk aan Zee is ook de hoogst gemeten waarde vermeld. Deze hoogst gemeten waarde binnen het cluster Wijk aan Zee is niet altijd op dezelfde locatie gevonden.

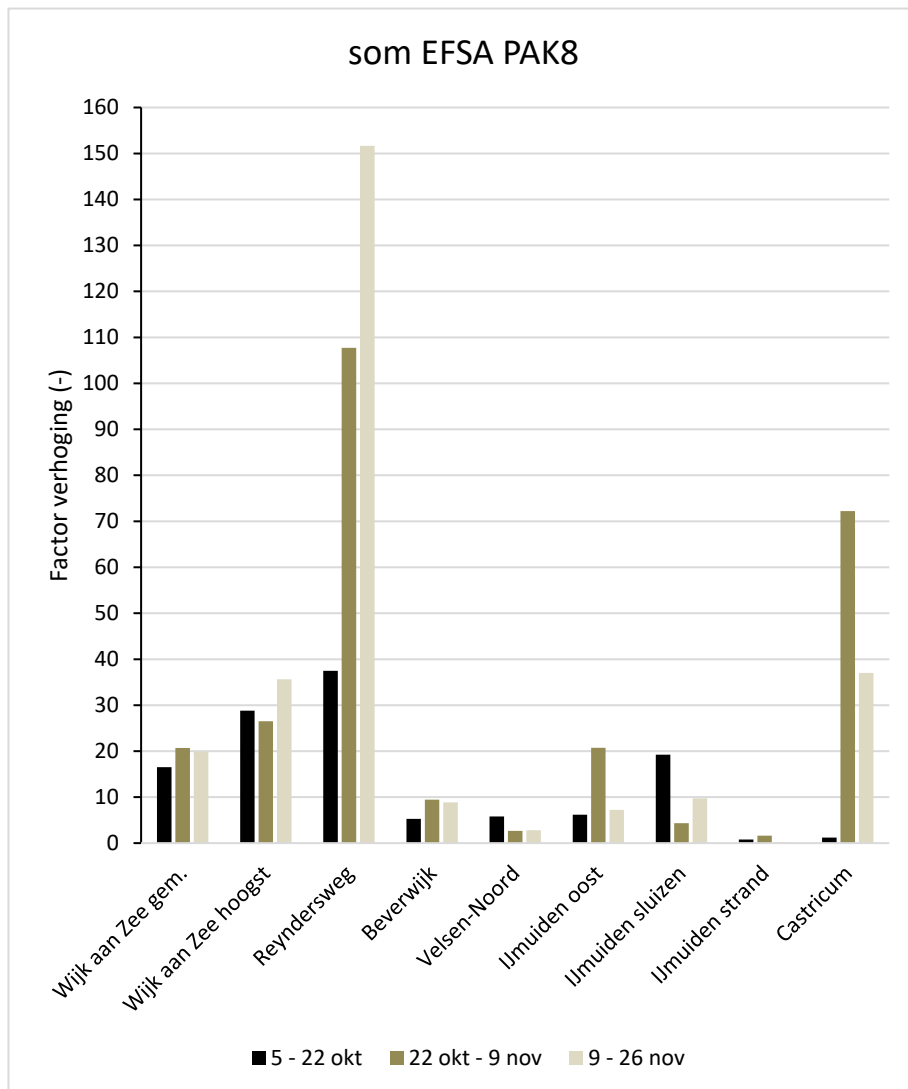
Tabel 3.1 Depositie buiten aan benz(a)pyreen en som EFSA PAK8 op verschillende (clusters van) locaties in de drie meetperioden (ng/m²)

Meet- periode ^{a)}	Wijk aan Zee	Wijk aan Zee	Reynders- weg	Bever- wijk	Velsen- Noord	IJmuiden oost	IJmuiden sluizen	IJmuiden strand	Castricum	Achter- grond ^{b)}
	gemiddeld	hoogste waarde		gem.	gem.	gem.	gem.			gem.
	Benzo[a]pyreen									
A	1922	3410	4640	603	650	742	2289	79	137	103
B	2850	3645	12814	1271	348	2838	521	226	8500	119
C	2727	4529	14582	1217	363	1034	1279	19	4713	125
	Som EFSA-PAK8									
A	12857	22424	29193	4121	4518	4820	14972	604	948	779
B	17690	22646	92019	8084	2266	17696	3707	1381	61691	854
C	18235	32673	139078	8132	2571	6634	8917	183	33961	917

a) Meetperiode A: 5-22 okt; B: 22 okt-9 nov; C: 9-26 nov

b) Locaties De Zilk (42), De Rijp (43) en Amersfoort (45)

De gemeten deposities aan PAK op de achtergrondlocaties De Zilk, De Rijk en Amersfoort komen qua orde van grootte goed overeen met referentiewaarden voor onbelaste locaties: 50-100 ng/m² voor benz[a]pyreen en 600-1200 ng/m² voor de som EFSA PAK8 (Mennen en Van Belle, 2007; Mennen et al., 2004; zie ook Bijlage 3). Ze kunnen daarom in dit onderzoek gebruikt worden om de *mate van verhoging* van de PAK-depositie in de IJmond te bepalen. Daartoe zijn de deposities op de verschillende locaties en deelgebieden (clusters) in de IJmond gedeeld door de gemiddelde depositie op de achtergrondlocaties. Deze verhoudingen (*factor verhoging*) zijn voor de som EFSA PAK8 grafisch weergegeven in Figuur 3.4. Voor benz[a]pyreen zijn de verhoudingen ongeveer vergelijkbaar.



Figuur 3.4 Mate van verhoging (factor) van de PAK-depositie buiten op verschillende (clusters van) locaties in de IJmond ten opzichte van de depositie op de achtergrondlocaties. Een factor 20 betekent bijvoorbeeld dat de hoeveelheid PAK op deze locatie 20 keer zo hoog is als op de achtergrondlocaties

In deze figuur is te zien dat:

- de PAK-depositie in Wijk aan Zee aanzienlijk verhoogd is tijdens alle drie de meetperioden, namelijk gemiddeld ongeveer een factor 15 tot 20 en op de hoogst belaste locatie binnen dit cluster tot een factor 35 ten opzichte van de achtergrondwaarde. De hoogste waarden komen vooral voor op locaties die dicht bij het terrein van Tata Steel liggen;
- de PAK-depositie op de meetlocatie Reyndersweg hoger is dan in Wijk aan Zee, namelijk ongeveer een factor 40 (eerste meetperiode) tot 150 (derde meetperiode) ten opzichte van de achtergrondwaarde;
- de PAK-depositie in Beverwijk en Velsen-Noord eveneens verhoogd is, maar minder dan in Wijk aan Zee (factor 5 tot 10 in Beverwijk en 3 tot 6 in Velsen-Noord ten opzichte van de achtergrondwaarde);
- de PAK-depositie in IJmuiden eveneens verhoogd is, minder dan in Wijk aan Zee maar in sommige meetperioden meer dan in Beverwijk en Velsen-Noord. Opvallend is dat in het cluster IJmuiden sluizen de PAK-depositie in meetperiode A (met wind uit verschillende richtingen) het hoogst is en in het cluster IJmuiden oost in meetperiode B (met overwegend stevige wind uit zuidwestelijke richting);
- de PAK-depositie bij de locatie 37 (IJmuiden strand) in geen van de meetperioden verhoogd is;
- op de locatie in Castricum geen verhoogde depositie is gemeten tijdens de eerste meetperiode, maar aanzienlijke verhogingen tijdens de beide andere perioden. Uit de informatie die is verzameld met de vragenlijst van GGD Kennemerland is gebleken dat in de nabije omgeving van deze locatie in de tweede en derde meetperiode regelmatig één of meer open haarden aan zijn geweest. Van open haarden is bekend dat er PAK kunnen vrijkomen die vanwege de lage bronhoogte (schoorsteen) in de nabije omgeving kunnen worden verspreid (zie onder meer Koppejan en De Bree, 2018; RIVM, 2021). Dit verklaart mogelijk de hoge PAK-depositie tijdens deze perioden.

3.3.2 *Depositie PAK in woningen*

In Tabel 3.2 staan de deposities aan benz[a]pyreen en 'som EFSA PAK8' in de woningen tijdens de drie meetperioden, gemeten met de PDT-plaatmethode. Net als voor de metingen buiten zijn de gemiddelde deposities per cluster van locaties gegeven en voor het cluster Wijk aan Zee ook de hoogst gemeten waarden. Meetwaarden die onder de LOD (limit of detection, ofwel de aantoonbaarheidsgrens) vallen zijn weergegeven als '< LOD' (bijvoorbeeld < 5 voor benzo[a]pyreen).

Tabel 3.2 Depositie aan benz(a)pyreen en EFSA PAK8 in woningen op verschillende (clusters van) locaties in de drie meetperioden (ng/m²)

Meet- periode ^{a)}	Wijk aan Zee	Wijk aan Zee	Beverwijk	Velsen- Noord	IJmuiden oost	IJmuiden sluizen	Castricum	Achter- grond ^{b)}
	gemiddeld	hoogste waarde	gem.	gem.		gem.		
	Benzo[a]pyreen							
A	17	33	15	13	< 5	< 5	< 5	< 5
B	38	134	21	11	< 5	< 5	81	< 5
C	21	44	8	14	< 5	< 5	10	< 5
	Som EFSA PAK8							
A	147	301	126	104	< 40	< 40	47	< 40
B	324	969	182	88	< 40	< 40	527	< 40
C	290	436	88	120	< 40	< 40	98	< 40

a) Meetperiode A: 5-22 okt; B: 22 okt-9 nov; C: 9-26 nov

b) Locatie Amersfoort (45)

Uit vergelijking van de meetwaarden in de Tabellen 3.1 en 3.2 blijkt dat de PAK-depositie binnen veel lager is dan buiten. Dit geldt voor alle meetlocaties en dus ook voor alle clusters. Gemiddeld is de depositie binnen ongeveer 100 keer zo laag als buiten, met een variatie van 10 tot 300 voor de afzonderlijke locaties en meetperioden. Deze variatie is willekeurig, dat wil zeggen dat voor een bepaalde locatie de verhouding niet systematisch hoger of lager is dan voor een andere locatie. Ook heeft de informatie die is verzameld met de vragenlijst van GGD Kennemerland geen aanwijzingen opgeleverd die een verklaring zouden kunnen geven voor eventuele specifieke verschillen tussen PAK-deposities die buiten en binnen zijn gemeten.

Er zijn geen referentiewaarden voor de PAK-depositie in woningen op onbelaste locaties, waar de hier gemeten deposities op de achtergrondlocatie in Amersfoort⁷ mee kunnen worden vergeleken. Wel is duidelijk dat op de achtergrondlocatie de PAK-depositie binnen laag is, namelijk onder de aantoonbaarheidsgrens. Dat geldt ook voor de woningen in IJmuiden. Op de andere locaties zijn hogere PAK-deposities binnen gemeten dan op de achtergrondlocatie, het hoogst in Wijk aan Zee gevolgd door Beverwijk en Velsen-Noord. In Castricum was de PAK-depositie binnen, tijdens de tweede meetperiode hoog, vergelijkbaar met Wijk aan Zee, en in de andere perioden minder. Dit zou samen kunnen hangen met de hogere depositie die daar buiten is gemeten als gevolg van emissies van open haarden in de directe omgeving.

Omdat de gemeten deposities op de achtergrondlocatie onder de aantoonbaarheidsgrens liggen, is het niet mogelijk om de exacte *mate van verhoging* in de woningen op de andere locaties te bepalen, zoals is gedaan voor de buitenlocaties. Wel kan worden gesteld dat het patroon vergelijkbaar is met dat voor de PAK-depositie die buiten is gemeten (Figuur 3.4), dat wil zeggen de hoogste waarden zijn gevonden in Wijk aan Zee en lagere waarden, maar nog steeds verhoogd ten opzichte van de achtergrond, in Beverwijk en Velsen-Noord. Anders dan buiten is de PAK-depositie op de binnenlocaties in IJmuiden niet verhoogd.

3.4 Resultaten depositiemetingen metalen

In verband met de overzichtelijkheid is er voor gekozen om enkele metalen, waarop de veegmonsters zijn geanalyseerd, niet in deze tabellen op te nemen. Het gaat om beryllium, kalium, natrium, fosfor, lithium en seleen. Seleen is niet of nauwelijks in de veegmonsters aangetroffen. Voor beryllium lagen vrijwel alle meetwaarden onder de aantoonbaarheidsgrens. De meetwaarden van kalium, natrium, lithium en fosfor geven een variabel beeld, waarbij de depositie op de locaties in de IJmond soms hoger en soms lager is dan op de achtergrondlocaties. Er is geen duidelijk patroon in te zien. Ook komen kalium, natrium en fosfor 'van nature' al veel voor in bijvoorbeeld opwaaiende bodemstof en zeezoutdeeltjes.

Zoals vermeld aan het eind van paragraaf 3.2 is een overzicht van alle meetresultaten apart beschikbaar.

⁷ Op de andere achtergrondlocaties, in De Rijp en De Zilk, zijn geen metingen binnen gedaan. Deze locaties betreffen geen woningen maar meetstations van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit.

3.4.1 *Depositie metalen buiten*

De deposities aan metalen op de buitenlocaties, gemeten met de PDT-sombakmethode, staan in de Tabellen 3.3a t/m 3.3c (steeds één tabel per meetperiode). Net als voor PAK zijn de gemiddelde deposities per clusters van meetlocaties vermeld en voor Wijk aan Zee ook de hoogst gemeten waarde⁸. Deze hoogste waarde binnen het cluster Wijk aan Zee is niet altijd op dezelfde locatie gevonden.

⁸ Hier is voor gekozen, omdat in Wijk aan Zee op negen meetlocaties is gemeten (en in de andere clusters op één of twee locaties) en de meetwaarden een aanzienlijke variatie tonen. Daarnaast is Wijk aan Zee het cluster, waar voor de meeste metalen de hoogste waarden zijn gemeten.

Tabel 3.3a. Depositie buiten aan metalen op verschillende (clusters van) locaties in de meetperiode 5 t/m 22 oktober ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)

	Wijk aan Zee	Wijk aan Zee	Reynders-weg	Bever-wijk	Velsen-Noord	IJmuiden oost	IJmuiden sluizen	IJmuiden strand	Castricum	Achtergrond ^{a)}
	gemiddeld	hoogste waarde		gem.	gem.	gem.	gem.			gem.
Aluminium	22.880	43.745	21.872	4.419	4.969	6.959	11.571	35.349	9.390	2.521
Arseen	22	69	13	7	6	5	12	77	7	2
Barium	306	965	337	131	273	209	507	184	174	93
Calcium	112.552	278.376	79.536	19.000	22.314	17.454	41.977	795.360	18.117	7.954
Cadmium	7,9	24,1	4,6	1,0	1,0	1,5	5,0	2,0	1,0	0,8
Kobalt	36	70	29	10	12	15	24	49	15	8
Chroom	686	1.835	629	53	60	81	168	198	40	15
Koper	238	654	153	99	126	117	138	68	192	56
IJzer	378.349	828.500	419.774	51.919	63.518	81.745	328.638	125.932	27.506	5.522
Magnesium	30.060	68.489	26.622	3.869	4.750	5.831	11.986	4.5291	4.958	2.358
Mangaan	14.491	38.774	10.384	637	752	932	2.919	3.866	439	554
Molybdeen	13	32	9	8	7	6	10	3	6	4
Nikkel	128	258	90	35	36	42	90	121	40	16
Lood	392	1.277	243	162	127	242	300	122	139	42
Antimoon	9	20	12	7	10	8	7	3	4	5
Silicium	14.851	22.977	16.570	7.456	7.125	9.224	12.977	32.035	7.180	3.941
Strontium	231	571	240	77	93	76	186	2.493	74	34
Vanadium	1.541	5.081	989	61	61	84	277	171	33	9
Zink	2.859	8.948	2.983	632	987	1.090	1.502	1.221	779	593

^{a)} Locaties De Zilk (42), De Rijp (43) en Amersfoort (45)

Tabel 3.3b Depositie buiten aan metalen op verschillende (clusters van) locaties in de meetperiode 22 oktober t/m 9 november ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)

	Wijk aan Zee gemiddeld	Wijk aan Zee hoogste waarde	Reyndersweg	Beverwijk gem.	Velsen-Noord gem.	IJmuiden oost gem.	IJmuiden sluisen gem.	IJmuiden strand	Castricum	Achtergrond ^{a)} gem.
Aluminium	51.968	157.967	29.826	7.125	4863	15.244	7.845	14.914	10.494	2.293
Arseen	59	295	50	8	5	15	10	29	19	3
Barium	665	1.113	2.854	315	228	402	802	93	244	131
Calcium	397.680	2.220.381	121.513	45.291	22.590	60.204	45.899	243.027	35.018	12.667
Cadmium	6,9	12,2	5,4	1,4	0,8	2,4	1,2	0,8	2,1	1,0
Kobalt	65	244	136	11	5	18	9	21	17	4
Chroom	1.258	3.866	353	66	40	88	55	82	80	30
Koper	185	265	317	103	126	530	114	34	174	84
IJzer	583.095	1.104.667	1.215.134	76.774	27.175	48.605	45.402	43.082	53.134	13.072
Magnesium	74.013	266.225	43.082	7.070	4.916	13.919	9.608	17.896	8.395	3.470
Mangaan	27.997	86.164	7.512	1.351	574	952	889	1.449	1.157	1.062
Molybdeen	14	22	24	3	5	5	5	4	6	7
Nikkel	230	791	355	38	28	100	43	53	58	23
Lood	420	956	319	154	164	673	183	48	489	64
Antimoon	10	14	55	5	8	8	6	1	7	9
Silicium	8.613	13.919	7.733	3.328	3.756	4.748	4.805	3.173	5.081	2.575
Strontium	1.119	6.843	643	164	103	249	226	825	168	68
Vanadium	2.734	9.611	787	96	39	68	59	63	74	10
Zink	4.276	16.018	4.308	811	925	1.539	1.094	754	1.442	890

^{a)} Locaties De Zilk (42), De Rijp (43) en Amersfoort (45).

Tabel 3.3c Depositie buiten aan metalen op verschillende (clusters van) locaties in de meetperiode 9 t/m 26 november ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)

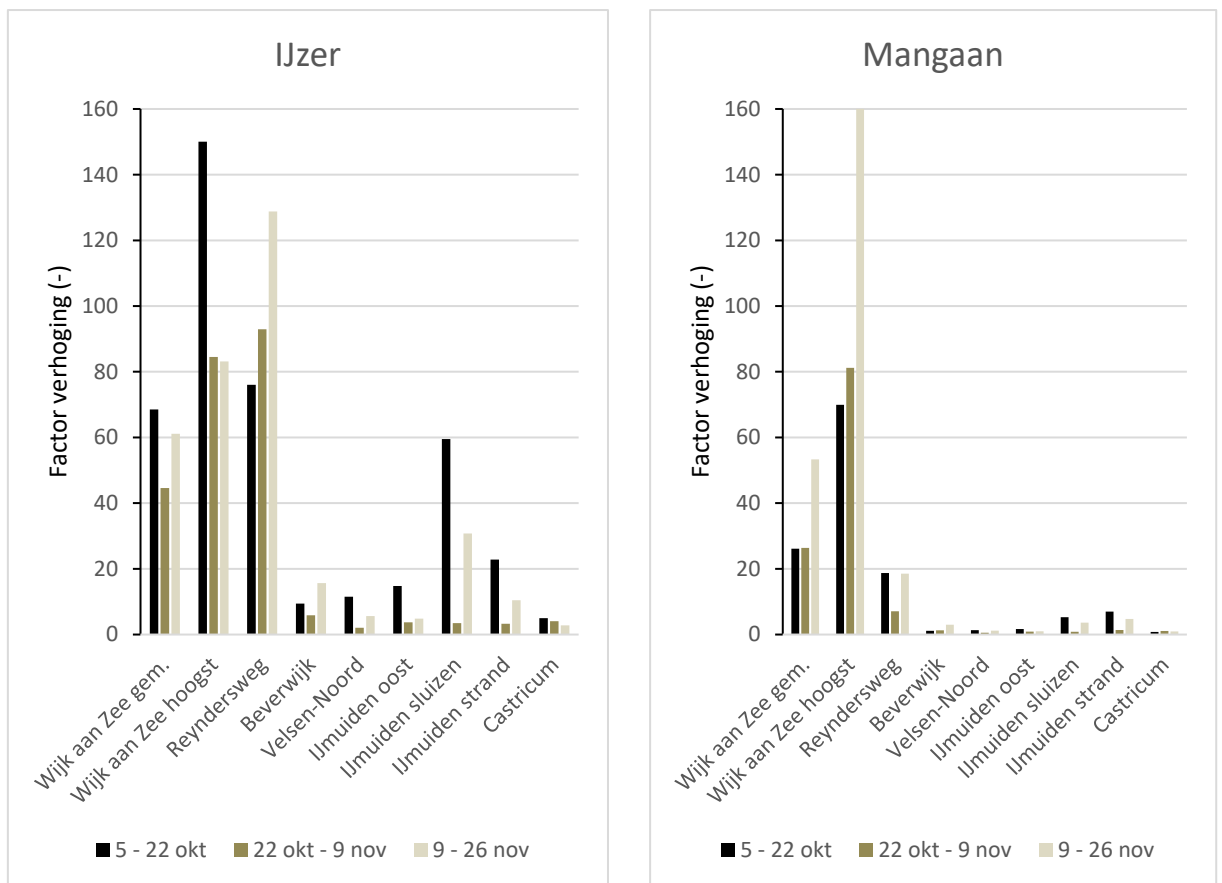
	Wijk aan Zee gemiddeld	Wijk aan Zee hoogste waarde	Reyndersweg	Beverwijk gem.	Velsen-Noord gem.	IJmuiden oost gem.	IJmuiden sluizen gem.	IJmuiden strand	Castricum	Achtergrond ^{a)} gem.
Aluminium	45.402	154.653	34.245	5.358	2.495	4.032	7.676	22.535	2.651	1.812
Arseen	31	107	76	6	5	6	11	50	4	2
Barium	928	1.631	3.970	188	185	356	688	100	107	452
Calcium	268.557	806.407	120.409	21.764	12.701	13.974	42.143	452.914	15.576	8.138
Cadmium	5,8	11,7	9,7	1,2	0,9	1,0	1,7	2,0	1,2	2,3
Kobalt	43	96	95	10	4	8	16	29	6	4
Chroom	1.077	3.558	426	70	30	291	91	138	30	18
Koper	255	1.108	351	97	75	208	194	37	88	108
IJzer	414.005	563.380	872.687	105.938	38.111	32.643	208.561	70.699	18.890	6.775
Magnesium	59.615	163.491	36.454	6.684	3.672	3.811	9.774	29.384	3.756	2.730
Mangaan	24.462	82.298	8.504	1.378	552	448	1.666	2184	430	459
Molybdeen	16	32	27	7	5	8	7	5	5	5
Nikkel	156	289	284	37	28	149	63	73	18	11
Lood	248	366	401	136	63	395	299	74	93	64
Antimoon	8	13	115	5	6	4	7	2	5	12
Silicium	10.151	32.256	14.803	4.584	2.594	3.480	4.971	10.498	2.762	2.319
Strontium	530	2.409	949	92	68	81	163	1423	77	61
Vanadium	3.157	11.930	1.002	134	41	40	161	105	38	13
Zink	3.209	9.942	6.407	825	1.017	1.314	1.408	794	829	813

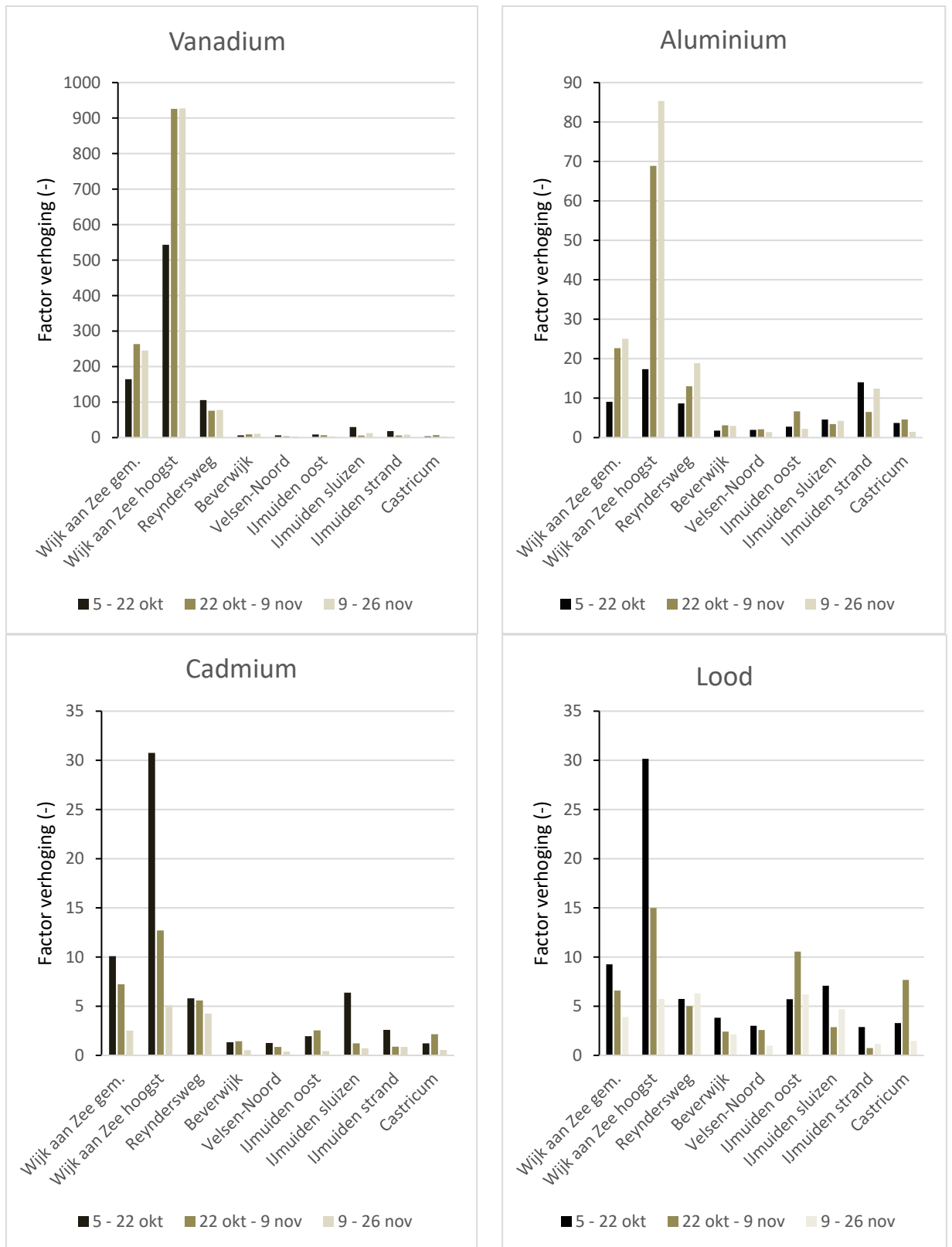
^{a)} Locaties De Zilk (42), De Rijk (43) en Amersfoort (45).

De deposities aan metalen op de achtergrondlocaties komen – net als voor PAK – qua orde van grootte goed overeen met referentiewaarden voor onbelaste locaties (Mennen en Van Belle, 2007; Mennen et al., 2004). Een overzicht van deze referentiewaarden is gegeven in Bijlage 3.

De deposities aan metalen op de verschillende locaties en deelgebieden (clusters) in de IJmond zijn gedeeld door de gemiddelde depositie op de achtergrondlocaties, om de *mate van verhoging* te bepalen. Deze verhoudingen (*factor verhoging*) zijn voor zes metalen grafisch weergegeven in Figuur 3.5a t/m 3.5f, namelijk voor ijzer, mangaan, vanadium, aluminium, cadmium en lood. Deze metalen zijn gekozen als voorbeelden om de omvang van de verhoogde depositie over de clusters van locaties te illustreren.

Omdat de mate van verhoging veel variatie kent tussen de verschillende metalen, is per figuur een passende schaal gekozen.





Figuur 3.5a t/m f. Mate van verhoging (factor) van de depositie buiten aan ijzer, mangaan, vanadium, aluminium, cadmium en lood op verschillende (clusters van) locaties in IJmond ten opzichte van de depositie op de achtergrondlocaties. Let op de verschillende schalen op de Y-as

De berekende verhoudingen van de depositie ten opzichte van de achtergrondwaarde laten het volgende zien:

- In Wijk aan Zee is de depositie aan ijzer, mangaan, vanadium, chroom, aluminium, arseen, magnesium en calcium sterk verhoogd. Dit geldt vooral voor de locaties die het dichtst bij het terrein van Tata Steel liggen. Ook bij het meetstation Reyndersweg zijn verhoogde deposities gemeten, waarbij vooral ijzer opvalt.
- Daarnaast zijn in Wijk aan Zee en bij het meetstation Reyndersweg ook verhoogde deposities gevonden van cadmium, lood, nikkel, zink, barium, koper, kobalt en strontium, maar minder sterk dan voor ijzer, mangaan, vanadium, chroom, aluminium, arseen, magnesium en calcium.
- Opvallend is de hoge depositie van magnesium, aluminium, calcium, arseen, silicium, kobalt en strontium op de locatie 37 (IJmuiden strand), vooral tijdens de eerste en derde meetperiode. Dit is een ander patroon dan in de andere clusters. In de nabije omgeving van deze locatie lagen bouwmaterialen opgeslagen en vonden er tijdens het onderzoek bouwwerkzaamheden plaats, wat de verhoging zou kunnen verklaren.
- Bij de locaties 'IJmuiden sluizen' zijn, vooral in de eerste meetperiode, verhoogde deposities gevonden van ijzer, vanadium, chroom, arseen, lood, cadmium en nikkel. Voor lood is de depositie vergelijkbaar met die in Wijk aan Zee, voor de andere metalen is ze minder hoog dan in Wijk aan Zee. Tijdens deze meetperiode stond de wind enkele dagen van het industriegebied richting deze locaties.
- Op de andere locaties in de IJmond en soms ook in Castricum zijn de deposities van ijzer, vanadium, chroom, lood, nikkel, aluminium, calcium en arseen verhoogd. Voor lood is de depositie op enkele locaties vergelijkbaar met die in Wijk aan Zee, voor de andere van deze metalen is ze (aanmerkelijk) lager dan in Wijk aan Zee.
- Silicium is in verhoogde mate aangetroffen in Wijk aan Zee, bij het meetstation Reyndersweg en op de locatie 'IJmuiden strand' en niet op de andere locaties. Waarschijnlijk speelt hier de invloed van opwaaiend zand een rol, aangezien de locaties met verhoogde siliciumdepositie alle dicht bij het strand en de duinen liggen (silicium is een belangrijk bestanddeel van zand).
- De depositie aan antimoon en molybdeen is, op een enkele uitzondering na, niet verhoogd.

3.4.2 *Depositie metalen in woningen*

De deposities aan metalen op de binnenlocaties, gemeten met de PDT-plaatmethode, staan in de Tabellen 3.4a t/m 3.4c (steeds één tabel per meetperiode). Net als voor PAK zijn de gemiddelde deposities per clusters van meetlocaties vermeld en voor Wijk aan Zee ook de hoogst gemeten waarde. Deze hoogste waarde binnen het cluster Wijk aan Zee is niet altijd op dezelfde locatie gevonden.

Tabel 3.4a Depositie aan metalen in woningen op verschillende (clusters van) locaties in de meetperiode 5 t/m 22 oktober ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)

	Wijk aan Zee	Wijk aan Zee	Beverwijk	Velsen-Noord	IJmuiden oost	IJmuiden sluisen	Castricum	Achtergrond ^{a)}
	gemiddeld	hoogste waarde	gem.	gem.		gem.		
Aluminium	414	533	560	586	255	263	281	257
Arseen	0,2	0,4	0,4	0,3	< 0,1	0,1	0,1	< 0,1
Barium	12	23	15	16	8	7	10	4
Calcium	1633	3833	2458	2833	833	1167	1500	640
Cadmium	0,1	0,2	0,2	0,2	0,6	0,3	< 0,1	< 0,1
Kobalt	2,4	3,2	2,5	2,3	1,9	1,8	1,9	2,1
Chroom	5	6	5	4	2	4	2	3
Koper	15	25	27	18	8	102	9	7
IJzer	1135	2249	1122	660	42	488	460	84
Magnesium	277	353	390	341	< 80	173	402	< 80
Mangaan	33	48	25	21	< 2	7	13	< 2
Molybdeen	1,0	1,9	0,7	< 0,4	< 0,4	1,1	1,2	0,9
Nikkel	4	7	5	5	2	4	3	2
Lood	25	107	9	343	3	7	4	1
Antimoon	0,6	1,0	0,7	1,1	0,2	0,3	0,4	0,3
Silicium	444	743	765	839	271	344	356	254
Strontium	11	31	11	10	4	5	6	2
Vanadium	3,2	4,6	2,3	1,1	< 0,2	0,6	1,1	< 0,2
Zink	156	222	162	154	101	170	157	85

^{a)} Locatie Amersfoort (45)

Tabel 3.4b Depositie aan metalen in woningen op verschillende (clusters van) locaties in de meetperiode 22 oktober t/m 9 november ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)

	Wijk aan Zee	Wijk aan Zee	Beverwijk	Velsen-Noord	IJmuiden oost	IJmuiden sluizen	Castricum	Achtergrond ^{a)}
	gemiddeld	hoogste waarde	gem.	gem.		gem.		gem.
Aluminium	519	1333	392	709	85	227	304	241
Arseen	0,3	0,6	0,4	0,4	< 0,1	0,3	0,2	< 0,1
Barium	24	36	10	22	9	12	8	5
Calcium	3755	7417	1875	3583	1083	1375	1000	1000
Cadmium	0,2	0,4	< 0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Kobalt	2,5	7,0	2,0	2,7	0,1	1,3	2,0	1,6
Chroom	8	24	5	5	3	6	2	4
Koper	13	25	18	23	6	123	6	9
IJzer	4753	19167	920	720	103	359	619	130
Magnesium	705	1833	226	381	281	282	250	< 80
Mangaan	164	651	19	24	4	7	20	< 2
Molybdeen	1,3	1,9	0,8	< 0,4	< 0,4	< 0,4	1,8	1,1
Nikkel	5	11	4	5	1	3	2	3
Lood	12	40	7	215	3	9	4	2
Antimoon	0,6	1,3	0,6	1,1	0,2	0,3	0,3	0,7
Silicium	491	1083	397	568	209	287	305	314
Strontium	34	127	8	11	11	9	5	3
Vanadium	18,5	73,1	1,5	1,3	< 0,2	0,8	1,8	< 0,2
Zink	242	607	140	146	79	238	94	88

^{a)} Locatie Amersfoort (45)

Tabel 3.4c Depositie aan metalen in woningen op verschillende (clusters van) locaties in de meetperiode 9 t/m 26 november ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)

	Wijk aan Zee	Wijk aan Zee	Beverwijk	Velsen-Noord	IJmuiden oost	IJmuiden sluisen	Castricum	Achtergrond ^{a)}
	gemiddeld	hoogste waarde	gem.	gem.		gem.		gem.
Aluminium	259	378	191	430	60	114	85	59
Arseen	0,4	0,6	0,5	0,7	< 0,1	0,3	0,2	< 0,1
Barium	29	46	15	31	7	26	10	21
Calcium	2350	3583	1917	2958	694	1375	1333	917
Cadmium	0,4	0,7	0,2	0,3	< 0,1	0,2	0,2	< 0,1
Kobalt	0,6	1,1	0,3	0,5	0,1	0,2	0,2	0,1
Chroom	5	8	3	4	2	7	2	6
Koper	12	20	15	15	5	152	5	6
IJzer	1664	3500	676	723	97	503	390	117
Magnesium	573	715	430	460	207	355	514	228
Mangaan	63	113	15	26	< 2	9	9	< 2
Molybdeen	0,6	1,0	0,4	1,7	0,4	0,6	0,4	0,9
Nikkel	5	10	2	6	1	3	1	1
Lood	7	11	4	38	1	6	3	1
Antimoon	0,7	1,3	0,7	0,7	0,3	0,3	0,3	0,5
Silicium	386	470	392	584	217	312	260	203
Strontium	24	37	17	18	8	12	14	9
Vanadium	7,1	11,4	1,3	1,3	< 0,2	1,1	1,0	0,6
Zink	173	217	176	154	92	235	161	94

^{a)} Locatie Amersfoort (45)

Uit vergelijking van de meetwaarden in de Tabellen 3.3 en 3.4 blijkt dat – net zoals is geconstateerd voor PAK – de depositie aan metalen binnen veel lager is dan buiten. Dit geldt voor alle clusters en locaties.

Er zijn wel verschillen tussen de metalen. Voor ijzer, mangaan en vanadium is de verhouding tussen buiten en binnen gemeten waarden gemiddeld genomen 300-400, voor aluminium, arseen, calcium, chroom, kobalt, lood en magnesium is deze gemiddeld 50-100 en voor barium, cadmium, koper, molybdeen, antimoon, nikkel, silicium, strontium en zink is het gemiddeld 10-30. Daarbij is er sprake van een aanzienlijke variatie in deze verhoudingen.

Er zijn geen referentiewaarden voor de depositie aan metalen in woningen op onbelaste locaties, waar de gemeten waarden op de achtergrondlocatie in Amersfoort mee kunnen worden vergeleken. Wel is duidelijk dat de depositie van alle metalen in de woning op de achtergrondlocatie laag is en voor enkele metalen onder of rond de aantoonbaarheidsgrens. Dat geldt ook voor de woningen in IJmuiden en die in Castricum, op een enkele uitzondering na. Op de andere locaties zijn voor diverse metalen hogere deposities gemeten dan op de achtergrondlocatie, over het algemeen het hoogst in Wijk aan Zee gevolgd door Beverwijk en Velsen-Noord.

Enkele meetwaarden in de Tabellen 3.4.a t/m 3.4.c vertonen een opvallende afwijking van het algehele beeld. Op locatie 32 (Velsen-Noord) is in alle meetperioden een relatief hoge depositie aan lood gevonden (gemiddeld 377 $\mu\text{g}/\text{m}^2$). Dat is hoger dan op dezelfde locatie buiten is gevonden en ook hoger dan in de woning op de andere locatie in Velsen-Noord. Op locatie 35 is de depositie aan koper in elke meetperiode relatief hoog (gemiddeld 145 $\mu\text{g}/\text{m}^2$), iets hoger dan op dezelfde locatie buiten is gevonden en aanmerkelijk hoger dan in de woning op de andere locatie IJmuiden sluizen. Mogelijk is hier sprake van een lokale bron in elk van de woningen. Uit de informatie die is verzameld met de vragenlijst van GGD Kennemerland zijn geen aanwijzingen gevonden die een verklaring kunnen geven voor deze afwijkingen.

3.5 Samenvatting depositie buiten en binnen

Samengevat kan worden geconcludeerd dat op de **buitenlocaties** tijdens alle drie de meetperioden in Wijk aan Zee en bij het meetstation Reyndersweg sterk verhoogde deposities zijn gevonden van PAK, ijzer, mangaan, vanadium en chroom en verhoogde deposities van magnesium, nikkel, arseen, cadmium, lood, aluminium, calcium, strontium, barium, koper, kobalt en zink. De hoogste waarden in Wijk aan Zee zijn gevonden op de locaties die het dichtst bij het terrein van Tata Steel liggen. Op de andere locaties in de IJmond zijn ook verhoogde deposities gemeten van PAK en de meeste metalen, maar die zijn – behalve voor lood – duidelijk lager dan in Wijk aan Zee en bij het meetstation Reyndersweg.

Een uitzondering vormt de hoge PAK-depositie in de tweede en derde meetperiode op de locatie in Castricum, die mogelijk is veroorzaakt door emissies van open haarden in de directe omgeving. Verder zijn bij de locaties 'IJmuiden sluizen', vooral in de eerste meetperiode, verhoogde deposities gevonden van ijzer, vanadium, chroom, arseen, lood, cadmium en nikkel (maar minder hoog dan in Wijk aan Zee) en is de depositie van lood op een aantal locaties in de IJmond vergelijkbaar met de gemiddelde waarde in Wijk aan Zee. Tijdens de eerste en derde meetperiode was de depositie van magnesium, aluminium, calcium, arseen, silicium, kobalt en strontium op de locatie 37 (IJmuiden strand) verhoogd, mogelijk veroorzaakt door stof van opgeslagen bouwmaterialen en bouwwerkzaamheden in de nabije omgeving van deze locatie.

De depositie aan PAK en metalen binnenshuis is veel lager dan buiten. Wel was in Wijk aan Zee de depositie binnenshuis aan PAK en de meeste metalen – vooral ijzer, mangaan, vanadium, lood, magnesium en strontium – hoger dan in de woning op de achtergrondlocatie. Op de andere locaties in de IJmond zijn voor sommige metalen binnenshuis deposities gevonden die (licht) verhoogd zijn vergeleken met de achtergrondlocatie. Echter, ook hier zijn de binnen gemeten deposities veel lager dan die buiten zijn gevonden. Uitzonderingen zijn een verhoogde depositie aan lood respectievelijk koper in twee woningen. Mogelijk is hier sprake van een lokale bron in elk van de woningen. Uit de informatie die is verzameld met de vragenlijst van GGD Kennemerland zijn geen aanwijzingen gevonden die een verklaring kunnen geven voor deze afwijkingen.

De depositie in de woningen is gemeten op ooghoogte of lager door de perspexplaten te plaatsen op tafels, kasten en vensterbanken en niet op de vloer (zie Bijlage 1). Hier is voor gekozen om te voorkomen dat bijvoorbeeld huisdieren en mogelijk ook personen over de perspexplaten lopen en daarbij de meting verstoren. Stof dat via ramen, deuren en ventilatiekanalen naar binnen waait zal in de regel op de tafels, kasten en vensterbanken dalen en zodoende worden mee gemeten. Een nadeel van deze keuze is dat stof dat wordt meegenomen met naar binnen lopen en op de grond belandt niet is mee gemeten. Met name jonge kinderen, waar de risicobeoordeling op is gericht (zie hoofdstuk 4) spelen binnen over het algemeen op de grond. In Bijlage 5.1 wordt dieper ingegaan op deze onzekerheid.

3.6 Resultaten depositie 'na afspoelen door neerslag'

In dit onderzoek zijn gegevens verzameld om een indicatie te krijgen van de depositie die gedurende een meetperiode blijft liggen na afspoelen onder invloed van het weer, in het bijzonder neerslag. In dit rapport noemen we dit de depositie 'na afspoelen door neerslag' of kortweg de depositie 'na afspoelen'. Zoals toegelicht in paragraaf 2.2 kan deze depositie worden bepaald op basis van de gegevens die zijn verzameld met de PDT-bovenbak en de PDT-standaardmethode. De gemeten deposities 'na afspoelen' zijn vermeld in Bijlage 4 (Tabellen B4.1 t/m B4.4). In deze paragraaf geven we een samenvatting van en beschouwing op deze resultaten.

Om een indicatie te krijgen hoeveel PAK en metalen in een meetperiode zijn afgespoeld, is voor elke locatie per meetperiode de verhouding van de hoeveelheid stof in een bovenbak (PDT-bovenbak) en de hoeveelheid stof in beide bakken samen (PDT-sombak) berekend. De hoeveelheid afspoeling is variabel doordat de depositie niet constant zal zijn geweest en omdat het afspoelen afhangt van het moment, de duur en hoeveelheid neerslag. Deze verschillen per meetperiode (zie Figuur 3.3). De verhoudingen (PDT-bovenbak/PDT-sombak) zijn berekend voor alle gemeten componenten (PAK en metalen) op alle buitenlocaties. Hieruit blijkt dat gemiddeld in een meetperiode 57% van de PAK wegspoelt en 45% van de metalen. Er zijn geen systematische verschillen tussen de diverse metalen. Wel is er een aanzienlijke variatie in de verhoudingen (van ongeveer 15 tot 80%) over alle meetwaarden en die variatie is willekeurig, dat wil zeggen ze hangt niet samen met specifieke meetlocaties of meetperioden.

Het effect van afspoelen is ook te zien in de deposities, gemeten met de PDT-standaardmethode. Deze waarden zijn systematisch lager dan de PDT-sombak waarden.

In Wijk aan Zee, waar met beide methoden is gemeten, zijn het op andere locaties, zijn de PAK-deposities gemeten met de PDT-standaardmethode van vergelijkbaar niveau als de waarden die met de PDT-bovenbak methode zijn gemeten en voor metalen zijn ze twee tot vijf maal lager dan gemeten met de PDT-bovenbak methode.

Voor de gemeten deposities 'na afspoelen door neerslag' is samengevat het beeld:

- In Wijk aan Zee en bij het meetstation Reyndersweg zijn er sterk verhoogde deposities van PAK, ijzer, mangaan, vanadium, chroom en verhoogde deposities van magnesium, nikkel, arseen, cadmium, lood, aluminium, calcium, strontium, barium, koper, kobalt en zink.
- Op de andere locaties in de IJmond zijn de deposities van PAK en de meeste metalen verhoogd, maar duidelijk lager dan in Wijk aan Zee en bij het meetstation Reyndersweg. Dat geldt ook voor de locaties Zeestraat oost en Heemskerk, waar alleen is gemeten met de PDT-standaardmethode.
- Op de locatie Noordpier (locatie 1) lagen de meetwaarden op het niveau van de achtergrondlocatie, ook tijdens de eerste meetperiode toen de wind enkele dagen van het bedrijfsterrein van Tata Steel richting deze locatie stond.

Dit beeld, en dat geldt ook voor de andere locaties en metalen, is vergelijkbaar met de depositie gemeten met de PDT-sombakmethode, beschreven in de paragrafen 3.3 en 3.4 en de Figuren 3.4 en 3.5a t/m 3.5f.

3.6.1 *Afwijkende waarden*

De meetwaarden van de depositie 'na afspoelen' vertonen twee afwijkingen.

Op de locatie Castricum was in de tweede en derde meetperiode de hoeveelheid PAK in de bovenbak veel lager dan in de onderbak, wat betekent dat veel van de neergedaalde PAK is afgespoeld. Een reden hiervoor zou kunnen zijn dat het neerdalen van PAK afkomstig van open haarden incidenteel was en optrad voorafgaande aan de laatste neerslag in deze meetperioden.

In de eerste twee meetperiodes zijn met de PDT-standaardmethode zeer hoge deposities van barium gevonden op locatie 8 (17.600 en 4320 $\mu\text{g}/\text{m}^2$). Zonder deze afwijkende waarden zijn de gemiddelden in Wijk aan Zee vergelijkbaar met de waarden die met de PDT-bovenbak methode zijn gemeten. De berekende gemiddelden na weglating van de afwijkende waarden op locatie 8 zijn ook vermeld in de Tabellen B4.3a t/m B4.3c in Bijlage 4. Ook tijdens het Grafietregenonderzoek en het ad hoc depositieonderzoek zijn op locatie 8 hoge bariumdeposities gevonden (circa 8000 tot 14.000 $\mu\text{g}/\text{m}^2$). Een mogelijke reden hiervoor kan zijn dat het barium afkomstig is van de verf van de elektriciteitskast, waar het veegmonsters van is afgenomen. Van barium is bekend dat het in verven voorkomt.

3.7 **Representativiteit depositiemetingen**

Om te bepalen in hoeverre de meetperiode voldoende representatief is om een goed beeld te krijgen van de gemiddelde depositie aan PAK en metalen rondom het terrein van Tata Steel zijn verschillende zaken van belang, onder meer de weersomstandigheden en het jaargetijde waarin de metingen zijn gedaan.

De windrozen in Figuur 3.1 laten zien dat tijdens het onderzoek de wind relatief iets vaker uit de richting 180°-210° kwam, vergeleken met de windrichting over meerdere jaren (2011 tot en met 2020). Wind uit

noordelijke tot oostelijke richting is minder vaak voorgekomen. De patronen in de Figuren 3.4 en 3.5 laten echter zien dat ondanks verschillen in windrichting er in alle perioden sprake is van sterk verhoogde depositie van PAK en een aantal metalen in Wijk aan Zee en (licht) verhoogde depositie in de andere woongebieden rondom het terrein van Tata Steel. De totale hoeveelheid neerslag in de hele meetperiode is vergelijkbaar met het gemiddelde over andere jaren in dezelfde periode (5 oktober-26 november) en iets lager dan gemiddeld over een jaar. We kunnen daarom concluderen dat de metingen voor wat betreft het weer een redelijk representatief beeld geven van de depositie aan PAK en metalen.

Het jaargetijde kan ook van invloed zijn op de representativiteit van de metingen in de woningen. In de zomer wordt vaker geventileerd, waardoor de kans groter is dat stof van buiten naar binnen komt. Echter, volgens de informatie die is verzameld met de vragenlijst van GGD Kennemerland is in veel van de woningen waar in dit onderzoek monsters zijn genomen regelmatig geventileerd. Het aspect ventilatie is meegenomen in het overzicht van factoren en onzekerheden en hun invloed op de geschatte risico's in de discussie (tabel 5.1).

3.8 Vergelijking met resultaten depositie Grafietregen- en ad hoc depositieonderzoek

De metingen die zijn gedaan met de PDT-standaardmethode hadden onder meer tot doel een vergelijking te kunnen maken met de resultaten uit het Grafietregenonderzoek van maart 2019 (Geraets en Schulpen, 2019) en het ad hoc depositieonderzoek van juni 2020 (RIVM, 2020). Voor de vergelijking is het van belang op te merken dat in het Grafietregenonderzoek de tijd tussen schoonmaken en bemonsteren van de oppervlakken 11 dagen bedroeg en in het huidige onderzoek 17 of 18 dagen. Bij het ad hoc depositieonderzoek zijn de locaties niet van tevoren schoongemaakt.

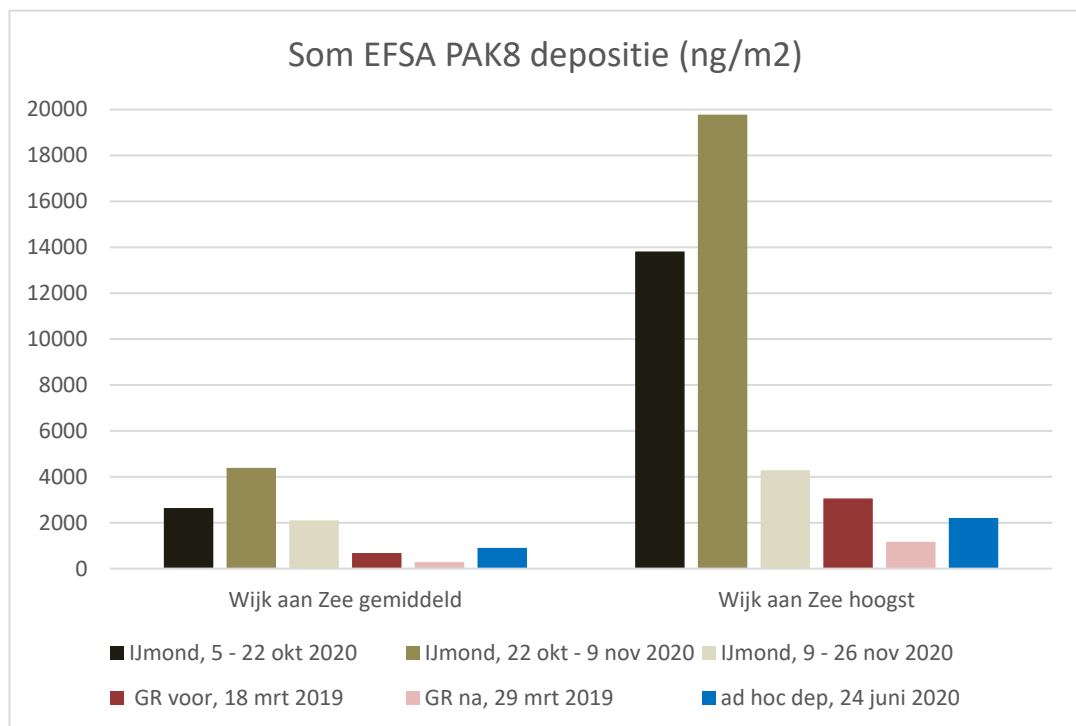
Het onderzoek van maart 2019 was erop gericht de hoeveelheden PAK en metalen in neergedaald stof na een grafietregen, een specifieke uitstoot, te bepalen. Inmiddels is door het bouwen van een overkapping van dit proces de emissie van grafietregens gestopt. Desondanks is er nog steeds sprake van stofoverlast. Het huidige onderzoek is erop gericht een algemeen beeld van PAK en metalen in dit neergedaalde stof te krijgen. Hierbij is gebruik-gemaakt van een vastgesteld tijdsinterval, los van mogelijke specifieke uitstoot.

Op hoofdlijnen kan worden vastgesteld dat de depositie van de meeste metalen tijdens het najaar van 2020 van vergelijkbaar niveau waren als bij het Grafietregen- en het ad hoc depositieonderzoek. Voor sommige metalen werden in het najaar van 2020 iets hogere waarden aangetroffen, voor andere metalen iets lagere waarden. De depositie van PAK was in het najaar van 2020 gemiddeld een factor 5 hoger dan bij het Grafietregen- en het ad hoc depositieonderzoek.

Kortom, in elk van deze drie onderzoeken, ondanks dat die zijn uitgevoerd in verschillende jaargetijden, is in Wijk aan Zee een sterk verhoogde depositie van PAK en metalen gevonden. Op basis daarvan kan worden vastgesteld dat er sprake is van structureel verhoogde

depositie aan PAK en een groot aantal metalen, zoals ijzer, mangaan, vanadium, chroom, arseen, aluminium en lood in Wijk aan Zee. Ter illustratie zijn in de Figuren 3.6 t/m 3.9 de deposities van PAK, mangaan, ijzer en aluminium gemeten met de PDT-standaardmethode in dit onderzoek vergeleken met de resultaten van het Grafietregen- en het ad hoc depositieonderzoek. In elke grafiek zijn zowel de gemiddelde deposities over alle locaties in Wijk aan Zee als de hoogst gemeten waarden op deze locaties weergegeven⁹.

Omdat de omvang van de depositie veel variatie kent tussen de verschillende metalen en PAK, is per figuur een passende schaal gekozen.

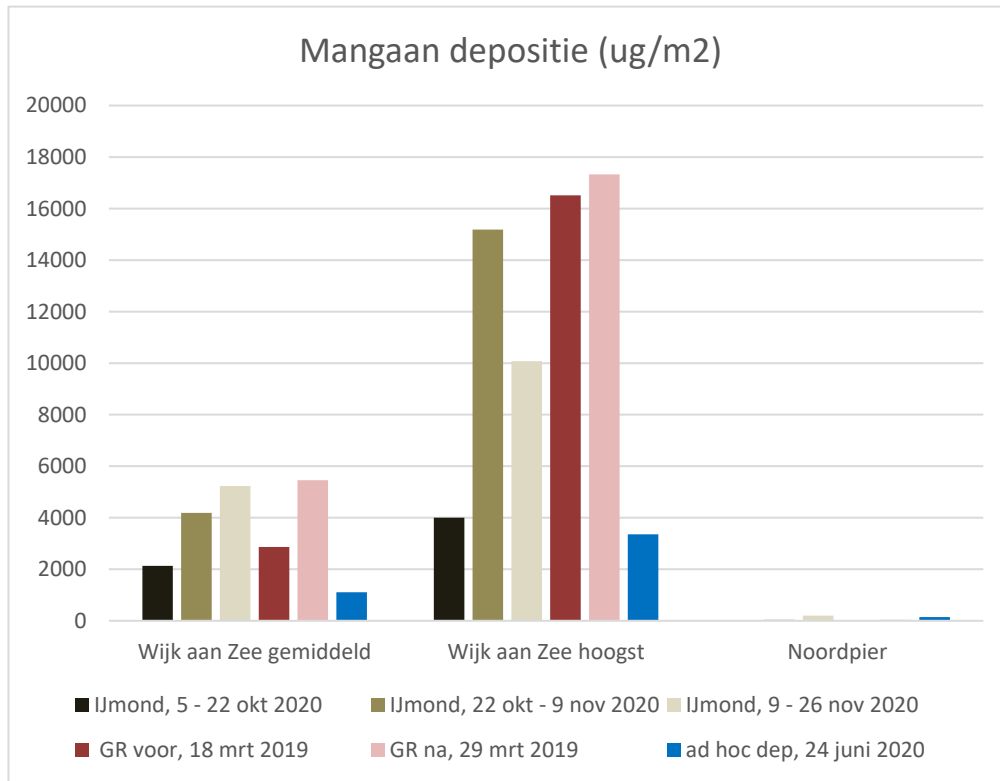


Figuur 3.6 Vergelijking van de PAK-depositie (som EFSA PAK8) gemeten tijdens de diverse onderzoeken met de PDT-standaardmethode

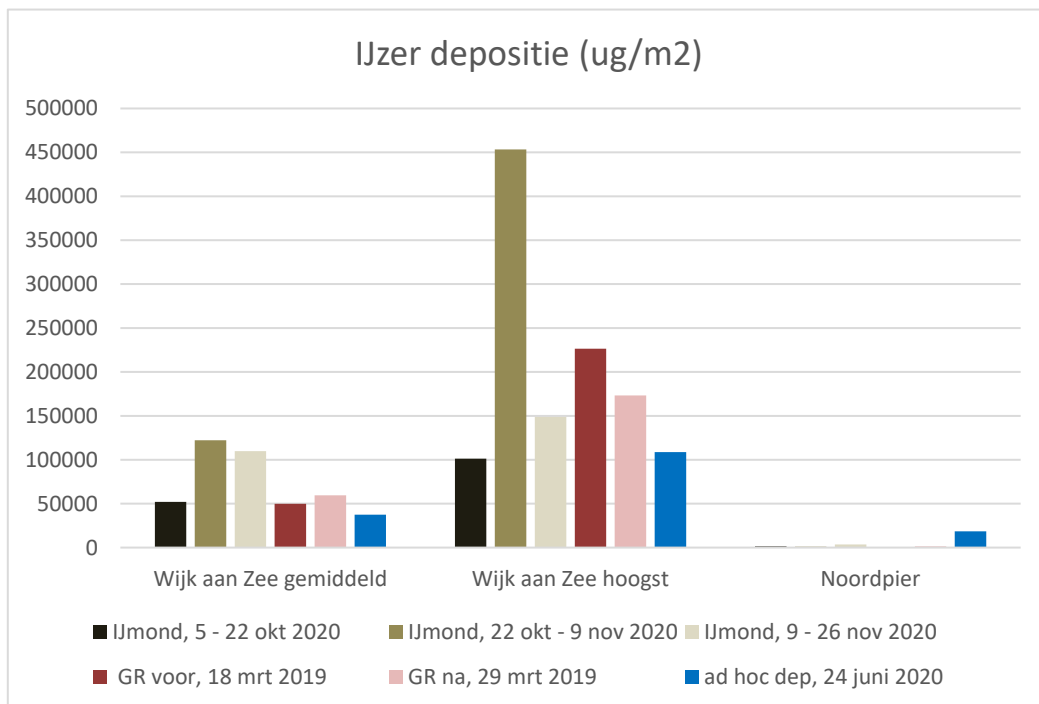
In Figuur 3.6¹⁰ is te zien dat tijdens het onderzoek in het najaar van 2020 aanmerkelijk meer PAK zijn neergekomen dan bij het Grafietregen- en het ad hoc depositieonderzoek. In de eerste twee periodes is de hoogste waarde gevonden op locatie 9, terwijl in derde periode de PAK-depositie het meest verhoogd was op de locaties 5, 6 en 9. Ook bij het Grafietregenonderzoek – zowel op 18 maart ('historische' monsters) als 29 maart (na een grafietregen) – en het ad hoc depositieonderzoek vielen de locaties 5 en 9 op, doordat de PAK-depositie daar het hoogst was. Deze locaties liggen vrij dicht bij het terrein van Tata Steel, in noordelijke richting.

⁹ Tijdens het onderzoek in het najaar 2020 is niet gemeten op locatie 4 en zijn alle metingen op locatie 3 vanwege een procedurefout uitgevallen (zie paragraaf 2.8). Het weglaten van deze locaties heeft naar verwachting geen effect op de berekende gemiddelde deposities in het Grafietregen- en het ad hoc depositieonderzoek, omdat de gemeten waarden in de eerdere onderzoeken in de buurt van de gemiddelden lagen.

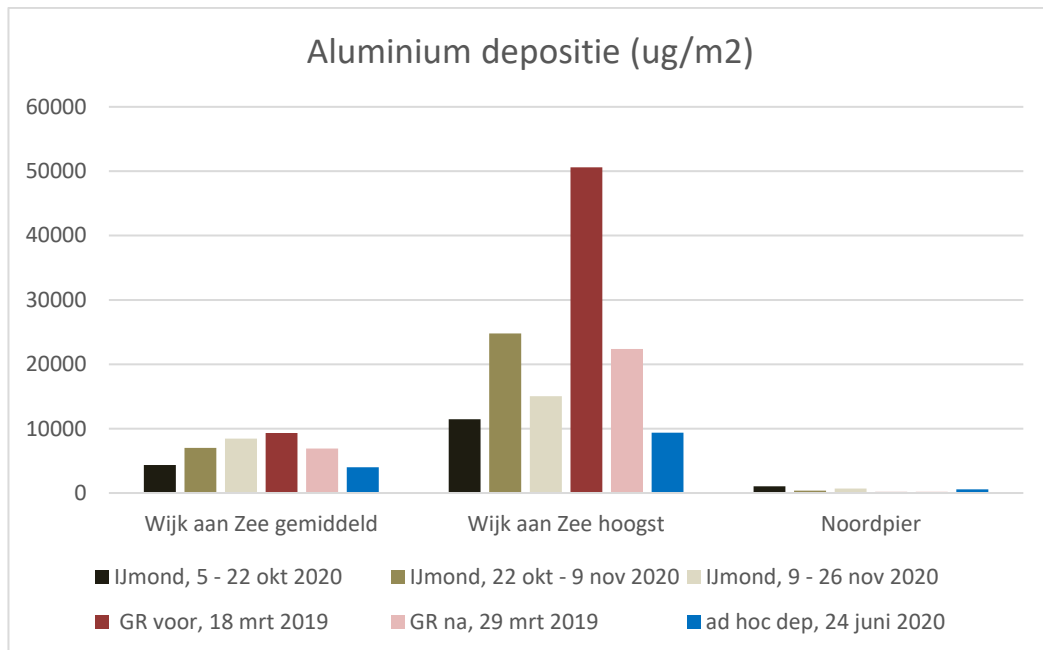
¹⁰ Op de locatie Noordpier (locatie 1) is de PAK-depositie bij alle metingen onder of net boven de aantoonbaarheidsgrens. Daarom zijn deze niet opgenomen in Figuur 5.1.



Figuur 3.7 Vergelijking van de depositie aan mangaan gemeten tijdens de diverse onderzoeken met de PDT-standaardmethode



Figuur 3.8 Vergelijking van de depositie aan ijzer gemeten tijdens de diverse onderzoeken met de PDT-standaardmethode



Figuur 3.9 Vergelijking van de depositie aan aluminium gemeten tijdens de diverse onderzoeken met de PDT-standaardmethode

De Figuren 3.7 t/m 3.9 laten een enigszins wisselend patroon zien. Zo is de gemiddelde depositie van mangaan het hoogst tijdens de tweede en derde meetperiode en het Grafietregenonderzoek, terwijl voor aluminium de hoogste depositie is gemeten in de monsters die zijn genomen aan het begin van het Grafietregenonderzoek. Dit soort variaties zijn ook voor de andere metalen gevonden.

Echter, op hoofdlijnen kan worden vastgesteld dat in Wijk aan Zee de depositie van een groot aantal metalen zowel tijdens het najaar van 2020 als het Grafietregen- en het ad hoc depositieonderzoek sterk verhoogd is. Evenals voor PAK komen de hoogste deposities aan metalen (uitgezonderd barium) over het algemeen voor op de locaties 5 en 9, zowel in het Grafietregenonderzoek, het ad hoc depositieonderzoek als dit onderzoek. Deze locaties liggen het dichtst bij het terrein van Tata Steel.

Op de locatie Noordpier (locatie 1 in het Grafietregen- en het ad hoc depositieonderzoek) zijn in alle onderzoeken steeds lage deposities gemeten.

3.9 Verspreiding PAK en metalen in relatie tot bronnen

De meetresultaten van dit onderzoek laten zien dat er in de leefomgeving rondom het terrein van Tata Steel in het neergedaalde stof verhoogde hoeveelheden PAK en metalen voorkomen. Hoewel in alle woongebieden rondom het terrein een verhoogde depositie is gemeten, springen de meetwaarden in Wijk aan Zee en bij het meetstation Reyndersweg er uit, zoals is te zien in de Figuren 3.4 en 3.5. De gemiddelde depositie is daar meer dan tien keer zo hoog als het achtergrondniveau, voor PAK, ijzer, mangaan, vanadium en chroom zelfs 20 tot 100 keer. De hoogste waarden in Wijk aan Zee zijn gevonden op de locaties die het dichtst bij het terrein van Tata Steel liggen. Dit kan erop wijzen dat een aanmerkelijk deel van het

neergedaalde stof afkomstig is van bronnen aan de noordwestzijde van het terrein, waar verschillende opslagen van materialen zoals ertsen, cokes en grondstoffen liggen.

Van verschillende metalen die verhoogd zijn aangetroffen is bekend dat deze kunnen vrijkomen bij processen en uit materiaalopslagen van de staalindustrie: ijzer, mangaan, vanadium, chroom, magnesium, aluminium, calcium, nikkel, arseen, cadmium, lood, koper en zink (Almeida et al., 2015; Nijhuis en Van Strien, 2015; Beddows en Harrison, 2018; Small et al., 2020). Ook van PAK is bekend dat ze worden uitgestoten door de staalindustrie (Liberti et al., 2006; Khaparde et al., 2016). Echter, ook andere bronnen zoals verkeer, scheepvaart, afvalverbranding, andere industriële processen, houtstook en opwaaiend bodemstof stoten PAK en diverse soorten metalen uit.

In de bodem rondom verschillende ijzer- en staalfabrieken zijn hoge gehalten aan PAK, ijzer, chroom, magnesium, aluminium, cadmium, lood, koper en zink gemeten (Rachwal et al., 2015; Zhou et al., 2019), wat wijst op langdurige depositie. In 2009 heeft het RIVM een uitgebreide analyse gedaan van bodemonderzoeken in de IJmond en haar omgeving. Hieruit werd geconcludeerd dat er tot op 2 km van het terrein van Tata Steel, met name in noordelijke richting, verhoogde gehalten aan PAK, cadmium, zink, ijzer, mangaan, lood en koper in de bodem voorkomen (Lijzen, 2009).

De resultaten van dit depositieonderzoek geven een indicatie dat emissies afkomstig van het terrein van Tata Steel een aanmerkelijke bijdrage leveren aan de depositie in Wijk aan Zee.

Deze bevindingen zullen meer in detail worden bestudeerd in het onderzoek naar de herkomst (bronnen) van stoffen in de leefomgeving in het IJmondgebied, zowel in de lucht als in het neergedaalde stof. Dit is een ander onderdeel van het Gezondheidsonderzoek, waarover apart in een latere fase gerapporteerd zal worden.

4 Blootstellings- en risicobeoordeling van gemeten depositie

In dit hoofdstuk wordt de totale jaargemiddelde blootstelling aan PAK en metalen via gedeponerd stof bepaald (paragraaf 4.1), de toxicologie beschreven van PAK en metalen (paragraaf 4.2), de risicobeoordeling uitgevoerd en de uitkomsten van dit geheel bediscussieerd (paragrafen 4.3 en 4.4).

Aangezien de focus in dit onderzoek ligt op de langdurige continue depositie in de omgeving van het Tata Steel-terrein, heeft de blootstellings- en risicobeoordeling tot doel een schatting te geven van (de verdeling van) de jaargemiddelde blootstelling per cluster, en vervolgens inzicht te geven in de daarmee samenhangende gezondheidsrisico's. Dit wijkt af van de blootstellings- en risicobeoordeling zoals uitgevoerd in het Grafietregenonderzoek (Geraets en Schulpen, 2019)), waar de focus lag op de mogelijke gezondheidsrisico's als gevolg van piekuitstoot van een grafietregenincident. Zoals in hoofdstuk 1 al benoemd zijn door het bouwen van een overkapping de emissies van grafietregens inmiddels gestopt. Een ander verschil is dat in het Grafietregenonderzoek de blootstellings- en risicobeoordeling is gebaseerd op depositiemetingen middels de PDT-standaardmethode, terwijl de huidige beoordeling is gebaseerd op wat totaal gedeponerd is (PDT-sombak). Dus inclusief datgene wat wegspoelt als gevolg van neerslag, waarbij aangenomen is dat ook het weggespoelde stof beschikbaar is geweest voor blootstelling. Tevens is naar depositie in woningen gekeken (middels de PDT-plaatmethode); in het Grafietregenonderzoek was dit niet het geval. Dit alles zorgt ervoor dat de resultaten van beide onderzoeken op het gebied van blootstellings- en risicobeoordeling niet één-op-één met elkaar vergeleken kunnen worden, ook al komen de deposities redelijk overeen (zie paragraaf 3.8).

We wijzen erop dat, net als bij het eerdere onderzoek naar grafietregens, in dit onderzoek uitsluitend de blootstelling via gedeponerd stof wordt beoordeeld. Inhalatieblootstelling aan verontreinigde lucht en orale blootstelling via consumptie van gecontamineerde gewassen en dierlijke producten zijn derhalve *niet* meegenomen.

De blootstellings- en risicobeoordeling is uitgevoerd voor de volgende vijf IJmondclusters:

- Wijk aan Zee (acht buitenlocaties waar bij vijf locaties ook binnen is gemeten, plus één meting in bewoond gebied naast een luchtmeetstation);
- Beverwijk (twee locaties waar zowel buiten als binnen gemeten is);
- Velsen-Noord (twee locaties waar zowel buiten als binnen gemeten is);
- IJmuiden oost (twee buitenlocaties waar bij één locatie ook binnen is gemeten);
- IJmuiden sluizen (twee locaties waar zowel buiten als binnen gemeten is).

Locatie meetstation Reyndersweg is in de risicobeoordeling niet meegenomen, daar dit niet-bewoond gebied betreft en het dicht tegen de

omheining van Tata Steel ligt. De locaties in De Zilk, De Rijk en Amersfoort zijn beschouwd als achtergrondlocaties, die gebruikt zijn om de depositie van bovengenoemde vijf IJmondclusters mee te vergelijken. Dit geldt ook voor locatie IJmuiden strand en locatie Castricum; locaties dichterbij de IJmondregio. Deze zijn voor de risicobeoordeling buiten beschouwing gelaten. Uit de depositiemetingen blijkt dat de depositiewaarden lager zijn op de achtergrondlocaties dan in de IJmond.

4.1 Blootstelling aan PAK en metalen via gedeponeerd stof

4.1.1 Algemene uitgangspunten

Geprobeerd wordt in de blootstellingsschatting een jaargemiddelde blootstelling te berekenen als gevolg van contact met gedeponeerd stof bij het buiten en binnen spelen door jonge kinderen. Jonge kinderen hebben relatief gezien een hoge blootstelling (uitgedrukt per kg lichaamsgewicht (Ig)), dit vanwege hun specifieke gedrag (kruipen/spelen op de grond, hand-mondcontact) en hun relatief lage lichaamsgewicht. De aanname is dat de blootstelling bij volwassenen lager zal zijn dan bij een kind ($\text{blootstelling/kg } Ig_{\text{kind}} > \text{blootstelling/kg } Ig_{\text{volwassene}}$). De groep kinderen die vooral actief buiten speelt waarbij veel grondcontact kan plaatsvinden, betreft de één- tot en met twaalf-jarigen, dus kinderen tot en met de basisschoolleeftijd.

De blootstellingsschatting is gebaseerd op twee elementen, namelijk op het blootstellingsscenario en op de depositiemetingen. De depositiemetingen zoals gerapporteerd in hoofdstuk 3 zijn niet direct bruikbaar voor de blootstellingsschatting. In paragraaf 4.1.2 wordt beschreven welke type depositiemeting gebruikt is en welke stappen doorlopen worden om een gemiddelde depositie per dag te kunnen afleiden. Vervolgens wordt in paragraaf 4.1.3 kort beschreven wat het blootstellingsscenario is, hoe de blootstelling bepaald wordt, en welke invoerparameters zijn gekozen. Een uitgebreide beschrijving hiervan staat in Bijlage 5. In paragraaf 4.1.4 wordt de totale blootstelling berekend en de resultaten ervan getoond.

4.1.2 Verwerking depositiemetingen

Om van de depositiemetingen tot een jaargemiddelde blootstellingsschatting te komen is een aantal verwerkingsstappen nodig. Het uitgangspunt voor de blootstellingsbeoordeling is de totale blootstelling via depositie binnenshuis (PDT-plaat) en buitenshuis gedeponeerd stof (PDT-sombak) per locatie. Hoewel kinderen niet per se aan één locatie zijn gebonden qua buiten spelen of binnen spelen, is het aannemelijk dat deze twee metingen wel aan elkaar gerelateerd kunnen zijn en is de kans groot dat een kind vaak thuis, in de buurt of in de eigen tuin buiten speelt. Omdat de risicobeoordeling wordt uitgevoerd voor de totale blootstelling via depositie blijven er in totaal 12 van de 17 bewoonde locaties over die verdeeld zijn over de clusters Wijk aan Zee ($n=5$ van 9), Beverwijk ($n=2$), Velsen-Noord ($n=2$), IJmuiden oost ($n=1$ van 2) en IJmuiden sluis ($n=2$). De locaties in de IJmondclusters waar alleen een buitenmeting plaatsvond zonder binnenmeting, zijn voor de risicobeoordeling buiten beschouwing gelaten. In Bijlage 5 worden de blootstellingsschattingen per cluster op basis van alle buitenmetingen (dus inclusief die locaties waar niet binnen is gemeten) (PDT-sombak) en op basis van alle binnenmetingen (PDT-plaat) apart getoond.

De depositiegegevens worden gepresenteerd als een hoeveelheid chemische stof per vierkante meter, gemeten over een bepaalde periode (zie hoofdstuk 3). Om deze gegevens te kunnen gebruiken in de blootstellingsbeoordeling worden de gegevens omgezet naar een hoeveelheid chemische stof (PAK of metaal) per vierkante meter per dag.

De hier gebruikte methode voor de verwerking van de depositiemetingen naar a) een voor de blootstellingsbeoordeling bruikbare invoerparameter en b) de uiteindelijke blootstellingsschatting wordt hieronder stapsgewijs uiteengezet:

1. Per locatie vindt de volgende verwerking van de depositiemeting plaats voor de hoeveelheid gedeponeerd metaal of de som van de EFSA PAK8:
 - a. De dagelijkse depositie per locatie per meetperiode wordt berekend door de gemeten hoeveelheid (PDT-sombak) te delen door het aantal dagen van bemonstering (in meetperiode A en C is dat 17 dagen, in meetperiode B 18 dagen).
 - b. Hiervan wordt het geometrisch gemiddelde (GM), de geometrische standaarddeviatie (GSD), en het betrouwbaarheidsinterval bepaald.
 - c. Vervolgens wordt daarmee het 75e percentiel (P75) van het betrouwbaarheidsinterval rondom het GM per locatie bepaald. Het P75 is zowel een representatie van de onzekerheid als de variatie van het GM.

Stappen a-c leiden tot een depositiehoeveelheid per dag die representatief zou moeten zijn voor een dagelijks gemiddelde depositie over een jaar voor die locatie.
2. Per locatie waar ook binnen is gemeten vindt dezelfde verwerking van de depositiemeting van het binnenmonster (PDT-plaat) plaats als beschreven onder 1.
3. Het P75 van het betrouwbaarheidsinterval rondom de GM per locatie dient als invoerparameter in het blootstellingsscenario van het spelende kind, samen met andere invoerparameters daarvoor (zie paragraaf 4.1.3). Aldus wordt per locatie de blootstelling berekend voor de som van de EFSA PAK8 en de individuele metalen, zowel voor het binnen spelen als het buiten spelen.
4. Per locatie wordt de berekende blootstelling door het spelen buiten en het spelen binnen opgeteld. Dit resulteert in een totale blootstelling per locatie aan de som van de EFSA PAK8 of aan de individuele metalen (zie paragraaf 4.1.4).
5. 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 (gebruikelijke aanname in blootstellingsonderzoek (Heinemeyer et al., 2019)). Per cluster wordt over de daarin aanwezige locaties vervolgens bepaald:
 - a. het GM van de berekende blootstelling per cluster;
 - b. de GSD (wordt niet getoond);
 - c. het 95e percentiel (P95) van de verkregen blootstellingsverdeling per cluster in ng/kg lg/d (voor de PAK) of in µg/kg lg/d (voor de metalen).

In geval van het cluster IJmuiden oost was er slechts één locatie met zowel een buiten- als binnenmonster. Dit betekent dat voor dit cluster de geschatte blootstelling moet worden gezien als een puntschatting.

4.1.3 *Blootstellingsschatting – scenario van het spelende kind*

De blootstellingsschatting wordt uitgevoerd voor een spelend kind dat zowel binnen als buiten tijdens het spelen in aanraking kan komen met gecontamineerde oppervlakken. Relevant voor de blootstelling in het depositieonderzoek zijn de dermale blootstelling via de huid van handen en (op warme dagen) blote voeten, armen en benen, en orale blootstelling via hand-mondcontact. Voor blootstelling aan PAK wordt uitgegaan van het spelende kind van één tot en met twaalf jaar. Voor metalen wordt, vanuit conservatief oogpunt (hoogste blootstelling/kg lg), alleen gekeken naar het jongste spelende éénjarige kind. Voor zowel het buiten als binnen spelen worden dezelfde aannames gedaan wat betreft de mate van huidcontact met oppervlakken (speelgrond, vloer), de overdracht van stoffen naar de huid, bedekken van de huid, en het hand-mondcontact voor kinderen tot en met twaalf jaar.

De blootstelling van het spelende kind kan worden beschreven met het zogenoemde 'dermal-direct product contact-rubbing-off'-model van ConsExpo Web (afveegscenario) (www.consexpweb.nl; Delmaar en Schuur, 2017). Dit model vereist informatie met betrekking tot onder andere speelduur en overdracht van stoffen naar de huid om de dermale blootstelling te kunnen schatten. Op basis van de geschatte dermale blootstelling, kan tevens de orale blootstelling door hand-mondcontact berekend worden. De basisformule om de dermale blootstelling te berekenen is:

$$C \times TC \times DF \times t \times (d/365) / lg$$

Hierbij is:

- C = concentratie van chemische stof op het veegmonster (uitgedrukt als hoeveelheid per m² oppervlak per dag);
- TC = transfer coëfficiënt (m²/uur);
- DF = dislodgeable fraction (fractie), de fractie van de hoeveelheid chemische stof op een gecontamineerd oppervlak wat afgewreven kan worden als gevolg van huidcontact met dit gecontamineerde oppervlak;
- t = duur (uur);
- d = aantal dagen buiten of binnen spelen per jaar;
- lg = lichaamsgewicht (kg).

Om rekening te houden met het verschil in blootgesteld huidoppervlak op warme en koude dagen (meer huid bedekt) en met het feit dat een deel van de stof (aannahme 50% van de blootstelling aan handen) door hand-mondcontact wordt verwijderd (orale blootstelling) en dus niet langer beschikbaar is voor dermale blootstelling, dient de formule aangepast te worden middels factoren (conform het Grafietregenonderzoek). Dit resulteert in de volgende formules:

Voor dermale blootstelling op een warme dag (> 20°C), met blootstelling via handen en blote voeten, armen en benen:

$$C \times TC \times DF \times t \times (d/365) \times 0,9 / Ig$$

waarbij in de factor 0.9 (= 0,8 + (0,2 × 0,5)) rekening is gehouden met gelijktijdige orale blootstelling via hand-mondcontact (zie voor verdere uitleg Bijlage 5).

Voor dermale blootstelling op een dag met een temperatuur < 20°C, met alleen blootstelling via handen:

$$C \times TC \times DF \times t \times (d/365) \times 0,1 / Ig$$

waarbij in de factor 0.1 (= 0,2 × 0,5) rekening is gehouden met gelijktijdige orale blootstelling via hand-mondcontact (zie voor verdere uitleg Bijlage 5).

Voor orale blootstelling via hand-mondcontact:

$$\begin{aligned} & C \times TC \times DF \times t \times (d/365) \times 0,2 \times 0,5 / Ig = \\ & C \times TC \times DF \times t \times (d/365) \times 0,1 / Ig \end{aligned}$$

De invoerparameters worden getoond in Tabel 4.1. Voor een volledige beschrijving van de blootstellingsschatting en achterliggende bronnen wordt verwezen naar Bijlage 5. De beschrijving om tot de concentratie van de chemische stof te komen staat in paragraaf 4.1.2.

Tabel 4.1 Invoerparameters voor de blootstellingsschatting

Parameter	Invoerwaarde	Toelichting of bron
Speelduur binnen (<i>t</i>)	2 uur, 5 dagen per week en 4 uur, 2 dagen per week	Aanname
Speelduur buiten (<i>t</i>)	2 uur, 5 dagen per week	Dellas et al., (2018), Lucassen et al. (2020)
Hoeveelheid chemische stof in veegmonster (<i>C</i>)	P75, in ng/m ² /dag (som EFSA PAK8) of µg/m ² /dag (metalen)	Paragraaf 4.1.2
Dagen > 20°C (<i>d</i>)	80 dagen per jaar (buiten spelen), 112 dagen per jaar (binnen spelen)	KNMI (2021)
Dagen ≤ 20°C (<i>d</i>)	181 dagen per jaar (buiten spelen), 253 dagen per jaar (binnen spelen)	
Transfer coëfficiënt (<i>TC</i>)	0,2 m ² /uur	ECHA (2016)
Dislodgeable fraction (<i>DF</i>)	1 fractie	Aanname
Ratio huidoppervlak handen t.o.v. totaal huid	0,2 fractie	Bremmer et al., (2006). Correctie bij koude dagen.
Ratio hand-mondcontact t.o.v. totaal hand	0,5 fractie	Bremmer et al., (2006); Factor orale blootstelling
Lichaamsgewicht (<i>Ig</i>)	9,8 kg (1 jr) 12,4 kg (2 jr) 15,7 kg (3-6 jr) 24,3 kg (7-11 jr) 44,8 kg (12 jr)	Te Biesebeek et al., (2014)

In geval van blootstelling aan stoffen waarbij de gezondheidkundige grenswaarde gebaseerd is op levenslange blootstelling (zoals voor stoffen zonder drempelwaarde, onder andere PAK) dient een zogenoemde levenslange blootstelling berekend te worden. De berekende blootstelling, volgens de formules hierboven beschreven, is een jaarblootstelling uitgedrukt per lichaamsgewicht. Om tot een 'levenslange' blootstelling te komen worden de blootstellingen voor de vijf leeftijdsgroepen eerst gemiddeld over 70 jaar als maat voor levenslang (dit houdt in dat de berekende blootstellingen voor 1-, 2-, 3 tot en met 6-, 7 tot en met 11- en 12-jarigen worden vermenigvuldigd met respectievelijk 1/70, 1/70, 4/70, 5/70 en 1/70), en vervolgens opgeteld.

4.1.4 *Berekende blootstelling*

In de Tabellen 4.2 en 4.3 worden de berekende totale (buiten en binnen) blootstellingen voor PAK en de metalen gepresenteerd. Dit betreft zowel het geometrisch gemiddelde (GM) als het 95^e percentiel (P95) van de blootstelling. Zoals eerder beschreven zal voor de risicobeoordeling uitgegaan worden van het P95 van de berekende totale blootstelling. In Bijlage 5 van dit rapport worden per cluster apart de resultaten getoond van de berekeningen van de blootstellingen door buiten spelen en door binnen spelen.

De totale blootstelling is over het algemeen in cluster Wijk aan Zee het hoogst vergeleken met de andere IJmondclusters. De andere clusters zijn qua blootstelling redelijk gelijk aan elkaar, al zijn er per individuele stof wel verschillen. Uit de resultaten (zie Bijlage 5) blijkt ook dat de blootstelling als gevolg van contact met gedeponeerd stof tijdens buiten spelen de belangrijkste bron van de totale blootstelling is in deze blootstellingsschatting. Met andere woorden, de blootstelling binnenshuis via gedeponeerd stof draagt nauwelijks bij aan de totale blootstelling. De resultaten van de depositiemetingen (zie hoofdstuk 3) lieten al zien dat de depositie binnen lager is dan buiten. Dit vertaalt zich dan ook voor een deel door in de blootstellingsschatting. Deze vertaling is echter vanwege de aannames in het gehanteerde blootstellingsscenario niet lineair, omdat daarin naar verhouding meer binnen wordt gespeeld dan buiten. Het verschil in bijdrage tussen buiten en binnen spelen is het meest evident in het cluster Wijk aan Zee voor zowel de metalen in zijn algemeenheid als voor PAK, maar geldt feitelijk voor alle clusters. Uit de depositiegegevens bleek dat er uitzonderingen zijn en deze vertalen zich ook door in de blootstellingsschatting. Zo is in Velsen-Noord op één locatie binnen een relatief hoge meting gedaan van lood. Hierdoor is de bijdrage aan loodblootstelling vooral bepaald door dat ene monster in het cluster.

PAK

Voor PAK is de blootstelling berekend aan de som van de EFSA PAK8 voor de blootstelling aan de huid en de orale blootstelling als gevolg van hand-mondcontact. Omdat de risico's per route van blootstelling worden bepaald is de blootstelling apart weergegeven. De onderstaande blootstellingen zijn blootstellingen in ng/kg lg/d gedurende de kinderjaren één tot en met twaalf jaar, uitgemiddeld over 70 jaar. De blootstelling aan PAK is in het Wijk aan Zee-cluster het hoogst. Dit komt vooral door de blootstelling als gevolg van buiten spelen, maar ook voor binnen spelen scoort het Wijk aan Zee-cluster relatief het hoogst (zie Bijlage 5). Ook is te zien dat de huidblootstelling hoger is dan de orale blootstelling. Voor de risicobeoordeling zal worden gerekend met het 95^e percentiel, met uitzondering van IJmuiden oost (puntschatting).

Tabel 4.2 Berekende levenslange totale (buiten en binnen) blootstelling aan EFSA PAK8* voor de verschillende IJmondclusters

Berekende totale blootstelling aan PAK via huid en hand-mondcontact, in ng/kg lg/dag (levenslang)									
Cluster									
	Wijk aan Zee (n=5)		Beverwijk (n=2)		Velsen-Noord (n=2)		IJmuiden oost (n=1)	IJmuiden sluizen (n=2)	
	GM	P95	GM	P95	GM	P95	Puntschatting	GM	P95
Via huid (dermaal)	1,01	1,79	0,39	0,94	0,20	0,23	0,19	0,57	0,65
Via hand-mondcontact (oraal)	0,29	0,52	0,11	0,27	0,06	0,07	0,06	0,16	0,19

* Betreft de som van benzo[a]antraceen, chryseen, benzo[b]fluoranteen, benzo[k]fluoranteen, benzo[a]pyreen, indeno[1,2,3-cd]pyreen, dibenzo[a,h]antraceen, benzo[g,h,i]peryleen (EFSA, 2008a)

Metalen

Hoewel de blootstelling aan metalen via de huid berekend moet worden om de blootstelling via hand-mondcontact te kunnen bepalen, is vanwege aangenomen verwaarloosbare dermale absorptie (opname door de huid) voor metalen de dermale blootstelling voor metalen verder niet beschouwd (zie ook paragraaf 4.2).

De blootstelling is berekend als de jaargemiddelde blootstelling per dag voor een éénjarig kind; dit houdt in dat rekening is gehouden met de frequentie van spelen over het jaar en daarvoor is gecorrigeerd. Voor aluminium en cadmium is de jaargemiddelde blootstelling per week gepresenteerd, zodat de blootstelling vergeleken kan worden met de gezondheidskundige grenswaarden welke voor die metalen op weekbasis afgeleid zijn. De resultaten zijn in Tabel 4.3 getoond. Voor de risicobeoordeling zal worden uitgegaan van het 95^e percentiel van de geschatte blootstelling, met uitzondering van IJmuiden oost (puntschatting).

Tabel 4.3 Berekende jaargemiddelde totale (buiten en binnen) blootstelling aan metalen voor de verschillende IJmondclusters

Berekende totale blootstelling aan metalen via hand-mondcontact, in µg/kg lg/d (jaargemiddelde)									
Cluster									
	Wijk aan Zee (n=5)		Beverwijk (n=2)		Velsen-Noord (n=2)		IJmuiden oost (n=1)	IJmuiden sluisen (n=2)	
	GM	P95	GM	P95	GM	P95	Punt-schatting	GM	P95
aluminium*	41	128	7,75	16	6,47	11	13	11	22
arseen	0,0051	0,011	0,0013	0,0030	0,0010	0,0020	0,0015	0,0018	0,0046
barium ¹¹	0,13	0,20	0,043	0,064	0,048	0,076	0,071	0,13	0,15
beryllium	0,0003	0,0005	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0002	0,0003
calcium	30	88	6,04	6,42	4,43	7,36	6,50	7,61	17
cadmium*	0,0094	0,023	0,0018	0,0038	0,0017	0,0028	0,0028	0,0038	0,0063
kobalt	0,0077	0,013	0,0023	0,0037	0,0019	0,0020	0,0033	0,0034	0,0049
chrom	0,17	0,54	0,012	0,023	0,0093	0,0122	0,040	0,021	0,038
koper	0,047	0,11	0,02	0,04	0,03	0,04	0,08	0,06	0,24
ijzer	84	150	14	32	8,20	9,83	11	35	74
kalium	0,88	2,33	0,70	1,03	0,75	1,07	1,27	0,80	1,19
lithium	0,0034	0,0057	0,0016	0,0020	0,0028	0,0065	0,0017	0,0026	0,011
magnesium	7,65	22	1,16	2,22	0,92	1,12	1,96	1,83	3,77
mangaan	3,84	12	0,21	0,45	0,12	0,16	0,15	0,32	0,79
molybdeen	0,0031	0,0059	0,0013	0,0019	0,0013	0,0013	0,0014	0,0016	0,0028
natrium	6,68	12	4,74	4,74	4,81	5,12	5,54	5,86	8,25
nikkel	0,026	0,048	0,0076	0,011	0,0072	0,010	0,027	0,013	0,023
fosfor	1,12	2,37	0,36	0,41	0,45	0,53	0,49	0,51	0,72
lood	0,075	0,14	0,029	0,035	0,072	0,34	0,079	0,048	0,11
antimoon	0,0019	0,0029	0,0012	0,0017	0,0018	0,0019	0,0011	0,0013	0,0020
seleen	0,0015	0,0044	0,0004	0,0008	0,0005	0,0006	0,0004	0,0008	0,0022
silicium	2,17	4,03	1,13	1,51	1,03	1,76	1,22	1,48	2,48
strontium	0,067	0,12	0,025	0,026	0,020	0,029	0,031	0,036	0,055
vanadium	0,42	1,58	0,017	0,040	0,0089	0,011	0,012	0,031	0,058
zink	0,53	1,07	0,19	0,22	0,21	0,30	0,30	0,31	0,41

* de blootstelling voor aluminium en cadmium is in µg/kg lg/week (jaargemiddelde)

¹¹ Bij de depositiemetingen zijn op locatie 8 met de PDTstandaard methode waarden gevonden voor barium die tot ongeveer een factor 15 hoger liggen dan de hoogst gemeten depositie in het Wijk aan Zee-cluster (zie paragraaf 3.6.1). Onder gelijke omstandigheden van het blootstellingsscenario van een éénjarig kind zou de blootstelling een factor 15 hoger kunnen worden geschat.

4.2 Toxicologie

4.2.1 *Toxicologische profielen*

In Bijlage 6 is kort voor elke stof een toxicologisch profiel geschetst waarop de voor de huidige beoordeling gebruikte gezondheidkundige grenswaarden zijn gebaseerd. De informatie is veelal gebaseerd op overzichten zoals beschreven in eerdere beoordelingen (Oomen et al., 2007; Van Engelen et al., 2008; Tiesjema en Baars, 2009; RIVM, 2017). Ook is gebruikgemaakt van reviews van internationale instanties. De informatie is primair gericht op de systemische toxiciteit na langdurende blootstelling gerelateerd aan de voor deze beoordeling relevante blootstellingsroute(s), namelijk dermale en orale blootstelling.

4.2.2 *Gezondheidskundige grenswaarden of uitgangswaarden voor de risicobeoordeling*

In Tabel 4.4 wordt voor de PAK en metalen een overzicht gepresenteerd van de beschikbare gezondheidkundige grenswaarden (zoals bijvoorbeeld een toereerbare dagelijkse inname (TDI)) of een uitgangswaarde voor de risicobeoordeling (zoals een benchmark dose (BMD)).

Voor PAK zal zowel de orale als de dermale route worden beschouwd. Voor de genotoxisch carcinogene PAK zijn de gezondheidkundige grenswaarden gerelateerd aan een niet-drempeleffect. In lijn met RIVM (2017) en ECHA (2018) is, net als bij het Grafietregenonderzoek, voor de genotoxisch carcinogene PAK het extra risico per $\mu\text{g}/\text{kg}$ lg/d ('unit risk') afgeleid. Hierbij is de REACH Guidance (ECHA, 2012) gevolgd: eerst wordt de BMDL_{10} (ondergrens van het betrouwbaarheidsinterval van de benchmark dose (BMD) die gerelateerd is aan een 10% respons) omgezet naar een 'humane' BMDL_{10} (door te corrigeren voor allometrische schaling), en deze wordt vervolgens gedeeld door een hoge-naar-lage dosis factor om te komen tot een laag risiconiveau. De 'humane' BMDL_{10} gedeeld door 100.000 is dan de dosering waarbij het extra kankerrisico één op miljoen (1×10^{-6}) is. Deze aanpak wordt de lineaire extrapolatiemethode genoemd. Ter illustratie: de orale BMDL_{10} van 0,49 mg/kg lg/d voor EFSA PAK8 komt uit een orale carcinogeniteitsstudie met muizen. Voor muis-mens extrapolatie is de allometrische schalingsfactor 7 (ECHA, 2012). Het extra kankerrisico van 1×10^{-6} ligt voor EFSA PAK8 dus bij $0,49 : 7 : 100.000$ is 0,0007 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lg/d , oftewel het extra kankerrisico per $\mu\text{g}/\text{kg}$ lg/d is voor de orale route $1,43 \times 10^{-3}$. Op soortgelijke wijze kan voor de dermale route een unit risk van $9,46 \times 10^{-4}$ per $\mu\text{g}/\text{kg}$ lg/d berekend worden. Op basis van deze unit risks kan voor de blootstelling aan PAK via gedeponeerd stof een inschatting gemaakt worden van het extra kankerrisico.

Het Nederlandse beleid streeft voor genotoxische werkende carcinogene stoffen naar een verwaarloosbaar dan wel maximaal toelaatbaar risiconiveau. Het verwaarloosbare risiconiveau (VR) komt voor genotoxisch carcinogenen overeen met een extra kankerrisico van één op miljoen (dat wil zeggen, één extra geval van kanker per miljoen levenslang blootgestelde individuen). Het maximaal toelaatbare risiconiveau (MTR) komt overeen met een extra kankerrisico van één op tienduizend (één extra geval van kanker per tienduizend levenslang blootgestelde individuen). Dit zijn beleidsmatig vastgestelde risiconiveaus voor genotoxisch carcinogenen. Het risiconiveau MTR is bedoeld om te

bepalen of ingrijpende maatregelen (bijvoorbeeld saneren, terugroepen van producten) nodig zijn om het risico te verminderen.

De risicobeoordeling voor de metalen richt zich op de orale blootstelling via hand-mondcontact. Vanwege aangenomen verwaarloosbare dermale absorptie voor metalen (relatief ten opzichte van de orale route) wordt systemische toxiciteit via dermale blootstelling namelijk niet verwacht voor metalen.

Voor de meeste metalen zijn de gezondheidkundige grenswaarden gerelateerd aan een drempel-effect. Voor deze effecten wordt er in het algemeen van uitgegaan dat een dagelijkse blootstelling aan de gezondheidkundige grenswaarde (zoals bijvoorbeeld een TDI) geen gezondheidsrisico's met zich meebrengt. In geval van een niet-drempel-effect (zoals bijvoorbeeld bij genotoxisch carcinogenen) kan, in lijn met EFSA (2005), de zogenoemde 'margin of exposure' (MOE)-benadering toegepast worden. De MOE is de ratio tussen het 'point of departure' (PoD; de dosering in het proefdier in het dierexperiment of blootstelling bij de mens in geval van bijvoorbeeld een epidemiologische studie gekoppeld aan een bepaald effectniveau) enerzijds en de geschatte blootstelling bij de mens anderzijds. EFSA (2005) stelt dat de MOE voor genotoxisch carcinogenen, indien deze gebaseerd is op een BMDL₁₀ afkomstig van proefdieronderzoek, 10.000 of hoger dient te zijn om te concluderen dat er 'low concern from a public health point of view' is. Voor humane BMDL's, dat wil zeggen BMDL's afgeleid op basis van waargenomen effecten bij de mens, geeft EFSA slechts aan dat de MOE per stof ('case by case') beoordeeld dient te worden.

Voor fosfor, kalium, lithium, natrium en silicium zijn geen gezondheidkundige grenswaarden beschikbaar. Voor deze metalen kan geen uitspraak met betrekking tot mogelijke gezondheidsrisico's gedaan worden. Specifiek voor fosfor, kalium, natrium en silicium stelt EFSA (2006) dat de beschikbare data onvoldoende zijn om een veilige bovengrens voor inname af te leiden.

4.2.3 *Zeer Zorgwekkende Stoffen*

Een deel van de stoffen die meegenomen zijn in huidig onderzoek behoren tot de zogenoemde Zeer Zorgwekkende Stoffen (ZZS).¹² ZZS zijn stoffen die gevaarlijk zijn voor mens en milieu omdat ze bijvoorbeeld kankerverwekkend zijn, de voortplanting belemmeren of zich in de voedselketen ophopen. Het nationale milieubeleid is erop gericht om ZZS zo veel mogelijk uit de leefomgeving te weren. Daarom hebben bedrijven de verplichting om de emissie van ZZS naar de lucht zo veel mogelijk te voorkomen en, als dat niet mogelijk is, de uitstoot tot een minimum te beperken (artikel 2.4 lid 2 van het Activiteitenbesluit Milieubeheer¹³).

Tabel 4.4 geeft aanvullend voor de verschillende in dit onderzoek gemeten stoffen een overzicht van het voorkomen op de Nederlandse ZZS-lijst. De ZZS in Tabel 4.4 zijn als zodanig geïdentificeerd vanwege humane gevaarseigenschappen.

¹² <https://rvs.rivm.nl/onderwerpen/zeer-zorgwekkende-stoffen>

¹³ <https://wetten.overheid.nl/BWBR0022762>

Tabel 4.4 Overzicht van gemeten stoffen, de bijbehorende gezondheidkundige grenswaarden, en of ze opgenomen zijn op de Nederlandse ZZS-lijst

		Gezondheidskundige grenswaarde		ZZS*
		(µg/kg lg/d)	referentie	
PAK	polycyclische aromatische koolwaterstoffen	Oraal: $1,43 \times 10^{-3}$ ^a Dermaal: $9,46 \times 10^{-4}$ ^a	RIVM (2017); ECHA (2018)	X ^j
Al	aluminium	2000 ^b	JECFA (2012)	
As	arsen	3 ^c	JECFA (2011)	X
Ba	barium	600	Van Engelen et al. (2008)	
Be	beryllium	2	ATSDR (2002a), WHO (2001), US EPA (1998)	X
Ca	calcium	42000 ^d	EFSA (2006, 2012)	
Cd	cadmium	2,5 ^b	EFSA (2009a, 2011)	X
Co	kobalt	1,4	Baars et al. (2001)	X
Cr	chroom	Cr-3: 300 Cr-6: 1000 ^e	EFSA (2014a)	X ^k
Cu	koper	77 ^f	EFSA (2006)	
Fe	ijzer	800	JECFA (1983)	
K	kalium	-		
Li	lithium	-		
Mg	magnesium	4167 ^g	EFSA (2006)	
Mn	mangaan	30	Van Engelen et al. (2008); OEHHA (2006)	
Mo	molybdeen	9	Vyskocil en Viau (1999)	
Na	natrium	-		
Ni	nikkel	2,8	EFSA (2015)	X
P	fosfor	-		
Pb	lood	0,05	ECHA (2011, 2013), gebaseerd op EFSA (2010)	X
Sb	antimoon	6	Tiesjema en Baars (2009)	
Se	seleen	4,6 ^h	EFSA (2006)	
Si	silicium	-		
Sr	strontium	600	Van Engelen et al. (2008)	
V	vanadium	2	Tiesjema en Baars (2009)	
Zn	zink	538 ⁱ	EFSA (2006)	

* gebaseerd op RIVM (2021).

^a betreft unit risk (eenheid: per µg/kg lg/d).

^b betreft een TWI (Tolerable Weekly Intake; tolereerbare wekelijkse inname).

^c betreft een BMDL_{0,5} uit een humane studie.

^d EFSA (2006, 2012) heeft voor calcium een upper level (UL) van 2500 mg/dag voor volwassenen afgeleid (42000 µg/kg lg/d, 60 kg lg voor een volwassene); de beschikbare data waren onvoldoende om leeftijdsafhankelijke ULs voor (jonge) kinderen af te leiden. Voor de huidige beoordeling wordt de UL voor volwassenen als een richtwaarde voor jonge kinderen gebruikt.

^e betreft een BMDL₁₀ uit een dierstudie.

^f EFSA (2006) heeft voor koper een UL van 5 mg/dag voor volwassenen afgeleid (83 µg/kg lg/d, 60 kg lg voor een volwassene); deze is door EFSA, op basis van de referentie lichaamsgewichten van het Scientific Committee on Food (SCF), namelijk 13,0 kg en 12,5 kg voor 1-3 jarig kind (jongen/meisje) en 20,0 kg en 19,0 kg voor een 4-6-jarig kind (jongen/meisje), vertaald naar een UL van 1 mg/d voor kinderen van 1-3 jaar en een UL van 2 mg/d voor kinderen van 4-6 jaar. Omgerekend komt dit overeen met 77 µg/kg lg/d (1-3 jaar, gerekend met 13 kg lg) en 100 µg/kg lg/d (4-6 jaar, 20 kg lg). De waarde voor een kind van 1-3 jaar (77 µg/kg lg/d) zal in de huidige risicobeoordeling gehanteerd worden.

^g EFSA (2006) heeft voor magnesium een UL van 250 mg/dag voor volwassenen en kinderen vanaf 4 jaar afgeleid. Uitgaande van een volwassene van 60 kg lg komt dit neer op 4167 µg/kg lg/d. Aangezien er geen data beschikbaar waren voor kinderen van 1-3 jaar, en extrapolatie o.b.v. lichaamsgewicht van de UL voor volwassenen en kinderen vanaf 4 jaar als niet geschikt bevonden werd, werd geen UL afgeleid voor kinderen < 4 jaar. Voor de huidige beoordeling wordt de UL voor volwassenen en kinderen vanaf 4 jaar als een richtwaarde voor kinderen van 1-3 jaar gebruikt.

^h EFSA (2006) heeft voor seleen een UL van 300 µg/dag voor volwassenen afgeleid (5 µg/kg lg/d, 60 kg lg voor een volwassene); deze is door EFSA, op basis van de referentie lichaamsgewichten van SCF zoals hierboven genoemd, vertaald naar een UL van 60 µg/d voor kinderen van 1-3 jaar en een UL van 90 µg/d voor kinderen van 4-6 jaar. Omgerekend komt dit overeen met 4,6 µg/kg lg/d (1-3 jaar, gerekend met 13 kg lg) en 4,5 µg/kg lg/d (4-6 jaar, 20 kg lg). De waarde voor een kind van 1-3 jaar (4,6 µg/kg lg/d) zal in de huidige risicobeoordeling gehanteerd worden.

ⁱ EFSA (2006) heeft voor zink een UL van 25 mg/dag voor volwassenen afgeleid (420 µg/kg lg/d, 60 kg lg voor een volwassene); deze is door EFSA, op basis van oppervlakte (lichaamsgewicht^{0,75}) met de referentie lichaamsgewichten van SCF zoals hierboven genoemd, vertaald naar een UL van 7 mg/d voor kinderen van 1-3 jaar en een UL van 10 mg/d voor kinderen van 4-6 jaar. Omgerekend komt dit overeen met 538 µg/kg lg/d (1-3 jaar, gerekend met 13 kg lg) en 500 µg/kg lg/d (4-6 jaar, 20 kg lg). De waarde voor een kind van 1-3 jaar (538 µg/kg lg/d) zal in de huidige risicobeoordeling gehanteerd worden.

^j niet alle PAK behoren tot de ZZS. De hier beschouwde EFSA PAK8 wel (i.e.

benzo[a]antracene, chryseen, benzo[b]fluoranteen, benzo[k]fluoranteen, benzo[a]pyreen, indeno[1,2,3-cd]pyreen, dibenzo[a,h]antracene, benzo[g,h,i]peryleen).

^k betreft chroom(VI)verbindingen.

4.3 Risicokarakterisering

4.3.1 PAK

Voor PAK geldt dat de depositie op de buitenlocaties van één of meerdere IJmondclusters is verhoogd ten opzichte van de depositie op de referentielocaties (zie paragraaf 3.3). De risicobeoordeling zoals hieronder voor de PAK gepresenteerd, gebruikt als uitgangspunt de levenslange totale blootstelling, dus de som van de blootstelling via buitenshuis én binnenshuis gedeponerd stof, waarbij gekeken is naar de P95 blootstelling binnen een cluster.

Vergelijking van de blootstelling met de unit risks van $1,43 \times 10^{-3}$ en $9,46 \times 10^{-4}$ per µg/kg lg/d voor respectievelijk de orale en dermale route (zie paragraaf 4.2.2), laat zien dat het extra kankerrisico als gevolg van levenslange blootstelling aan PAK via gedeponerd stof $2,6 \times 10^{-7}$ tot $2,4 \times 10^{-6}$ bedraagt (zie Tabel 4.5). Deze geschatte risico's liggen voor de verschillende IJmondclusters ruim onder het MTR, dus ruim beneden het niveau van één extra geval van kanker per tienduizend levenslang blootgestelde individuen. De clusters Velsen-Noord, IJmuiden oost en IJmuiden sluizen liggen zelfs onder het VR, dus beneden het niveau van één extra geval van kanker per miljoen levenslang blootgestelde individuen; de clusters Wijk aan Zee en Beverwijk liggen net daarboven. Voor alle clusters geldt dat de blootstelling via het binnenshuis gedeponerd stof (zie Bijlage 5) voor PAK nauwelijks bijdraagt aan het geschatte totale risico.

Tabel 4.5 Extra kankerrisico als gevolg van dermale en orale blootstelling aan PAK (met EFSA PAK8* als dosismaat)*, op basis van de P95 van de totale blootstelling (buiten+binnen) in de verschillende IJmondclusters

	Extra kankerrisico				
	Wijk aan Zee	Beverwijk	Velsen-Noord	IJmuiden oost [#]	IJmuiden sluisen
dermaal	1,7E-06	8,9E-07	2,2E-07	1,8E-07	6,2E-07
oraal	7,4E-07	3,9E-07	9,7E-08	8,0E-08	2,7E-07
Totaal	2,4E-06	1,3E-06	3,2E-07	2,6E-07	8,9E-07

* Betreft de som van benzo[a]antraceen, chryseen, benzo[b]fluoranteen, benzo[k]fluoranteen, benzo[a]pyreen, indeno[1,2,3-cd]pyreen, dibenzo[a,h]antraceen, benzo[g,h,i]peryleen (EFSA, 2008a)

\$ Gebaseerd op de unit risks voor de orale en dermale route van respectievelijk $1,43 \times 10^{-3}$ en $9,46 \times 10^{-4}$ per $\mu\text{g}/\text{kg}$ lg/d (zie paragraaf 4.2.2)

Berekening op basis van puntschatting in plaats van P95

4.3.2

Metalen

De evaluatie zoals hieronder voor de metalen besproken richt zich op de P95 van de jaargemiddelde totale blootstelling, dus de som van de blootstelling via buitenshuis én binnenshuis gedeponeerd stof, binnen een cluster. Opgemerkt wordt dat voor deze metalen geldt dat de depositie op de buitenlocaties van één of meerdere IJmondclusters verhoogd is ten opzichte van de depositie op de achtergrondlocaties (zie paragraaf 3.4). Algemeen geldt ook voor de metalen dat de blootstelling via het binnenshuis gedeponeerd stof over het algemeen nauwelijks bijdraagt aan het geschatte risico (relevante uitzonderingen hierop worden in de discussie besproken).

Tabel 4.6 presenteert voor de in dit onderzoek meegenomen metalen de vergelijking van de berekende blootstelling (totaal: buiten en binnen bij elkaar opgeteld, P95) met de gezondheidkundige grenswaarde.

Tabel 4.6 Vergelijking van de gezondheidkundige grenswaarde met de berekende jaargemiddelde totale blootstelling (buiten + binnen, P95*) aan metalen via gedeponeerd stof via hand-mondcontact voor de verschillende IJmondclusters. Grijs gearceerde getallen laten een overschrijding van de grenswaarde zien

	Gezondheids- kundige grenswaarde (µg/kg lg/d)	Blootstelling via hand-mondcontact (µg/kg lg/d)				
		Wijk aan Zee	Beverwijk	Velsen- Noord	IJmuiden oost	IJmuiden sluizen
aluminium	2000 ^a	128	16	11	13	22
arseen	3 ^b	0,011	0,0030	0,0020	0,0015	0,0046
barium	600	0,20	0,064	0,076	0,071	0,15
beryllium	2	0,0005	0,0001	0,0001	0,0001	0,0003
calcium	42000	88	6,42	7,36	6,50	17
cadmium	2,5 ^a	0,023	0,0038	0,0028	0,0028	0,0063
kobalt	1,4	0,013	0,0037	0,0020	0,0033	0,0049
chroom	Cr-3: 300 Cr-6: 1000 ^c	0,54	0,023	0,0122	0,040	0,038
koper	77	0,11	0,04	0,04	0,08	0,24
ijzer	800	150	32	9,83	11	74
kalium	-	2,33	1,03	1,07	1,27	1,19
lithium	-	0,0057	0,0020	0,0065	0,0017	0,011
magnesium	4167	22	2,22	1,12	1,96	3,77
mangaan	30	12	0,45	0,16	0,15	0,79
molybdeen	9	0,0059	0,0019	0,0013	0,0014	0,0028
natrium	-	12	4,74	5,12	5,54	8,25
nikkel	2,8	0,048	0,011	0,010	0,027	0,023
fosfor	-	2,37	0,41	0,53	0,49	0,72
lood	0,05	0,14	0,035	0,34**	0,079	0,11
antimoon	6	0,0029	0,0017	0,0019	0,0011	0,0020
seleen	4,6	0,0044	0,0008	0,0006	0,0004	0,0022
silicium	-	4,03	1,51	1,76	1,22	2,48
strontium	600	0,12	0,026	0,029	0,031	0,055
vanadium	2	1,58	0,040	0,011	0,012	0,058
zink	538	1,07	0,22	0,30	0,30	0,41

* uitgezonderd cluster IJmuiden oost, dit betreft een puntschatting.

** Opgemerkt wordt dat dit primair gedreven wordt door een hoge depositiewaarde binnenshuis op één locatie binnen dit cluster (zie paragraaf 3.4.2 en 4.1.4).

a de gezondheidkundige grenswaarde betreft een TWI (Tolerable Weekly Intake; tolereerbare wekelijkse inname); de blootstelling is daarom ook uitgedrukt als µg/kg lg/week.

b betreft een BMDL0,5; hiervoor dient een MOE-berekening uitgevoerd te worden (zie paragraaf 4.2.2 voor toelichting wat een MOE is).

c betreft een BMDL10; hiervoor dient een MOE-berekening uitgevoerd te worden (zie paragraaf 4.2.2 voor toelichting wat een MOE is).

Tabel 4.6 laat zien dat voor bijna alle metalen de berekende blootstelling via gedeponeerd stof in de verschillende IJmondclusters (ruim) onder de gezondheidkundige grenswaarde is. Voor die metalen kan daarom gesteld worden dat een gezondheidsrisico door blootstelling via gedeponeerd stof niet te verwachten is.

Uitzondering vormt lood, waarvoor de geschatte blootstelling via gedeponereerd stof hoger is dan de gezondheidkundige grenswaarde. Voor arseen en chroom (in geval van chroom-6) betreft de in Tabel 4.6 genoemde waarde geen gezondheidkundige grenswaarde, maar een PoD waarop nog een MOE-benadering toegepast dient te worden (zie paragraaf 4.2.2), alvorens er iets over een mogelijk gezondheidsrisico gezegd kan worden. Hieronder wordt daarom wat uitgebreider op de drie stoffen ingegaan. In de discussie zullen voor deze stoffen de risico's verder geduid worden, daarbij de onzekerheden meenemend.

Arseen

Voor arseen is voor de verschillende IJmondclusters de berekende jaargemiddelde blootstelling (totaal: buiten en binnen bij elkaar opgeteld, P95) via gedeponereerd stof 0,0015-0,011 µg/kg lg/dag. Ten behoeve van de risicobeoordeling van arseen heeft JECFA op basis van humane epidemiologische data voor longkanker een BMDL_{0,5} afgeleid van 3 µg/kg lg/dag (range 2-7 µg/kg lg/dag) (JECFA, 2011). Deze BMDL_{0,5} is de dosis in µg/kg lichaamsgewicht per dag waarbij zich een 0,5% extra risico op longkanker kan voordoen.

Voor arseen is op basis van de BMDL_{0,5} van 3 µg/kg lg/d een MOE-berekening uitgevoerd, door de ratio tussen de BMDL_{0,5} en de berekende blootstelling te bepalen (zie paragraaf 4.2.2 voor een toelichting wat een MOE is). De bijbehorende MOE-range is dan 273-2057 ($3/0,011 = 273$ en $3/0,0015 = 2057$).^{14,15}

Specifiek voor arseen wordt door zowel EFSA als JECFA geen minimale MOE opgegeven. Een RIVM-expertgroep heeft hiervoor een verkenning uitgevoerd in 2017. Zij stelde dat de BMDL_{0,5} gebaseerd is op humane data, waardoor de interspecies factor (dier naar mens) niet relevant is. Tevens markeert de BMDL_{0,5} een lager effectniveau dan de door EFSA (2005) genoemde BMDL₁₀. En omdat de humane BMDL_{0,5} in geval van arseen gebaseerd is op epidemiologische studies in populaties waarin gevoelige groepen aanwezig waren, is ook de variatie binnen de menselijke populatie al deels afgedekt. Dit alles in aanmerking nemend concludeerde de RIVM-expertgroep dat voor arseen de minimale MOE voor de BMDL_{0,5} van 3 µg/kg lg/dag tussen 10 en 50 zou moeten liggen (Swartjes et al., 2017).

De voor arseen berekende MOE-waarden zijn voor alle IJmondclusters ruim hoger dan de minimale MOE zoals door de expertgroep vastgesteld.

Chroom

Voor chroom is voor de verschillende IJmondclusters de berekende jaargemiddelde blootstelling (totaal: buiten en binnen bij elkaar opgeteld, P95) via gedeponereerd stof 0,0122-0,54 µg/kg lg/dag. Voor de beoordeling van chroom dient rekening gehouden te worden met de oxidatiestatus. Van chroom is bekend dat een specifieke vorm kankerverwekkend is (chroom-6 wel, chroom-3 niet). Indien alleen chroom-3 aanwezig zou zijn, dan is de berekende blootstelling in alle clusters ruim beneden de voor chroom-3 gespecificeerde gezondheidkundige grenswaarde van 300 µg/kg lg/d.

¹⁴ Bij de berekening van de MOE-waarde voor arseen en chroom-6 zijn de niet-afgeronde blootstellingsgetallen gebruikt.

¹⁵ Ter verduidelijking wordt opgemerkt dat de MOE-waarde lager wordt bij hogere blootstelling.

Indien het gemeten chroom volledig chroom-6 bedraagt, dan is op basis van de BMDL₁₀ van 1000 µg/kg lg/d en de geschatte blootstelling een MOE-berekening uitgevoerd. Dit resulteert voor de IJmondclusters in een MOE-range van 1839-81856 ($1000/0,54 = 1839$ en $1000/0,0122 = 81856$). Alleen voor het cluster Wijk aan Zee is de berekende MOE-waarde (i.e. 1839) lager dan wat het minimaal volgens EFSA (2005) zou moeten zijn (10.000, uitgaande van een BMDL₁₀ afkomstig van een proefdieronderzoek). Voor de overige IJmondclusters is de berekende MOE-waarde ruim boven de 10.000 (namelijk 43862, 81856, 25248 en 26626 voor respectievelijk Beverwijk, Velsen-Noord, IJmuiden oost en IJmuiden sluizen).

Lood

Voor lood is in de risicobeoordeling de blootstelling vergeleken met de blootstellingswaarde die toxicologisch gezien acceptabel is (i.e. 0,05 µg/kg lg/d; ECHA, 2011+2013). Voor lood is de geschatte jaargemiddelde blootstelling via gedeponeerde stof (totaal: buiten en binnen bij elkaar opgeteld, P95) voor de verschillende clusters 0,035-0,34 µg/kg lg/d. Deze blootstelling aan lood is hoger dan de gehanteerde gezondheidkundige grenswaarde. Dit geldt voor alle IJmondclusters met uitzondering van Beverwijk waar de berekende jaargemiddelde blootstelling (0,035 µg/kg lg/d) overeenkomt met $0,7 \times$ de gezondheidkundige grenswaarde. De jaargemiddelde loodblootstelling komt voor de IJmondclusters Wijk aan Zee, Velsen-Noord, IJmuiden oost en IJmuiden sluizen overeen met respectievelijk een factor 2,8, 6,7, 1,6 en 2,1 overschrijding van de gezondheidkundige grenswaarde. De gezondheidkundige grenswaarde voor lood is gebaseerd op neurologische ontwikkelingsstoornissen, effecten waar kinderen (inclusief het ongeboren kind via blootstelling van de moeder) het meest gevoelig voor zijn omdat hun hersenen en zenuwstelsel nog in ontwikkeling zijn.

4.4 Discussie van de risicobeoordeling

De risicobeoordeling van depositie van PAK en metalen in de omgeving van het Tata Steel-terrein is gebaseerd op een jaargemiddelde depositie die door huidcontact en na hand-mondcontact bij spelende kinderen tot blootstelling kan leiden. Hieronder is een analyse uitgevoerd van de belangrijkste factoren en onzekerheden en hun invloed op de geschatte risico's. Dit is gepresenteerd in Tabel 4.7 en daaronder verder toegelicht.

Tabel 4.7 Overzicht van de belangrijkste bronnen van onzekerheid in de huidige risicobeoordeling van de dermale blootstelling en orale blootstelling via hand-mondcontact van gedeponeerd stof en de invloed op de geschatte risico's

Bron	Beschrijving	Effect op risico
Blootstelling		
	Sommeren van bovenbak en onderbak voor schatten depositie buiten wat beschikbaar is voor blootstelling	↓/-
	Uitmiddelen van de gemeten depositie naar een depositie per dag houdt geen rekening met de mogelijkheid dat slechts op één of enkele dagen binnen de meetperiode depositie plaatsvindt, en dat dat langer dan een dag beschikbaar kan blijven.	↑
	De aanname van 10% voor hand-mondcontact is voor oudere kinderen naar verwachting een overschatting (relevant voor PAK-blootstelling).	↓
	Vanwege beperkt aantal locaties in clusters wordt de schatting van een blootstelling in sommige gevallen gedomineerd door één meetwaarde.	↑↓
	De hoeveelheid PAK in gedeponeerd stof als gevolg van emissies en de daarbij behorende blootstelling aan PAK vanuit de diverse bronnen zoals industrie, verkeer, houtstook etc. zullen niet constant zijn geweest over de afgelopen 70 jaar. Ook zullen ze niet constant zijn binnen het jaar.	↑↓
Toxiciteit		
PAK	Er kan een verschil zijn in samenstelling en carcinogene potentie tussen het geteste koolteermengsel in de onderliggende muizenstudie gebruikt als basis voor de risicobeoordeling en het PAK-mengsel in de depositiemonsters.	↑↓
	Naast de hoge-naar-lage dosis factor zijn cf. de REACH-Guidance geen intraspecies factor en geen volledige interspecies factor toegepast.	↑
metalen	Het niet beschouwen van systemische toxiciteit middels dermale blootstelling, vanwege aangenomen verwaarloosbare dermale absorptie voor metalen (relatief ten opzichte van de orale route).	-
	De opname in het lichaam is afhankelijk van de vorm waarin de metalen in de veegmonsters aanwezig zijn; informatie hierover was niet beschikbaar	↑↓

(↑): het risico kan hoger en dus onderschat zijn

(↓): het risico kan lager en dus overschat zijn

(-): impact op het risico is minimaal

4.4.1 *Verwerken depositiemetingen in blootstellingsschatting*

In de blootstellingsbeoordeling is getracht een schatting te maken van de jaargemiddelde blootstelling aan PAK en metalen via gedeponeerd stof. Hiertoe zijn keuzes gemaakt met betrekking tot het gebruik van alleen de PDT-sombak en PDT-plaat in bewoonde gebieden als uitgangspunt voor de blootstellingsschatting en daarbij de metingen per locatie te koppelen om tot een totale blootstelling te komen. Dit is mogelijk niet worstcase omdat in theorie kinderen op meerdere locaties kunnen spelen, maar het is onrealistisch worstcase als per cluster alleen de hoogste depositiemetingen gebruikt zouden worden, ongeacht de locatie in het cluster. Over het geheel gezien, voor het huidige onderzoek, is de meest realistische worstcase-benadering gevolgd om tot een jaargemiddelde totale blootstelling te komen.

Inherent aan deze aanpak wordt de depositie van PAK en metalen uitgemiddeld over de tijd. Hiermee worden mogelijke verhoogde perioden van depositie ook uitgemiddeld en zijn daardoor niet meer zichtbaar. Hetzelfde geldt ook voor mogelijke piekbelastingen.

De blootstellingsschatting kan om die reden van uitmiddeling ook niet gebruikt worden om risico's als gevolg van tijdelijke verhogingen en piekbelastingen te kunnen schatten.

Vanwege de spreiding in de depositiemetingen tussen locaties binnen een cluster (dit betreft zowel buiten- als binnenmetingen) en het relatief lage aantal metingen die binnen het cluster vallen, kunnen opvallende resultaten verkregen worden. Het is mogelijk dat wanneer de verschillen tussen de twee metingen binnen een cluster groot zijn, wat een indicatie is van de variatie en onzekerheid, dat het P95 hoger ligt dan de hoogst berekende blootstelling binnen het cluster. Ook is het mogelijk dat de blootstelling voor alleen de buitenmetingen hoger worden geschat dan wanneer ook de binnenmeting, dus de totaal blootstelling, wordt meegenomen (zie ook Bijlage 5). In een enkel geval kan juist een binnenmeting bepalend zijn en is de schatting voor het P95 hoger op basis van alleen de binnenmeting dan het P95 van de totaalblootstelling; zie loodblootstelling in cluster Velsen-Noord.

4.4.2 *Blootstellingsberekening; aannames en keuzes*

In de huidige beoordeling is gekeken naar het 95^e percentiel van de blootgestelde populatie binnen een cluster. Dit is algemeen geaccepteerd als een realistische worstcase schatting. De blootstellingsberekening wordt uitgevoerd voor spelende kinderen tot en met de basisschoolleeftijd. Van deze doelgroepen wordt verwacht dat zij het meeste contact hebben met gedeponeerd stof door spel. Onzekere parameters zijn in deze beoordeling de speelduur, waar vooral voor binnen spelen weinig informatie is, en de overdracht van de chemische stoffen naar de huid bij contact. De keuzes voor de uitgangswaarden voor deze invoerparameters zijn bediscussieerd in Bijlage 5, waaruit geconcludeerd wordt dat de onzekerheid met betrekking tot de invoerparameterselectie niet tot grove over- of onderschatting zal leiden. Voor oudere kinderen is het wel aannemelijk dat de blootstelling via hand-mondcontact minder belangrijk zal zijn, echter dit kon niet kwantitatief worden weergegeven.

Afwijkend ten opzichte van het rapport over grafietregens worden ook éénjarige kinderen en kinderen tussen de zeven en twaalf jaar meegenomen in de blootstellingsbeoordeling omdat deze kinderen ook al

veelvuldig naar buiten gaan (onder begeleiding) en veel spelen op de grond in een tuin, speelplaats, kinderdagverblijf, school, naschoolse opvang of thuis. Het spelen van een éénjarig kind is uitgangspunt voor de blootstelling aan metalen en is een conservatieve aanname. Aan de andere kant is naar verwachting de route van blootstelling via hand-mondcontact voor deze leeftijdsgroep het meest relevant. Voor PAK is de 'levenslange' blootstelling bepaald tot en met twaalf jaar. Hiermee wordt blootstelling na het twaalfde levensjaar genegeerd wat een onderschatting zal zijn van de werkelijke blootstelling via gedeponeerd stof over het hele leven. Gezien het speelgedrag van jonge kinderen is deze levensfase het meest relevant geacht voor de blootstelling aan gedeponeerd stof.

De blootstelling aan metalen en PAK via gedeponeerd stof is niet geschat voor volwassenen. De verwachting is dat de blootstelling lager zal zijn, vanwege minder vaak en minder intensief contact met gedeponeerd stof met de huid en weinig hand-mondcontact. Het is vanwege ontbrekende informatie over contactmomenten tijdens bijvoorbeeld recreatie, tuinieren, of sporten lastig in te schatten welke mate van blootstelling te verwachten is. Dat neemt niet weg dat blootstelling kan plaatsvinden, maar deze zal waarschijnlijk lager liggen. Volwassenen vertonen ten opzichte van kinderen ook blootstellingsontwijkend gedrag. Het aantal jaren van blootstelling speelt voor volwassenen een belangrijkere rol wanneer de blootstelling gedurende het leven relevant is voor de risico's.

4.4.3 *Risico's PAK*

Voor genotoxisch carcinogenen zoals bijvoorbeeld PAK geldt dat elke blootstelling een risico geeft, aangezien zelfs na blootstelling aan kleine hoeveelheden en vooral wanneer er sprake is van herhaalde blootstelling er al een mogelijk gezondheidsrisico kan zijn. Voor deze stoffen bestaat geen veilige ondergrens voor de blootstelling. Voor de risicobeoordeling is uitgegaan van het VR- en MTR-niveau, welke beleidsmatig vastgestelde risiconiveaus zijn.

Zoals in paragraaf 4.3.1 benoemd, richtte de evaluatie zich op de levenslange totale blootstelling aan PAK, dus de som van de blootstelling via buitenshuis én binnenshuis gedeponeerd stof, waarbij gekeken is naar de P95-blootstelling binnen een cluster. Gesteld is dat de geschatte blootstelling aan PAK als realistisch worstcase gezien kan worden voor het scenario van één tot en met twaalf jaar, maar niet overschat is.

Bij het berekenen van het extra kankerrisico is gebruikgemaakt van de lineaire extrapolatiemethode. Een onzekerheid hierbij is het gebruik van de afgeleide BMDL₁₀-waarden op basis van een studie met koolteer (een mengsel dat PAK bevat) voor de risicobeoordeling van PAK in gedeponeerd stof. Hierin zit een onvermijdelijke onnauwkeurigheid, voortvloeiend uit het verschil in samenstelling en wellicht potentie tussen het geteste koolteer en het aanwezige PAK-mengsel in het gedeponeerde stof. Het is niet duidelijk welke kant dit op werkt (onder- of overschatting van het risico).

Bij huidige risicobeoordeling is gebruikgemaakt van de lineaire extrapolatiemethode met de standaardfactoren volgens de REACH Guidance. Hierbij wordt algemeen aangenomen dat dit als een conservatieve benadering beschouwd wordt (ECHA, 2012). Wetenschappelijk gezien zijn hier echter twijfels over gerezen en zijn

aanbevelingen gedaan om in overeenstemming met de risicobeoordeling van niet-carcinogene stoffen ook voor carcinogene stoffen, naast de hoge-naar-lage dosis factor, standaard de inter- en intraspecies factoren toe te passen (Slob et al., 2014). Net als voor niet-carcinogene stoffen zou daarbij dan de normale intraspecies factor afdoende moeten zijn om te verdisconteren voor eventuele grotere gevoeligheid van kinderen op jonge leeftijd.

Binnen Europa is er op dit moment geen overeenstemming (onder enig wettelijk kader) over de hoogte van deze standaardfactoren voor kankerverwekkende stoffen. Eerder zijn aanbevelingen gedaan om op Europees niveau een discussie te initiëren om hierover overeenstemming te bereiken (Bokkers et al., 2016; ECHA, 2018).

Het toepassen van deze factoren zou leiden tot hogere dan de nu berekende risico's. Het extra kankerrisico als gevolg van blootstelling aan PAK via gedeponerd stof schuift dan op richting het niveau van het MTR. Echter, het is niet zodanig dat het extra kankerrisico voor PAK boven het MTR uitkomt.

De kwantitatieve kankerrisicobeoordeling middels de lineaire extrapolatiemethode (zoals gedaan voor de PAK) richt zich op levenslange blootstelling, waarbij een standaard levensduur van 70 jaar wordt aangehouden. Een onzekerheid hierbij is dat de hoeveelheid PAK in gedeponerd stof als gevolg van emissies en de daarbij behorende blootstelling aan PAK vanuit de diverse bronnen zoals industrie, verkeer, houtstook etc. niet constant zullen zijn binnen het jaar, maar ook niet over de afgelopen 70 jaar. Onduidelijk is of een kwantitatieve kankerrisicobeoordeling voor de PAK op basis van de huidige depositiemetingen resulteert in een realistische schatting wanneer teruggekeken wordt over de afgelopen jaren.

Ingeschat is dat het overall effect van de hierboven genoemde onzekerheden naar verwachting eerder tot een onderschatting dan een overschatting van de geschatte risico's leiden. Vooral de onzekerheid met betrekking tot de toxiciteit van de PAK (inter- en intraspecies factoren) draagt hieraan bij. Alles in overweging nemende, kan gesteld worden dat het risico door blootstelling aan PAK via gedeponerd stof voor de verschillende IJmondclusters tussen het VR en het MTR uitkomt voor het scenario van spelende kinderen van één tot en met twaalf jaar. Een extra risico als gevolg van blootstelling aan PAK via gedeponerd stof kan niet uitgesloten worden.

Benadrukt dient te worden dat de huidige risicobeoordeling voor PAK gebaseerd is op een deel van de totale blootstelling, namelijk alleen dermale blootstelling en orale blootstelling, via hand-mondcontact. De mogelijke bijkomende gezondheidsrisico's als gevolg van inhalatieblootstelling aan verontreinigde lucht of orale blootstelling van PAK via consumptie van gecontamineerde gewassen en dierlijke producten uit de IJmondregio zijn in deze beoordeling niet meegenomen.

Ook kan verwacht worden dat bij kinderen vanaf dertien jaar en op volwassen leeftijd de blootstelling aan PAK via gedeponerd stof niet nul zal zijn, zoals hierboven al bediscussieerd. Bij de hier toegepaste lineaire extrapolatiemethode is de blootstelling tijdens een afgebakende periode uitgemiddeld over levenslang. Omdat het blootstellingsscenario in de

huidige beoordeling gericht was op spelende kinderen in de leeftijd één tot en met twaalf jaar, wordt voor de periode 13-70 jaar hierdoor geen rekening gehouden met blootstelling aan PAK via gedeponeerde stof. Hierdoor wordt de blootstelling aan PAK via gedeponeerde stof zoals geschat voor kinderen van één tot en met twaalf jaar 'verdund' over 70 jaar.

Naast emissie van stof zijn er ook nog diverse andere bronnen, waaronder voeding, die bijdragen aan de totale blootstelling en dus ook aan de eventuele gezondheidsrisico's van PAK. Voor PAK is voedsel de belangrijkste bron bij de algemene niet-rokende bevolking. Voedsel kan verontreinigd worden door PAK uit de lucht, bodem of water of door vorming van PAK tijdens de voedselproductie. Zo ontstaan PAK tijdens het roken van voedsel ter conservering en dat gebeurt ook bij het toepassen van bepaalde bereidingsmethoden zoals grillen en roosteren (barbecue). Blootstellingsberekeningen zoals uitgevoerd door EFSA (2008a) laten zien dat voor Nederland de inname niveaus voor de gemiddelde en hoge blootstelling aan PAK via voedsel 1800-4900 ng/dag (uitgedrukt als EFSA PAK8; overeenkomend met circa 30-80 ng/kg lg per dag uitgaande van een lichaamsgewicht van 60 kg) bedragen, terwijl de inname nog sterk verhoogd kan zijn bij hoge consumptie van gebarbecued vlees. Opgemerkt wordt dat de bijdrage van blootstelling aan PAK via gedeponeerde stof ten opzichte van de inname via voeding beperkt is. Desondanks dient additionele blootstelling gelimiteerd te worden.

4.4.4 *Risico's metalen*

In de veegmonsters is de totale hoeveelheid van verschillende metalen bepaald. Er is niet onderzocht in welke chemische vormen de metalen in de veegmonsters aanwezig waren. Metalen kunnen als puur metaal, metaalzout, metaaloxide of in een metaalverbinding aanwezig zijn, maar ook 'opgesloten' in een matrix zoals glas. Verwacht wordt dat de opwerking van de monsters met koningswater, zoals gedaan is in huidig onderzoek (zie paragraaf 2.7), niet alle vaste bestanddelen van een monster gedeutereerd worden. Zo worden metaaldeeltjes ingesloten in glasachtige deeltjes of zand niet met koningswater ontsloten (persoonlijke communicatie TNO Utrecht). De verwachting is dan ook dat de depositiedata van huidig onderzoek (zie paragraaf 3.4) dan ook niet deze 'opgesloten' deeltjes omvatten. De vorm heeft onder andere invloed op hoe gemakkelijk het metaal wordt opgenomen in het lichaam en vervolgens op de effecten die het metaal kan veroorzaken. Onder invloed van omgevingsfactoren zoals temperatuur, zuurstofgehalte of zuurgraad, kan de chemische vorm van metalen veranderen. Ook na het inslikken kan in het maag-darmkanaal de vorm van metalen veranderen. Echter, om hier voldoende rekening mee te houden in de risicobeoordeling dienen ook de gevaarseigenschappen en de biologische beschikbaarheid bekend te zijn voor alle vormen van de metalen. Dit laatste is niet altijd het geval. Ook zijn de gezondheidskundige grenswaarden veelal gebaseerd op externe blootstelling bij de mens of in het proefdier.

De risicobeoordeling is gebaseerd op de aanname dat na inslikken de metalen evengoed opgenomen worden in het lichaam en even schadelijk zijn als de metaalverbindingen die zijn gebruikt in de studies waar de gezondheidskundige grenswaarden op zijn gebaseerd. In geval van proefdierstudies worden vaak relatief goed opneembare vormen van

metalen gebruikt. Dit betreft dan een worstcase aanname, die waarschijnlijk tot een overschatting van het risico leidt. Idealiter wordt voor blootstelling via inslikken ook onderzocht in hoeverre metalen vrijkomen uit het stof onder omstandigheden zoals die heersen in het maag-darmkanaal ('bioaccessibility' onderzoek). Op dit moment zijn er geen geharmoniseerde standaardmethoden om bioaccessibility in het stof te bepalen. Dat geldt ook voor de doorwerking van de resultaten van een bioaccessibility onderzoek in de risicobeoordeling.

De dermale absorptie van metalen is verwaarloosbaar geacht. Voor de risicobeoordeling van metalen is daarom alleen gekeken naar de orale blootstelling via hand-mondcontact en is de systemische toxiciteit middels dermale blootstelling niet beschouwd. De daarmee geïntroduceerde onzekerheid wordt klein geacht.

Een ander punt is dat de huidige beoordeling zich heeft gericht op systemische effecten; lokale effecten zijn buiten beschouwing gelaten. Echter, van een aantal metalen is bekend dat zij, na huidcontact, allergische contactdermatitis (i.e. huidallergie) kunnen veroorzaken. Voorbeelden hiervan zijn chroom en nikkel.

En zoals hierboven bij de PAK vermeld, kan ook voor de metalen verwacht worden dat bij kinderen vanaf dertien jaar en op volwassen leeftijd de blootstelling aan metalen via gedeponerd stof niet nul zal zijn. Blootstelling vanaf dertien jaar is niet beschouwd in de huidige beoordeling. Alhoewel deze wel lager zal zijn dan die van het kind tot en met twaalf jaar, kan deze ook bijdragen aan de totaal blootstelling op latere en volwassen leeftijd.

Opgemerkt wordt dat ook de risicobeoordeling voor de metalen gebaseerd is op een deel van de totale blootstelling, namelijk alleen dermale blootstelling en orale blootstelling, via hand-mondcontact. De mogelijke bijkomende gezondheidsrisico's als gevolg van inhalatieblootstelling aan verontreinigde lucht of orale blootstelling van metalen via consumptie van gecontamineerde gewassen en dierlijke producten uit de IJmondregio zijn in deze beoordeling niet meegenomen.

En naast emissie van stof zijn er ook voor metalen nog diverse andere bronnen, waaronder voeding, die bijdragen aan de totale blootstelling en dus ook aan de eventuele gezondheidsrisico's. Met name voor lood is bekend dat de blootstelling via voedsel en drinkwater al vrij hoog is (zie verder hieronder).

Zoals gesteld in paragraaf 4.3.2 is voor de meeste metalen de berekende blootstelling via gedeponerd stof in de verschillende IJmondclusters ruim onder de gezondheidkundige grenswaarde. Voor die metalen kan daarom gesteld worden dat een gezondheidsrisico door blootstelling via gedeponerd stof niet te verwachten is.

Echter, voor lood is de geschatte blootstelling voor de meeste IJmondclusters hoger dan de gezondheidkundige grenswaarde. Daarnaast is voor arseen en chroom (in geval van chroom-6) de MOE-benadering toegepast. Hieronder zullen de risico's verder geduid worden, daarbij de onzekerheden ten aanzien van de blootstelling als de toxiciteit

meenemend. Gesteld is dat de geschatte blootstelling als realistisch worstcase gezien kan worden voor het scenario van één tot en met twaalf jaar en niet overschat is. Zoals in paragraaf 4.3.2 benoemd, richt de evaluatie zich op de jaargemiddelde totale blootstelling aan metalen, dus de som van de blootstelling via buitenshuis én binnenshuis gedeponereerd stof, waarbij gericht wordt op de P95 van de blootstelling binnen een cluster. Algemeen geldt ook voor de metalen dat de blootstelling via het binnenshuis gedeponereerd stof over het algemeen nauwelijks bijdraagt aan het geschatte risico (relevante uitzonderingen hierop worden hieronder besproken).

- *Arseen*: De voor arseen berekende MOE-waarden (i.e. 273-2057) zijn voor alle IJmondclusters ruim hoger dan de minimale MOE zoals door de expertgroep vastgesteld (i.e. tussen de 10 en 50). Bovendien wordt opgemerkt dat de voor arseen berekende blootstelling voor spelende kinderen zich richt op een conservatieve aanname voor het lichaamsgewicht, namelijk dat van een éénjarige. Ook is de blootstelling voor arseen niet uitgemiddeld over 70 jaar levenslang (zoals voor genotoxisch carcinogenen bij een kwantitatieve benadering veelal wordt toegepast).

Op basis hiervan kan gesteld worden dat de blootstelling aan arseen via gedeponereerd stof geen noemenswaardige risico's oplevert voor het scenario van spelende kinderen van één tot en met twaalf jaar.

Opgemerkt wordt dat de aanpak van de risicobeoordeling voor het genotoxische carcinogene arseen (i.e. MOE-benadering) verschilt met die van de genotoxisch carcinogene PAK (i.e. lineaire extrapolatiemethode), waarbij de laatstgenoemde aanpak als conservatiever beschouwd kan worden. Echter, indien voor arseen, op gelijke wijze als voor PAK, ook een lineaire extrapolatiemethode toegepast wordt, zal dit resulteren in vergelijkbare conclusie ten aanzien van de zorg.

- *Chroom*: Van chroom-6 is bekend dat het kankerverwekkend is. Omdat totaal chroom gemeten is, kon voor chroom geen onderscheid gemaakt worden tussen de verschillende specificaties. Indien alleen chroom-3 aanwezig zou zijn dan is de berekende blootstelling ruim lager dan de voor chroom-3 gespecificeerde gezondheidskundige grenswaarde van 300 µg/kg lg/d. Een gezondheidsrisico door blootstelling aan chroom-3 via gedeponereerd stof is daarom niet te verwachten. Indien het gemeten chroom volledig chroom-6 bedraagt, dan is alleen voor het cluster Wijk aan Zee de berekende MOE-waarde (i.e. 1839) beneden de grens van 10.000 zoals door EFSA (2005), uitgaande van een BMDL10 afkomstig van een proefdieronderzoek, vastgesteld. Het is niet aannemelijk dat alle chroom chroom-6 zou zijn, aangezien bekend is dat chroom-6 in de omgevingslucht doorgaans snel naar chroom-3 en andere minder toxische varianten vervalst (Heringa en Janssen, 2018). Bovendien wordt opgemerkt dat de voor chroom berekende blootstelling voor spelende kinderen zich richt op een conservatieve aanname voor het lichaamsgewicht, namelijk dat van een éénjarige. Ook is de blootstelling voor chroom niet uitgemiddeld over 70 jaar levenslang (zoals voor genotoxisch carcinogenen bij een kwantitatieve benadering veelal wordt toegepast).

Op basis hiervan kan gesteld worden dat de blootstelling aan chroom (in de vorm van chroom-3 óf chroom-6 wat snel zal vervallen naar minder toxische varianten) via gedeponerd stof geen noemenswaardige risico's oplevert voor het scenario van spelende kinderen van één tot en met twaalf jaar.

Ook hier wordt opgemerkt dat de aanpak van de risicobeoordeling voor het genotoxische carcinogene chroom-6 (i.e. MOE-benadering) verschilt met die van de genotoxisch carcinogene PAK (i.e. lineaire extrapolatiemethode), waarbij de laatstgenoemde aanpak als conservatiever beschouwd kan worden. Echter, indien voor chroom-6, op gelijke wijze als voor PAK, ook een lineaire extrapolatiemethode toegepast wordt, zal dit resulteren in vergelijkbare conclusie ten aanzien van de zorg.

- **Lood:** Voor lood is de geschatte jaargemiddelde totale blootstelling (som van de blootstelling via buitenshuis én binnenshuis gedeponerd stof, P95) voor alle IJmondclusters, uitgezonderd Beverwijk, hoger (factor 1,6-6,7) dan de gehanteerde gezondheidkundige grenswaarde.

Zoals hierboven al benoemd is voor het scenario voor spelende kinderen, vanuit een conservatieve benadering, gerekend met het lichaamsgewicht van een éénjarige. Indien gerekend wordt met het hoger lichaamsgewicht voor een twaalfjarige, wordt de gezondheidkundige grenswaarde, uitgezonderd cluster Velsen-Noord, niet meer overschreden voor de jaargemiddelde blootstelling. Dat betekent dat de geschatte blootstelling aan lood gedurende een groot deel van de kinderjaren (tot een leeftijd in de range van zeven tot en met elf jaar) verhoogd is ten opzichte van de gezondheidkundige grenswaarde. Dat is onwenselijk.

Voor het cluster Velsen-Noord, waarbij een factor 6,7 overschrijding van de gezondheidkundige grenswaarde gezien is (uitgaande van de totale blootstelling), wordt deze overschrijding primair gedreven door een hoge depositiewaarde binnenshuis op één locatie binnen dit cluster (zie ook paragraaf 3.4.2. Mogelijk is hier sprake van een lokale bron. Uit de informatie die is verzameld met de vragenlijst van GGD Kennemerland zijn geen aanwijzingen gevonden die een verklaring kunnen geven voor deze afwijking).

Voor lood is de depositie op de buitenlocaties van de IJmondclusters verhoogd ten opzichte van de depositie op de achtergrondlocaties (zie paragraaf 3.4.2). Dit werkt ook door naar de geschatte blootstelling. Met andere woorden, de geschatte blootstelling aan lood voor de IJmond-clusters is hoger dan voor de achtergrondlocaties.

Vanwege de lange halfwaardetijd in het lichaam, is voor lood chronische toxiciteit het meest zorgwekkend. Herhaalde (lage) blootstelling aan lood leidt tot neurologische ontwikkelingsstoornissen, effecten waar kinderen (inclusief het ongeboren kind via blootstelling van de moeder) het meest gevoelig voor zijn omdat hun hersenen en zenuwstelsel nog in ontwikkeling zijn. Daarnaast kan loodblootstelling bij volwassenen een grotere kans op nierziekten of een hogere systolische bloeddruk geven. De hier voor lood gehanteerde gezondheidkundige grenswaarde is gebaseerd op humane data. Deze waarde is gericht op neurologische ontwikkelingsstoornissen, wat dus een effect is dat zeer relevant is voor jonge kinderen, de

populatie waar de huidige beoordeling zich op richt. De hier berekende blootstelling aan lood via gedeponeerd stof is voor de meeste IJmondclusters hoger dan wat als veilig beschouwd wordt en daarmee onwenselijk hoog. Alles tezamen nemende wordt gesteld dat een gezondheidsrisico als gevolg van blootstelling aan lood via gedeponeerd stof niet uitgesloten kan worden voor het scenario van spelende kinderen van één tot en met twaalf jaar.

Het is wenselijk om de totale blootstelling aan lood zo laag mogelijk te houden. De dagelijkse blootstelling aan lood via voedsel en drinkwater (0,74-1,0 µg/kg lg/d; gemiddelde inname in kinderen van twee tot zes jaar (Boon et al., 2016)), inclusief de bijdrage van de loodname via kraanwater voor bepaalde subpopulaties (Boon et al., 2019), is al hoger dan wat als veilig beschouwd wordt. Additionele blootstelling dient dan ook gelimiteerd te worden.

4.4.5 *Vergelijk risicobeoordeling Grafietregenonderzoek en huidig onderzoek*

Zoals benoemd in de introductie van dit hoofdstuk 4, kunnen de resultaten van huidig onderzoek en het Grafietregenonderzoek op het gebied van blootstelling en risicobeoordeling niet één-op-één met elkaar vergeleken worden, ook al komen de deposities redelijk overeen (uitgezonderd de PAK). Dit heeft te maken met meerdere aspecten.

De focus van het huidige onderzoek lag op de langdurige continue depositie, in tegenstelling tot het Grafietregenonderzoek waarbij getracht werd een incident te bemonsteren. Door de bouw van een overkapping zijn de emissies van grafietregens inmiddels gestopt. In de huidige risicobeoordeling is daarom de jaargemiddelde blootstelling aan PAK en metalen bepaald, door een correctie toe te passen op de depositiemetingen voor het aantal dagen in de meetperiode. Dit wordt beschouwd als een realistische schatting van de depositie op dagelijkse basis, maar zoals eerder benoemd is het geen conservatieve benadering. Anderzijds is voor de huidige beoordeling ook de weggespoelde depositie meegenomen in de blootstellingsschatting, waarbij aangenomen is dat ook het weggespoelde stof beschikbaar is geweest voor blootstelling. De schommelingen in depositie over de tijd, vanwege weersomstandigheden en onregelmatige emissie van stof, rechtvaardigen deze benadering van de blootstellingsschatting en risicobeoordeling. Daarnaast is in huidig onderzoek ook gekeken naar de depositie binnenshuis, en worden ook éénjarige kinderen en kinderen tot en met twaalf jaar meegenomen in de blootstellingsbeoordeling.

Voor lood wordt ook in huidig onderzoek geconcludeerd dat de blootstelling zodanig hoog is dat het ongewenst is voor de gezondheid. In huidig onderzoek wordt nu voor PAK geconcludeerd dat, uitgaande van het scenario van spelende kinderen van één tot en met twaalf jaar, een extra risico als gevolg van blootstelling aan PAK via gedeponeerd stof niet kan worden uitgesloten. De risicobeoordeling van het huidige onderzoek geeft aan dat de zorg voor blootstelling aan mangaan en vanadium minder groot is vanuit een risicoperspectief in vergelijking met het Grafietregenonderzoek. In huidig onderzoek worden voor beide stoffen geen overschrijding van de gezondheidskundige grenswaarde geconstateerd. Voor het cluster Wijk aan Zee komt de geschatte

blootstelling (totaal: buiten en binnen bij elkaar opgeteld, P95) via gedeponeerd stof aan deze twee stoffen overeen met respectievelijk 0,4× en 0,8× de bijbehorende gezondheidkundige grenswaarden, dus voor vanadium is de marge niet zo groot. Voor de andere IJmondclusters was de berekende blootstelling aan mangaan en vanadium ruim lager dan de gezondheidkundige grenswaarden.

5 Conclusies en beschouwing

Voor dit onderzoek zijn met meerdere methoden veegmonsters genomen van neergedaald stof op 29 locaties in de IJmond en vier achtergrondlocaties. Op veertien van deze locaties (twaalf in de IJmond en twee achtergrondlocaties) zijn ook monsters genomen van neergedaald stof in woningen. De veegmonsters zijn geanalyseerd op PAK en metalen. De metingen hadden tot doel te bepalen wat de omvang is van depositie van PAK en metalen in de IJmond en de daarin liggende woongebieden ten opzichte van het achtergrondniveau, zowel buitenshuis als binnenshuis. Daarnaast zijn de hoeveelheden PAK en metalen gebruikt om een risicobeoordeling uit te voeren, op basis van een opgesteld blootstellingsscenario voor spelende kinderen in de leeftijd van één tot en met twaalf jaar. Dat geeft inzicht in de gezondheidsrisico's door blootstelling via gedeponeerd stof voor zowel buiten en binnen.

Op basis van de resultaten wordt geconcludeerd dat in de leefomgeving rondom het terrein van Tata Steel verhoogde hoeveelheden PAK en metalen voorkomen in het neergedaalde stof. Hoewel in alle woongebieden rondom het terrein een verhoogde depositie is gemeten, springen de meetwaarden in Wijk aan Zee en bij het meetstation Reyndersweg eruit. De depositie van de gemeten stoffen is daar gemiddeld meer dan tien keer zo hoog als het achtergrondniveau. PAK, ijzer, mangaan, vanadium en chroom zijn in Wijk aan Zee zelfs twintig tot honderd keer verhoogd. De hoogste waarden in Wijk aan Zee zijn gevonden op de locaties die het dichtst bij het terrein van Tata Steel liggen. In Beverwijk, Velsen-Noord en IJmuiden zijn ook verhoogde hoeveelheden PAK en metalen gevonden, ten opzichte van het achtergrondniveau, maar aanmerkelijk minder dan in Wijk aan Zee. Een uitzondering hierop vormt lood, waarvan de depositie op een aantal locaties vergelijkbaar is met de gemiddelde waarde in Wijk aan Zee.

Ook binnenshuis worden in de IJmond, met name in Wijk aan Zee, meer metalen en PAK aangetroffen dan op de achtergrondlocaties. De hoeveelheden zijn wel veel lager dan buitenshuis, voor PAK gemiddeld honderd keer zo laag en voor metalen tien tot vierhonderd keer zo laag, afhankelijk van het type metaal. De blootstelling aan PAK en metalen in woningen draagt daarom veel minder bij aan de totale blootstelling dan de blootstelling buiten.

De meetresultaten zijn gebruikt om een risicobeoordeling uit te voeren voor blootstelling aan PAK en metalen in het stof, voor zowel buiten en binnen. Deze risicobeoordeling is gebaseerd op veegmonsters verzameld in de IJmondregio. Hiermee is voor de aanwezige metalen en PAK de dermale blootstelling en orale blootstelling via hand-mondcontact geschat. Dit is gedaan voor jonge kinderen die buiten- en binnenspelen en daarbij in contact kunnen komen met gedeponeerd stof. Ook is hierbij een analyse uitgevoerd van de belangrijkste factoren en onzekerheden in de risicoschatting en hun invloed op de geschatte risico's.

De geschatte totale blootstelling aan PAK en metalen is het hoogst in het cluster Wijk aan Zee. De belangrijkste bijdrage komt door het buiten spelen, waarbij contact kan plaatsvinden met gedeponeerd stof. De depositiemetingen laten zien dat buiten een veel hogere depositie wordt gemeten dan in de woningen. Het spelen binnen draagt relatief weinig bij aan de totale blootstelling. Dit beeld is gelijk voor alle clusters.

Bij de risicobeoordeling van de PAK is geschat dat het extra risico door blootstelling aan PAK via gedeponeerd stof voor het scenario van spelende kinderen van één tot en met twaalf jaar voor de verschillende IJmondclusters uitkomt tussen het Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR) van één extra geval van kanker per miljoen mensen die levenslang blootgesteld worden en het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) van één extra geval van kanker per tienduizend mensen die levenslang blootgesteld worden. Een extra risico als gevolg van blootstelling aan PAK via gedeponeerd stof kan niet uitgesloten worden. Wel geldt hier dat de blootstelling aan PAK via voeding al vrij hoog is. Desondanks dient additionele blootstelling gelimiteerd te worden.

Voor de meeste metalen was de geschatte blootstelling via gedeponeerd stof in de verschillende IJmondclusters voldoende laag ten opzichte van de gezondheidkundige grenswaarde. Voor die metalen kan daarom gesteld worden dat een gezondheidsrisico door blootstelling via gedeponeerd stof niet te verwachten is. Echter, voor lood is de geschatte blootstelling via gedeponeerd stof zodanig hoog dat dit ongewenst is voor de gezondheid. Langdurende (lage) blootstelling aan lood leidt tot neurologische ontwikkelingsstoornissen. Voor deze effecten zijn kinderen het meest gevoelig omdat hun hersenen en zenuwstelsel nog in ontwikkeling zijn. Van lood is bekend 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.

De huidige risicobeoordeling is op populatieniveau uitgevoerd en doet geen uitspraak op individueel niveau. Of een individu ook daadwerkelijk een gezondheidseffect ontwikkelt, hangt bovendien van meer factoren af dan alleen van blootstelling aan de betreffende stoffen. Dan spelen onder andere ook verschillen in leefstijl en interindividuele verschillen in gevoeligheid voor een gezondheidseffect een rol.

Opgemerkt moet worden dat de huidige risicobeoordeling alleen de mogelijke gezondheidsrisico's, als gevolg van dermale blootstelling en orale blootstelling, via hand-mondcontact in kaart brengt. De mogelijke bijkomende gezondheidsrisico's als gevolg van inhalatieblootstelling of orale blootstelling van PAK of metalen via consumptie van gecontamineerde gewassen en dierlijke producten uit de IJmondregio zijn in deze beoordeling niet meegenomen. Dit betekent dat de huidige risicobeoordeling gebaseerd is op dat deel van de totale blootstelling als gevolg van gedeponeerd stof en dat de resultaten van de risicobeoordeling als zodanig geïnterpreteerd moeten worden.

In maart 2019 is onderzoek gedaan naar de samenstelling van piekuitstoten van grafietregens. Het huidige onderzoek is gericht op het vaststellen van de hoeveelheden PAK en metalen in neergedaald stof als gevolg van langdurige continue depositie. De gemeten deposities aan

metalen in Wijk aan Zee in dit onderzoek zijn van ongeveer hetzelfde niveau als eerder is gemeten in maart 2019 (voor en na het optreden van grafietregens) en in juni 2020 (naar aanleiding van meldingen van stofoverlast door omwonenden). De depositie van PAK was in het najaar van 2020 gemiddeld een factor 5 hoger. Dit wijst op structureel verhoogde depositie aan PAK en een groot aantal metalen, zoals ijzer, mangaan, vanadium, chroom, arseen, aluminium en lood in Wijk aan Zee. Aangezien de focus in dit onderzoek ligt op de langdurige continue depositie in de omgeving van het Tata Steel-terrein, heeft de blootstellings- en risicobeoordeling tot doel gehad een schatting te geven van (de verdeling van) de jaargemiddelde blootstelling per cluster, en vervolgens inzicht te geven in de daarmee samenhangende gezondheidsrisico's. Dit wijkt af van de blootstellings- en risicobeoordeling zoals uitgevoerd in het Grafietregenonderzoek waar de focus lag op de mogelijke gezondheidsrisico's als gevolg van piekuitstoot van een grafietregenincident. De resultaten van beide onderzoeken op het gebied van blootstelling en risicobeoordeling kunnen niet één-op-één met elkaar vergeleken worden vanwege de verschillende doelen en bijbehorende aannames, ook al komen de depositiemetingen redelijk overeen.

De resultaten geven een indicatie dat een aanmerkelijk deel van het neergedaalde stof afkomstig is van het terrein van Tata Steel. Van zowel PAK als verschillende metalen die in grote hoeveelheden in het stof zijn aangetroffen (onder andere ijzer, mangaan, vanadium en chroom) – vooral op de meetlocaties die dicht bij het terrein van Tata Steel liggen – is bekend dat deze kunnen vrijkomen bij processen en uit materiaalopslagen van de staalindustrie. Echter, ook andere bronnen zoals verkeer, scheepvaart, afvalverbranding, andere industriële processen, houtstook en opwaaiend bodemstof stoten PAK en diverse soorten metalen uit. Deze bevindingen zullen meer in detail worden bestudeerd in het lopend onderzoek naar de herkomst (bronnen) van stoffen in de leefomgeving in het IJmondgebied. Hierover zal in een latere fase gerapporteerd worden.

PAK, lood en andere metalen, aangetroffen in de voor deze beoordeling verzamelde veegmonsters, zijn ZZS. Het nationale milieubeleid is erop gericht om ZZS zo veel mogelijk uit de leefomgeving te weren. Daarom hebben bedrijven de verplichting om de emissie van ZZS naar de lucht zo veel mogelijk te voorkomen en, als dat niet mogelijk is, de uitstoot tot een minimum te beperken (artikel 2.4 lid 2 van het Activiteitenbesluit Milieubeheer). Het aantreffen van deze stoffen in de leefomgeving is niet gewenst.

De leefomgeving waarin mensen wonen, werken en recreëren heeft invloed op hun gezondheid. Een gezonde leefomgeving is een leefomgeving die als prettig wordt ervaren, die uitnodigt tot gezond gedrag en waar de druk op het milieu en de gezondheid zo laag mogelijk is. Regelmatig zichtbaar stof in de leefomgeving, waarvan bekend is dat deze schadelijke componenten bevat, geeft mensen het gevoel in een vieze, ongezonde leefomgeving te wonen. Dit leidt tot hinder en bezorgdheid en heeft dus een negatief gezondheidseffect. Aanpak van stofoverlast kan dus een positief effect hebben op het welzijn van mensen.

Dankwoord

Voor dit rapport heeft het RIVM onderzoek gedaan naar de depositie in de IJmond. Een groot aantal mensen heeft dit mogelijk gemaakt.

Op de eerste plaats de bewoners van de IJmond die bereid waren om in hun huis en/of tuin materiaal te laten plaatsen zodat het RIVM veegmonsters kon nemen. We willen deze mensen bedanken voor deze bereidheid, die essentieel was voor het onderzoek, en voor de gastvrijheid die we ervaren hebben tijdens de vier bezoeken. Dit geldt ook voor de bewoner bij wie het RIVM voorafgaand aan het onderzoek, verschillende proefopstellingen mocht testen in de tuin, waarvoor dank.

Daarnaast willen we ook de volgende mensen bedanken voor hun inzet voor dit onderzoek:

- De collega's van de Milieu Ongevallendienst van het RIVM die op pad zijn gegaan om de materialen te plaatsen, te bemonsteren en op te ruimen.
- De collega's van Centrum Veiligheid van Stoffen en Producten voor het kritisch meedenken over de aanpak en de inhoudelijke review van de blootstellings- en risicobeoordeling.
- De (oud-)collega's van Centrum Veiligheid voor het opzetten, uitvoeren en kritisch meedenken van het onderzoek en de inhoudelijke review.
- De mensen van GGD Kennemerland voor het mede opzetten en uitvoeren van de bezoeken aan de deelnemende huishoudens.

Referenties

- Almeida S.M., Lage J., Fernández B., Garcia S., Reis M.A., Chaves P.C. (2015). Chemical characterization of atmospheric particles and source apportionment in the vicinity of a steelmaking industry. *Science of the Total Environment*, **521-522**: p. 411-420.
- ATSDR (2002a). Toxicological profile for beryllium. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. September 2002.
<https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp4.pdf>
- ATSDR (2002b). Toxicological profile for wood creosote, coal tar creosote, coal tar, coal tar pitch and coal tar pitch volatiles. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. September 2002.
<https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp85.pdf>
- ATSDR (2004). Toxicological profile for cobalt. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. April 2004.
<https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp33.pdf>
- ATSDR (2012). Toxicological profile for manganese. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. September 2012.
<https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp151.pdf>
- Baars A.J., Theelen R.M.C., Janssen P.J.C.M., Hesse J.M., Van Apeldoorn M.E. (2001). Re-evaluation of human-toxicological Maximum Permissible Risk levels. RIVM-rapport 711701025.
<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Beddows D.C.S. and Harrison R.M. (2018). Identification of specific sources of airborne particles emitted from within a complex industrial (steelworks) site. *Atmospheric Environment*, **183**: p. 122-134.
- Bremmer H.J., Blom W.M., Van Hoeven-Arentzen P.H., Prud'homme de Lodder L.C.H., Van Raaij M.T.M., Straetmans E.H.F.M., Van Veen M.P. and Van Engelen J.G.M. 2006b. Pest Control Products Fact Sheet. To assess the risks for the consumer. Updated version for ConsExpo 4. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM-rapport 320005002.
<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/320005002.pdf>
- te Biesebeek J.D., Nijkamp M.M., Bokkers B.G.H., Wijnhoven S.W.P. (2014). General Fact Sheet. General default parameters for estimating consumer exposure - Updated version 2014. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM report 090013003. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/090013003.pdf>
- Bokkers B.G.H., Guichelaar S.K., Bakker M.I. (2016). Assessment of the product limit for PAHs in rubber articles. The case of shock-absorbing tiles. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM-rapport 2016-0184.
<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2016-0184.pdf>

Boon P.E., Te Biesebeek J.D., Van Donkersgoed G. (2016). Dietary exposure to lead in the Netherlands. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM-rapport 2016-0206. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2016-0206.pdf>

Boon P.E., Van der Aa M., Dusseldorp A., Janssen P., Zeilmaker M.J., Schulpen S. (2019). Loodinname via kraanwater. Blootstellingsschatting en risicobeoordeling voor diverse risicogroepen. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM Briefrapport 2019-0090 <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2019-0090.pdf>

ter Burg W., Bremmer H.J., Van Engelen J.G.M. (2007). Oral exposure of children to chemicals via hand-to-mouth contact. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM-rapport 320005004. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/320005004.pdf>

Culp, S.J. et al. (1998). A comparison of the tumors induced by coal tar and benzo[a]pyrene in a 2-year bioassay. Carcinogenesis 19(1): p. 117-24.

Dellas V., Van den Dool R., Collard D. (2018). Ontwikkeling buitenspelen bij kinderen in Nederland. Factsheet 2018/4. Mulier Instituut.

Delmaar J.E., Schuur A.G. (2017). ConsExpo Web. Consumer exposure models - model documentation: Update for ConsExpo Web 1.0.2. RIVM rapport 2017-0197.

ECHA (2011). Committee for Risk Assessment (RAC). Opinion on an Annex XV dossier proposing restrictions on lead and lead compounds in jewellery. ECHA/RAC/ RES-O-0000001304-85-03/F. Chemicals concerned: Lead and its compounds. Adopted 10 March 2011. <https://echa.europa.eu/documents/10162/aa4af911-5dae-4cf2-a337-6bdf81ee7536>

ECHA (2012). Guidance on information requirements and chemical safety assessment Chapter R.8: Characterisation of dose [concentration]-response for human health Version: 2.1 November 2012, https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r8_en.pdf

ECHA (2013). Committee for Risk Assessment (RAC). Opinion on an Annex XV dossier proposing restrictions on lead and its compounds in articles intended for consumer use. ECHA/RAC/RES-O-0000003487-67-04/F. Adopted 10 December 2013. <https://echa.europa.eu/documents/10162/d6026d8c-3ebb-4507-bd8f-d1c942493075>.

ECHA 2016. New default values for indoor Transfer Coefficient. Recommendation no. 12 of the BPC Ad hoc Working Group on Human Exposure https://echa.europa.eu/documents/10162/21664016/recommendation_12_default_values_en.pdf/bb83c349-ae76-e682-b14f-0f4874260bcb

ECHA (2018). Annex XV restriction report - eight polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in granules and mulches used as infill material in synthetic turf pitches and in loose form on playgrounds and in sport applications. Dossier Submitter: The Netherlands. July 2018.

ECHA (2021a), Inventaris van indelingen en etiketteringen (C&L inventory), <https://echa.europa.eu/nl/information-on-chemicals/cl-inventory-database>

ECHA (2021b). Registry of CLH intentions until outcome <https://echa.europa.eu/nl/registry-of-clh-intentions-until-outcome/-/dislist/details/0b0236e1848d1fab>

EFSA (2005). Opinion of the Scientific Committee on a request from EFSA related to a Harmonised Approach for Risk Assessment of Substances Which are both Genotoxic and Carcinogenic. Request No EFSA-Q-2004-020. ADOPTED ON 18 OCTOBER 2005. EFSA Journal 282, 1-31. <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2005.282>

EFSA (2006). Tolerable upper intake levels for vitamins and minerals. Scientific Committee on Food- Scientific Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies. European Food Safety Authority (EFSA), Parma, Italy. <http://www.efsa.europa.eu/en/ndatopics/docs/ndatolerableuil.pdf>

EFSA (2008a). Safety of aluminium from dietary intake- Scientific Opinion of the Panel on Food Additives, Flavourings, Processing Aids and Food Contact Materials (AFC). European Food Safety Authority (EFSA), Parma, Italy. EFSA Journal (2008) 754, 1-34. <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2008.754>

EFSA (2008b). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Food. Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain. Question N° EFSA-Q-2007-136. Adopted on 9 June 2008. European Food Safety Authority (EFSA), Parma, Italy. EFSA Journal 724, 1-114. <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2008.724>

EFSA (2009a). Scientific opinion on Cadmium in food. Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). European Food Safety Authority (EFSA), Parma, Italy. EFSA Journal (2009) 980, 1-139. <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2009.980>

EFSA (2009b). Scientific Opinion on Arsenic in Food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). European Food Safety Authority (EFSA), Parma, Italy. EFSA Journal 2009; 7(10):1351. <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2009.1351>

EFSA (2010). Scientific Opinion on Lead in Food - EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). European Food Safety Authority (EFSA), Parma, Italy. EFSA Journal 2010; 8(4):1570. <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2010.1570>

EFSA (2011). Statement on tolerable weekly intake for cadmium. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). European Food Safety Authority (EFSA), Parma, Italy. EFSA Journal 2011;9(2):1975
<https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2011.1975>

EFSA (2012). Scientific Opinion on the Tolerable Upper Intake Level of calcium. EFSA Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies (NDA). European Food Safety Authority (EFSA), Parma, Italy. EFSA Journal 2012;10(7):2814
<https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2012.2814>

EFSA (2014a). Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of chromium in food and drinking water. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). European Food Safety Authority (EFSA), Parma, Italy. EFSA Journal 2014;12(3):3595.
<https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2014.3595>

EFSA (2014b). Dietary exposure to inorganic arsenic in the European population. EFSA Journal 2014;12(3):3597.
<https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2014.3597>

EFSA (2015). Scientific Opinion on the risks to public health related to the presence of nickel in food and drinking water. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). European Food Safety Authority (EFSA), Parma, Italy. EFSA Journal 2015;13(2):4002.
<https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2015.4002>

Elberse J.E., Mennen M.G., Hoogerbrugge R., Mooibroek D., Zoch J.P., Dusseldorp A., Janssen N. (2021) Tussentijdse resultaten Gezondheidsonderzoek in de IJmond. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven. RIVM-rapport nr. 2021-0061.
<https://www.rivm.nl/publicaties/tussentijdse-resultaten-gezondheidsonderzoek-in-ijmond>

Van Engelen J.G.M., Park M.V.D.Z., Janssen P.J.C.M., Oomen A.G., Brandon E.F.A., Bouma K., Sips A.J.A.M., Van Raaij M.T.M. (2008). Chemicals in Toys. A general methodology for assessment of chemical safety of toys with a focus on elements. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM-rapport 320003001. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/320003001.pdf>

EU (2007). European Union Risk Assessment Report Cadmium metal CAS No: 7440-43-9 EINECS No: 231-152-8 Risk assessment.
<https://echa.europa.eu/documents/10162/4ea8883d-bd43-45fb-86a3-14fa6fa9e6f3>

EU (2008). VERORDENING (EG) Nr. 1272/2008 VAN HET EUROPEES PARLEMENT EN DE RAAD van 16 december 2008 betreffende de indeling, etikettering en verpakking van stoffen en mengsels tot wijziging en intrekking van de Richtlijnen 67/548/EEG en 1999/45/EG en tot wijziging van Verordening (EG) nr. 1907/2006. Geconsolideerde versie d.d. 10-05-2021.

Geraets L., Schulpen S. (2019). Inschatting gezondheidsrisico's grafietregen Wijk aan Zee. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven. Brief d.d. 3 juni 2019. DOI 10.21945/RIVM-rapportage-grafietregen-wijk-aan-zee.

<https://www.rivm.nl/documenten/inschatting-gezondheidsrisicos-grafietregen-wijk-aan-zee>

Heinemeyer G., Jantunen M., Hakkinen P. (editors)(2019). The practice of consumer exposure assessment. Springer. ISBN 978-3-319-96147-7; ISBN 978-3-319-96148-4 (eBook). <https://doi.org/10.1007/978-3-319-96148-4>

Heringa M.B., Janssen P. RIVM (2018). Achtergrondinformatie over chroom-6: gebruik, voorkomen in het leefmilieu en gedrag in het lichaam. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM-rapport 2018-0051.

<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2018-0051.pdf>

IARC (1987). IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risks to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: an updating of IARC monographs volumes 1 to 42. Supplement 7, Lyon, France.

IARC (1991). IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Volume 52. Chlorinated drinking-water; chlorination by-products; some other halogenated compounds; cobalt and cobalt compounds. Lyon, France. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol52/mono52.pdf>

IARC (2006a). IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Volume 86. Cobalt in Hard Metals and Cobalt Sulfate, Gallium Arsenide, Indium Phosphide and Vanadium Pentoxide Lyon, France. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol86/mono86.pdf>. 2006.

IARC (2006b). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Volume 87. Inorganic and organic lead compounds. Lyon France. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol87/mono87.pdf>

IARC (2010). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans - Volume 92. Some Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Some Related Exposures. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol92/mono92.pdf>

IARC (2012a). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans - Volume 100F. Chemical Agents and Related Occupations. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100F/mono100F.pdf>

IARC (2012b). IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Volume 100C. Arsenic, metals, fibres and dusts. Lyon, France, 2012. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100C/mono100C.pdf>

JECFA (1983). Safety evaluation of certain contaminants in food. Prepared by the Twenty-second meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA).

https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/39165/WHO_TRS_696.pdf en <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v18je18.htm>

JECFA (2011). Safety Evaluation of certain contaminants in food. Arsenic (addendum). WHO Food Additives Series 63. FAO JECFA Monographs 8: 153-316. Prepared by the Seventy-second meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA).

http://whqlibdoc.who.int/publications/2011/9789241660631_eng.pdf

JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) (2012). Safety evaluation of certain food additives and contaminants. WHO Food Additives, Series 65: 3-86.

http://whqlibdoc.who.int/publications/2012/9789241660655_eng.pdf

Khaparde, V.V., Bhanarkar A.D., Majumdar D., Rao C.V.C. (2016). Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in fugitive PM10 emissions from an integrated iron and steel plant. Science of the Total Environment. **562**: p. 155-163.

Koppejan J. en De Bree F. (2018). Kennisdocument houtstook in Nederland. Project PB201704. Procede Biomass BV (i.s.m. Bureau Blauw BV), Enschede.

<https://www.rvo.nl/sites/default/files/2018/09/Kennisdocument%20houtstook%2020180910definitief.pdf>

KNMI, 2021 <https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/maand-en-seizoensoverzichten>

Liberti, L., Notarnicola M., Primerano R., Zannetti P. (2006). Air pollution from a large steel factory: Polycyclic aromatic hydrocarbon emissions from coke-oven batteries. Journal of the Air and Waste Management Association. **56**(3): p. 255-260.

Lucassen J., Singh A., Heijnen E., Slot-Heijs J. (2020). Buitenspelen 2020. Een verkenning van het beleid in Nederland en Europa. Mulier Instituut.

Lijzen J.P.A. (ed.). (2009) Historische immissies en depositie in de omgeving van Corus. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven. RIVM-rapport 601797001/2009.

<https://www.rivm.nl/publicaties/historische-immissies-en-depositie-in-omgeving-van-corus-deelrapport-2-in-reeks>

Mennen M.G. en Van Belle N.C.J. (2007). Emissies van schadelijke stoffen bij branden. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven. RIVM-rapport 609021051.

<https://www.rivm.nl/publicaties/emissies-van-schadelijke-stoffen-bij-branden>

Mennen M.G., Van Putten E.M. en Krystek P. (2004) Immissie-, gewas en depositieonderzoek in de omgeving van Van Voorden gieterij te Zaltbommel. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven. RIVM-rapport 609021027.

<https://www.rivm.nl/publicaties/immissie-gewas-en-depositieonderzoek-in-omgeving-van-voorden-gieterij-bv-te-zaltbommel>

NEN 5628 (2009). Radioactiviteitsmetingen – Monsterneming van de depositie. Normcommissie 390010 'Radioactiviteitsmetingen'. NEN Nederlands Normalisatie Instituut, Delft.
<https://www.nen.nl/nen-5628-2009-nl-127193>

Nijhuis N.J., Van Strien R.T. (2015). Fijn stof in de IJmond: Samenstelling en gezondheidskundige relevantie. Rapport in opdracht van Provincie Noord-Holland. GGD Amsterdam.

OEHHA (2006). Development of health criteria for school site risk assessment pursuant to health and safety code section 901(g): Child-specific reference doses (chRDs) for school site risk assessment - Manganese and Pentachlorophenol. Final June 2006.
<https://oehha.ca.gov/media/downloads/crn/mn-pcpfinal-070306.pdf>

Oomen A.G., Janssen P.J.C.M., Van Eijkeren J.C.H., Bakker M.I., Baars A.J. (2007). Cadmium in de Kempen - Een integrale risicobeoordeling. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). RIVM-rapport 320007001. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/320007001.pdf>

Rachwal M., Magiera T., Wawer M. (2015). Coke industry and steel metallurgy as the source of soil contamination by technogenic magnetic particles, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons. Chemosphere **138**: 863-873.

RIVM (2017). Evaluation of health risks of playing sports on synthetic turf pitches with rubber granulate: Scientific background document. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM-rapport 2017-0017.
<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2017-0017.pdf>

RIVM (2020) Resultaten ad-hoc depositieonderzoek. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven. RIVM brief 2020-0037/VLH/HdW/PM.

RIVM (2021) Houtrook en gezondheid. <https://www.rivm.nl/houtrook>

RIVM (2021). <https://rvs.rivm.nl/stoffenlijsten/Zeer-Zorgwekkende-Stoffen>, versie 29-03-2021.

SCOEL (2002). Recommendation from the Scientific Committee on Occupational Exposure Limits for lead and its inorganic compounds. SCOEL/SUM/83.

Slob W., Bakker M., Te Biesebeek J.D., Bokkers B. (2014). Exploring the uncertainties in cancer risk assessment using the integrated probabilistic risk assessment (IPRA) approach. Risk Anal, 2014. 34(8): p. 1401-22.
 Small J.A., Van Hoek C.J.G., Schollbach K., Moosavi-Khoonsari E., Van der Does F.J.L., Melzer S., De Jong T.P.R., De Bie T., Versfeld R.A., De Roo M., Van der Laan S.R. (2020). A method for analysis of nuisance dust from integrated steel works: chemical and mineralogical characteristics of contributing sources. Environ Sci Eur **32**:135.

Sociaal Cultureel Planbureau (2019). Time use in the Netherlands. Edition 2.

Sprong R.C., Boon P.E. (2015). Dietary exposure to cadmium in the Netherlands. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM briefrapport 2015-0085.
<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2015-0085.pdf>

Swartjes, F., Janssen P., Dusseldorp A., Hagens W. (2017). Handreiking voor de risicobeoordeling van arseen in de bodem voor de particuliere groenteteelt. GGD Informatieblad Medische Milieukunde. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM-rapport 2017-0177.
<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2017-0177.pdf>

Tiesjema B., Baars A.J. (2009). Re-evaluation of some human-toxicological Maximum Permissible Risk levels earlier evaluated in the period 1991-2001. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM-rapport 711701092.
<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701092.pdf>

US EPA (1998). Toxicological review of beryllium and compounds (CAS No. 7440-41-7). In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). April 1998. U.S. Environmental Protection Agency Washington.
https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/toxreviews/0012tr.pdf

US EPA (2017). Exposure factors handbook.

Vlaamse Milieumaatschappij (2015) Polycyclische aromatische koolwaterstoffen in lucht, 2014-2015. Vlaamse Milieumaatschappij, Aalst, België.

Voedingscentrum (2021).
<https://www.voedingscentrum.nl/encyclopedie/molybdeen.aspx>.

Vyskocil A. en Viau C. (1999). Assessment of molybdenum toxicity in humans. Journal of Applied Toxicology 19, Iss. 3, p. 185-192.

WHO (2000), WHO Air Quality Guidelines for Europe, 2nd edition,
http://www.euro.who.int/data/assets/pdf_file/0005/74732/E71922.pdf.

WHO (2001). Concise International Chemical Assessment Document 32. Beryllium and beryllium compounds. World Health Organization, Geneva, 2001.
<https://www.who.int/ipcs/publications/cicad/en/cicad32.pdf>

Zhou T., Bo X., Qu J., Wank L. Zhou J., Li S. (2019) Characteristics of PCDD/Fs and metals in surface soil around an iron and steel plant in North China Plain. Chemosphere **216**: 413-418.

Lijst met afkortingen

ASE	Accelerated Solvent Extraction
BMDL _x	Ondergrens van het betrouwbaarheidsinterval van de benchmark dose (BMD) die gerelateerd is aan een x% respons
EFSA PAK8	betreft benzo[a]antracene, chryseen, benzo[b]fluoranteen, benzo[k]fluoranteen, benzo[a]pyreen, indeno[1,2,3-cd]pyreen, dibenzo[a,h]antracene, benzo[g,h,i]peryleen
GCMS	Gas Chromatography Mass Spectrometry
GM	geometrisch gemiddelde
GSD	geometrische standaarddeviatie
(HR) ICP-MS	(High Resolution) Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry
MOE	Margin of Exposure
MTR	Maximaal Toelaatbaar Risico
LML	Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit
LOD	Limit of Detection
PAK	polycyclische aromatische koolwaterstoffen
PDT	Protocol voor de bepaling van Depositie over een zeker Tijdsinterval
PoD	Point of Departure (de dosering in het proefdier in het dierexperiment of blootstelling bij de mens in geval van bijv. een epidemiologische studie gekoppeld aan een bepaald effectniveau)
SCF	Scientific Committee on Food
TDI	Tolerable Daily Intake (tolereerbare dagelijkse inname)
TWI	Tolerable Weekly Intake (tolereerbare wekelijkse inname)
VR	Verwaarloosbaar Risico
UL	Upper level
ZZS	Zeer Zorgwekkende Stoffen

Bijlage 1 Beschrijving van de methoden voor bemonstering

Inleiding

Deze bijlage beschrijft de verschillende monsternamemethodieken die zijn toegepast bij het onderzoek. Het vegen van oppervlaktemonsters is altijd uitgevoerd volgens de interne MOD-procedure VLH-H-026-H5.2. Deze procedure beschrijft de manier waarop een veegmonster systematisch met een watje wordt uitgevoerd zodat bij bemonstering zo veel mogelijk depositiestof wordt opgeveegd.

Er is in dit onderzoek bemonsterd volgens het Protocol ter bepaling van Depositie over een zeker Tijdsinterval (PDT). Het tijdsinterval varieert bij dit onderzoek tussen 17 en 18 dagen. Er zijn drie hoofdmethodes toegepast waarvan één is opgebouwd uit twee sub-methodes. Hierdoor ontstaan vijf definities van toegepaste PDT-monsternamemethodes:

1. *PDT-plaat*

De PDT-plaatmethode wordt met perspexplaten (afmetingen 40 x 30 cm) uitgevoerd. Deze methode wordt binnen dit onderzoek uitsluitend toegepast voor bemonstering van stofdepositie in woningen. De PDT-plaat geeft uitsluitend een beeld van de depositie binnenshuis.

2. *PDT-sombak*

De PDT-sombakmethode wordt met twee gestapelde, geprepareerde plastic bakken (afmetingen 40 x 30 cm) uitgevoerd. Deze methode wordt binnen dit onderzoek uitsluitend toegepast bij onderzoek naar stofdepositie in de buitenlucht. De PDT-sombak metingen zijn altijd in combinatie van een onder- en bovenbak uitgevoerd. Doordat de bovenbak is voorzien van een klein gat spoelt een deel van de depositie met regen weg naar de onderbak. Meetwaarden van de PDT-sombak is altijd de som van de depositie bepaald met de bovenbak en de onderbak.

3. *PDT-bovenbak*

Dit is de bovenbak van de bakcombinatie en deze bak vangt depositie op die vanuit de buitenlucht neerdaalt. Na een regenbui spoelt een deel van de depositie weg in de onderbak.

4. *PDT-onderbak*

Dit is de onderbak van de bakcombinatie. Deze bak vangt uitsluitend depositie op die vanuit de bovenbak wegspoelt door regenval.

5. *PDT-standaard*

Deze methode wordt toegepast bij incidenten zoals grote branden of andere situaties, waarbij – vaak op ad hoc basis – metingen van de stofdepositie moeten worden verricht. Ze is gebaseerd op de ASTM D6966 standaard in de VS en de NEN voor radioactieve veegmonsters (NEN, 2009). Er worden veegmonsters genomen van beschikbare oppervlakken in de openbare buitenruimte. In dit onderzoek zijn de oppervlakken vooraf schoongemaakt.

Binnenshuis bemonstering d.m.v. PDT-plaat

PDT-plaat monsters zijn genomen door middel van twee plexiglas monsterplaten van 40 x 30 cm. Deze monsterplaten zijn in huis geplaatst en na bemonsteringsperiode (17-18 dagen) geveegd. De veegmonsters van de ene plaat zijn geanalyseerd op PAK en de veegmonsters van de andere plaat op metalen.

Posities PDT-plaat binnenshuis en afspraken met bewoners

Het doel van de binnenshuis genomen monsters is dat deze een representatief beeld geven voor depositie in de woningen die tot blootstelling van personen kan leiden. Het huis werd daarom bij voorkeur zo veel mogelijk 'normaal' gebruikt. Dat wil zeggen dat ventilatieroosters in gebruikelijke posities staan en de monsterplaten op posities liggen waar bewoners regelmatig mee in contact kwamen. Hierbij moet worden opgemerkt dat het onderzoek plaatsvond in oktober-november 2020. Het jaargetijde en de weersomstandigheden kunnen het ventilatiegedrag van bewoners beïnvloeden.

De volgende posities zijn bij voorkeur gekozen:

- Posities waar bewoners zelf stofoverlast ervaren. Bij voorkeur een vaak gebruikte ruimte op de begane grond zoals woonkamer.
- Monsterplaten hebben vrij zicht naar het plafond (bijv. niet onder een tafel).
- Monsterplaten liggen op ooghoogte of lager. In dit onderzoek zijn ze geplaatst op vensterbanken, lage kasten en tafels.

In het gebruik zijn de volgende afspraken met de bewoners gemaakt:

- Monsterplaten worden tijdens de meetperiode niet gereinigd.
- Aanraken of belopen van monsterplaten wordt zo veel mogelijk voorkomen (huisdieren vormen geen belemmering).
- Bij onverwachte incidenten (bijvoorbeeld morsen van thee op de platen) wordt dit gemeld aan het monsternemersteam.
- Afwijkend gebruik zoals langdurig ramen openen wordt gemeld aan de monsternemers van het RIVM.



Figuur B1.1 Voorbeeld van een PDT-plaat monsternameplaat in een woning. Een plaat wordt gebruikt voor analyse van PAK en de andere plaat voor analyse van metalen

Plaatsen van PDT-plaat monsterplaten in huis

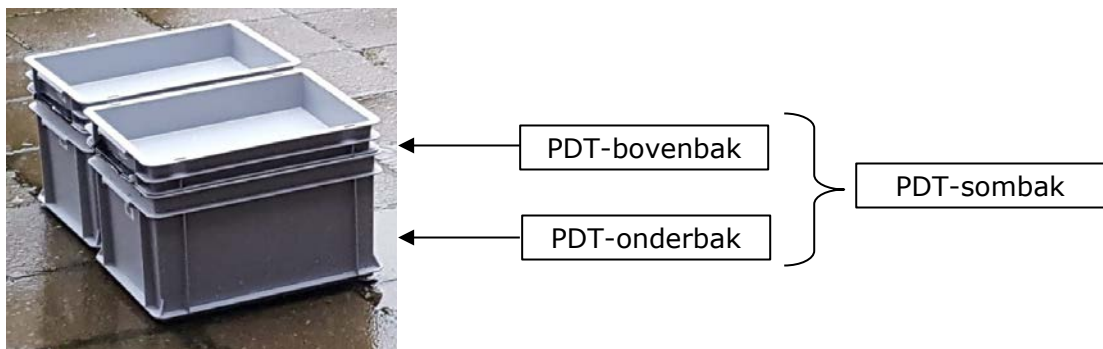
De platen zijn in overleg met bewoners geplaatst. Bij het plaatsen van de monsterplaten zijn bij ten minste 10% van de monsterplaten veldblanco's genomen. De veldblanco's tonen aan dat de monsterplaten schoon waren voor gebruik. De definitie van verschillende blanco's is beschreven in Bijlage 2.

Vegen van PDT-plaat monsterplaten na monsterperiode

De veegmonsters zijn genomen conform interne MOD-procedure VLH-H-026-H5.2. Een plaat is minimaal tweemaal geveegd. Wanneer watjes verkleurden, moest nogmaals geveegd worden zodat alle depositie werd meegenomen. Nadat de monsterplaten met meerdere watjes zijn bemonsterd is bij 10% van de geveegde monsterplaten een doorslagblanco genomen. Een doorslagblanco heeft tot doel te controleren of het monstervlak volledig bemonsterd is en er geen depositie gemist is (zie ook Bijlage 2).

Bemonstering in buitenlucht met de PDT-sombak

Buitenmonsters volgens de PDT-sombakmethode zijn genomen door een combinatie van twee gestapelde bakken, een onderbak (PDT-onderbak) en een bovenbak (PDT-bovenbak). De bakken hebben ieder een oppervlak van 40 x 30 cm. De bovenbak heeft een hoogte van 6,5 cm en de onderbak 22 cm. De bovenbak is in een hoek voorzien van een gaatje (7,5 mm diameter). De gestapelde bakken zijn onder een kleine hellingshoek geplaatst waardoor regenwater vanuit de bovenbak naar de onderbak kan stromen. Depositie materiaal wat door een regenbui wegspoelt, werd opgevangen in de onderbak. De gestapelde bakken zijn altijd in duplo (dubbel) geplaatst. De veegmonsters van een bak combinatie zijn geanalyseerd op PAK en de veegmonsters van de andere bak combinatie op metalen.



Figuur B1.2 PDT-sombakmethode in het veld. Eén bakcombinatie is voor PAK-analyse en de andere bakmethode is voor metalen analyse. Beide bakken staan onder een kleine hellingshoek waardoor regenwater via een gaatje in de bovenbak wegloopt in de onderbak waar het opgevangen wordt

Posities PDT-sombak

Idealiter geven de buitenmonsters een representatief beeld van de hoeveelheid depositie die gemiddeld neerdaalt in de buitenruimte. Tegelijkertijd zijn er praktische beperkingen aan de beschikbare monsterlocaties. De posities van de buitenmonsters zijn daarom in enkele gevallen een compromis tussen de hierna genoemde

aandachtspunten voor en wat praktisch haalbaar is. Bij het plaatsen van de bakken is rekening gehouden met de volgende punten:

- monsterbakken zijn bij voorkeur op of tot 1 meter boven maaiveld-niveau geplaatst;
- de monsterlocatie heeft vrij uitzicht over de hemel; tuintafels e.d. moeten niet vlak naast of boven de monsterlocatie komen;
- afstand tot hoge delen bij voorkeur even groot als de hoogte van deze objecten (bijv. horizontaal op 2 m afstand van een schutting van 2 m hoog);
- er gelden geen bijzondere gebruiksbeperkingen van de tuin tijdens de monsternamenameperiode;
- bij ten minste 10% van alle bakken worden veldblanco's gemaakt. De veldblanco's tonen aan dat de bakken schoon waren voor gebruik (zie ook Bijlage 2).

Inname van buitenmonsters

De bakken zijn naar het RIVM getransporteerd voor monsternamename. Voorafgaand aan het transport naar het RIVM is het regenwater uit de bak geheveld. PAK en metalen lossen niet of nauwelijks op in regenwater. Dit is bevestigd tijdens metingen met een proefopstelling voorafgaand aan het onderzoek. Het regenwater is daarom niet opgevangen en geanalyseerd. Het regenwater is op voorzichtige wijze overgeheveld zodat depositie op de bodem van de onderbak niet opwoelt en wordt meegezogen door de hevelslang. Daarnaast was de intentie zo min mogelijk materiaal van een (eventuele) drijfslag weg te hevelen. De bakken zijn enkele dagen op het RIVM gedroogd om regenwater dat niet overgeheveld was te laten verdampen.

Monsternametechniek

Na drogen zijn de bakken op het RIVM bemonsterd (geveegd). Hierbij zijn de volgende methodes toegepast:

- Uitsluitend de bodem van de onder- en bovenbak zijn bemonsterd. Depositie die plakt aan opstaande randen is niet meegenomen voor analyse.
- De bodem werd tot in de hoeken van de bak geveegd. Het is daarbij onvermijdelijk dat de opstaande rand van de bak dichtbij de bodem wordt meegeveegd.
- De volledige bodem werd geveegd met een absorberend watje conform MOD-procedure VLH-H-026-H5.2. Er werd minimaal tweemaal geveegd. Wanneer het absorberend watje verkleurde moest nog eenmaal nageveegd te worden met een ander watje.
- Bij 10% van alle geveegde bakken werd een doorslagblanco gemaakt. De doorslagblanco toont aan dat er geen significante hoeveelheden depositie gemist zijn bij bemonstering (zie Bijlage 2).
- Wanneer zich in de bovenbak blaadjes bevonden, werden deze met demiwater afgespoeld en aan beide zijden eenmaal afgeveegd met een absorberend watje. De blaadjes zijn vervolgens niet meer geanalyseerd.

PDT-standaard

Binnen dit onderzoek zijn alle PDT-standaard locaties vooraf geselecteerd. Deze locaties zijn 'plekken in de (openbare) buitenruimte' zoals een elektriciteitskast, vensterbank of een horizontaal

informatiebord. Bij aanvang van de meetcampagne zijn de geselecteerde locaties schoongemaakt met demiwater en watjes.

Het bemonsterde oppervlak verschilt per PDT-standaard locatie. De meetwaarden in dit rapport zijn naar hoeveelheden per m² omgerekend.



Figuur B1.3 Een voorbeeld van een PDT-standaard locatie

Opslag van monsters

Alle monsters zijn in een koelcel bewaard bij een temperatuur van 4°C totdat deze batch-gewijs voor analyse naar het lab zijn gebracht.

Bijlage 2 Nadere toelichting op de analyseprocedures

De veegmonsters zijn door TNO geanalyseerd op aanwezigheid van metalen en PAK zoals beschreven in paragraaf 2.7. De analyseresultaten zijn door TNO gecorrigeerd voor eventuele aanwezige achtergrondhoeveelheden van de chemicaliën die gebruikt zijn voor de laboratoriumprocedure. De resultaten zijn door TNO weergegeven in gewichtshoeveelheid per veegmonstereenheid en door het RIVM verwerkt tot een gewichtshoeveelheid per oppervlakte-eenheid, zoals beschreven in paragraaf 3.2.

De analyseresultaten zijn niet gecorrigeerd voor de eventuele achtergrondhoeveelheden (blanco's) veroorzaakt door de materialen die gebruikt zijn voor de monsternamen. Hieronder worden de verschillende blanco's gedefinieerd.

Veldblanco: Een monster verkregen door het vegen van het schone, gereinigde materiaal voordat dit in het veld wordt gezet. Veldblanco's worden genomen om na te gaan of een schone monsterbak of perspexplaat componenten afgeeft, die de analyse van veegmonsters kunnen beïnvloeden. (Dit resultaat geeft inzicht in de spreiding van de analyseresultaten en wordt daarom niet afgetrokken).

Procedureblanco: Dit is een blanco dat alle bij de analyses gebruikte chemicaliën bevat. De hierin gemeten waarden worden door het laboratorium meegenomen en afgetrokken van de analysewaarden van de veegmonsters.

Doorslagblanco: Een veegmonster dat genomen wordt nadat al het bemonsterde materiaal al is geveegd. Hiermee wordt nagegaan of er (onzichtbare) stofdeeltjes met PAK en metalen achterblijven die niet in het veegmonster zijn meegenomen. (Dit resultaat geeft inzicht in de spreiding van de analyseresultaten en wordt daarom niet afgetrokken.)

Materiaalblanco: Een monster van de bevochtigde watjes (materiaal) waarmee de veegmonsters worden genomen. Deze monsters worden genomen om na te gaan of de watjes sporen PAK of metalen bevatten, die van invloed kunnen zijn op de analyseresultaten. (Dit resultaat geeft inzicht in de spreiding van de analyseresultaten en wordt daarom niet afgetrokken.)

Vergelijking HR ICP-MS en ICP-MS

In het Grafietregen- en het ad hoc depositieonderzoek is voor de analyse van metalen en elementen gebruikgemaakt van een HR ICP-MS (High Resolution Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry). Dit instrument was niet beschikbaar voor de analyses van de monsters uit het depositieonderzoek en omwille van het voorkomen van verdere vertraging (ten minste drie maanden) is het RIVM akkoord gegaan met de inzet van de quadropol ICP-MS (Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry). Hierdoor zijn een zestal elementen, te weten B, Ag, Ce, Sn, Ti, Y niet geanalyseerd.

TNO heeft door middel van vergelijking van een aantal monsters die met de HR-ICP-MS en de ICP-MS is geanalyseerd, onderzocht of de onderlinge resultaten van beide instrumenten goed vergelijkbaar zijn. Op basis daarvan is geconcludeerd dat de resultaten rechtvaardigen om uit te wijken naar een ICP-MS in plaats van de HR ICP-MS om vertraging van het onderzoek te voorkomen.

Bijlage 3 Referentiewaarden depositie aan PAK en metalen

In Tabel B3.1 is een overzicht gegeven van de depositie aan PAK en metalen op niet-belaste locaties in Nederland. Dat zijn locaties waar zich in de nabije omgeving geen belangrijke bronnen van PAK en metalen bevinden zoals industrie, elektriciteitscentrales, installaties voor afvalverbranding, wegverkeer en scheepvaart. Deze waarden kunnen worden gebruikt als referentie om de gemeten deposities op de achtergrondlocaties en de locaties in de IJmond, waar is gemeten ten behoeve van dit onderzoek, mee te vergelijken. Zo kan worden vastgesteld of er sprake is van een significant verhoogde belasting aan PAK en metalen ten opzichte van de depositie op niet-belaste locaties. De referentiewaarden zijn berekend op basis van metingen uit verschillende onderzoeken en literatuurwaarden (Mennen en Van Belle, 2007; Mennen et al., 2004; Vlaamse Milieumaatschappij, 2015). De referentiewaarden worden gekenmerkt door een zekere – voor sommige metalen zelfs aanzienlijke – spreiding, omdat er ook tussen onbelaste locaties verschillen in depositie bestaan. Dat ligt onder meer aan verschillen in de samenstelling van de bodem (opwaaiend stof) en in de bijdrage van kleinere bronnen of van grotere bronnen op enige afstand (kleinere stofdeeltjes worden immers over grotere afstand verspreid). De onderzoeken waar de referentiewaarden op zijn gebaseerd dateren van voor 2010. Het kan zijn dat – net als concentraties in de lucht – de depositie van sommige componenten sindsdien enigszins is afgenomen. Aan de andere kant blijkt er een goede overeenkomst te zijn tussen deze referentiewaarden en de gemeten waarden op de achtergrondlocaties in dit onderzoek (De Rijp, De Zilk en Amersfoort).

Tabel B3.1 Achtergronddeposities op onbelaste locaties van aan stofdeeltjes gebonden PAK en metalen

Component	Achtergronddepositie
PAK	(ng/m²)
Benz[a]pyreen	50 – 100
Som EFSA PAK8	600 – 1200
Metalen	(µg/m²)
Aluminium (Al)	1500 – 5000
Arseen (As)	1 – 3
Barium (Ba)	50 – 250
Calcium (Ca)	5000 – 15.000
Cadmium (Cd)	1 – 5
Kobalt (Co)	3 – 10
Chroom (Cu)	10 – 30
Koper (Fe)	20 – 100
IJzer (Fe)	2000 – 12.000
Magnesium (Mg)	1500 – 5000
Mangaan (Mn)	100 – 400
Molybdeen (Mo)	1 – 5
Nikkel (Ni)	5 – 20
Lood (Pb)	50 – 250
Antimoon (Sb)	1 – 5
Silicium (Si)	niet bekend
Strontium (Sr)	50 – 150
Vanadium (V)	5 – 20
Zink (Zn)	200 – 800

Bijlage 4 Overzicht van gemeten deposities aan PAK en metalen 'na afspoelen door neerslag'

In deze bijlage staan de resultaten van de metingen die zijn uitgevoerd met de PDT-bovenbak en de PDT-standaardmethode. Deze geven een indicatie van de depositie na afspoelen van het neergedaalde stof (met PAK en metalen) door neerslag en eventueel andere invloeden tijdens elke meetperiode. In paragraaf 3.5 is een samenvatting en beschouwing van deze resultaten gegeven, in relatie tot de deposities gemeten met de PDT-sombakmethode.

Met de PDT-bovenbak methode zijn metingen verricht in alle gebieden rondom het industrieterrein van Tata Steel en op de achtergrondlocaties De Rijp, De Zilk en Amersfoort. Met de PDT-standaardmethode is gemeten op de locaties, die ook zijn gebruikt tijdens het Grafietregen- en het ad hoc depositieonderzoek. Deze liggen voornamelijk in Wijk aan Zee. De locatie 1, Noordpier ligt nabij de zee ten zuidwesten van het terrein van Tata Steel. De locaties Zeestraat oost (Wijk aan Zee) en Heemskerk zijn twee 'extra' locaties, waar geen monsters zijn genomen tijdens het Grafietregen- en het ad hoc depositieonderzoek. De op deze locaties gemeten waarden zijn apart vermeld.

Zoals vermeld in paragraaf 3.2 zijn in alle tabellen de gemiddelde deposities per clusters van meetlocaties vermeld en voor Wijk aan Zee ook de hoogst gemeten waarde (een overzicht van alle meetwaarden is apart beschikbaar).

PAK

De gemeten deposities 'na afspoelen' voor PAK staan in de Tabellen B4.1 (PDT-bovenbak methode) en B4.2 (PDT-standaardmethode).

Tabel B4.1 Depositie 'na afspoelen' van benz(a)pyreen en EFSA PAK, gemeten met de **PDT-bovenbak** methode, op verschillende (clusters van) locaties in de drie meetperioden (ng/m²)

Meet- periode ^{a)}	Wijk aan Zee	Wijk aan Zee	Reynders- weg	Bever- wijk	Velsen- Noord	IJmuiden oost	IJmuiden sluizen	IJmuiden strand	Castricum	Achter- grond ^{b)}
	gemiddeld	hoogste waarde		gem.	gem.	gem.	gem.			gem.
Benzo[a]pyreen										
A	924	2209	2209	267	196	203	741	52	28	20
B	707	1547	6628	883	100	548	213	< 5	215	68
C	1537	2872	2430	460	257	419	942	< 5	74	58
Som EFSA-PAK8										
A	6181	15027	14556	1868	1475	1407	5282	391	258	182
B	4616	10150	45291	5731	672	3641	1594	< 50	1376	457
C	10189	17753	18891	3194	1821	2869	6595	64	536	434

^{a)} Meetperiode A: 5-22 okt; B: 22 okt-9 nov; C: 9-26 nov

^{b)} Locaties De Zilk (42), De Rijk (43) en Amersfoort (45)

Tabel B4.2 Depositie 'na afspoelen' van benz(a)pyreen en EFSA PAK, gemeten met de **PDT-standaardmethode**, op verschillende (clusters van) locaties in de drie meetperioden (ng/m²)

Meet- periode ^{a)}	Wijk aan Zee	Wijk aan Zee	Zeestraat oost	Noordpier	Heemskerk
	gemiddeld	hoogste waarde			
	Benzo[a]pyreen				
A	391	2150	89	< 15	26
B	673	3200	119	< 15	345
C	260	565	161	< 15	< 10
	Som EFSA-PAK8				
A	2635	13815	645	< 100	253
B	4386	19780	1034	< 100	2780
C	2099	4283	1264	140	224

^{a)} Meetperiode A: 5-22 okt; B: 22 okt-9 nov; C: 9-26 nov

Metalen

De gemeten deposities 'na afspoelen' voor PAK staan in de Tabellen B4.3a t/m B4.3c (PDT-bovenbak methode) en B4.4a t/m B4.4c (PDT-standaardmethode).

Tabel B4.3a Depositie 'na afspoelen' van metalen, gemeten met de **PDT-bovenbak** methode, op verschillende (clusters van) locaties in de meetperiode 5 t/m 22 oktober ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)

	Wijk aan Zee	Wijk aan Zee	Reynders-weg	Bever-wijk	Velsen-Noord	IJmuiden oost	IJmuiden sluizen	IJmuiden strand	Castricum	Achtergrond ^{a)}
	gemiddeld	hoogste waarde		gem.	gem.	gem.	gem.			gem.
Aluminium	12.290	34.245	14.361	2.044	3.148	4.474	5.275	18.779	1.547	1.196
Arseen	12,2	57,9	7,1	1,8	3,8	3,2	5,9	41	1,0	0,5
Barium	193	828	231	80	193	132	279	105	25	47
Calcium	82.312	243.027	66.280	11.378	17.675	10.771	23.198	475.007	9.169	4.198
Cadmium	4,8	18,9	2,8	0,2	0,6	1,1	3,1	1,0	< 0,1	0,4
Kobalt	19	54	19	4	6	10	12	25	3	4
Chroom	359	1.215	472	20	38	53	90	107	10	6
Koper	132	537	64	44	87	71	62	31	26	26
IJzer	226.043	574.427	309.307	18.227	38.663	64.071	207.677	71.803	6.518	2.541
Magnesium	17.522	54.129	19.884	1.933	3.424	3.478	5.910	27.617	1.091	1.325
Mangaan	8.484	28.721	7.401	227	473	705	1.760	1.767	131	282
Molybdeen	7,5	26,3	5,6	3,5	4,2	3,1	4,8	1,7	2,2	2,2
Nikkel	66	206	57	17	22	27	46	65	12	7
Lood	218	1.006	131	69	72	137	113	61	22	13
Antimoon	4,4	14,9	6,1	2,5	7,0	4,9	3,3	1,3	< 0,1	2,3
Silicium	6.455	14.361	11.047	4.308	4.584	5.689	5.744	19.884	2.430	1.878
Strontium	147	490	179	43	68	45	82	1.436	25	15
Vanadium	869	3.756	669	18	33	61	142	93	8	5
Zink	1.878	7.733	1.326	319	676	669	677	592	232	296

a) Locaties De Zilk (42), De Rijp (43) en Amersfoort (45)

Tabel B4.3b Depositie 'na afspoelen' van metalen, gemeten met de **PDT-bovenbak** methode, op verschillende (clusters van) locaties in de meetperiode 22 oktober t/m 9 november ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)

	Wijk aan Zee	Wijk aan Zee	Reyndersweg	Beverwijk	Velsen-Noord	IJmuiden oost	IJmuiden sluisen	IJmuiden strand	Castricum	Achtergrond ^{a)}
	gemiddeld	hoogste waarde		gem.	gem.	gem.	gem.			gem.
Aluminium	23.369	88.373	15.465	2.265	2.378	6.794	3.536	6.407	1.215	897
Arseen	26,1	128,5	28,2	2,4	2,4	5,5	4,7	10,4	1,6	1,0
Barium	309	728	645	82	146	183	234	47	33	52
Calcium	220.811	1.215.134	81.745	14.361	15.465	31.483	32.035	110.467	8.506	7.733
Cadmium	2,8	6,8	2,8	0,5	0,3	0,8	0,7	0,3	< 0,1	0,4
Kobalt	28	132	110	4	3	9	4	8	2	1
Chroom	596	2.430	201	28	25	40	27	39	11	7
Koper	77	133	144	48	70	270	65	16	28	26
IJzer	268.802	651.754	983.154	39.216	19.884	24.855	25.960	18.779	7.843	2.504
Magnesium	39.645	165.700	27.617	2.983	3.204	7.788	5.410	8.616	1.657	1.915
Mangaan	12.544	53.024	4.419	623	375	401	456	489	155	183
Molybdeen	7,5	14,4	13,9	< 0,5	1,8	2,1	2,8	3,3	1,4	3,6
Nikkel	107	479	263	17	17	51	21	24	7	7
Lood	145	290	150	45	76	257	70	19	20	13
Antimoon	3,9	5,7	13,5	2,1	5,1	3,2	3,0	0,5	1,4	2,2
Silicium	4.224	8.285	2.872	1.119	1.933	2.814	2.761	2.320	1.215	1.399
Strontium	612	3.750	350	48	61	128	152	361	38	37
Vanadium	1.256	5.965	561	47	29	30	35	27	14	4
Zink	1.269	2.320	1.878	412	485	515	573	365	227	343

a) Locaties De Zilk (42), De Rijp (43) en Amersfoort (45)

Tabel B4.3c Depositie 'na afspoelen' van metalen, gemeten met de PDT-bovenbak methode, op verschillende (clusters van) locaties in de meetperiode 9 t/m 26 november ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)

	Wijk aan Zee	Wijk aan Zee	Reyndersweg	Beverwijk	Velsen-Noord	IJmuiden oost	IJmuiden sluisen	IJmuiden strand	Castricum	Achtergrond ^{a)}
	gemiddeld	hoogste waarde		gem.	gem.	gem.	gem.			gem.
Aluminium	31.937	121.513	17.675	2.817	1.725	2.209	7.015	16.570	1.105	1.055
Arseen	17,6	47,3	31,6	2,9	4,1	3,8	8,4	36,5	2,0	1,2
Barium	763	1.436	3.314	109	132	304	616	72	51	182
Calcium	198.963	607.567	83.955	13.808	7.785	8.782	33.692	353.494	8.506	5.118
Cadmium	3,4	8,5	4,5	0,6	0,6	0,7	1,1	1,1	0,5	0,6
Kobalt	236	1.875	42	6	3	6	13	21	2	2
Chroom	825	3.093	289	46	22	279	77	105	18	12
Koper	133	587	170	53	43	163	150	23	40	69
IJzer	278.622	364.540	463.960	78.984	32.588	26.512	193.317	51.919	12.151	4.787
Magnesium	45.291	143.607	19.884	4.198	2.154	2.265	7.346	22.093	1.767	1.258
Mangaan	18.681	71.803	6.076	917	441	333	1.394	1.436	230	117
Molybdeen	10,5	25,4	12,0	3,9	2,7	6,7	5,9	4,1	2,7	3,3
Nikkel	103	225	159	24	16	141	52	53	8	6
Lood	137	254	227	51	40	303	117	51	38	41
Antimoon	4,6	8,8	31,8	2,8	4,0	2,7	4,7	1,2	1,8	9,7
Silicium	6.665	26.512	8.064	2.486	1.375	1.767	3.369	7.401	1.215	1.352
Strontium	332	1.326	404	52	37	49	122	1.105	37	32
Vanadium	2.481	10.273	624	94	34	31	142	78	24	9
Zink	1.467	3.204	3.756	457	608	934	883	475	367	407

a) Locaties De Zilk (42), De Rijk (43) en Amersfoort (45)

Tabel B4.4a Depositie 'na afspoelen' van metalen, gemeten met de **PDT-standaardmethode** op verschillende (clusters van) locaties in de meetperiode 5 t/m 22 oktober ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)

	Wijk aan Zee	Wijk aan Zee	Zeestraat oost	Noordpier	Heemskerk
	Gemiddeld	hoogste waarde			
Aluminium	4.360	11.467	2.560	1.034	1.312
Arseen	1,8	4,4	2,8	< 0,3	1,1
Barium	3.090 188 ^{a)}	17.600 612 ^{a)}	125	17	577
Calcium	15.787	40.000	7.253	2.525	4.555
Cadmium	0,7	1,4	1,0	< 0,3	< 0,2
Kobalt	10	24	12	7	6
Chroom	88	171	71	5	16
Koper	32	89	40	9	26
IJzer	52.116	101.333	88.000	1.412	15.072
Magnesium	4.336	10.133	2240	1.850	1.162
Mangaan	2.133	4.000	850	26	240
Molybdeen	3	7	9	1	3
Nikkel	26	89	36	8	15
Lood	54	129	107	6	24
Antimoon	1,6	3,2	3,0	< 0,3	1,9
Silicium	3.075	5.067	2.880	1.330	1.902
Strontium	74	271	21	19	21
Vanadium	245	534	104	3	17
Zink	650	1949	571	316	476

^{a)} Gemiddelde en hoogste waarde, berekend met weglaten van de afwijkende meetwaarde op locatie 8

Tabel B4.4b Depositie 'na afspoelen' van metalen, gemeten met de **PDT-standaardmethode** op verschillende (clusters van) locaties in de meetperiode 22 oktober t/m 9 november ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)

	Wijk aan Zee	Wijk aan Zee	Zeestraat oost	Noordpier	Heemskerk
	gemiddeld	hoogste waarde			
Aluminium	7.013	24.800	2.400	375	3.828
Arseen	4,8	16,1	4,0	0,8	5,8
Barium	1.025 366 ^{a)}	4.320 612 ^{a)}	185	58	1.525
Calcium	37.643	138.667	14.880	4.412	14.354
Cadmium	1,6	4,4	0,6	< 0,3	0,9
Kobalt	16	61	4	1	13
Chroom	176	574	63	4	40
Koper	57	162	64	12	82
IJzer	122.222	453.333	56.000	935	21.770
Magnesium	9.857	34.667	3.360	1.254	3.349
Mangaan	4.189	15.187	1.053	40	422
Molybdeen	6	16	9	< 1	5
Nikkel	62	255	26	5	20
Lood	99	327	90	7	46
Antimoon	2,8	7,2	3,5	< 0,3	4,1
Silicium	2.649	3.733	3.360	835	4.306
Strontium	83	220	69	42	82
Vanadium	490	1.692	107	2	42
Zink	1.117	4.533	830	674	822

^{a)} Gemiddelde en hoogste waarde, berekend met weglaten van de afwijkende meetwaarde op locatie 8

Tabel B4.4c Depositie 'na afspoelen' van metalen, gemeten met de **PDT-standaardmethode** op verschillende (clusters van) locaties in de meetperiode 9 t/m 26 november ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)

	Wijk aan Zee	Wijk aan Zee	Zeestraat oost	Noordpier	Heemskerk
	gemiddeld	hoogste waarde			
Aluminium	8.446	15.040	3.520	685	888
Arseen	4,5	7,0	4,4	1,5	3,7
Barium	1.067 970 ^{a)}	1.554 1543 ^{a)}	300	128	529
Calcium	37.511	70.400	11.360	4.412	5.263
Cadmium	1,2	2,7	1,4	< 0,3	0,7
Kobalt	10,1	22,9	10,9	0,4	1,6
Chroom	204	472	99	6	14
Koper	43	85	48	14	21
IJzer	109.867	148.800	144.000	3.529	12.679
Magnesium	12.954	20.800	5.920	2.656	2.175
Mangaan	5.235	10.080	1.760	199	173
Molybdeen	5	7	8	< 1	3
Nikkel	49	169	41	6	6
Lood	84	164	86	4	17
Antimoon	2,5	3,6	3,3	1,4	2,5
Silicium	2.583	3.040	2.720	930	1.910
Strontium	114	318	40	53	42
Vanadium	750	1.588	206	10	22
Zink	930	2.240	658	527	334

^{a)} Gemiddelde en hoogste waarde, berekend met weglaten van de afwijkende meetwaarde op locatie 8

Bijlage 5 Blootstellingsschatting in meer detail

In deze bijlage wordt een meer gedetailleerde beschrijving gegeven van de blootstellingsschatting van de jaargemiddelde blootstelling aan PAK en metalen via gedeponeerde stof. Er wordt ingegaan op de totstandkoming van het spelendkindscenario en bijbehorende invoerparameters. Voor de stapsgewijze verwerking van de depositiemetingen tot invoerparameter wordt verwezen naar hoofdstuk 4. Hier wordt uitgelegd waarom gekozen is voor het uitmiddelen van de depositiegegevens en wat de gevolgen zijn van de uitgangspunten van de depositiegegevens voor de blootstellingsschatting. Vervolgens wordt in deze bijlage ook de berekende blootstelling getoond op basis van alleen buiten spelen of alleen binnen spelen. De totale blootstelling aan PAK en metalen via depositie is te vinden in Tabellen 4.2 en 4.3 in hoofdstuk 4.

B5.1 Verwerken van depositiegegevens

In de blootstellingsbeoordeling is getracht een schatting te maken van de jaargemiddelde blootstelling aan PAK en metalen via gedeponeerde stof (zie paragraaf 4.1.2 voor de stapsgewijze benadering). Voor de blootstellings- en risicobeoordeling zijn alleen de depositiegegevens in de woongebieden omgezet in blootstellingsschattingen waar zowel een buiten (PDT-sombak) als binnen (PDT-plaat) meting is gedaan. Dit betrof wel het merendeel van de metingen. De depositiemeting bij woningen buiten is uitgevoerd in bovenbakken en onderbakken. Voor de blootstellingsbeoordeling is uitgegaan van de concentraties als som van beide bakken (PDT-sombak). De som van de beide bakken geeft een conservatieve maat van de beschikbare depositie, echter het is onbekend of en in hoeverre het daadwerkelijk een overschatting zal geven van de blootstelling vanwege wegspoelen door neerslag. Het gedeponeerde stof is immers eerst terechtgekomen in de bovenbak en kan, voordat het wegspoelt, beschikbaar zijn geweest voor blootstelling. Ook is het denkbaar dat na wegspoelen van gedeponeerde stof, de chemische stoffen beschikbaar blijven voor blootstelling wanneer het regenwater weer verdampt is indien het regenwater niet in de afvoer terecht is gekomen. De mate waarin de stoffen beschikbaar zijn of blijven, kan ook verschillen per stof als gevolg van bijvoorbeeld de wateroplosbaarheid en regenwaterafvoer.

De depositie binnen is gemeten op platen waarop stof kon deponeren. Deze lagen niet op de grond, maar op verhogingen zoals op een vensterbank. Dit kan leiden tot een onderschatting van de blootstelling door binnenspelen, maar anderzijds verwacht je wel hogere depositie dichtbij deuren en ramen. Een mogelijk belangrijke bron voor blootstelling aan gedeponeerde stof vanuit de buitenlucht is het meenemen van stof door bewegingen van buiten naar binnen. Hoewel deze bewegingen alsnog wel 'vervuilde' lucht kunnen introduceren in het binnenmilieu, mis je de grofstoffelijke deeltjes die aan schoenen blijven hangen. Hoe groot de onderschatting kan zijn, is niet bekend. Het ligt niet in de verwachting dat de bijdrage aan het totaal sterk zal worden beïnvloed vanwege het vegen van schoenen of het uittrekken ervan bij binnenkomst. Verder wordt opgemerkt dat de periodes van metingen in de herfst zijn uitgevoerd waardoor deuren en ramen vaker gesloten zijn en er minder ventilatie plaatsvindt. Volgens de resultaten uit de

vragenlijst van de bewoners bleek dat er wel geventileerd werd door de bewoners. Alles overwegende is de keuze om uit te gaan van de PDT-sombak en PDT-plaat te rechtvaardigen om tot een schatting te komen van de totale blootstelling aan PAK of metalen via contact met gedeponerd stof door buiten en binnen spelen (stap 4 zoals beschreven in paragraaf 4.1.2).

Voordat de jaargemiddelde blootstelling bepaald kan worden zijn er verwerkingsstappen nodig van de depositiemetingen. De depositiemetingen zijn uitgevoerd over perioden van 17 of 18 dagen. Er is gemeten gedurende drie verschillende perioden op een groot aantal locaties in het IJmond-gebied en op achtergrondlocaties. Daarbij worden de metingen over de drie perioden samengenomen om tot een indicatie te komen van de geometrisch gemiddelde depositie van PAK of metalen per dag, per locatie. Deze zou representatief moeten zijn voor een dagelijks gemiddelde depositie over een jaar (het jaargemiddelde). Het is niet aannemelijk dat de depositie tijdens een meetperiode, die theoretisch gezien ook al op één dag gerealiseerd kan zijn, iedere dag beschikbaar zal zijn voor blootstelling. Verwaaiing, wegspoelen en afvegen door onder andere betreden tijdens spel is mogelijk. Om die reden zijn de concentraties in gedeponerd stof over de periode uitgemiddeld per dag (stap 1 zoals beschreven in paragraaf 4.1.2). Dit wordt beschouwd als een realistische schatting van de depositie op dagelijkse basis, echter het is geen conservatieve benadering. Hiermee wordt impliciet aangenomen dat de depositie per oppervlak niet voor langere duur beschikbaar kan zijn voor de blootstelling. In theorie is dit echter wel mogelijk wanneer er geen verwijdering door verwaaiing of afspoeling plaatsvindt en kinderen niet steeds op dezelfde plek spelen. Dat is niet aannemelijk voor de gehele meetperiode, wanneer alleen al naar de neerslaggegevens in de meetperioden gekeken wordt. Wanneer gerekend zou zijn met de depositie over een meetperiode, dan zou de blootstellingsschatting onrealistisch worstcase zijn voor een jaargemiddelde blootstelling.

De depositiemetingen laten schommelingen in de tijd zien. Op basis van de drie, of in sommige gevallen twee, metingen wordt het geometrische gemiddelde bepaald. Vanwege het lage aantal is gekozen om de onzekerheid in het ware geometrische gemiddelde en de variatie daarin te bepalen door een betrouwbaarheidsinterval te berekenen en het 75^e percentiel daarvan als input te gebruiken (stap 3 zoals beschreven in paragraaf 4.1.2). Een alternatief was om een hoger percentiel van het betrouwbaarheidsinterval te kiezen of de hoogst gemeten waarde. Omdat de verschillen in metingen in bepaalde gevallen dusdanig groot waren, zouden de alternatieven tot zeer conservatieve schattingen kunnen leiden. Dat zou niet passen bij het beoogde doel om tot een schatting van (de verdeling van) het jaargemiddelde blootstelling per cluster te komen.

Vanwege de spreiding in de depositiemetingen tussen locaties binnen een cluster (dit betreft zowel buiten- als binnenmetingen) en het relatief lage aantal metingen die binnen het cluster vallen, kunnen opvallende resultaten verkregen worden. Het is mogelijk dat wanneer de verschillen tussen de twee metingen binnen een cluster groot zijn, wat een indicatie is van de variatie en onzekerheid, dat het 95^e percentiel (P95) hoger ligt dan de hoogst berekende blootstelling binnen het cluster.

Het P95 geeft een schatting weer van de bovengrens van de blootgestelde populatie binnen het cluster. Het is een gebruikelijk uitgangspunt van de blootstellingsschatting ten behoeve van de risicobeoordeling en moet beschouwd worden als realistisch worstcase. Hieronder wordt het scenario van het spelend kind beschreven.

B5.2 Scenario spelend kind

Kinderen kunnen tijdens het buiten en binnen spelen in aanraking komen met oppervlakken waarop stof is gedeponeerd. De routes van blootstelling die relevant zijn voor de blootstellingsbeoordeling zijn huidcontact (dermale route) en hand-mondcontact (orale route). Het wordt aangenomen dat dit scenario voor kinderen in de leeftijd van één tot en met twaalf jaar de blootstelling aan gedeponeerd stof beschrijft. Voor blootstelling aan PAK wordt de blootstelling gedurende die levensjaren opgeteld en uitgemiddeld over 70 jaar. Voor blootstelling aan metalen wordt conservatief uitgegaan van een éénjarig kind. Inhalatieblootstelling wordt niet meegenomen in het onderzoek. De onderbouwing en keuzes met betrekking tot het gebruikte blootstellingsscenario 'spelend kind' en bijbehorende invoerwaarden worden hier uitgebreid beschreven.

Als eerste volgt de beschrijving van algemenere blootstellingsparameters, zoals de frequentie en duur van spelen (B5.2.1), alsook antropometrische waarden zoals lichaamsgewicht (B5.2.2). In de twee daaropvolgende paragrafen wordt besproken hoe de blootstellingsschatting na huidcontact (B5.2.3) en via hand-mondcontact (B5.2.4) berekend wordt.

B5.2.1 Frequentie en duur van buiten en binnen spelen

De tijdsduur van buiten spelen en binnen spelen varieert over het jaar heen, in de herfst-winter wordt meer binnen gespeeld en in de lente-zomer meer buiten. Gegevens over de totale tijdsduur van spelen of van alleen binnen spelen zijn onvoldoende beschreven in de literatuur. Het Sociaal Cultureel Planbureau (2019) geeft voor kinderen vanaf twaalf jaar de totale vrije tijd en schermtijden of tijdsbesteding aan sport, maar specificeert niet de overige tijdsduren.

Buiten spelen

Uit een factsheet van het Mulier Instituut (Dellas et al., 2018) valt af te leiden dat de meeste kinderen in de leeftijd van vier tot elf jaar vijf tot zeven dagen per week buiten spelen. Daarnaast wordt beschreven in de factsheet dat kinderen ongeveer drie tot zeven uur per week buiten spelen, waarbij in niet-stedelijke gebieden tot ongeveer tien uur per week buiten wordt gespeeld (gebaseerd op de Gezondheidsenquête van het CBS (2016) in samenwerking met het RIVM). Ook valt te lezen dat kinderen één tot drie uur per dag buiten spelen. Hoe zich dit vertaalt naar een speelduur per week is lastig, maar geeft wel een zelfde orde-grootte weer rondom tien uur per week. In een later rapport van het Mulier Instituut (Lucassen et al., 2020) worden hogere speelduren dan tien uur per week aan het buiten spelen gekoppeld. Echter de definitie van buiten spelen is in de eerdere factsheet (Dellas et al., 2018) beperkter aangezien daar bijvoorbeeld buiten wandelen en fietsen niet is meegenomen in de definitie maar bij de referentie in Lucassen et

al. (2020) wel. Er wordt van uitgegaan dat spelen op de kinderopvang, school, buitenschoolse opvang en thuis meetelt in het totaal. Uitgaande van de gegevens uit Dellas et al. en Lucassen et al. kan redelijkerwijs doch conservatief gesteld worden dat er vijf keer per week twee uur buiten wordt gespeeld. Gegevens van US EPA (2017) geven de duur van spel aan per type ondergrond (gras, zand/gravel/ aarde); dit is circa één uur per dag voor een ondergrond. Het is niet duidelijk of deze speelduren opgeteld mogen worden en dus kan hier geen betrouwbare schatting uitgehaald worden, maar de orde grootte van buiten spelen is niet tegenstrijdig met de geschatte twee uur per dag.

Binnen spelen

Gegevens over binnen spelen zijn maar zeer beperkt aanwezig. De informatie die het SCP geeft is niet bruikbaar. Daarom zijn aannames nodig om tot de speelduur binnen te komen. Uitgaande van een totale speelduur per dag van vier uur, wordt op dagen dat een kind wel buiten speelt, aangenomen dat een kind daarnaast ook nog twee uur binnen speelt. Op dagen dat een kind niet buiten speelt, wordt aangenomen dat een kind vier uur binnen speelt. In totaal speelt een kind dus 28 uur per week. Ook hier wordt uitgegaan van spelen op verschillende locaties.

Speeltijd over de jaren

Voor de blootstelling aan PAK speelt de levenslange blootstelling een rol bij het bepalen van het risico. Daarom is het belangrijk om ook veranderingen in speelduren naar leeftijd mee te nemen indien zich verschillen voordoen. Helaas leent de aanwezige informatie zich niet om onderscheid te kunnen maken tussen de verschillende leeftijdscategorieën. De meeste gegevens betreffen overigens kinderen in de leeftijd van vier tot elf jaar waardoor de schatting niet heel erg onzeker is.

Samengevat, voor de huidige beoordeling wordt gerekend met:

- twee uur per dag, vijf dagen per week buiten spelen;
- zeven dagen per week binnen spelen; twee uur per dag op dagen dat er ook buiten gespeeld wordt, vier uur per dag op dagen dat er niet buiten gespeeld wordt;
- de aanname dat kinderen in de leeftijd van één tot en met twaalf jaar eenzelfde gedrag vertonen.

B5.2.2 Lichaamsgewicht

Tabel B5.1 presenteert het lichaamsgewicht voor kinderen in de verschillende leeftijden. Opgemerkt wordt dat dit het 25^e percentiel bedraagt. Om tot een realistische worstcase inschatting van de blootstelling te komen, behorend bij het 95^e percentiel van de populatie blootstellingsverdeling, wordt doorgaans voor elke invoerparameter het 75^e percentiel berekend (of geschat) (Te Biesebeek et al., 2014). In geval van omgekeerd evenredige parameters, zoals bijvoorbeeld lichaamsgewicht, wordt het 25^e percentiel gebruikt. Een lager lichaamsgewicht resulteert namelijk in een hogere blootstelling (uitgedrukt in hoeveelheid/kg lichaamsgewicht (lg)).

Tabel B5.1 Lichaamsgewicht voor verschillende leeftijdscategorieën (Te Biesebeek et al., 2014)

Leeftijd (jaar)	Lichaamsgewicht (kg)
1	9,8
2	12,4
3 tot en met 6	15,7
7 tot en met 11	24,3
12	44,8

B5.2.3 *Dermale blootstelling* *Modelkeuze*

Dermale blootstelling kan ontstaan als gevolg van contact van onbedekte huid met een gecontamineerd oppervlak. Als gevolg van dit contact kan een bepaalde hoeveelheid van een chemische stof afgewreven worden en op de huid terecht komen. Voor het berekenen van de dermale blootstelling wordt voor de huidige beoordeling gebruikgemaakt van de wijze van berekenen in het zogenoemde 'dermal-direct product contact-rubbing-off'-model van ConsExpo Web (afveegscenario) (www.consexpweb.nl; Delmaar en Schuur, 2017). Belangrijke parameters voor dit model zijn de transfer coëfficiënt, dislodgeable fraction, en de speelduur/contactduur (al beschreven). In dit rapport wordt de blootstelling berekend volgens het genoemde model, maar zijn er aanpassingen gedaan om de depositiegegevens te kunnen gebruiken.

- Omdat de depositiegegevens al een hoeveelheid stof per vierkante meter per dag beschrijven, moet de dislodgeable amount (uitgedrukt in hoeveelheid stof per vierkante meter) worden omgezet naar een fractie.
- Ook vraagt het model om een huidoppervlakte wat in aanraking kan komen met vervuilde oppervlakken. Het model gebruikt die informatie om tot een schatting te kunnen komen wat de hoeveelheid stof is wat per vierkante centimeter huid in aanraking kan komen ('dermal load'). De 'dermal load' is voor de huidige cases niet relevant en daarom wordt ook geen schatting gemaakt van het huidoppervlak. Wel wordt kwalitatief beschreven welke lichaamsdelen in aanraking kunnen komen met vervuilde oppervlakken, welk gedeelte daarvan bedekt kan zijn en welke fractie de handen opmaken van de beschreven lichaamsdelen. Dat wordt hieronder verder beschreven bij paragraaf 'Contact met de huid'.
- Fractie die beschrijft wat de ratio is tussen totaal gecontacteerde oppervlak (handen, onderarmen, benen en voeten) en de handen.

De dermale blootstelling wordt voor twee verschillende situaties berekend, namelijk voor dagen boven $> 20^{\circ}\text{C}$ (meer onbedekte huid), en voor dagen $< 20^{\circ}\text{C}$. Daarbij wordt het ook apart berekend voor het buiten spelen en binnen spelen. De uiteindelijke totale schatting wordt uitgedrukt als ng of μg stof/kg lichaamsgewicht per dag.

De dermale blootstelling aan een chemische stof via de beide handen, onderarmen, voeten en benen op een warme dag ($> 20^{\circ}\text{C}$) wordt als volgt berekend:

$$C \times TC \times DF \times t \times (d/365) / I_g$$

Hierbij is:

- C = concentratie van chemische stof op het veegmonster (uitgedrukt als hoeveelheid per m² oppervlak per dag);
- TC = transfer coëfficiënt (m²/uur);
- DF = dislodgeable fraction (fractie), de fractie van de hoeveelheid chemische stof op een gecontamineerd oppervlak wat afgewreven kan worden als gevolg van huidcontact met dit gecontamineerde oppervlak;
- t = duur (uur);
- d = aantal dagen buiten dan wel binnenspelen per jaar;
- I_g = lichaamsgewicht (kg).

De dermale blootstelling via beide handen gedurende een dag met een temperatuur ≤ 20°C kan als volgt berekend worden:

$$C \times TC \times DF \times t \times (d/365) \times 0,2 / I_g$$

Hierbij is:

0,2 = ratio huidoppervlak handen t.o.v. totaal huid, waarbij het huidoppervlak van beide handen circa 20% bedraagt van het huidoppervlak van handen, onderarmen, benen en voeten

Indien echter in beide gevallen rekening gehouden wordt met gelijktijdige orale blootstelling via hand-mondcontact, dient de berekende totale hoeveelheid chemische stof op de handen gecorrigeerd te worden voor de hoeveelheid chemische stof op de handen die beschikbaar is voor hand-mondcontact (50%; zie paragraaf B5.2.4) en daardoor dus niet meer beschikbaar is voor dermale blootstelling. De dermale blootstelling is in dit rapport derhalve als volgt berekend:

Voor warme dagen:

$$C \times TC \times DF \times t \times (d/365) \times (0,8 + (0,2 \times 0,5)) / I_g =$$

$$C \times TC \times DF \times t \times (d/365) \times 0,9 / I_g$$

Voor overige dagen:

$$C \times TC \times DF \times t \times (d/365) \times (0,2 \times 0,5) / I_g =$$

$$C \times TC \times DF \times t \times (d/365) \times 0,1 / I_g$$

Hieronder worden de invoerparameters en factoren nader toegelicht.

Contact met de huid

Tijdens het buiten spelen kan huidcontact met verschillende lichaamsdelen optreden. Voor de huidige beoordeling wordt huidcontact als relevant beschouwd voor handen, armen, voeten en benen. Door het jaar heen is huidcontact met blote handen mogelijk met frequenties van vijf dagen per week voor het buiten spelen (resultierend in 261 dagen/jaar) en zeven dagen per week (oftewel 365 dagen/jaar) voor het binnen spelen. Verder wordt, in lijn met RIVM (Bokkers et al., 2016) aangenomen dat kinderen op dagen met een maximum temperatuur boven de 20°C buiten spelen met blote voeten en dat ze daarbij korte mouwen en een korte broek dragen. Dit houdt in dat gedurende deze dagen niet alleen huidcontact met beide handen mogelijk is, maar ook met blote armen, voeten en/of benen. Deze aanname wordt ook gedaan

voor het binnen spelen; de achterliggende aanname is dat men niet steeds andere kleding aantrekt of uittrekt (met uitzondering van de jas) wanneer men weer naar binnen gaat.

Tabel B5.2 presenteert het aantal dagen per jaar in de afgelopen vijf jaar met een maximum temperatuur boven de 20°C, in De Bilt (KNMI, 2021); gemiddeld waren er 112 warme dagen per jaar. Voor buiten spelen, met een frequentie van vijf dagen per week voor buiten spelen, wordt daarom aangenomen dat kinderen gedurende 80 dagen naast handen ook blootgesteld worden via armen, voeten en benen. Voor binnen spelen is dat gedurende 112 dagen. Op de overige, niet-warme dagen (181 voor buiten spelen, 253 voor binnen spelen) worden de kinderen alleen via de handen blootgesteld. Het huidoppervlak van de handen bedraagt 20% (=factor 0,2) van het huidoppervlak van handen, onderarmen, benen en voeten (Bremmer et al., 2006). Daarvan kan dan weer 50% (=factor 0,5) via hand-mondcontact worden opgenomen.

Tabel B5.2 Overzicht van het aantal dagen > 20°C (in De Bilt; KNMI (2021))

Jaar	Aantal dagen >20°C
2016	111
2017	104
2018	133
2019	100
2020	110
Gemiddeld per jaar (afgerond)	112

<https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/maand-en-seizoensoverzichten>; informatie is gedeeltelijk afgelezen uit grafieken van het KNMI

Transfer coëfficiënt

Ten behoeve van de berekeningen worden een aantal parameters gevraagd die de overdracht van de chemische stof naar de huid door spel beschrijven. De 'transfer coëfficiënt' beschrijft het gecontamineerde oppervlak waarmee per tijdseenheid contact is. Voor huidige beoordeling wordt aangenomen dat deze transfer coëfficiënt de effectieve overdracht beschrijft naar beide handen, onderarmen, voeten en benen. Afhankelijk van de aanname of het een warme dag betreft zijn alleen de handen onbedekt, of alle lichaamsdelen onbedekt (warme dag). Het is een maat voor de overdracht van een stof van een oppervlak naar de (al dan niet bedekte) huid die afhankelijk is van factoren zoals het soort oppervlak en vooral de intensiteit van het contact door (speel)gedrag. Voor kinderen is de aanname 0,2 m²/uur (ECHA, 2016), gebaseerd op onderzoek met biociden.

Dislodgeable fraction

De 'dislodgeable amount' uit het 'rubbing-off' scenario uit ConsExpo Web beschrijft de hoeveelheid product op een oppervlak wat afgeveegd kan worden bij contact. Normaal gesproken wordt deze weergegeven in g/m². In deze blootstellingsschatting voor een chemische stof uit gedeponeerde stof wordt gerekend met als input een concentratie van een chemische stof in hoeveelheid per m² en dus wordt hier een fractie gevraagd. Voor de overdracht van deze chemische stof wordt aangenomen dat deze fractie 1 is. Met andere woorden, huidcontact met

een gecontamineerd oppervlak resulteert in een volledige overdracht van de chemische stof van het gecontamineerde oppervlak naar de huid. Dit is een conservatieve aanname. In de biocidebeoordelingen wordt als standaardwaarde een fractie van 0,3 gebruikt, waarbij wordt opgemerkt dat biocideproducten bedoeld zijn om een oppervlak te behandelen en dus ontworpen zijn er te blijven zitten.

Contactduur

De contactduur bedraagt gemiddeld genomen twee uur/dag (zie paragraaf 'Frequentie en duur van buiten spelen') voor buiten spelen en twee uur of vier uur/dag voor binnen spelen.

B5.2.4 Hand-mondcontact

Hand-mondcontact levert een belangrijke bijdrage aan de blootstelling van kinderen aan chemische stoffen. Voor metalen is het zelfs de enige bron van blootstelling in de huidige beoordeling (zie paragraaf 4.2). Voor de huidige beoordeling wordt aangenomen dat orale blootstelling via hand-mondcontact van toepassing is op kinderen jonger dan zes jaar (Ter Burg et al., 2007). Bremmer et al. (2006) neemt aan dat voor kinderen van één tot twee jaar geldt dat 50% van de chemische stof die op de handen terechtkomt beschikbaar is voor hand-mondcontact. Voor de huidige beoordeling nemen we aan dat dit ook geldt voor kinderen tot en met twaalf jaar. En omdat de handen 20% van het oppervlak van de onbedekte huid vormen, wordt aangenomen dat 10% van de totale dermale blootstelling beschikbaar is voor orale opname (Bremmer et al., 2006).

Volgens gegevens verzameld en beschouwd door US EPA (2017) neemt de blootstelling via ingestie door hand-mondcontact of object-mondcontact (bijv. door eten) van huisstof en/of grond niet af over de tijd tot ongeveer twaalf jaar. Er is wel een afname zichtbaar wanneer wordt uitgegaan van het gemiddelde kind, maar niet bij kinderen die meer dan gemiddeld hand-mondcontact gedrag vertonen. Dit geeft vertrouwen in de aanname om hand-mondcontact mee te nemen voor kinderen tot en met twaalf jaar.

De totale orale blootstelling via hand-mondcontact kan als volgt berekend worden:

$$C \times TC \times DF \times t \times (d/365) \times 0,1 / I_g$$

B5.2.5 Blootstelling gedurende de leeftijd één tot met twaalf jaar aan PAK

In geval van blootstelling aan stoffen waarbij de gezondheidkundige grenswaarde gebaseerd is op levenslange blootstelling (zoals voor stoffen zonder drempelwaarde, onder andere PAK) dient een zogenoemde levenslange blootstelling berekend te worden. Hierbij wordt de dagelijkse blootstelling uitgemiddeld over een totale levensduur van 70 jaar, waarbij wordt aangenomen dat voor alle overige levensjaren er geen blootstelling aan PAK plaatsvindt door blootstelling aan een bron, in dit geval depositie. Aangenomen wordt dat de relatief hoge blootstelling tijdens de kinderjaren tot en met twaalf jaar het meest relevant zal zijn voor de blootstelling aan PAK en metalen via depositie. Per leeftijdscategorie wordt de berekende blootstelling per dag eerst uitgemiddeld over het jaar (correctie met $\times 261/365$ voor buiten spelen) en vervolgens gemiddeld over 70 jaar (correctie met $\times 1/70$ in geval

van de eerste en tweede leeftijdscategorie (kind één jaar en kind twee jaar) en correctie met $\times 4/70$ in geval van de derde leeftijdscategorie (kind drie tot zes jaar), enzovoorts.

B5.3 Berekende blootstellingen per cluster op basis van alleen PDT-sombak (depositiemeting buiten) of PDT-plaat (depositiemeting binnen)

In deze paragraaf worden de blootstellingsschattingen voor de metalen en PAK voor de verschillende clusters gepresenteerd op basis van alleen de buiten depositiemetingen of alleen de binnen depositiemetingen. Omdat het aantal locaties groter was voor de buiten depositiemetingen dan voor de binnen depositiemetingen, kan de blootstelling van beide type metingen niet opgeteld worden om tot een totale blootstelling (zie hoofdstuk 4) te komen. Voor het berekenen van de totale blootstelling is namelijk gerekend met de blootstelling buiten en binnen per locatie. De geschatte blootstelling op basis van de buiten depositiemetingen is ruim hoger dan op basis van de binnen depositiemetingen. Voor het cluster IJmuiden Oost zijn bij twee locaties buiten een veegmonster genomen, waarvan bij één locatie ook in de woning. Om die reden kan voor de blootstelling als gevolg van buiten blootstelling wel een geometrisch gemiddelde en 95^e percentiel bepaald worden, maar voor het binnenspelenscenario alleen een puntschatting.

Uit de resultaten blijkt dat de blootstelling aan PAK en metalen doorgaans in het cluster Wijk aan Zee hoger ligt dan in de andere clusters. Dit geldt zowel voor blootstelling als gevolg van buiten spelen als binnen spelen.

Tabel B5.3 Berekende levenslange blootstelling aan EFSA PAK8* op de bewoonde locaties in de IJmondregio – depositie buiten

	Berekende blootstelling buiten aan PAK via huid en hand-mondcontact, in ng/kg lg/dag (levenslang)									
	Cluster									
	Wijk aan Zee (n=9)		Beverwijk (n=2)		Velsen- Noord (n=2)		IJmuiden oost (n=2)		IJmuiden sluizen (n=2)	
	GM	P95	GM	P95	GM	P95	GM	P95	GM	P95
Via huid (dermaal)	0,94	1,43	0,38	0,90	0,19	0,24	0,42	2,72	0,56	0,65
Via hand-mond contact (oraal)	0,27	0,41	0,11	0,26	0,05	0,07	0,12	0,79	0,16	0,19

* Betreft de som van benzo[a]antraceneen, chryseen, benzo[b]fluoranteen, benzo[k]fluoranteen, benzo[a]pyreen, indeno[1,2,3-cd]pyreen, dibenzo[a,h]antraceneen, benzo[g,h,i]peryleen (EFSA, 2008a)

Tabel B5.4 Berekende levenslange blootstelling aan EFSA PAK8* op de bewoonde locaties in de IJmondregio – depositie binnen

	Berekende blootstelling binnen aan PAK via huid en hand-mondcontact, in ng/kg lg/dag (levenslang)									
	Cluster									
	Wijk aan Zee (n=5)		Beverwijk (n=2)		Velsen- Noord (n=2)		IJmuiden oost(n=1)	IJmuiden sluizen (n=2)		
	GM	P95	GM	P95	GM	P95	Punt-schatting	GM	P95	
Via huid (dermaal)	0,022	0,073	0,0095	0,045	0,0095	0,031	0,0033	0,0071	0,0086	
Via hand-mond contact (oraal)	0,0065	0,021	0,0028	0,013	0,0028	0,0091	0,00095	0,0021	0,0025	

* Betreft de som van benzo[a]antraceneen, chryseen, benzo[b]fluoranteen, benzo[k]fluoranteen, benzo[a]pyreen, indeno[1,2,3-cd]pyreen, dibenzo[a,h]antraceneen, benzo[g,h,i]peryleen (EFSA, 2008a)

Tabel B5.5 Berekende jaargemiddelde blootstelling aan metalen op de bewoonde locaties in de IJmondregio – depositie buiten

Berekende blootstelling buiten aan metalen via hand-mondcontact, in µg/kg lg/d (jaargemiddelde)										
Cluster										
	Wijk aan Zee (n=9)		Beverwijk (n=2)		Velsen-Noord (n=2)		IJmuiden oost (n=2)		IJmuiden sluizen (n=2)	
	GM	P95	GM	P95	GM	P95	GM	P95	GM	P95
aluminium*	45	143	6,90	14	5,28	7,59	11	15	11	45
arseen	0,0053	0,0236	0,0012	0,0027	0,0009	0,0017	0,0016	0,0020	0,0017	0,0053
barium ¹⁶	0,11	0,21	0,04	0,05	0,04	0,06	0,06	0,08	0,12	0,11
beryllium	0,0003	0,0010	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0003
calcium	33	169	5,36	5,47	3,53	4,46	5,56	7,21	7,18	33
cadmium*	0,0081	0,016	0,0015	0,0030	0,0011	0,0014	0,0022	0,0023	0,0032	0,0081
kobalt	0,0079	0,0223	0,0018	0,0030	0,0013	0,0013	0,0025	0,0042	0,0030	0,0079
chromium	0,16	0,40	0,011	0,019	0,008	0,010	0,025	0,071	0,019	0,16
koper	0,036	0,08	0,018	0,018	0,020	0,025	0,043	0,19	0,027	0,036
ijzer	83	137	14	31	7,99	9,28	10	12	35	83
kalium	0,91	2,94	0,49	1,22	0,55	0,61	0,80	2,15	0,52	0,91
lithium	0,0041	2,3E-02	0,0014	0,0018	0,0025	0,0072	0,0016	0,0017	0,0024	0,0041
magnesium	8,57	29	1,05	1,97	0,80	0,85	1,40	2,82	1,73	8,57
mangaan	3,55	8,44	0,20	0,43	0,11	0,14	0,15	0	0,32	3,55
molybdeen	0,0024	0,0045	0,0011	0,0015	0,0010	0,0010	0,0011	0,0014	0,0013	0,0024
natrium	4,68	9,19	2,86	3,52	2,90	3,65	3,38	6,30	4,13	4,68
nikkel	0,029	0,08	0,0065	0,0087	0,0054	0,0066	0,016	0,054	0,012	0,029
fosfor	1,10	2,32	0,32	0,34	0,38	0,43	0,41	0,50	0,47	1,10

¹⁶ Bij de depositiemetingen zijn op locatie 8 met de PDTstandaard methode waarden gevonden voor barium die tot ongeveer een factor 15 hoger liggen dan de hoogst gemeten depositie in het Wijk aan Zee-cluster (zie paragraaf 3.6.1). Onder gelijke omstandigheden van het blootstellingsscenario van een éénjarig kind zou de blootstelling een factor 15 hoger kunnen worden geschat.

Berekende blootstelling buiten aan metalen via hand-mondcontact, in µg/kg lg/d (jaargemiddelde)										
Cluster										
	Wijk aan Zee (n=9)		Beverwijk (n=2)		Velsen-Noord (n=2)		IJmuiden oost (n=2)		IJmuiden sluizen (n=2)	
	GM	P95	GM	P95	GM	P95	GM	P95	GM	P95
lood	0,06	0,13	0,027	0,035	0,02	0,05	0,08	0,079	0,046	0,06
antimoon	0,0015	0,0026	0,0010	0,0011	0,0014	0,0016	0,0012	0,0016	0,0012	0,0015
seleen	0,0013	0,0031	0,0004	0,0008	0,0004	0,0005	0,0003	0,0004	0,0007	0,0013
silicium	1,93	3,56	0,96	1,18	0,83	1,14	1,09	1,22	1,38	1,93
strontium	0,07	0,40	0,021	0,024	0,016	0,019	0,025	0,033	0,033	0,07
vanadium	0,36	1,02	0,017	0,04	0,0085	0,010	0,012	0,012	0,030	0,36
zink	0,53	1,47	0,13	0,15	0,17	0,22	0,24	0,32	0,24	0,53

* de blootstelling voor aluminium en cadmium is in µg/kg lg/week (jaargemiddelde)

Tabel B5.6 Berekende jaargemiddelde blootstelling aan metalen op de bewoonde locaties in de IJmondregio – depositie binnen

Berekende blootstelling binnen aan metalen via hand-mondcontact, in µg/kg lg/d (jaargemiddelde)									
Cluster									
	Wijk aan Zee (n=5)		Beverwijk (n=2)		Velsen- Noord (n=2)		IJmuiden oost (n=1)	IJmuiden sluizen (n=2)	
	GM	P95	GM	P95	GM	P95	puntschatting	GM	P95
aluminium*	0,82	1,88	0,85	1,85	1,10	4,35	0,31	0,44	0,82
arsen	0,0001	0,0002	0,0001	0,0003	0,0001	0,0003	0,00003	0,0001	0,0001
barium	0,0067	0,012	0,0039	0,013	0,0073	0,016	0,0024	0,0051	0,0067
beryllium	0,00004	0,00004	0,00004	0,00004	0,00004	0,00004	0,00004	0,00004	0,00004
calcium	0,73	2,02	0,65	1,34	0,77	4,28	0,28	0,42	0,73
cadmium*	0,0005	0,0008	0,0003	0,0008	0,0006	0,0015	0,0005	0,0004	0,0005

Berekende blootstelling binnen aan metalen via hand-mondcontact, in µg/kg lg/d (jaargemiddelde)									
Cluster									
	Wijk aan Zee (n=5)		Beverwijk (n=2)		Velsen- Noord (n=2)		IJmuiden oost (n=1)	IJmuiden sluisen (n=2)	
	GM	P95	GM	P95	GM	P95	puntschatting	GM	P95
kobalt	0,0006	0,0012	0,0005	0,0007	0,0006	0,0007	0,0002	0,0003	0,0006
chromium	0,0017	0,0045	0,0012	0,0045	0,0013	0,0021	0,0007	0,0017	0,0017
koper	0,0039	0,0090	0,0048	0,0359	0,0050	0,0229	0,0020	0,0150	0,0039
ijzer	0,48	2,65	0,25	1,05	0,18	0,82	0,027	0,15	0,48
kalium	0,11	0,19	0,16	0,49	0,15	1,07	0,05	0,20	0,11
lithium	0,0002	0,0005	0,0002	0,0003	0,0002	0,0010	0,0001	0,0001	0,0002
magnesium	0,16	0,30	0,11	0,25	0,11	0,33	0,065	0,091	0,16
mangaan	0,016	0,10	0,0051	0,029	0,0061	0,028	0,0009	0,0024	0,016
molybdeen	0,0003	0,0007	0,0002	0,0005	0,0003	0,0004	0,0001	0,0002	0,0003
natrium	1,91	2,43	1,85	2,54	1,89	2,29	1,12	1,69	1,91
nikkel	0,0015	0,0034	0,0010	0,0027	0,0018	0,0039	0,0005	0,0010	0,0015
fosfor	0,042	0,066	0,041	0,081	0,054	0,436	0,040	0,038	0,042
lood	0,0023	0,0175	0,0020	0,0055	0,0290	0,87	0,0008	0,0020	0,0023
antimoon	0,0002	0,0004	0,0002	0,0012	0,0003	0,0003	0,0001	0,0001	0,0002
seleen	0,00004	0,00006	0,00004	0,00008	0,00003	0,00003	0,00003	0,00003	0,00004
silicium	0,14	0,25	0,16	0,37	0,18	0,84	0,074	0,099	0,14
strontium	0,0056	0,021	0,0039	0,0067	0,0038	0,012	0,0025	0,0028	0,0056
vanadium	0,0018	0,0109	0,0005	0,0020	0,0003	0,0016	0,0001	0,0003	0,0018
zink	0,057	0,11	0,051	0,077	0,046	0,084	0,029	0,067	0,057

* de blootstelling voor aluminium en cadmium is in µg/kg lg/week (jaargemiddelde)

Bijlage 6 Toxicologische profielen

Hieronder zijn per stof de toxicologische profielen geschetst waarop de voor de huidige beoordeling gebruikte toxicologische referentiewaarden zijn gebaseerd. De informatie is veelal gebaseerd op overzichten zoals beschreven in eerdere beoordelingen (Oomen et al., 2007; Van Engelen et al., 2008; Tiesjema en Baars, 2009; RIVM, 2017). De informatie is primair gericht op de systemische toxiciteit na langdurende blootstelling gerelateerd aan de voor deze beoordeling relevante blootstellingsroute(s), namelijk dermale en orale blootstelling.

Aluminium (Al)

Aluminium komt van nature voor in het milieu en kan daarnaast door onder andere mijnbouw en industrieel gebruik in het milieu terechtkomen. Aluminiumverbindingen worden onder andere gebruikt in waterzuivering, papierproductie, brandvertragende producten, voedseladditieven, kleurstoffen en geneesmiddelen. Het aluminium metaal komt veelal voor als een legering met andere metalen waarbij het in vele consumentenproducten wordt toegepast, zoals voedselverpakkingen en kookmaterialen.

Blootstelling aan aluminium vindt vooral plaats via voedsel en drinkwater. Andere blootstelling vindt plaats door aluminium in medicijnen en consumentenproducten.

Na absorptie, verspreidt aluminium zich over alle organen en kan er in sommige organen, voornamelijk in bot, accumulatie optreden. In het plasma bindt aluminium voornamelijk aan transferrine. Aluminium kan in de hersenen, placenta en foetus komen. Aluminium kan lang in de organen en weefsels verblijven, voordat het uitgescheiden wordt via de urine.

In proefdieren veroorzaakt aluminium(verbindingen) neurotoxiciteit, effecten op de testes, embryotoxiciteit en ontwikkelingsneurotoxiciteit. Op basis van deze effecten had EFSA een tolerable weekly intake (TWI) voor aluminium afgeleid van 1 mg/kg lg/week (EFSA, 2008a). JECFA had in 2007 al een provisional TWI van 1 mg/kg lg/week afgeleid. JECFA heeft nadien in 2012 een herevaluatie uitgevoerd, daarbij nieuwe toxiciteitsdata meenemend. Op basis van ontwikkelingsneurotoxiciteit als meest kritisch effect (rat; dosis-gerelateerde verstoring van neuromusculaire functie; NOAEL 30 mg/kg lg/dag), en een veiligheidsfactor van 100, is door JECFA (2012) de provisional TWI verhoogd naar 2 mg/kg lg/week.

Antimoon (Sb)

Antimoon kan in het milieu terechtkomen als gevolg van verbranding van steenkool.

Absorptie na orale blootstelling is langzaam en bedraagt ongeveer 5-20%. De toxiciteit is afhankelijk van de oxidatiestatus en de oplosbaarheid van de antimoonverbindingen.

Een TDI van 6 µg/kg lg/d is afgeleid, gebaseerd op een LOAEL (effecten op gewichtstoename, voeding- en drinkwaterinname) uit een 90-d rattenstudie (Tiesjema en Baars, 2009).

Arseen (As)

Arseen is een zwaar metaal en komt van nature voor in de grond en het grondwater.

De gemiddelde blootstelling aan arseen via de voeding is 0,56 (peuters; 2 jaar) tot 0,68 µg/kg lg/dag (overige kinderen; 3-6 jaar) (EFSA 2014b). Voor volwassenen is de gemiddelde inname van arseen via de voeding 0,25 µg/kg lg/dag (19-39 jaar) (EFSA, 2014b).

In 2009 en 2011 hebben respectievelijk EFSA en JECFA arseen opnieuw beoordeeld en oordeelden dat er geen blootstellingsgrens is te bepalen waaronder geen schadelijke effecten optreden (EFSA 2009b; JECFA, 2011). In overeenstemming met eerdere beoordelingen concludeerden EFSA en JECFA dat anorganisch arseen een bewezen humaan carcinogeen is. In epidemiologische studies is aangetoond dat arseen tumoren veroorzaakt in diverse organen in populaties met verhoogde arseenblootstelling via drinkwater. IARC (2012b) heeft arseen en anorganische arseenverbindingen ingedeeld in groep 1 ('carcinogenic to humans').

Ten behoeve van de risicobeoordeling heeft de JECFA voor longkanker een BMDL_{0,5} afgeleid van 3 µg/kg lg/dag (range 2-7 µg/kg lg/dag) op basis van humane epidemiologische data (JECFA, 2011). Deze BMDL_{0,5} is de dosis in µg/kg lg/dag waarbij zich een 0,5% extra risico op longkanker kan voordoen.

Barium (Ba)

Barium komt van nature voor in de grond. Barium is ook aanwezig in oppervlakte- en drinkwater en in voeding.

Absorptie na orale inname is afhankelijk van de specifieke bariumverbinding. Niet-oplosbare vormen van barium hebben een lage toxiciteit. Voor de oplosbare vormen laten humane en dierdata zien dat bloeddrukverhoging en niertoxiciteit de kritische effecten zijn.

Voor barium is een TDI van 0,6 mg/kg lg/d afgeleid, welke gebaseerd is op nefropathie in de muis (Van Engelen et al., 2008).

Beryllium (Be)

Beryllium komt van nature voor in bijvoorbeeld rotsen, steenkool en olie, grond en vulkanisch stof.

Beryllium wordt na orale blootstelling beperkt opgenomen; het grootste deel verlaat via de faeces het lichaam. Na orale opname wordt beryllium met name verspreid naar de nieren waarnaar het via de urine de nieren kan verlaten. Ook kan beryllium verspreid worden naar de lever en botweefsel waar het langere tijd kan verblijven (ATSDR, 2002a).

IARC heeft beryllium en berylliumverbindingen ingedeeld in groep 1 ('carcinogenic to humans') (IARC, 2012b). In Europa heeft beryllium een geharmoniseerde classificatie voor carcinogeniteit als Carc. 1B (H350i: kan kanker veroorzaken na inhalatie).

US EPA (1998), WHO (2001) en ATSDR (2002a) hebben voor de orale route respectievelijk een 'reference dose' (RfD), een 'tolerable intake' en een 'chronic-duration minimal risk level (MRL)' afgeleid van 2 microgram/kg lg/d. Deze is gebaseerd op lesies in de dunne darm in de hond. US EPA en WHO stellen dat de beschikbare orale data te beperkt zijn voor een kwantitatieve carcinogeniteitsbeoordeling.

Cadmium (Cd)

Cadmium is een zwaar metaal dat van nature in de grond voorkomt en vrijkomt bij bepaalde industriële processen. De belangrijkste blootstellingsbronnen voor de algemene bevolking zijn voeding en roken. De gemiddelde cadmiuminname in Nederland varieert van 0,57 µg/kg lg/d bij tweejarigen tot ongeveer 0,20 µg/kg lg/d op volwassen leeftijd (Sprong en Boon, 2015).

De opname van cadmium na blootstelling is relatief laag, namelijk ongeveer 5% oraal, < 1% dermaal en 10-30% bij inademing van stof. Het wordt opgeslagen in de nieren en lever en heeft een biologische halfwaardetijd van 10-30 jaar. Als gevolg van de trage uitscheiding, accumuleert cadmium in het lichaam. Dit kan leiden tot beschadiging van de nieren en botontkalking. Ook is er een verband met verschillende vormen van kanker aangetoond, met name longkanker bij werknemers die veel aan cadmium zijn blootgesteld, maar ook baarmoederslijmvlies-, blaas- en borstkanker (EFSA, 2009a; EU, 2007).

IARC heeft cadmium en cadmiumverbindingen ingedeeld in groep 1 ('carcinogenic to humans') (IARC, 2012b). In Europa heeft cadmium een geharmoniseerde humane classificatie voor carcinogeniteit (Carc. 1B (H350: Kan kanker veroorzaken)), mutageniteit (Muta. 2 (H341: Verdacht van het veroorzaken van genetische schade)) en voor effecten op de voortplanting (Repr. 2 (H361fd: Kan mogelijk de vruchtbaarheid en het ongeboren kind schaden)) (EU, 2008). Daarnaast heeft cadmium ook een classificatie voor specifieke doelorgaan toxiciteit (STOT E 1; H372) en acute toxiciteit (Acute tox. 2; H330).

EFSA heeft een aanvaardbare wekelijkse inname (tolerable weekly intake; TWI) voor cadmium afgeleid van 2,5 µg/kg lg/week op basis van effecten op de nieren zoals waargenomen in diverse epidemiologische studies (EFSA, 2009a). Deze waarde is in 2011 door EFSA bevestigd naar aanleiding van een herevaluatie.

Calcium (Ca)

Calcium is een mineraal dat nodig is voor de opbouw en het onderhoud van de botten en het gebit. Meer dan 99% van het totale calcium aanwezig in het lichaam bevindt zich in de botten en tanden. Calcium helpt tegen botontkalking op latere leeftijd en is nodig voor een goede werking van de zenuwen en spieren, de bloedstolling en het transport van andere mineralen in het lichaam.

Calcium komt voor in voedingsproducten zoals melk en melkproducten, kaas, groente, noten en peulvruchten.

Langdurig hoge dosering calcium kan leiden tot urinewegstenen en verkalking van de nieren en bloedvaatwanden.

EFSA (2006; bevestigd in 2012) heeft voor calcium een UL van 2500 mg/dag voor volwassenen afgeleid (42000 µg/kg lg/d, 60 kg lg voor een volwassene); de beschikbare data waren onvoldoende om leeftijdsafhankelijke ULs voor (jonge) kinderen af te leiden. Daarom wordt in de huidige beoordeling de waarde voor volwassenen ook gebruikt voor kinderen.

Chroom (Cr)

Chroom is een metallisch element en komt in het milieu voor in steen, aarde, vulkanisch stof en gassen. Chroom kan in zeven verschillende valentietoestanden (ook wel oxidatiestatus genoemd) voorkomen. De drie meest stabiele valentietoestanden zijn chroom-0, chroom-3 en

chrom-6. Chrom-0 is metallisch chrom, waarmee bijvoorbeeld ijzer verchromd wordt; deze toestand wordt ook wel aangeduid als Cr0 of gewoon Cr. Chrom-3 en chrom-6 zijn zogenoemde kationen en komen in het milieu alleen in de vorm van mineralen en zouten voor (Heringa en Janssen, 2018).

Chrom-3 komt van nature voor in voeding. Chrom-6 komt met name voor in industriële processen en is aanwezig in drinkwater door antropogene activiteit (EFSA, 2014a).

De orale toxische potentie van chrom hangt sterk af van de oxidatiestatus: driewaardig chrom heeft een relatief geringe toxiciteit terwijl die van zeswaardig chrom juist bijzonder groot is. Voor chrom-6 geldt dat in Europa, op bariumchromaat na, alle chrom-6-verbindingen een geharmoniseerde classificatie hebben voor kankerverwekkendheid. Vele zijn ook als mutageen, (huid)sensibiliserend, en voor effecten op de voortplanting of de ongeboren vrucht geclassificeerd (EU, 2008). Chrom-3 is ook huidsensibiliserend.

Voor chrom-3 heeft EFSA een TDI van 0,3 mg/kg lg/dag afgeleid, afkomstig van de laagste NOAEL vanuit een chronische orale toxiciteitsstudie in ratten. Ten behoeve van de risicobeoordeling van chrom-6, een stof die zowel genotoxisch als carcinogeen is, heeft EFSA een BMDL₁₀ van 1 mg/kg lg/dag afgeleid, welke gebaseerd is op de incidentie van adenomen en carcinomen in de dunne darm van zowel mannelijke als vrouwelijke muizen (EFSA, 2014a).

IJzer (Fe)

IJzer is een essentieel element voor de mens. IJzer is van belang voor de vorming van haem-eiwitten welke een rol hebben bij het transport en opslag van zuurstof en van belang zijn voor verschillende redox reacties. IJzertekort kan onder andere tot anemie leiden. Er zijn groepen die meer kans hebben op een ijzertekort waaronder meisjes/vrouwen in de vruchtbare leeftijd en vrouwen die zwanger zijn of die borstvoeding geven. Voor deze groepen is de aanbevolen dagelijkse hoeveelheid hoger. IJzer komt van nature voor in voeding van plantaardige als dierlijke oorsprong in de vorm van heem-ijzer en non-heemijzer. De orale biobeschikbaarheid van ijzer is laag. Absorptie van ijzer afkomstig van dierlijke producten (heemijzer) is wat hoger. De gemiddelde inname van ijzer via de voeding in Nederland bedraagt 11 mg/dag voor volwassenen (EFSA, 2006).

Acute orale blootstelling aan hoge doses ijzer wordt gekenmerkt door lokale effecten in het maag-darmkanaal. Case reports van accidentele inname van ijzer, vooral bij jonge kinderen, duiden op schade aan het maag-darmkanaal maar ook aan lever en pancreas. Een acute orale dosis van 60 mg ijzer/kg lg kan dodelijk zijn, maar orale doses lager dan ongeveer 10-20 mg ijzer/kg lg veroorzaken geen acute systemische toxiciteit. Nadelige gastro-intestinale effecten (bijvoorbeeld misselijkheid, epigastrisch ongemak, constipatie) zijn gemeld na kortdurende orale dosering van 50-60 mg per dag via supplementen met non-heemijzer, in het bijzonder indien ingenomen zonder voedsel (EFSA, 2006).

Het lichaam heeft aanzienlijke capaciteit om ijzer, na herhaalde blootstelling, op te slaan. Verwacht wordt dat systemische toxiciteit pas zal optreden in geval van een overbelasting van deze opslagcapaciteit. IJzerstapeling met klinische symptomen, waaronder levercirrose, is gemeld bij personen die een angdurige, hooggedoseerde medische behandeling met ijzer kregen (160-1200 mg ijzer/dag). Dit kan ook

optreden bij aandoeningen waarbij de absorptie en distributie van ijzer verstoord is. IJzerstapeling met klinische symptomen zijn bijvoorbeeld ook gevonden bij personen die homozygoot zijn voor erfelijke hemochromatose (een genetische stoornis van de ijzeropslag), zelfs bij normale ijzerinname via de voeding (JECFA, 1983; EFSA, 2006). Alhoewel duidelijk is dat ijzer een belangrijk element is, is er enige onzekerheid over het maximale niveau van ijzer dat getolereerd kan worden (JECFA, 1983; EFSA, 2006). Humane data laten zien dat langdurende inname van ijzersupplementen van 50 mg/dag getolereerd wordt zonder nadelige effecten. Het is niet bekend of verhoogde ijzerinname zal resulteren in een verhoogde incidentie van preklinische hemochromatose bij normale personen met voldoende ijzerinname. Hoewel een deel van de bevolking serum-ferritinespiegels heeft die wijzen op verhoogde ijzervoorraden (boven 200 µg/L voor vrouwen en 300 µg/L voor mannen), is niet bekend bij welke verhoogde niveaus van serum ferritine levels een verhoogd risico op gezondheidsnadelige effecten ontstaan. EFSA (2006) stelt wel dat het risico op gezondheidsnadelige effecten als gevolg van ijzerstapeling bij de algemene populatie, inclusief individuen die heterozygoot zijn voor erfelijke hemochromatose, als laag wordt beschouwd. JECFA (1983) heeft een voorlopige TDI voor ijzer van 0,8 mg/kg lg/d afgeleid.

Kobalt (Co)

Kobalt komt van nature voor in gesteente, grond, water en planten. Het wordt voornamelijk gebruikt in legeringen en in mindere mate in verf en als katalysator in de chemische industrie. Daarnaast wordt het gebruikt in diervoeder als groeibevorderaar.

Als component van cobalamine (vitamine B12) is kobalt een essentieel element voor de mens. De dagelijks aanbevolen hoeveelheid in de VS voor vitamine B12 is 2,4 µg/dag, waarin zich 0,1 µg kobalt bevindt (ATSDR, 2004).

De toxiciteit van kobalt is slechts zeer beperkt onderzocht. Chronische orale toxiciteitsstudies ontbreken. Voor subchronische blootstelling bij de mens (tot acht maanden) is de laagst gerapporteerde LOAEL 0,04 mg/kg lg/d voor cardiomyopathie en systemische effecten in andere orgaansystemen. Deze effecten werden waargenomen bij personen die bier dronken waarin kobaltsulfaat als schuimstabilisator werd gebruikt. Echter, de bijdrage van gecombineerde blootstelling aan kobalt en alcohol kan niet uitgesloten worden (Baars et al., 2001). Bij inhalatoire blootstelling aan kobalt in de vorm van deeltjes zijn de ademhalingswegen het doelorgaan. In arbeidstoxicologische studies zijn vooral respiratoire effecten gevonden, waaronder verminderde pulmonale functie, astma, interstitiële longziekte, hijgen en ademnood. Uit de chronische dierstudies komen hyperplasie van de ademhalingswegen, pulmonale fibrose en emfyseem als gevoelige effecten naar voren (Oomen et al., 2007).

IARC heeft kobalt (en kobaltverbindingen) en metallische kobalt deeltjes ingedeeld in groep 2B ('Possibly carcinogenic to humans') (IARC, 1991+2006a). In Europa heeft kobalt onder andere een geharmoniseerde classificatie voor carcinogeniteit (Carc. 1B, H350: Kan kanker veroorzaken), mutageniteit (Muta. 2, H341: Verdacht van het veroorzaken van genetische schade) en effecten op de voortplanting (Repr. 1B, H360F: Kan de vruchtbaarheid schaden) en daarnaast ook

voor sensibilisatie van de huid (Skin Sens. 1 (H317: Kan een allergische huidreactie veroorzaken) en de luchtwegen (Resp. Sens. 1 (H334: Kan bij inademing allergie- of astmasymptomen of ademhalingsmoeilijkheden veroorzaken)) (EU, 2008).

RIVM heeft in 2001 een TDI afgeleid van 1,4 µg/kg lg/d op basis van een LOAEL voor cardiomyopathie bij de mens (Baars et al., 2001). Opgemerkt dient te worden dat deze TDI is afgeleid vóórdat kobalt als genotoxisch carcinogeen werd geclassificeerd. Op dit moment is er echter nog geen richtwaarde vastgesteld voor de niet-drempel effecten van kobalt.

Koper (Cu)

Koper is een overgangsmetaal, met drie oxidatievormen, Cu¹⁺, Cu²⁺, Cu⁰. Het komt voornamelijk voor als Cu²⁺. Koper is een essentieel element voor de mens. Het vormt een component van vele enzymen en eiwitten en is belangrijk voor de groei van jonge kinderen, afweermechanismen, sterkte van de botten, ontwikkeling van rode en witte bloedcellen, ijzertransport in het bloed, cholesterol- en glucosemetabolisme (EFSA, 2006).

Hoge koperconcentraties in voeding worden aangetroffen in orgaanvlees, zeevruchten, noten en zaden. Daarnaast komt koper voor in ontbijtgranen en graanproducten. In Europa is de gemiddelde inname van koper vanuit voeding tussen de 1,0-2,3 mg/dag voor mannen en 0,9-1,8 mg/dag voor vrouwen (EFSA, 2006).

Acute toxiciteit wordt gekenmerkt door maag-darmklachten.

Kopertoxiciteit kan zich uiten in zwakte, tremoren, verlaagde voedselinname en lichaamsgewicht en geelzucht. Bij verhoogde koperlevels in het lichaam kan een haemolytische crisis ontstaan welke resulteert in lever-, nier- en hersenschade.

EFSA (2006) heeft voor koper een UL van 5 mg/dag voor volwassenen afgeleid op basis van leverschade als kritisch effect. Deze is door EFSA, op basis van de referentie lichaamsgewichten van SCF, namelijk 13,0 kg en 12,5 kg voor 1-3 jarig kind (jongen/meisje) en 20,0 kg en 19,0 kg voor een 4-6-jarig kind (jongen/meisje), vertaald naar een UL van 1 mg/d voor kinderen van 1-3 jaar en een UL van 2 mg/d voor kinderen van 4-6 jaar. Omgerekend komt dit overeen met 77 µg/kg lg/d (1-3 jaar, gerekend met 13 kg lg) en 100 µg/kg lg/d (4-6 jaar, 20 kg lg). De waarde voor kind van 1-3 jaar (77 µg/kg lg/d) zal in de huidige risicobeoordeling gehanteerd worden.

Lood (Pb)

Lood behoort tot de zware metalen en komt voornamelijk in anorganische vorm in het milieu voor. De belangrijkste humane blootstellingsbronnen voor lood zijn via voeding en water. Daarnaast kan blootstelling ook via lucht, huisstof en grond plaatsvinden.

De gemiddelde blootstelling via de voeding in Europa is 0,36-1,24 µg/kg lg/d voor volwassenen; bij personen met een hoge blootstelling is dit 0,73-2,43 µg/kg lg/d. Voor kinderen kan de blootstelling aan lood via de voeding per kg lichaamsgewicht tot een factor 2-3 hoger zijn. Daarnaast wordt de blootstelling aan lood via huisstof en grond bij kinderen van twee jaar ingeschat als 0,18-0,80 µg/kg lg/d (EFSA, 2010). Voor Nederland is berekend dat de gemiddelde blootstelling in kinderen van 2-6 jaar 0,74-1,0 µg/kg lg/d bedraagt (Boon et al., 2016).

Lood wordt vrijwel volledig opgenomen na inhalatie, de opname via de huid echter is minimaal en de orale absorptie varieert van 10% in volwassenen tot 40-50% in kinderen. Na absorptie verdeelt lood zich over bloed, zachte weefsels en botweefsel. Vooral het botweefsel neemt gemakkelijk lood op. Over langere tijd komt het daaruit deels weer vrij. De halfwaardetijd voor lood in bloed en botweefsel is respectievelijk ongeveer 30 dagen en 10-30 jaar (EFSA, 2010; SCOEL, 2002).

Het meest gevoelige effect van lood is beschadiging van het ontwikkelende zenuwstelsel bij kinderen (EFSA, 2010; ECHA 2011, 2013). Andere doelorganen zijn het cardiovasculaire systeem, de nieren, het bloedsysteem en de mannelijke vruchtbaarheid (EFSA, 2010; SCOEL, 2002).

Lood heeft in Europa een geharmoniseerde humane classificatie voor effecten op de voorplanting (Repro. 1A (H360DF: Kan de vruchtbaarheid en het ongeboren kind schaden)) en via de borstvoeding (Lact. (H362: Kan schadelijk zijn via de borstvoeding)). Ook diverse loodverbindingen hebben een geharmoniseerde classificatie voor effecten op de voortplanting (Repr. 1A (H360Df: Kan het ongeboren kind schaden, Wordt ervan verdacht de vruchtbaarheid te schaden) (EU, 2008). IARC heeft lood (en loodverbindingen) geclassificeerd in categorie 2B ('Possibly carcinogenic to humans') (IARC, 1987), waarna in 2006 de anorganische loodverbindingen opnieuw geëvalueerd zijn en ingedeeld in categorie 2A ('Probably carcinogenic to humans') (IARC, 2006b).

Kinderen lopen meer risico dan volwassenen vanwege hun hogere blootstelling, grotere opname, hogere interne blootstelling van gevoelige weefsels (bloed en zenuwstelsel) en een grotere gevoeligheid voor de schadelijke effecten van lood (EFSA, 2010; WHO, 2000).

Normen voor blootstelling aan lood zijn afgeleid door middel van dosis-responsanalyse van epidemiologische studies waarin bloedwaarden worden gecorreleerd met gezondheidseffecten. Met een blootstellingsmodel worden de bloedwaarden omgezet naar de corresponderende orale innameniveaus.

EFSA heeft in 2010 voor drie kritische eindpunten BMDL₀₁-waarden afgeleid voor bloed loodconcentraties, te weten 12 µg/L (overeenkomend met een oraal innameniveau van 0,50 µg/kg lg/d) voor IQ-afname in kinderen, 36 µg/L (overeenkomend met 1,50 µg/kg lg/d) voor effecten op systolische bloeddruk en 15 µg/L (overeenkomend met 0,63 µg/kg lg/d) voor prevalentie van chronische nieraandoening (EFSA, 2010). Zoals ook uit deze BMDL₀₁-waarden blijkt is neurotoxiciteit in jonge kinderen het gevoeligste effect. EFSA verwacht met een MOE van 10 voor dit effect dat er voor kinderen 'no appreciable risk' is (EFSA, 2010). In lijn hiermee is door het comité risicobeoordeling van ECHA een factor van 10 toegepast op de BMDL₀₁ voor IQ-afname met als resultaat een grens van 0,05 µg/kg lg/d overeenkomend met 0,1 punt IQ-verlies (ECHA 2011, 2013).

Magnesium (Mg)

Magnesium is een fysiologisch relevant element voor de mens. Magnesium is van belang voor diverse enzymatische reacties in het lichaam, waarvan de meeste reacties gerelateerd zijn aan het energiemetabolisme. Magnesium kan een laxerende werking hebben. Hierop gebaseerd heeft EFSA (2006) voor magnesium een UL van 250 mg/dag voor volwassenen en kinderen vanaf 4 jaar afgeleid. Uitgaande van een volwassene van 60 kg lg komt dit neer op

4167 µg/kg lg/d. Aangezien er geen data beschikbaar waren voor kinderen van 1-3 jaar, en extrapolatie op basis van lichaamsgewicht van de UL voor volwassenen en kinderen vanaf 4 jaar als niet geschikt bevonden was, werd geen UL afgeleid voor kinderen < 4 jaar. Voor de huidige beoordeling wordt de UL voor volwassenen en kinderen vanaf 4 jaar als een richtwaarde voor kinderen van 1-3 jaar gebruikt.

Mangaan (Mn)

Mangaan is een chemisch element en komt voor in de bodem, lucht, water en voedsel. Mangaan is een essentieel element voor de mens. Mangaan is nodig voor de vorming van botweefsel en is betrokken bij stofwisseling van aminozuren, cholesterol en koolhydraten.

Voeding is de belangrijkste bron van blootstelling voor de mens. De dagelijkse inname van mangaan via voeding is tussen 0,9-9,4 mg/dag (volwassenen). Kinderen worden op dezelfde manier blootgesteld als volwassenen, met voedsel als de belangrijkste bron. Echter zijn er geen specifieke data voor kinderen beschikbaar. Achtergrondblootstelling voor kinderen is geschat op 130 µg/kg lg/dag (van Engelen et al., 2008). EFSA (2006) stelt dat orale blootstelling aan mangaan in hoeveelheden hoger dan wat normaal gesproken aanwezig is in voeding tot een gezondheidsrisico kan leiden.

Het belangrijkste effect na inhalatieblootstelling is neurotoxiciteit, gebaseerd op data bij werkers. De beschikbare orale toxicologische data zijn beperkter. Echter, de beschikbare data laten zien dat mangaan ook neurotoxisch is na orale inname, ondanks dat het slecht opgenomen wordt via het maag-darmstelsel. OEHHA (2006) geeft aan dat de mogelijke neurologische impact van mangaan op kinderen een punt van zorg is. ATSDR (2012) stelt dat studies in kinderen suggereren dat zeer hoge blootstellingsniveaus mogelijk kunnen leiden tot ongewenste effecten op de ontwikkeling van de hersenen, inclusief gedragsveranderingen en afname in het vermogen om te leren. Verder stellen zij dat er enige aanwijzingen uit experimenteel onderzoek zijn die laten zien dat kinderen mogelijk gevoeliger zijn dan volwassenen voor de toxische effecten van mangaan. Bepaalde studies suggereren dat toxicokinetische verschillen tussen kinderen en volwassenen hier een rol in kunnen spelen (ATSDR, 2012).

OEHHA heeft voor mangaan een 'child-specific reference dose' (ChRD) afgeleid. OEHHA heeft daartoe verschillende afleidingen naast elkaar gezet. Op basis van een overall humane NOAEL voor mangaan van 11 mg/dag en een gemiddelde inname vanuit voeding (5 mg/dag), is een 'non-dietary' NOAEL van 6 mg/dag (i.e. 0,086 mg/kg lg/dag, op basis van 70 kg lg) afgeleid. Toepassen van een onzekerheidsfactor van 3 (voor verschil kinderen ten opzichte van volwassenen) resulteerde in een mogelijke ChRD van 0,03 mg/kg lg/dag. Alternatieve berekeningen waren gebaseerd op neurotoxiciteit zoals waargenomen in twee studies in neonatale ratten. Hieruit volgde een LOAEL van 11 mg/kg lg/d, resulterend in een mogelijke ChRD van 0,01 mg/kg lg/d (onzekerheidsfactor 1000), of een NOAEL van 8,3 mg/kg lg/d, waaruit een mogelijke ChRD van 0,08 mg/kg lg/d berekend kon worden (onzekerheidsfactor 100), of uitgaande van een NOAEL van 1,6 mg/kg lg/d waaruit een mogelijke ChRD van 0,02 mg/kg lg/d berekend kon worden (onzekerheidsfactor 100) (OEHHA, 2006). Op basis hiervan werd een waarde van 0,03 mg/kg lg/d voorgesteld (OEHHA, 2006; van

Engelen et al., 2008). Deze waarde geldt voor blootstellingen *bovenop* de normale inname via de voeding.

Molybdeen (Mo)

Molybdeen is een overgangsmetaal en wordt gebruikt in legeringen. Het is een element waar het menselijk lichaam weinig van nodig heeft (sporelement), maar een essentieel onderdeel van enzymen (Voedingscentrum 2021). Molybdeen komt voor in veel voedingsproducten, waaronder hoge concentraties in volkoren graanproducten, peulvruchten en noten (Voedingscentrum 2021). Te veel molybdeen kan leiden tot koperdeficiëntie (Voedingscentrum 2021; Vyskocil en Viau, 1999). Aangezien er te weinig relevante humane studies zijn, is gebruik gemaakt van dierstudies voor het afleiden van een TDI. In muizen en ratten is het effect op de reproductie en foetale ontwikkeling als meest kritische effect waargenomen. Op basis van deze effecten is een TDI van 0,009 mg/kg lg/dag berekend (Vyskocil en Viau, 1999).

Nikkel (Ni)

Nikkel is een metaal wat in het milieu alleen in lage concentraties voorkomt. Het is essentieel voor de katalytische activiteit van bepaalde plantaardige en bacteriële enzymen; vergelijkbare biochemische functies bij de mens en andere hogere diersoorten zijn echter niet definitief aangetoond. In arbeidstoxicologische studies zijn verhoogde incidenties van long- en neustumoren waargenomen na inhalatieblootstelling aan diverse oplosbare en onoplosbare anorganische nikkelverbindingen in de vorm van fijnstof. In rattenstudies met diverse nikkelverbindingen (toegediend als aërosol) zijn ook verhoogde incidenties van longtumoren gevonden. Voor de orale opnameroute echter is een vergelijkbare carcinogene werking niet aangetoond. In orale toxiciteitsproeven bleek verhoogde perinatale sterfte, zoals waargenomen in reproductiestudies het gevoeligste effect.

Van Engelen et al. (2008) heeft een TDI van 10 µg/kg lg/dag voorgesteld, gebaseerd op ontwikkelingstoxiciteit (postimplantatie verlies) als kritische effect gezien in een 2-generatie rat studie. Recenter, heeft EFSA (2015) een TDI van 2,8 µg/kg lg/d afgeleid. Deze is ook gebaseerd op postimplantatie verlies, gebruikmakend van BMD-modellering op basis van de dataset van dezelfde 2-generatiestudie maar gecombineerd met de data van de daarbij behorende dose range finding studie.

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK)

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) zijn een chemisch diverse groep van organische stoffen, bestaand uit twee of meer aromatische zesringen. PAK ontstaan bij verbrandingsprocessen als organische verbindingen hoog worden verhit. De vrijkomende PAK vormen een complex mengsel van meer dan 200 verschillende stoffen (ATSDR, 2002b). Benzo(a)pyreen is de bekendste en meest onderzochte van de PAK.

Van PAK-mengsels is sinds lang bekend dat ze kankerverwekkend zijn. Het agentschap voor kankeronderzoek van de Wereldgezondheidsorganisatie IARC concludeerde dat benzo(a)pyreen een bewezen humaan carcinogeen is. Voor 13 andere PAK is de kankerverwekkende werking aangetoond in proefdieren terwijl voor 16 verdere PAK er beperkt bewijs is voor een kankerverwekkende werking

in proefdieren. Ook voor diverse mengsels van PAK zijn er proefdiergegevens die een kankerverwekkende werking laten zien. Voor blootstelling aan PAK uit teerproducten in diverse beroepen (bijv. dakbedekking, wegenbouw) is de kankerverwekkende werking bewezen (IARC, 2010, 2012a).

In de epidemiologische studies in populaties met arbeidsblootstelling aan mengsels van PAK was longkanker het meest voorkomende effect. In bepaalde studies werd ook kanker in andere organen gevonden (nieren, blaas, keel, scrotum, huid). In proefdieren zijn tal van verschillende tumorsoorten gevonden na toediening van individuele PAK of mengsels van PAK.

Orale route:

EFSA (2008b) heeft een kwantitatieve kankerrisicoschatting uitgevoerd met het oog op voorkomen van PAK in voedsel. De risicokwantificering werd gebaseerd op een oraal experiment in muizen waarin koolteermengsels werden getest (Culp et al., 1998; EFSA, 2008b). In deze studie werden na orale toediening tumoren gevonden in lever, longen, voermaag, darmen, bloedvaten en tussenweefsels (sarcomen). Daarbij evalueerde EFSA welke dosismaat voor PAK als mengsel de voorkeur verdiende voor effectkarakterisering en blootstellingskarakterisering. De uitkomst was dat PAK4 (nl. de som van de gehalten benzo(a)pyreen, chryseen, benz(a)antracene en benzo(b)fluoranteen) en PAK8 (de som van benzo(a)pyreen, benz(a)antracene, chryseen, benzo(b)fluoranteen, benzo(k)fluoranteen, benzo(g,h,i)peryleen, dibenz(a,h)antracene en indeno(1,2,3-cd)pyreen, in het huidige rapport EFSA PAK8 genoemd) de voorkeur verdienen, waarbij er tussen deze beide onderling geen verschil is. Voor de PAK4 leidde EFSA een BMDL₁₀ af van 0,34 mg/kg lg/dag en voor EFSA PAK8 een BMDL₁₀ van 0,49 mg/kg lg/dag (EFSA, 2008a).

Het gebruik van de afgeleide BMDL₁₀-waarden op basis van een studie met koolteer voor de risicobeoordeling van PAK-mengsels uit gedeponerd stof betekent een benadering van de werkelijke situatie omdat de samenstelling en wellicht ook de carcinogene potentie van deze PAK-mengsels onderling enigszins zullen verschillen.

In de huidige risicobeoordeling kunnen in principe zowel de EFSA-PAK4 als de EFSA PAK8 gebruikt worden. Gebruik van EFSA-PAK4 in de beoordeling impliceert de aanname dat de relatieve bijdrage van EFSA-PAK4 aan het totale effect door de blootstelling gelijk is aan de relatieve bijdrage van de EFSA-PAK4 aan het carcinogene effect zoals gevonden in de muizenproef met koolteer. Datzelfde geldt voor wanneer EFSA PAK8 wordt gebruikt.

In de huidige beoordeling zal de BMDL₁₀ voor EFSA PAK8 gebruikt worden.

Dermale route

Ten behoeve van de beoordeling van de dermale blootstelling aan PAK zijn de orale BMDL₁₀-waarde voor EFSA PAK8 omgerekend naar dermale BMDL₁₀-waarde. Hiervoor zijn absorptie fracties voor de orale route van 0,3 en voor de dermale route van 0,2 toegepast. Zie Bokkers et al. (2016) voor details met betrekking tot de absorptie fracties. Toepassen van deze absorptie fracties resulteert in dermale BMDL₁₀-waarde van 0,74 mg/kg lg/d voor EFSA PAK8.

Selenium

Selenium komt voor in onze voeding. Selenium is onderdeel van diverse enzymen, hierdoor is het een essentieel element voor mens en dier. Het moleculaire mechanisme gerelateerd aan de toxiciteit van selenium is onduidelijk. Langdurige blootstelling aan hoge hoeveelheden selenium wordt gekenmerkt door 'selenosis' (i.e., haar of nageluitval, gebitsproblemen, huidlesies en effecten op het zenuwstelsel (wankelend lopen, paralyse)).

EFSA (2006) heeft voor selenium een UL van 300 µg/dag voor volwassenen afgeleid (5 µg/kg lg/d, 60 kg lg voor een volwassene); deze is door EFSA, op basis van de referentie lichaamsgewichten van SCF, namelijk 13,0 kg en 12,5 kg voor 1-3 jarig kind (jongen/meisje) en 20,0 kg en 19,0 kg voor een 4-6-jarig kind (jongen/meisje), vertaald naar een UL van 60 µg/d voor kinderen van 1-3 jaar en een UL van 90 µg/d voor kinderen van 4-6 jaar. Omgerekend komt dit overeen met 4,6 µg/kg lg/d (1-3 jaar, gerekend met 13 kg lg) en 4,5 µg/kg lg/d (4-6 jaar, 20 kg lg). De waarde voor kind van 1-3 jaar (4,6 µg/kg lg/d) zal in de huidige risicobeoordeling gehanteerd worden.

Strontium

Strontium is aanwezig in het milieu in steen en bodem. Voeding en drinkwater zijn de voornaamste bronnen voor achtergrondblootstelling (van Engelen et al., 2008).

Strontium is in staat calcium te vervangen in zijn fysiologische functie en kan worden opgenomen in bot. Afwijkende skeletontwikkeling is het meest belangrijke toxische effect wat veroorzaakt wordt door strontium. In rattenstudies is aangetoond dat gespeende ratten na 20 dagen blootstelling aan 550 mg/kg lg/dag afwijkingen aan het skelet vertoonden. De NOAEL voor gespeende ratten was 140 mg/kg lg/dag, voor volwassen ratten is de NOAEL 690 mg/kg lg/dag (van Engelen et al., 2008). Dierstudies laten duidelijk zien dat jonge dieren gevoeliger zijn voor toxiciteit van strontium in vergelijking met volwassenen. Echter de humane data hiervoor is beperkt (Van Engelen et al., 2008).

Aangezien dat het onvolgroeide skelet een hoge mate van bot (her)vorming heeft en strontium een nadelig effect hierop heeft, wordt aangenomen dat kinderen een verhoogd risico hebben.

In navolging van US EPA is een toxicologische referentiewaarde, met skeletafwijkingen als kritisch effect, van 0,6 mg/kg lg/dag afgeleid (Van Engelen et al., 2008).

Vanadium

Vanadium is een overgangsmetaal, wat voornamelijk wordt verwerkt in metaal. Vanadium komt voor in het milieu, niet als het element vanadium, maar voornamelijk in de oxidatiestatus 3+, 4+ en 5+. Hoewel vanadium beschouwd wordt als een essentieel element in kippen en ratten, is er geen bewijs dat vanadium een essentieel element is voor mensen (Tiesjema en Baars, 2009; EFSA, 2006; ATSDR, 2012). De beschikbare orale toxicologische data zijn beperkt. Het maag-darmkanaal en het hematologisch systeem worden gezien als doelorganen. Daarnaast worden nadelige effecten op de nieren, de milt en longen beschreven. Ook heeft vanadium een effect op de voortplanting en op de ontwikkeling van de ongeboren vrucht (EFSA, 2006; ATSDR, 2012).

Voor orale inname is een 'provisional' (tijdelijke) TDI van 2 µg/kg lg/dag afgeleid, welke gebaseerd is op een LOAEL voor ontwikkelingstoxiciteit (o.a. vertraagde groei in pups) (Tiesjema en Baars, 2009). In een studie waarin ratten gedurende 14 dagen voor het paren, en gedurende de zwangerschap en lactatie blootgesteld werden werd bij 2,1 mg/kg lg/dag vanadium (de laagst geteste dosering) verlaagd pup gewicht en lengte waargenomen.

Zink

Zink is een essentieel element voor de mens. Als cofactor in enzymen speelt het een rol in de lichaamsgroei en -ontwikkeling, in testesmaturing, neurologische functie, wondheling en immuuncompetentie. Aanbevolen dagelijkse hoeveelheden bedragen 9,5 mg/dag voor volwassen mannen en 7,0 mg/dag voor vrouwen. Via de orale route heeft zink slechts een geringe toxiciteit, zo blijkt uit de beschikbare informatie.

Chronische zinktoxiciteit bestaat uit de inductie van symptomen van koperdeficiëntie. EFSA (2006) heeft voor zink een UL van 25 mg/dag voor volwassenen afgeleid (overeenkomend met 420 µg/kg lg/d op basis van 60 kg lg); deze is door EFSA, op basis van oppervlakte (lichaamsgewicht^{0,75}; daarbij de referentielichaamsgewichten van SCF hanterend), vertaald naar een UL van 7 mg/d voor kinderen van 1-3 jaar en een UL van 10 mg/d voor kinderen van 4-6 jaar. Omgerekend komt dit overeen met 538 µg/kg lg/d (1-3 jaar, gerekend met 13 kg lg) en 500 µg/kg lg/d (4-6 jaar, 20 kg lg). De waarde voor kind van 1-3 jaar (538 µg/kg lg/d) zal in de huidige risicobeoordeling gehanteerd worden.

RIVM

De zorg voor morgen begint vandaag