



Inschatting gezondheidsrisico's grafietregen Wijk aan Zee

A. van Leeuwenhoeklaan 9
3721 MA Bilthoven
Postbus 1
3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl

Opdrachtgever:	Provincie Noord-Holland
Opgesteld door:	RIVM
Datum opdracht:	01-02-2019
Datum oplevering:	03-06-2019
Auteurs:	L. Geraets, S. Schulpen
Toetsers:	W. ter Burg
Contact:	janneke.elberse@rivm.nl
Versie:	1.0
DOI	10.21945/RIVM-rapportage-grafietregen-wijk-aan-zee

T 030 274 91 11
F 030 274 29 71
info@rivm.nl

Onderwerp

De afgelopen jaren is er bij het slakverwerkingsproces bij Tata Steel en Harsco verschillende keren een uitstoot geweest waarbij grafietregen in de omgeving terecht kwam. De bewoners van Wijk aan Zee willen inzicht hebben in de samenstelling van deze grafietregen en de mogelijke risico's voor hun gezondheid. De provincie Noord-Holland heeft het RIVM gevraagd te kijken naar de mogelijkheden tot onderzoek. Hiervoor zijn vragen van de bewoners over de uitstoot van grafietregen in kaart gebracht en, waar mogelijk, beantwoord. Ook is een inschatting gemaakt van de gezondheidsrisico's als gevolg van blootstelling aan stoffen in grafietregen.

Vraagstelling

Maak op basis van de analyse van veegmonsters na een grafietregen een inschatting van de gezondheidsrisico's voor de bewoners van Wijk aan Zee als gevolg van blootstelling aan stoffen in grafietregen.

Conclusie:

De huidige risicobeoordeling is gebaseerd op veegmonsters afkomstig van één monstername-moment na uitstoot van een grafietregen op 29 maart 2019. Hiermee is voor de aanwezige metalen en PAK's de dermale blootstelling en orale blootstelling via hand-mondcontact geschat. Dit is gedaan voor jonge kinderen die buiten spelen, uitgaande van een scenario van kortdurende incidentele blootstelling op één dag en een scenario van langdurende herhaalde blootstelling gedurende drie jaar.

De mogelijke gezondheidsrisico's als gevolg van inhalatieblootstelling aan door grafietregen verontreinigde lucht en orale blootstelling via consumptie van gecontamineerde gewassen en dierlijke producten uit Wijk aan Zee en omgeving zijn in deze beoordeling *niet* in kaart gebracht. Dit betekent dat de huidige risicobeoordeling gebaseerd is op een deel van de totale blootstelling als gevolg van de uitstoot van grafietregen.

PAK's, lood en andere metalen, aangetroffen in de voor deze beoordeling verzamelde veegmonsters, zijn zeer zorgwekkende stoffen (ZZS). Het nationale milieubeleid is er op gericht om ZZS zoveel mogelijk uit de leefomgeving te weren. Daarom hebben bedrijven de verplichting om de emissie van ZZS naar de lucht zoveel 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).

De resultaten van de risicobeoordeling laten zien dat voor de metalen lood, mangaan en vanadium de geschatte blootstelling zodanig hoog is dat dit ongewenst is voor de gezondheid.

Voor lood wordt de toxicologische referentiewaarde, welke gebaseerd is op neurologische ontwikkelingsstoornissen, overschreden. In geval van een *herhaalde* blootstelling via grafietregen is een gezondheidsrisico aanwezig. 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. Verwacht wordt dat een kortdurende, *incidentele* blootstelling aan lood op één dag kan resulteren in een (beperkte) verhoging van de bloed-loodspiegel. Hoewel beperkt van omvang is deze verhoging ongewenst, gezien de dagelijkse hoge (achtergrond)blootstelling aan lood via voeding. Additionele blootstelling dient dan ook gelimiteerd te worden.

Voor mangaan wordt de toxicologische referentiewaarde, welke gebaseerd is op neurotoxiciteit, overschreden. Op basis van de huidig beschikbare toxicologische informatie kan gesteld worden dat voor een *herhaalde* blootstelling via grafietregen, een gezondheidsrisico aanwezig kan zijn. Het gezondheidsrisico van een *incidentele* overschrijding van de toxicologische referentiewaarde van mangaan kan niet worden ingeschat omdat de beschikbare toxicologische data voor deze stof te beperkt zijn.

Voor vanadium wordt de toxicologische referentiewaarde overschreden. Deze toxicologische referentiewaarde is gebaseerd op ontwikkelingstoxiciteit, die relevant is voor de zwangere vrouw ter bescherming van de ongeboren vrucht. Hoe veel hoger het acceptabel blootstellingsniveau zou zijn, rekening houdend met het eerstvolgend kritisch effect (dat relevant is voor kinderen), en of dit ook overschreden zou worden is niet bekend. Jonge kinderen zijn echter ook nog in ontwikkeling. Op basis van de huidig beschikbare toxicologische informatie kan gesteld worden dat voor het scenario van *herhaalde* blootstelling een gezondheidsrisico als gevolg van blootstelling aan vanadium via grafietregen aanwezig kan zijn. Het gezondheidsrisico van een *incidentele* overschrijding van de toxicologische referentiewaarde van vanadium kan niet worden ingeschat omdat de beschikbare toxicologische data voor deze stof te beperkt zijn.

Voor de PAK's geldt dat het geschatte extra kankerrisico, voor zowel de kortdurende *incidentele* als de langdurende *herhaalde* blootstelling aan PAK's via grafietregen, onder het risiconiveau ligt dat in Nederland verwaarloosbaar wordt geacht (één extra geval van kanker per miljoen levenslang blootgestelde individuen).

De huidige risicobeoordeling is op groepsniveau 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.

Inleiding

De afgelopen jaren is er bij het slakverwerkingsproces bij Tata Steel en Harsco verschillende keren een uitstoot geweest waarbij zogenaamde grafietregen in de omgeving terecht kwam. Deze uitstoot van grafietregen roept veel vragen op bij de omwonenden. Volgens de vergunning van Harsco mag stof dat vrijkomt bij het kiepen van slak, niet verder dan 2 meter van de bron (het gebied waar Harsco slak giet) komen. In de afgelopen jaren bleek dat het stof vaak verder verspreid werd en neerkwam in de omgeving van Tata Steel en in de omliggende dorpen. De bewoners van Wijk aan Zee willen onder andere inzicht hebben in de samenstelling van deze grafietregen en de mogelijke risico's voor hun gezondheid. De provincie Noord-Holland heeft het RIVM gevraagd te kijken naar de mogelijkheden tot onderzoek. Hiervoor zijn vragen van de bewoners over de uitstoot van grafietregen in kaart gebracht, en waar mogelijk, beantwoord. Ook is een inschatting gemaakt van de gezondheidsrisico's als gevolg van blootstelling aan stoffen in grafietregen. Hiervoor is de samenstelling van de grafietregen bepaald door middel van metingen verricht in Wijk aan Zee. De meetresultaten zijn gebruikt om inzicht te krijgen in welke stoffen aanwezig zijn in de grafietregen, wat de blootstelling van de bewoners aan deze stoffen is en wat de gezondheidsrisico's voor de bewoners zijn. Binnen dit onderzoek zijn alleen veegmonsters geanalyseerd. Andere bronnen van blootstelling zoals lucht, gewassen of dierlijke producten zijn niet geanalyseerd.

Monstername

Voor de huidige risicobeoordeling zijn veegmonsters beschikbaar die het RIVM heeft verzameld volgens een voor dit project opgesteld monsternameprotocol. Het monsternameprotocol beschrijft in het kort wanneer oppervlakten bemonsterd worden of, bij uitblijven van grafietregen, wanneer ze schoongemaakt worden. Volgens het monsternameprotocol dient, in geval van een grafietregen, monstername binnen één dag plaats te vinden. Indien de tijdperiode tussen het schoonmaken van de oppervlakten en de eerstvolgende uitstoot van grafietregen langer dan twee weken bedraagt, dan wordt elke twee weken de gemarkeerde oppervlakten opnieuw schoongemaakt totdat een uitstoot van grafietregen plaatsvindt.

Om zo goed mogelijk de samenstelling van grafietregen middels veegmonsters in kaart te brengen zijn op 18 maart 2019 eerst op negen locaties oppervlakten schoongemaakt en gemarkeerd. De gemarkeerde oppervlakten betreffen o.a. informatieborden, elektriciteitskasten, brievenbussen of raamkozijnen. Bij het schoonmaken van deze oppervlakten zijn zogenaamde 'eerste veegmonsters' verzameld. Deze monsters zijn voor de volledigheid ook meegenomen in de analyse (zie paragraaf 'Analyse'). Deze 'eerste veegmonsters' zijn een weergave van wat er op dat moment op de bemonsterde oppervlakten ligt. De depositie is afkomstig van verschillende bronnen zoals Tata Steel, verkeer, houtrook etc.

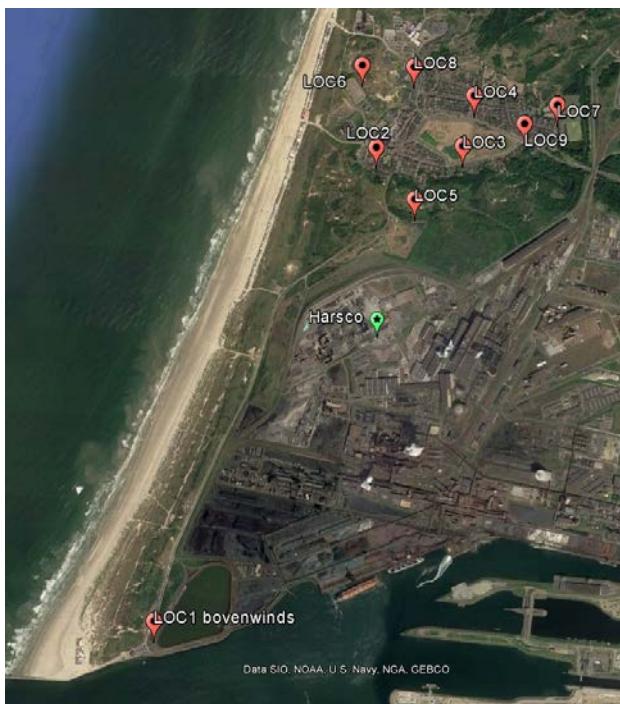
Op 29 maart 2019 zijn binnen 5 uur na een grafietregenmelding (verstuurd door Tata Steel¹) de negen gemarkeerde en schoongemaakte oppervlakten opnieuw bemonsterd en zijn zogenaamde 'grafietregenmonsters' verkregen. Acht van de negen bemonsterde oppervlakten zijn afkomstig van benedenwindse locaties. Deze benedenwindse 'grafietregenmonsters' zijn een weergave van de samenstelling van de betreffende grafietregen. Eén van de

¹ Tata Steel heeft een grafiet-alarm service. Mensen die zich hiervoor aanmelden ontvangen een bericht via sms van Tata Steel als er een grafietwolk is vrijgekomen en richting bewoond gebied waait. Het RIVM heeft via deze route de grafietregenmelding ontvangen.

negen bemonsterde oppervlakten is afkomstig van een bovenwindse locatie. Dit bovenwindse 'grafietregenmonsters geeft informatie over de achtergronddepositie.

Alle veegmonsters zijn verzameld volgens een standaard procedure waarbij oppervlakten met een watje bemonsterd worden (cf. Handboek MOD interventiewagen H 5.2 (versie 2)). Hierbij wordt tevens de afmeting van het bemonsterde oppervlak en de GPS-coördinaten van de locatie vastgelegd.

In Figuur 1 is een overzichtskaart te zien van de negen locaties in Wijk aan Zee waar door het RIVM veegmonsters verzameld zijn. Figuur 2 geeft een detailoverzicht.



Figuur 1. Overzicht van de negen monsternamelocaties (n=1 bovenwinds ('LOC1 bovenwinds'), n=8 benedenwinds ('LOC2-LOC9'))



Figuur 2. Detailoverzicht van de acht benedenwindse monsternamelocaties ('LOC2-LOC9') in Wijk aan Zee

Er zijn geen gewassen of dierlijke producten bemonsterd. Ook zijn geen geschikte luchtmetingen beschikbaar. Praktisch is het lastig om op het juiste moment en op de juiste plek te zijn om luchtmonsters te nemen van grafietregen. Dit komt omdat het niet te voorspellen is wanneer een grafietregen plaats gaat vinden en de grafietregen vaak kort duurt. Waar de grafietregen heen waait is heel verschillend, afhankelijk van de grootte van de grafietregen, de windrichting en –snelheid. Voordat de apparatuur op de juiste plek klaar is om te meten, is de grafietwolk waarschijnlijk al voorbij. Er zijn wel gegevens van het algemene luchtmeetnet (www.luchtmeetnet.nl) dat in de omgeving van Tata Steel vijf meetpunten beschikbaar heeft. Echter, de meetgegevens uit dit luchtmeetnet geven niet de gewenste mate van detail over de tijd om een grafietregen te detecteren.

Analyse

De veegmonsters zijn door TNO geanalyseerd op aanwezigheid van metalen en polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) (TNO, 2019). De keuze van stoffen is gebaseerd op datgene wat qua stoffen verwacht kan worden en welke stoffen een potentieel gezondheidsrisico vormen bij blootstelling. De analyseresultaten zijn gecorrigeerd voor eventuele aanwezige achtergrondhoeveelheden in de bemonsteringswatjes en in materialen gebruikt voor de laboratoriumprocedure. De resultaten zijn weergegeven in gewichtshoeveelheid per oppervlakte-eenheid. Opgemerkt wordt dat de analyses van de metalen 'totaal metaal' betreft en er geen onderscheid gemaakt kan worden in de verschillende oxidatietoestanden.

Tabellen 1 en 2 geven een overzicht van de analyseresultaten van de 'grafietregenmonsters' (verzameld binnen 5 uur na een grafietregenmelding; zie paragraaf '*monstername*') voor respectievelijk de metalen en de PAK's. Deze grafietregenmonsters zijn dus een weergave van de samenstelling van de betreffende grafietregen.

In tabellen B-1 en B-2 van bijlage B worden de analyseresultaten van de 'eerste veegmonsters' (verzameld op het moment dat op de negen locaties oppervlakten gemarkeerd en schoongemaakt werden; zie paragraaf '*monstername*') gepresenteerd. Deze 'eerste veegmonsters' zijn een weergave van wat er op dat moment op de bemonsterde oppervlakten lag met een depositie afkomstig van verschillende bronnen zoals Tata Steel, verkeer, houtrook etc.

De analyseresultaten van de 'grafietregenmonsters' laten zien dat de hoeveelheden metalen en PAK's in de benedenwindse monsters (locaties 2 t/m 9) hoger was dan in het bovenwindse monster (locatie 1). In het bovenwindse monster kon zelfs géén enkele PAK aangetoond worden (<detectielimiet). Van de gemeten metalen was seleen slechts in één van de grafietregenmonsters aantoonbaar en zilver in geen enkel grafietregenmonster aantoonbaar. Zilver wordt in de huidige beoordeling verder buiten beschouwing gelaten. De analyseresultaten laten verder zien dat voor sommige locaties de hoeveelheden van de metalen en PAK's in de 'eerste veegmonsters' (zie bijlage B) hoger zijn dan in de 'grafietregenmonsters' en voor sommige locaties lager.

Tabel 1. Overzicht van de analysesresultaten van de grafietregenmonsters verzameld op de dag van een melding van grafietregen (29 maart 2019): metalen ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)

Grafietregen-monsters		locatie ^a								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Ag	zilver	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Al	aluminium	184	2223	2846	732	17583	911	4143	4463	22372
As	arseen	0 ^b	1,1	1,2	0,49	4,6	0,64	1,2	1,8	9,5
B	boor	<	13	1,8	2,0	25	<	14	<	52
Ba	barium	0 ^b	18	60	24	1554	13	243	8150	199
Ca	calcium	1911	12000	35885	5440	147200	7040	57600	20800	224000
Cd	cadmium	0,11	0,13	0,23	0,18	0,74	0,19	0,20	0,56	1,5
Ce	cerium	<	4,1	2,8	1,7	10	2,7	3,5	4,0	18
Co	kobalt	<	1,9	1,4	0,68	5,6	1,4	1,9	2,6	14
Cr	chroom	2,3	56	152	27	664	19	233	132	788
Cu	koper	0 ^b	14	18	14	29	4,1	19	26	68
Fe	ijzer	1461	23919	33372	12719	137519	10319	44719	39919	173199
K	kalium	1,9	257	277	150	969	211	169	450	1564
Li	lithium	<	0,86	1,0	<	3,8	1,7	1,3	2,2	8,9
Mg	magnesium	175	2685	6647	1117	22205	1231	7805	4278	31676
Mn	mangaan	39	1093	3110	493	13758	355	4958	2558	17330
Mo	molybdeen	<	1,3	2,3	0,50	6,6	2,0	2,6	3,7	5,6
Na	natrium	3591	3107	5366	3589	2949	2469	2309	3749	21448
Ni	nikkel	1,1	11	6,2	3,3	19	4,7	11	10	42
P	fosfor	142	514	872	266	2584	208	958	791	3867
Pb	lood	2,3	46	19	20	58	8,0	20	45	137
Sb	antimoon	0,26	1,4	1,7	1,5	2,6	0,52	1,0	1,7	4,0
Se	seleen	<	<	<	<	1,6	<	<	<	<
Si	silicium	650	2080	4785	1440	4640	1760	2080	2080	10133
Sn	tin	3,2	<	<	7,1	<	4,9	7,2	20	12
Sr	strontium	1,9	25	24	6,8	106	15	35	147	204
Ti	titanium	<	342	52	49	3680	<	1377	<	4000
Tl	thallium	<	<	<	<	0,80	0,21	<	0,26	<
V	vanadium	5,5	192	597	77	2240	41	849	335	2829
Y	yttrium	<	1,5	<	0,10	3,4	<	0,86	<	<
Zn	zink	144	296	284	203	370	187	204	278	1395

< meetwaarde is beneden de detectielimiet

^a monster afkomstig van locatie 1 betreft een bovenwinds monster, monsters afkomstig van locaties 2 t/m 9 betreffen benedenwindse monsters

^b meetwaarde is boven de detectielimiet; echter, correctie voor eventuele aanwezige achtergrondhoeveelheden in de bemonsteringsvatjes en materialen gebruikt voor de laboratoriumprocedure resulteerde in een waarde van ~ 0

Tabel 2. Overzicht van de analysesresultaten van de grafietregenmonsters verzameld op de dag van een melding van grafietregen (29 maart 2019): PAK's (ng/m³)

Grafietregen-monsters	locatie ^a								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
benzo[c]fluoreen	<	21	<	<	21	<	<	<	75
cyclopenta[cd]pyreen	<	<	<	<	<	<	<	<	<
benzo[a]antracene	<	40	<	21	53	21	22	18	203
chryseen	<	67	33	37	83	26	32	34	261
5-methylchryseen	<	<	<	<	<	<	<	<	<
benzo[b]fluoranteen ^b	<	59	31	34	80	29	37	30	259
benzo[k]fluoranteen	<	19	<	<	22	<	<	<	80
benzo[j]fluoranteen ^b									
benzo[e]pyreen	<	40	<	26	53	19	26	21	200
benzo[a]pyreen	<	32	<	<	37	<	22	<	157
indeno[1,2,3-cd]pyreen	<	22	<	<	24	<	16	<	88
dibenzo[a,h]antracene	<	<	<	<	<	<	<	<	29
benzo[g,h,i]peryleen	<	22	<	24	26	<	<	<	91
dibenzo[al]pyreen	<	<	<	<	<	<	<	<	<
dibenzo[ae]pyreen	<	<	<	<	<	<	<	<	<
dibenzo[ai]pyreen	<	<	<	<	<	<	<	<	<
dibenzo[ah]pyreen	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Som EFSA-PAK8^c	0	262	65	115	325	75	130	82	1168

< meetwaarde is beneden de detectielimiet

^a monster afkomstig van locatie 1 betreft een bovenwinds monster, monsters afkomstig van locaties 2 t/m 9 betreffen benedenwindse monsters

^b Indien aanwezig valt de piek van benzo(j)fluoranteen (gedeeltelijk samen) met die van benzo(b)fluoranteen; benzo(b)fluoranteen moet daarom gelezen worden als de som van benzo(b)- & benzo(j)fluoranteen

^c Betreft de som van 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 (EFSA, 2008a). Bij het berekenen van deze som zijn de zogenaamde 'non-detects' (meetwaarden beneden de detectielimiet) op nul gesteld.

Gevaarseigenschappen van stoffen in grafietregen

De huidige risicobeoordeling zal zich primair richten op systemische toxiciteit. In tabel 3 wordt voor de metalen een overzicht gepresenteerd van de beschikbare, meest recente, toxicologische referentiewaarden (zoals bijvoorbeeld een tolereerbare dagelijkse inname (TDI)). Vanwege aangenomen verwaarloosbare dermale absorptie voor metalen, wordt de dermale blootstelling voor metalen verder niet beschouwd. Voor de PAK's zal zowel de orale als de dermale route worden beschouwd. Voor cerium, fosfor, kalium, lithium, natrium, silicium, thallium en yttrium zijn geen toxicologische referentiewaarden 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.

Voor de PAK's is in lijn met RIVM (2017a) en ECHA (2018) het extra risico per µg/kg lg/d ('unit risk') afgeleid. Hierbij is de REACH-Guidance (ECHA, 2012) gevolgd: eerst wordt de BMDL₁₀ omgezet naar een 'humane' BMDL₁₀ (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. Zo is de 'humane' BMDL₁₀ gedeeld door 100.000 de dosering waarbij het extra

kankerrisico één op miljoen (1×10^{-6}) is. Ter illustratie: de orale BMDL₁₀ van 0,49 mg/kg lg/d voor PAK8 komt uit een orale carcinogeniteitsstudie met muizen. Voor muis-mens extrapolatie is de allometrische schalingsfactor 7. Het extra kankerrisico van 1×10^{-6} ligt voor 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 $1,43 \times 10^{-3}$. Voor de dermale route resulteert dit in een unit risk van $9,46 \times 10^{-4}$ per $\mu\text{g}/\text{kg lg/d}$.

In Bijlage A zijn kort voor elke relevante 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 (RIVM, 2007a, 2008, 2009, 2017a). De informatie is primair gericht op de systemische toxiciteit gerelateerd aan de voor deze beoordeling relevante blootstellingsroute(s).

Tabel 4 geeft voor de verschillende stoffen een overzicht van het voorkomen op de Nederlandse ZZS-lijst (Zeer Zorgwekkende Stoffen). ZZS-stoffen zijn stoffen die gevaarlijk zijn voor mens en milieu omdat ze bijvoorbeeld kankerverwekkend zijn, de voortplanting belemmeren of zich in de voedselketen ophopen.

Tabel 3. Overzicht van de beschikbare orale toxicologische referentiewaarden voor de metalen

		Toxicologische referentiewaarde ($\mu\text{g}/\text{kg lg/d}$)	referentie
Al	aluminium	1000 ^a	EFSA (2008)
As	arseen	3 ^b	JECFA (2011)
B	boor	160 ^c	EFSA (2006)
Ba	barium	600	RIVM (2008)
Ca	calcium	42000 ^d	EFSA (2006)
Cd	cadmium	2,5 ^a	EFSA (2009)
Ce	cerium	-	
Co	kobalt	1,4	RIVM (2001)
Cr	chroom	Cr-3: 300 Cr-6: 1000 ^e	EFSA (2014)
Cu	koper	83 ^f	EFSA (2006)
Fe	ijzer	800	JECFA (1983)
K	kalium	-	
Li	lithium	- ^g	
Mg	magnesium	4167 ^h	EFSA (2006)
Mn	mangaan	30	RIVM (2008) OEHHA (2006)
Mo	molybdeen	9	Vyskocil en Viau (1999)
Na	natrium	-	
Ni	nikkel	10	RIVM (2008)
P	fosfor	-	
Pb	lood	0,05	EFSA (2010)
Sb	antimoon	6	RIVM (2009)
Se	seleen	5 ⁱ	EFSA (2006)

		Toxicologische referentiewaarde (µg/kg lg/d)	referentie
Si	silicium	-	
Sn	tin	0,2	RIVM (2009)
Sr	strontium	600	RIVM (2008)
Ti	titanium	200	RIVM (2009)
Tl	thallium	-	
V	vanadium	2	RIVM (2009)
Y	yttrium	-	
Zn	zink	360 ^j	EFSA (2006)

^a betreft een TWI (Tolerable Weekly Intake; toleereerbare wekelijkse inname)

^b betreft een BMDL_{0,5}

^c EFSA (2006) heeft voor boor een 'Tolerable upper intake level' (UL) van 10 mg/dag (0,160 mg/kg lg/d) voor volwassenen afgeleid; deze is door EFSA, op basis van oppervlakte (lichaamsgewicht^{0,75}), vertaald naar een UL van 3 mg/d voor kinderen van 1-3 jaar en een UL van 4 mg/d voor kinderen van 4-6 jaar.

^d EFSA (2006) 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. Voor de huidige beoordeling wordt de UL voor volwassenen als een richtwaarde gebruikt.

^e betreft een BMDL₁₀

^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 SCF, 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.

^g voor zover bekend is er geen toxicologische referentiewaarde voor lithium. Lithium heeft ook een toepassing in de humane geneeskunde. Voor de huidige beoordeling is de ondergrens van de therapeutische dosering voor kinderen vanaf 6 jaar gebruikt als richtwaarde. De therapeutische dosering van lithium (indicatie: acute manie en preventie van depressieve en manische fase bij bipolaire stoornis) voor kinderen van 6-12 jaar bedraagt 10-30 mg/kg lg/d in 1-2 doses (met gereguleerde afgifte) of 3-4 doses (zonder gereguleerde afgifte) (Farmacotherapeutisch Kompas, 2019).

^h EFSA (2006) heeft voor magnesium een UL van 250 mg/dag voor volwassenen en kinderen vanaf 4 jaar afgeleid. 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 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 gebruikt.

ⁱ 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, 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.

^j 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}), 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.

Tabel 4. Overzicht van welke stoffen opgenomen zijn op de Nederlandse ZZS-lijst en volgens welke criteria (RIVM, 2019a).

		ZZS volgens:				
		EU gevaars-indeling	REACH	KRW	OSPAR	EU-POP verordening
Al	aluminium					
As	arseen	X	X	X		
B	boor	X ^a	X ^a			
Ba	barium					
Ca	calcium					
Cd	cadmium	X	X	X	X	
Ce	cerium					

		ZZS volgens:				
		EU gevaars - indeling	REACH	KRW	OSPAR	EU-POP verordeni ng
Co	kobalt	X ^b	X ^b			
Cr	chrom	X ^c	X ^c			
Cu	koper					
Fe	ijzer					
K	kalium					
Li	lithium					
Mg	magnesium					
Mn	mangaan					
Mo	molybdeen					
Na	natrium					
Ni	nikkel	X				
P	fosfor					
Pb	lood	X	X		X	
Sb	antimoon					
Se	seleen					
Si	silicium					
Sn	tin					
Sr	strontium					
Ti	titanium					
Tl	thallium					
V	vanadium					
Y	yttrium					
Zn	zink					
PAK	polycyclische aromatische koolwater- stoffen	X	X	X	X	X

^a betreft boorverbindingen

^b betreft kobaltverbindingen

^c betreft chroom(VI)verbindingen

Blootstelling

Algemene uitgangspunten

Voor het in kaart brengen van de blootstelling aan chemische stoffen aanwezig in een uitstoot van één grafietregen wordt gebruikt gemaakt van de door het RIVM verzamelde veegmonsters (zie paragraaf 'monstername'). Op basis van deze monsters kan dermale blootstelling en orale blootstelling via handmondcontact in kaart gebracht worden. Inhalatieblootstelling aan door grafietregen verontreinigde lucht en orale blootstelling via consumptie van gecontamineerde gewassen en dierlijke producten uit Wijk aan Zee en omgeving worden in deze risicobeoordeling *niet* meegenomen.

De huidige beoordeling zal zich richten op een realistisch worst case scenario. Het blootstellingsscenario zal zich richten op buiten spelende jonge kinderen. Jonge kinderen hebben relatief gezien een hoge blootstelling (uitgedrukt per kg

lichaamsgewicht (I_g)), dit vanwege hun specifieke gedrag (kruipen/spelen op de grond, hand-mondcontact) en hun relatief laag lichaamsgewicht. Aangenomen wordt dat de blootstelling bij volwassenen lager zal zijn dan bij een kind (blootstelling/kg $I_{g_{\text{kind}}} > \text{blootstelling/kg } I_{g_{\text{volwassene}}}$). In lijn met RIVM (2016a) wordt aangenomen dat de groep kinderen die actief buiten speelt in de leeftijd van 2-12 jaar is. Gedurende het buiten spelen kunnen kinderen met hun blote handen, armen, voeten en benen in contact komen met oppervlakten waarop depositie vanuit de grafietregen plaatsgevonden heeft. Aangenomen wordt dat orale blootstelling via hand-mondcontact vooral van toepassing is op kinderen jonger dan 6 jaar (RIVM, 2007b). In deze beoordeling worden kinderen die picagedrag (zucht naar het eten van niet-eetbare zaken zoals bodemmateriaal) vertonen buiten beschouwing gelaten.

Frequentie en duur van buiten spelen

Voor de keuze van de frequentie en duur van buiten spelen richten we ons op de aannames en keuzes gemaakt bij een voorgaande RIVM-beoordeling, waarbij specifiek gekeken is naar blootstelling aan PAK's als gevolg van spelen in speeltuintjes met rubbertegels als ondergrond (RIVM 2016a). Destijds werd opgemerkt dat de beschikbare onderliggende data met betrekking tot duur en frequentie van bezoek aan speeltuintjes niet van recente datum waren (jaren 70-90 van de vorige eeuw), waardoor een nauwkeurige schatting bemoeilijkt werd omdat verwacht kan worden dat vandaag de dag kinderen minder buiten spelen dan 20-40 jaar geleden. Desondanks lieten de beschikbare data zien dat een aanzienlijk aantal kinderen meerdere keren per week een bezoek brengt aan een speeltuin en dat een aanzienlijk aantal van deze bezoeken één of meerdere uren duurt. Op basis van deze data is door het RIVM destijds een frequentie van bezoek aan speeltuintjes (inclusief het spelen op speeltoestellen bij scholen en kinderdagverblijven) van 5 dagen per week met een duur van gemiddeld genomen 2 uur per dag (ongeacht de leeftijdscategorie) afgeleid (RIVM, 2016a). Voor de huidige beoordeling wordt aangenomen dat deze frequentie en duur ook geldt voor het buiten spelen in het algemeen, waarbij verder aangenomen wordt dat gedurende deze duur er contact kan zijn met een gecontamineerd oppervlak.

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 een frequentie van 5 dagen per week, resulterend in 261 dagen/jaar. Verder wordt, in lijn met RIVM (2016a) aangenomen dat kinderen op dagen met een maximum temperatuur boven de 20°C buiten spelen met blote voeten en 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. Tabel 5 presenteert het aantal dagen per jaar in de afgelopen 5 jaar met een maximum temperatuur boven de 20°C, in De Bilt (KNMI, 2019); gemiddeld waren er 105 warme dagen per jaar. Gebaseerd op een frequentie van 5 dagen per week, wordt aangenomen dat kinderen blootgesteld worden via armen, voeten en benen gedurende 75 dagen.

Tabel 5. Overzicht van het aantal dagen >20°C (in de Bilt; KNMI (2019)).

Jaar	Aantal dagen >20°C
2014	110
2015	69
2016	108
2017	105
2018	132
Gemiddeld per jaar	105

Lichaamsgewicht

Tabel 6 presenteert het lichaamsgewicht voor kinderen in de verschillende, relevante leeftijdscategorieën. Opgemerkt wordt dat dit het 25^e percentiel bedraagt.

Om tot een realistisch worst case inschatting van de blootstelling te komen, behorend bij het 95^e percentiel van de populatie blootstellingsverdeling, wordt doorgaans voor elke inputparameter het 75^e percentiel berekend (of geschat) (RIVM, 2014). In geval van omgekeerd evenredige parameters, bijv. lichaamsgewicht, wordt het 25^e percentiel gebruikt. Een lager lichaamsgewicht resulteert in een hogere blootstelling (uitgedrukt in hoeveelheid/kg lg).

Tabel 6. Lichaamsgewicht voor verschillende leeftijdscategorieën (RIVM, 2014).

Leeftijd (jaar)	Lichaamsgewicht (kg)
2	12,4
3 tot 6	15,7
6 tot 11	24,3
11 tot 16	44,8

Dermale blootstelling

Dermale blootstelling kan ontstaan als gevolg van contact van onbedekte huid met een gecontamineerd oppervlak (in dit geval, een oppervlak waarop grafietregen gedeponereerd is). 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 gebruik gemaakt van de wijze van berekenen in het zogenaamde 'dermal-direct product contact-rubbing-off'-model van ConsExpo Web (RIVM 2018a).

De volgende aannames worden gedaan:

- De 'transfer coefficient' (de grootte van het gecontamineerd oppervlak waarmee per tijdseenheid huidcontact mogelijk is) bedraagt voor kinderen 0,2 m²/uur (RIVM, 2016b). Voor huidige beoordeling wordt aangenomen dat deze transfer coefficient de effectieve overdracht beschrijft naar beide handen, onderarmen, voeten en benen;
- De 'dislodgeable fraction' (de fractie van de hoeveelheid chemische stof op een gecontamineerd oppervlak wat afgewreven kan worden als gevolg van huidcontact met dit gecontamineerd oppervlak) is voor de huidige beoordeling, vanuit een conservatieve aanname, op 1 gezet. M.a.w., huidcontact met een gecontamineerd oppervlak resulteert in een volledige overdracht van de chemische stof van het gecontamineerd oppervlak naar de huid;
- De contactduur bedraagt gemiddeld genomen 2 uur/dag (zie paragraaf 'frequentie en duur van buiten spelen');
- Het huidoppervlak van de handen bedraagt 20% van het huidoppervlak van handen, onderarmen, benen en voeten (RIVM 2006).

De totale hoeveelheid van een chemische stof op de beide handen, onderarmen, voeten en benen kan als volgt berekend worden* :

$$C \times TC \times DF \times t$$

Hierbij is:

C = concentratie van chemische stof op het veegmonster (uitgedrukt als hoeveelheid per m²)

TC = transfer coefficient (m²/uur)

DF = dislodgeable fraction

t = duur (uur)

* indien rekening gehouden wordt met gelijktijdige orale blootstelling via hand-mondcontact, dient de berekende totale hoeveelheid chemische stof op de beide handen, onderarmen, voeten en benen gecorrigeerd te worden voor de hoeveelheid chemische stof op de handen die beschikbaar is voor hand-mondcontact en daardoor dus niet meer beschikbaar is voor dermale blootstelling (zie paragraaf '*hand-mondcontact*'); de gecorrigeerde totale hoeveelheid chemische stof op de onbedekte huid (beide handen, onderarmen, voeten en benen) is dan: $C \times TC \times DF \times t \times 0,9$

Dit zal gebruikt worden om de dermale blootstelling gedurende een warme dag (>20°C) in te schatten.

De totale dermale blootstelling via beide handen kan als volgt berekend worden#:

$$C \times TC \times DF \times t \times 0,2$$

Hierbij is:

C = concentratie van chemische stof op het veegmonster (uitgedrukt als hoeveelheid per m²)

TC = transfer coefficient (m²/uur)

DF = dislodgeable fraction

t = duur (uur)

0,2 = het huidoppervlak van beide handen bedraagt ca. 20% van het huidoppervlak van handen, onderarmen, benen en voeten

indien 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 en daardoor dus niet meer beschikbaar is voor dermale blootstelling (zie paragraaf '*hand-mondcontact*'); de gecorrigeerde totale hoeveelheid chemische stof op de handen is dan: $C \times TC \times DF \times t \times 0,2 \times 0,5 = C \times TC \times DF \times t \times 0,1$

Dit zal gebruikt worden om de dermale blootstelling gedurende een dag met een temperatuur <20°C in te schatten.

De dermale blootstelling wordt uiteindelijk uitgedrukt per kg lichaamsgewicht (zie paragraaf '*lichaamsgewicht*').

Hand-mondcontact

Hand-mondcontact levert een belangrijke bijdrage aan de blootstelling van kinderen aan chemische stoffen. Voor de huidige beoordeling wordt aangenomen dat orale blootstelling via hand-mondcontact van toepassing is op kinderen jonger dan 6 jaar (RIVM, 2007b). RIVM (2006) stelt dat voor kinderen van 1-2 jaar geldt dat 50% van de chemische stof die op de handen terecht komt beschikbaar is voor hand-mondcontact. Voor de huidige beoordeling nemen we aan dat dit ook geldt voor kinderen tot 6 jaar.

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

$$C \times TC \times DF \times t \times 0,2 \times 0,5 = C \times TC \times DF \times t \times 0,1$$

Hierbij is:

C = concentratie van chemische stof op het veegmonster (uitgedrukt als hoeveelheid per m²)

TC = transfer coefficient (m²/uur)

DF = dislodgeable fraction

t = duur (uur)

0,2 = het huidoppervlak van beide handen bedraagt 20% van het huidoppervlak van handen, onderarmen, benen en voeten

0,5 = 50% van de chemische stof die op de handen terecht komt is beschikbaar voor hand-mondcontact

De orale blootstelling wordt uiteindelijk uitgedrukt per kg lichaamsgewicht (zie paragraaf '*lichaamsgewicht*').

Duur van het incident

Afgelopen jaren (ongeveer sinds 3 jaar) is herhaaldelijk een uitstoot van grafietregen geweest, met een piek gedurende de zomer en herfst van 2018. De uitstoot van grafietregen kenmerkt zich door een korte uitstoot en snelle depositie. Afhankelijk van de windrichting en -snelheid vindt vrij snel na de uitstoot depositie plaats in Wijk aan Zee.

In de huidige beoordeling zullen twee scenario's meegenomen worden. Primair zal de beoordeling zich richten op een kortdurende, eenmalige blootstelling. Echter, rekening houdend met dat 1) de uitstoot van grafietregen herhaaldelijk voorgekomen is de afgelopen drie jaar en 2) de depositie als gevolg van de grafietregen kan blijven liggen en er dus herhaaldelijk contact mogelijk is, wordt in de huidige beoordeling ook rekening gehouden met langdurende blootstelling over drie jaar. Hieronder volgt een kort overzicht van de twee scenario's:

Scenario A

Kortdurende blootstelling: incidentele blootstelling op één dag

- kind van 2 jaar oud;
- blootstelling mogelijk gedurende één dag à 4 uur.
Zoals in paragraaf '*frequentie en duur van buiten spelen*' beschreven wordt aangenomen dat de duur van buiten spelen *gemiddeld* genomen 2 uur/dag bedraagt. Voor dit scenario van een kortdurende, incidentele blootstelling op één dag is er voor gekozen om een hogere blootstellingsduur aan te houden (welke nog passend is bij een 2-jarig kind);
- dermale blootstelling en orale blootstelling via hand-mondcontact.

Scenario B

Langdurende blootstelling: huidige situatie, drie jaar

- kind in de leeftijd van 2 tot 5 jaar;
- blootstelling mogelijke gedurende drie jaar, met een frequentie van 5 dagen/week en een duur van gemiddeld genomen 2 uur/dag;
- dermale blootstelling en orale blootstelling via hand-mondcontact

Levenslange blootstelling

In geval van blootstelling aan stoffen waarbij de toxicologische grenswaarde gebaseerd is op levenslange blootstelling (zoals voor stoffen zonder drempel, o.a. PAK's) dient een zogenaamde 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's plaatsvindt.

Bijvoorbeeld, scenario A ('kortdurende blootstelling: incidentele blootstelling op één dag') duurt één dag en is van toepassing op een kind van 2 jaar oud. Voor dit scenario wordt de blootstelling van één dag gemiddeld over 70 jaar (correctie met $\times 1/(365 \times 70)$). Scenario B ('langdurende blootstelling: huidige situatie, drie jaar') duurt totaal 3 jaar, is van toepassing op een kind van 2 tot 5 jaar en is, vanwege leeftijdsafhankelijk verschil in antropometrische data, opgebouwd uit een deelscenario met kind in de leeftijd van 2 tot 3 jaar (totale blootstellingsduur: 1 jaar) en een deelscenario met kind in de leeftijd van 3 tot

5 jaar (totale blootstellingsduur: 2 jaar). Voor beide deelscenario's wordt de blootstelling per dag (welke plaatsvindt gedurende 5 dagen per week) eerst gemiddeld over 7 dagen (correctie met $\times 5/7$) en vervolgens gemiddeld over 70 jaar (correctie met $\times 1/70$ in geval van het eerste deelscenario (kind 2 tot 3 jaar) en correctie met $\times 2/70$ in geval van het tweede deelscenario (kind 3 tot 5 jaar)). De blootstelling van beide deelscenario's worden vervolgens gesommeerd om voor scenario B tot de totale blootstelling te komen.

Blootstellingsberekening

De resultaten van de blootstellingsberekeningen zijn weergegeven in tabellen 7 en 8 (metalen) en tabel 9 (PAK's). De blootstellingsberekening is gebaseerd op de **maximale** waarden van de 'grafietregenmonsters' genomen op de dag van melding van een uitstoot van grafietregen (zie paragraaf 'Analyse', tabellen 1 en 2). Vanwege aangenomen verwaarloosbare dermale absorptie voor metalen, wordt de dermale blootstelling voor metalen verder niet beschouwd. Voor de PAK's zal zowel de orale als de dermale route worden beschouwd.

Tabel 7. Overzicht van de geschatte orale blootstelling aan metalen via hand-mondcontact voor scenario A ('Kortdurende blootstelling: incidentele blootstelling op één dag'; kind van 2 jaar oud) ^{a,b}

		orale blootstelling ($\mu\text{g}/\text{kg Ig}/\text{d}$)
Al	aluminium	722 ^c
As	arseen	0,061
B	boor	0,33
Ba	barium	53
Ca	calcium	1445
Cd	cadmium	0,048 ^c
Ce	cerium	0,12
Co	kobalt	0,090
Cr	chroom	5,1
Cu	koper	0,44
Fe	ijzer	1117
K	kalium	10
Li	lithium	0,057
Mg	magnesium	204
Mn	mangaan	112
Mo	molybdeen	0,043
Na	natrium	138
Ni	nikkel	0,27
P	fosfor	25
Pb	lood	0,88
Sb	antimoon	0,026
Se	seleen	0,011
Si	silicium	65
Sn	tin	0,13
Sr	strontium	1,3
Ti	titanium	26
Tl	thallium	0,0051
V	vanadium	18
Y	yttrium	0,022
Zn	zink	9,0

Voor de grijs gemarkeerde metalen is de geschatte blootstelling hoger dan de toxicologische referentiewaarde; zie verder paragraaf 'Risico'.

^a De blootstelling is gebaseerd op de maximale waarden van de vee monsters genomen op de dag van een melding van uitstoot van een grafietregen (zie paragraaf 'Analyse', tabellen 1 en 2).

^b vanwege aangenomen verwaarloosbare dermale absorptie voor metalen, wordt de dermale blootstelling uitgedrukt verder niet beschouwd.

^c voor aluminium en cadmium is een TWI beschikbaar als toxicologische referentiewaarde; daarom is voor deze twee metalen de blootstelling op weekbasis gepresenteerd (uitgaande van een frequentie van 5 dagen/week (zie paragraaf 'frequentie en duur van buiten spelen')).

Tabel 8. Overzicht van de geschatte orale blootstelling aan metalen via handmondcontact voor scenario B ('Langdurende blootstelling: huidige situatie, drie jaar'), berekend voor kinderen in de leeftijd 2 tot 3 jaar oud en 3 tot 5 jaar oud ^{a,b}

		orale blootstelling (µg/kg lg/d)	
		2-3 jaar	3-5 jaar
Al	aluminium	361 ^c	285 ^c
As	arseen	0,031	0,024
B	boor	0,17	0,13
Ba	barium	26	21
Ca	calcium	723	571
Cd	cadmium	0,024 ^c	0,019 ^c
Ce	cerium	0,058	0,046
Co	kobalt	0,045	0,035
Cr	chrom	2,5	2,0
Cu	koper	0,22	0,17
Fe	ijzer	559	441
K	kalium	5,0	4,0
Li	lithium	0,029	0,023
Mg	magnesium	102	81
Mn	mangaan	56	44
Mo	molybdeen	0,021	0,017
Na	natrium	69	55
Ni	nikkel	0,14	0,11
P	fosfor	12	9,9
Pb	lood	0,44	0,35
Sb	antimoon	0,013	0,010
Se	seleen	0,0053	0,0042
Si	silicium	33	26
Sn	tin	0,063	0,050
Sr	strontium	0,66	0,52
Ti	titanium	13	10
Tl	thallium	0,0026	0,0020
V	vanadium	9,1	7,2
Y	yttrium	0,011	0,0087
Zn	zink	4,5	3,6

Voor de grijs gemarkeerde metalen is de geschatte blootstelling hoger dan de toxicologische referentiewaarde; zie verder paragraaf 'Risico'.

^a De blootstelling is gebaseerd op de maximale waarden van de vee monsters genomen op de dag van een melding van uitstoot van een grafietregen (zie paragraaf 'Analyse', tabellen 1 en 2).

^b vanwege aangenomen verwaarloosbare dermale absorptie voor metalen, wordt de dermale blootstelling verder niet beschouwd.

^c voor aluminium en cadmium is een TWI beschikbaar als toxicologische referentiewaarde; daarom is voor deze twee metalen de blootstelling op weekbasis gepresenteerd (uitgaande van een frequentie van 5 dagen/week (zie paragraaf 'frequentie en duur van buiten spelen'))

Risico

Voor de risicobeoordeling zijn de blootstellingsschattingen vergeleken met de toxicologische referentiewaarden. Op basis hiervan kan een inschatting gemaakt worden van het risico als gevolg van blootstelling aan stoffen uit de grafietregen. Dit is gedaan voor een scenario van een kortdurende blootstelling op één dag (scenario A, 'kortdurende blootstelling: incidentele blootstelling op één dag') en een scenario van langdurende herhaalde blootstelling gedurende drie jaar (scenario B, 'langdurende blootstelling: huidige situatie, drie jaar'). Opgemerkt dient te worden dat de huidige risicobeoordeling de mogelijke gezondheidsrisico's als gevolg van dermale blootstelling en orale blootstelling via hand-mondcontact in kaart brengt. De mogelijke gezondheidsrisico's als gevolg van inhalatieblootstelling aan door grafietregen verontreinigde lucht en orale blootstelling via consumptie van gecontamineerde gewassen en dierlijke producten uit Wijk aan Zee en omgeving zijn in deze beoordeling *niet* meegenomen. Dit betekent dat de huidige risicobeoordeling een deel van de totale blootstelling als gevolg van de uitstoot van grafietregen omvat en dat de resultaten van de risicobeoordeling als zodanig geïnterpreteerd dienen te worden.

Metalen

Voor de meeste metalen zijn de toxicologische referentiewaarden gerelateerd aan een drempel effect. Voor deze effecten wordt er vanuit gegaan dat een dagelijkse blootstelling aan de toxicologische referentiewaarde (zoals bijvoorbeeld een toereerbare dagelijkse inname (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 zogenaamde 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 bijv. een epidemiologische studie gekoppeld aan een bepaald effectniveau) enerzijds en de geschatte blootstelling bij de mens anderzijds. EFSA (2005) stelt dat, in geval van genotoxisch carcinogenen, bij een MOE van 10.000 of hoger, indien deze MOE gebaseerd is op een BMDL₁₀ afkomstig van proefdieronderzoek, 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.

De resultaten van de blootstellingsschatting laten zien dat voor de meeste metalen de blootstelling (tabellen 7 en 8) onder de toxicologische referentiewaarde (tabel 3) blijft. Voor die metalen kan daarom gesteld worden dat een gezondheidsrisico door blootstelling (dermale blootstelling en orale blootstelling via hand-mondcontact) via uitstoot van grafietregen niet te verwachten is.

Echter, voor een aantal metalen (grijs gemarkeerd in tabellen 7 en 8) is de geschatte blootstelling hoger dan de toxicologische referentiewaarde. Dit betreft ijzer (alleen scenario A), lood, mangaan en vanadium. Voor deze specifieke metalen (aangevuld met arseen en chroom) zal hieronder beschreven worden welke afweging gemaakt is.

Arseen: Voor arseen bedroeg voor scenario A de geschatte orale blootstelling op één dag voor een kind van 2 jaar oud 0,061 µg/kg lg/d. De berekende MOE voor scenario A is 49 (3/0,061). Voor scenario B was de geschatte orale dagelijkse blootstelling gedurende drie jaar 0,031 µg/kg lg/d (kind 2-3 jaar) en

0,024 µg/kg lg/d (kind 3-5 jaar). De berekende MOE is in dit geval respectievelijk 97 (3/0,031) en 125 (3/0,024).

Ten behoeve van de risicobeoordeling 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. Deze door JECFA afgeleide BMDL_{0,5} is momenteel de best beschikbare referentiewaarde voor de risicobeoordeling. Specifiek voor arseen wordt door zowel EFSA als JECFA geen minimale MOE opgegeven. Recent heeft een RIVM-expertgroep hiervoor een verkenning uitgevoerd en concludeerde dat voor arseen de minimale MOE voor de BMDL_{0,5} van 3 µg/kg lg/dag tussen 10 en 50 zou moeten liggen (RIVM, 2017b). Op basis hiervan kan gesteld worden dat een gezondheidsrisico door blootstelling aan arseen (dermale blootstelling en orale blootstelling via hand-mondcontact) als gevolg van uitstoot van grafietregen niet te verwachten is.

Chroom: Voor de beoordeling van chroom dient rekening gehouden te worden met de oxidatiestatus. Van chroom is bekend dat een specifieke vorm (chroom-6) kankerverwekkend is. Omdat niet bekend is in welke mate een bepaalde vorm van chroom in de grafietregen voorkomt (er is 'totaal chroom' gemeten), kunnen geen conclusies worden getrokken over mogelijke risico's als gevolg van blootstelling aan dit metaal.

IJzer: Voor ijzer bedraagt de geschatte orale incidentele blootstelling op één dag voor scenario A 1117 µg/kg lg/d. Hiermee wordt de toxicologische referentiewaarde beperkt overschreden. De orale biobeschikbaarheid van ijzer is laag. Daarnaast heeft het lichaam een aanzienlijke capaciteit om ijzer, na herhaalde blootstelling, op te slaan en zal systemische toxiciteit pas optreden in geval van een overbelasting van deze opslagcapaciteit (JECFA, 1983). Op basis hiervan kan gesteld worden dat een gezondheidsrisico door blootstelling aan ijzer (dermale blootstelling en orale blootstelling via hand-mondcontact) als gevolg van uitstoot van grafietregen niet te verwachten is.

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; zie tabel 3). Voor lood is voor scenario A de geschatte orale incidentele blootstelling op één dag voor een kind van 2 jaar oud 0,88 µg/kg lg/d. Voor scenario B is de geschatte orale dagelijkse blootstelling aan lood gedurende drie jaar 0,44 µg/kg lg/d (kind 2-3 jaar) en 0,35 µg/kg lg/d (kind 3-5 jaar). Hiermee wordt in beide gevallen de toxicologische referentiewaarde van lood overschreden.

Vanwege de lange halfwaardetijd in het lichaam, is voor lood chronische toxiciteit het meest zorgwekkend. Langdurende (lage) blootstelling aan lood leidt tot neurologische ontwikkelingsstoornissen, effecten waar kinderen het meest gevoelig voor zijn omdat hun hersenen en zenuwstelsel nog in ontwikkeling zijn.

Dit betekent dat voor het scenario van herhaalde blootstelling gedurende drie jaar (scenario B) een gezondheidsrisico als gevolg van blootstelling aan lood (dermale blootstelling en orale blootstelling via hand-mondcontact) via uitstoot van grafietregen aanwezig is.

Het is wenselijk om de totale blootstelling aan lood zo laag mogelijk te houden. Opgemerkt wordt dat de dagelijkse blootstelling aan lood via voeding (0,74 – 1,0 µg/kg lg/d (gemiddelde inname in kinderen van 2-6 jaar; RIVM 2016c)) al hoger is dan wat toxicologisch gezien acceptabel is. Additionele blootstelling

dient dan ook gelimiteerd te worden. Verwacht wordt dat een kortdurende, incidentele blootstelling op één dag (zoals in geval van scenario A) kan resulteren in een (beperkte) verhoging van de bloed-loodspiegel. Hoewel beperkt van omvang is deze verhoging ongewenst, gezien de dagelijkse hoge (achtergrond)blootstelling via voeding. Dit betekent dat een incidentele overschrijding van de maximaal acceptabele blootstellingswaarde van lood als gevolg van uitstoot van grafietregen (scenario A) ongewenst is, ook al is het extra risico, gezien de reeds aanwezige dagelijkse hoge blootstelling via de voeding, beperkt.

Mangaan: Voor mangaan is voor scenario A de geschatte orale incidentele blootstelling op één dag voor een kind van 2 jaar oud 112 µg/kg lg/d. Voor scenario B is de geschatte orale dagelijkse blootstelling aan mangaan gedurende drie jaar 56 µg/kg lg/d (kind 2-3 jaar) en 44 µg/kg lg/d (kind 3-5 jaar). De toxicologische referentiewaarde van mangaan (30 µg/kg lg/d) is gebaseerd op neurotoxiciteit. Het is onduidelijk of (jonge) kinderen een gevoelige groep vormen voor de effecten van mangaan (RIVM, 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. Bij de afleiding van de toxicologische referentiewaarde is destijds door OEHHA (2006) een correctie doorgevoerd voor de gemiddelde mangaan inname vanuit voeding. De toxicologische referentiewaarde geldt dus voor blootstellingen bovenop de normale inname via de voeding. Op basis van de huidig beschikbare toxicologische informatie kan gesteld worden dat, voor het scenario van herhaalde blootstelling gedurende drie jaar (scenario B), een gezondheidsrisico als gevolg van blootstelling aan mangaan (dermale blootstelling en orale blootstelling via hand-mondcontact) via uitstoot van grafietregen aanwezig kan zijn. Het is niet duidelijk wat een incidentele overschrijding van de toxicologische referentiewaarde van mangaan (in geval van scenario A) betekent voor een mogelijk gezondheidsrisico als gevolg van blootstelling aan mangaan via uitstoot van grafietregen. De beschikbare toxicologische data zijn voor deze stof te beperkt.

Vanadium: Voor vanadium is voor scenario A de geschatte orale incidentele blootstelling op één dag voor een kind van 2 jaar oud 18 µg/kg lg/d. Voor scenario B is de geschatte orale dagelijkse blootstelling aan vanadium gedurende drie jaar 9,1 µg/kg lg/d (kind 2-3 jaar) en 7,2 µg/kg lg/d (kind 3-5 jaar). De toxicologische referentiewaarde van vanadium (2 µg/kg lg/d) is gebaseerd op ontwikkelingstoxiciteit, welke relevant is voor de zwangere vrouw ter bescherming van de ongeboren vrucht. Hoe veel hoger het acceptabel blootstellingsniveau zou zijn, rekening houdend met het eerstvolgend kritisch effect (welke relevant is voor kinderen), en of dit niveau ook overschreden zou worden is niet duidelijk. Anderzijds, jonge kinderen zijn ook nog in ontwikkeling.

Op basis van de huidige informatie kan gesteld worden dat, voor het scenario van herhaalde blootstelling gedurende drie jaar (scenario B), een gezondheidsrisico als gevolg van blootstelling aan vanadium via uitstoot van grafietregen aanwezig kan zijn. Het is niet duidelijk wat een incidentele overschrijding van de toxicologische referentiewaarde van vanadium (in geval van scenario A) betekent voor een mogelijk gezondheidsrisico als gevolg van blootstelling aan vanadium via uitstoot van grafietregen. De beschikbare toxicologische data zijn voor deze stof te beperkt.

PAK's

Voor de genotoxisch carcinogene PAK's zijn de toxicologische referentiewaarden gerelateerd aan een niet-drempel-effect. Het Nederlandse beleid streeft voor genotoxische werkende carcinogene stoffen naar een verwaarloosbaar dan wel maximaal toelaatbaar risiconiveau. Het verwaarloosbare risiconiveau (VR) is één op miljoen (d.w.z. één extra geval van kanker per miljoen levenslang blootgestelde individuen) en het maximaal toelaatbare risiconiveau (MTR) één op tienduizend (één extra geval van kanker per tienduizend levenslang blootgestelde individuen). Dit zijn beleidsmatig vastgestelde risiconiveaus. De risicogrens MTR is bedoeld om te bepalen of ingrijpende maatregelen (bijvoorbeeld saneren, terugroepen van producten) nodig zijn om het risico te verminderen.

Voor de genotoxisch carcinogene PAK's is, in lijn met RIVM (2017a) en ECHA (2018), middels de lineaire extrapolatiemethode een inschatting gemaakt van het extra kankerrisico. Hierbij is vanuit de laagste dosis waarbij in proefdieren een statistisch significante toename van tumoren optreedt ten opzichte van de controles lineair geëxtrapoleerd naar het niet-waarneembare lage dosisgebied bij de mens. Vervolgens is voor deze humane dosis een extra kankerrisico berekend. Hierbij is, in geval van een kortdurende, eenmalige blootstelling, gecorrigeerd voor de mogelijk grotere impact die een piekbelasting heeft op het kankerrisico. Deze correctie wordt uitgevoerd met de zogenaamde Dose-Rate Correction Factor (DRCF). De DRCF is de ratio tussen het extra kankerrisico ten gevolge van een kortdurende hoge blootstelling ('piekblootstelling') aan een bepaalde dosis van een genotoxische carcinogene stof tot de kans op kanker bij spreiding van diezelfde dosis over het hele leven (Verhagen et al., 1994). In lijn met RIVM (2019b) en gebaseerd op COT (1987; 1993), wordt bij de berekening van het extra kankerrisico voor kortdurende, eenmalige blootstelling (in dit geval scenario A: 'kortdurende blootstelling: incidentele blootstelling op één dag') een DRCF van 2,8 toegepast.

De resultaten van de risicobeoordeling voor de PAK's (Tabel 9) laten zien dat het extra kankerrisico als gevolg van een kortdurende, incidentele blootstelling (dermale blootstelling en orale blootstelling via hand-mondcontact) aan PAK's voor een kind van 2 jaar oud $2,0 \times 10^{-9}$ tot $8,2 \times 10^{-9}$ bedraagt (voor respectievelijk een niet-warme dag ($<20^\circ\text{C}$; huidcontact via handen) en een warme dag ($>20^\circ\text{C}$; huidcontact niet alleen via handen, maar ook via armen, voeten en benen)). In geval van een langdurende herhaalde blootstelling (scenario B: 'Langdurende blootstelling: huidige situatie, drie jaar') is het extra kankerrisico $4,5 \times 10^{-7}$. Deze geschatte risico's liggen onder het risiconiveau wat in Nederland verwaarloosbaar wordt geacht (1×10^{-6}).

Tabel 9. Resultaten van de beoordeling voor de PAK's (met EFSA-PAK8 als dosismaat), gebaseerd op dermale blootstelling en orale blootstelling via hand-mondcontact ^a**Scenario A ('kortdurende blootstelling; incidentele blootstelling op één dag')**

	Blootstelling op één dag (µg/kg lg/d)	Levenslange blootstelling (µg/kg lg/d)	BMDL ₁₀ (µg/kg lg/d)	Extra risico per µg/kg lg/d	Extra kankerrisico
Warme dag (>20°C)					
oraal	0,0075	2,95E-07	490	1,43E-03	1,2E-09
dermaal	0,0678	2,65E-06	740	9,46E-04	7,0E-09
totaal					8,2E-09
Niet-warme dag (<20°C)					
oraal	0,0075	2,95E-07	490	1,43E-03	1,2E-09
dermaal	0,0075	2,95E-07	740	9,46E-04	7,8E-10
totaal					2,0E-09

Scenario B ('langdurende blootstelling: huidige situatie, 3 jaar')

	Levenslange blootstelling (µg/kg lg/d)	BMDL ₁₀ (µg/kg lg/d)	Extra risico per µg/kg lg/d	Extra kankerrisico
oraal	9,92E-05	490	1,43E-03	1,4E-07
dermaal	3,28E-04	740	9,46E-04	3,1E-07
totaal				4,5E-07

^a De blootstelling is gebaseerd op de maximale waarden van de veegmonsters genomen op de dag van een melding van uitstoot van een grafietregen (zie paragraaf 'Analyse', tabellen 1 en 2).

Discussie en onzekerheden

De huidige risicobeoordeling kent een aantal onzekerheden. In tabel 10 worden de belangrijkste bronnen van onzekerheden met betrekking tot het geschatte risico gepresenteerd. Alles in overweging nemende wordt aangenomen dat de huidige beoordeling van de dermale blootstelling en orale blootstelling via hand-mondcontact van stoffen uit grafietregen geresulteerd heeft in een redelijk realistische schatting van het risico.

Tabel 10. Overzicht van de belangrijkste bronnen van onzekerheid in de huidige risicobeoordeling van de dermale blootstelling en orale blootstelling via hand-mondcontact en de invloed op de geschatte risico's. (↑het daadwerkelijke risico is hoger, onderschatting van het risico; ↓het daadwerkelijke risico is lager, overschatting van het risico)

Bron	Beschrijving	Effect op risico
Toxiciteit		
	Mangaan: De beschikbare toxicologische data zijn beperkt.	↑↓
	Vanadium: De beschikbare toxicologische data zijn beperkt.	↑↓
<i>Toxiciteit - PAK's</i>	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 grafietregen.	↑↓
	Algemeen wordt aangenomen dat de lineaire extrapolatiemethode een conservatieve benadering is.	↓
	Naast de hoge-naar-lage dosis factor zijn cf. de REACH-Guidance geen inter- en intraspecies factoren toegepast.	↑
Blootstelling		
	De blootstellingsschatting is gericht op het 95 ^e percentiel van de blootgestelde populatie; dit is algemeen geaccepteerd als een realistische worst-case schatting.	-
	Aangenomen is dat huidcontact met een gecontamineerd oppervlak resulteert in een volledige overdracht van de chemische stof van het gecontamineerd oppervlak naar de huid (dislodgeable fraction = 1).	↓
	De blootstellingsschatting is gebaseerd op de maximale waarde van de beschikbare monsters. Echter, de beschikbare data zijn afkomstig van een beperkte monsternamen; één monsternamemoment met 9 locaties. Kwantitatieve informatie over variatie tussen verschillende uitstoten van grafietregen is niet beschikbaar. De mate van depositie op de verschillende vooraf gemarkeerde locaties kan ook afhankelijk zijn van de weersomstandigheden (bijv. windsterkte/richting).	↑↓

(↑): de onzekerheden geven aan dat het risico hoger kan zijn en dus onderschat is.

(↓): de onzekerheden geven aan dat het risico lager kan zijn en dus overschat is.

(-): de onzekerheden hebben een minimale impact op het geschatte risico.

(↑↓): de onzekerheden hebben een impact op het geschatte risico, echter is het niet mogelijk in te schatten of deze onzekerheden leiden tot een onder- of overschatting van de risico's.

Echter, zoals eerder opgemerkt bevat de huidige risicobeoordeling slechts een deel van de totale blootstelling als gevolg van grafietregen omdat de mogelijke gezondheidsrisico's als gevolg van inhalatieblootstelling aan door grafietregen verontreinigde lucht en orale blootstelling via consumptie van gecontamineerde gewassen en dierlijke producten uit Wijk aan Zee en omgeving *niet* meegenomen zijn. Zoals eerder benoemd is het technisch en praktisch lastig om luchtmonsters te nemen van grafietregen. Het is niet bekend in hoeverre de ontbrekende blootstellingen kunnen bijdragen aan de totale blootstelling.

De huidige risicobeoordeling is gebaseerd op analyseresultaten van de door het RIVM verzamelde veegmonsters na één grafietregen. Zowel Tata Steel als de Dorpsraad van Wijk aan Zee hebben na een uitstoot van een grafietregen monsters genomen en deze laten analyseren op aanwezigheid van metalen (Provincie Noord-Holland, 2019). De RIVM-data zijn op een andere wijze verkregen waardoor een directe kwantitatieve vergelijking van de RIVM-data met de data van Tata Steel en de Dorpsraad bemoeilijkt wordt. Ook in de monsters van Tata Steel en de Dorpsraad zijn diverse metalen waaronder arseen, ijzer, lood, mangaan en vanadium aangetoond.

Binnen dit onderzoek zijn op het moment van schoonmaken en markeren van de oppervlakten ook zogenaamde 'eerste veegmonsters' genomen (van dezelfde negen locaties als gepresenteerd in figuur 1 en 2). Hierdoor was het ook mogelijk om de veegmonsters van de grafietregen te vergelijken met de veegmonsters die genomen zijn tijdens het schoonmaken. Deze 'eerste veegmonsters' zijn een weergave van wat er op dat moment lag op het bemonsterde oppervlak. De depositie is afkomstig van verschillende bronnen zoals Tata Steel, verkeer, houtrook etc. Daarnaast is de hoeveelheid en samenstelling van de depositie afhankelijk van de weersomstandigheden zoals hoe hard en vaak het heeft geregend en gewaaid in de voorafgaande periode. Op basis van deze veegmonsters kan niks geconcludeerd worden over de bron(nen) van de depositie en in welke periode deze depositie op het oppervlak is neergekomen maar geeft alleen een indicatie.

De analyseresultaten van deze 'eerste veegmonsters' (zie bijlage B) laten zien dat voor sommige locaties de hoeveelheden van de metalen en PAK's hoger zijn dan de grafietregenmonsters en voor sommige locaties lager. Bijvoorbeeld, de hoogst gemeten hoeveelheid PAK's (som van PAK8) van de 'eerste veegmonsters' ligt een factor 2,6-7,5 hoger dan de hoogst gemeten waarde van de grafietregenmonsters. Uitgaande van deze PAK-hoeveelheden zou het extra kankerrisico gekoppeld aan dermale blootstelling en orale blootstelling via hand-mondcontact, in geval van een langdurende herhaalde blootstelling (scenario B 'langdurende blootstelling: huidige situatie, 3 jaar'), boven het verwaarloosbaar risico uitkomen ($1,2 \times 10^{-6}$ tot $3,4 \times 10^{-6}$; data niet gepresenteerd).

Algemeen geldt ook dat hoe langer de uitstoot en dus ook de blootstelling door kan gaan, des te groter de gezondheidsrisico's kunnen worden.

De huidige blootstellingsberekening is, vanuit een conservatieve benadering, gebaseerd op de maximale waarden van de veegmonsters genomen op negen locaties (één bovenwinds, acht benedenwindse locaties) na een melding van uitstoot van een grafietregen. De analysedata laten zien dat er niet alleen een verschil is tussen het bovenwindse monster en de benedenwindse monsters, maar dat er ook variatie in

hoeveelheid gedeponeerde PAK's en metalen is tussen de verschillende benedenwindse locaties wat te verklaren kan zijn door de weersomstandigheden (windrichting en -snelheid) op de dag van monstername.

Echter, de beperkte monstername is ook een bron van onzekerheid. Binnen huidig onderzoek zijn op één tijdsmoment veegmonsters verzameld op negen locaties, namelijk op 29 maart 2019 binnen 5 uur na een grafietregenmelding door Tata Steel. Deze monsters zijn gebruikt om de samenstelling van een grafietregen in kaart te brengen. Kwantitatieve informatie over variatie tussen verschillende uitstoten van grafietregen is daardoor niet beschikbaar. Betrokkenen hebben benoemd dat er variatie is in de uitstoot van grafietregen en dat de door het RIVM bemonsterde grafietregen afkomstig was van een beperkte uitstoot. Of deze subjectieve waarnemingen zich ook laten vertalen in een kwantitatief verschil in omvang of samenstelling tussen de verschillende uitstoten van grafietregen en of de huidige blootstellingsschatting daardoor mogelijk onderschat is, is niet duidelijk.

Bij het inschatten van de blootstelling is aangenomen dat huidcontact met een gecontamineerd oppervlak resulteert in een volledige overdracht van de chemische stof van het gecontamineerd oppervlak naar de huid (de dislodgeable fraction is op 1 gesteld). Dit is een conservatieve aanname. De overdracht zal afhankelijk zijn van de chemische stof en het oppervlakte.

De huidige beoordeling heeft zich primair gericht op systemische effecten; lokale effecten zijn buiten beschouwing gelaten. Echter, van een aantal metalen is bekend dat zij, na huidcontact, allergische contactdermatitis kunnen veroorzaken (bijv. chroom en nikkel).

Bij het berekenen van het extra kankerrisico als gevolg van blootstelling aan PAK's is gebruik gemaakt van de lineaire extrapolatiemethode. Hierbij wordt algemeen verondersteld dat door toepassen van de hoge-naar-lage dosis factor voldoende conservatisme is ingebouwd om ook intraspecies verschillen af te dekken. Wetenschappelijk gezien zijn daar twijfels over gerezen, en zijn er 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). Bij huidige risicobeoordeling is gebruik gemaakt van de standaardfactoren volgens de REACH Guidance (ECHA, 2012). Binnen Europa is er geen overeenstemming 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 (RIVM, 2016a; ECHA, 2018).

Naast de uitstoot van grafietregen zijn er ook nog diverse andere bronnen, waaronder voeding, die bijdragen aan de totale blootstelling en dus ook aan de eventuele gezondheidsrisico's van de verschillende stoffen. Voor genotoxisch carcinogenen zoals bijvoorbeeld de PAK's 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 PAK's is voedsel de belangrijkste bron bij de algemene bevolking (niet-rokers). Voedsel kan

verontreinigd worden door PAK's uit de lucht, bodem of water of door vorming van PAK's tijdens de voedselproductie. Zo ontstaan PAK's tijdens het roken van voedsel ter conservering en dat gebeurt ook bij het toepassen van bepaalde bereidingsmethoden zoals grillen en roosteren (barbecue). Blootstellingberekeningen door EFSA (2008a) laten zien dat voor Nederland de innameniveaus voor de blootstelling aan PAK's via voedsel 1800-4900 ng/dag bedragen.

Voor lood is al eerder opgemerkt dat de achtergrondblootstelling via de voeding al hoger is dan wat toxicologisch gezien acceptabel is. Daarom is het wenselijk om additionele blootstelling zo laag mogelijk te houden. Daarnaast wordt opgemerkt dat een aantal stoffen, meegenomen in de huidige beoordeling, ook afkomstig kunnen zijn van zeezout en zand (bijv. natrium, silicium).

PAK's, lood en andere metalen, aangetroffen in de voor deze beoordeling verzamelde veegmonsters, zijn zeer zorgwekkende stoffen (ZZS; zie tabel 4). ZZS-stoffen 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 zoveel mogelijk uit de leefomgeving te weren. Daarom hebben bedrijven de verplichting om de emissie van ZZS naar de lucht zoveel mogelijk te voorkomen en, als dat niet mogelijk is, de uitstoot tot een minimum te beperken (artikel 2.4 lid 2 van het Activiteitenbesluit Milieubeheer²).

Conclusie

De huidige risicobeoordeling is gebaseerd op veegmonsters afkomstig van één monstername-moment na uitstoot van een grafietregen op 29 maart 2019. Hiermee is voor de aanwezige metalen en PAK's de dermale blootstelling en orale blootstelling via hand-mondcontact geschat. Dit is gedaan voor jonge kinderen die buiten spelen, uitgaande van een scenario van kortdurende incidentele blootstelling op één dag en een scenario van langdurende herhaalde blootstelling gedurende drie jaar.

De mogelijke gezondheidsrisico's als gevolg van inhalatieblootstelling aan door grafietregen verontreinigde lucht en orale blootstelling via consumptie van gecontamineerde gewassen en dierlijke producten uit Wijk aan Zee en omgeving zijn in deze beoordeling *niet* in kaart gebracht. Dit betekent dat de huidige risicobeoordeling gebaseerd is op een deel van de totale blootstelling als gevolg van de uitstoot van grafietregen.

PAK's, lood en andere metalen, aangetroffen in de voor deze beoordeling verzamelde veegmonsters, zijn zeer zorgwekkende stoffen (ZZS). Het nationale milieubeleid is er op gericht om ZZS zoveel mogelijk uit de leefomgeving te weren. Daarom hebben bedrijven de verplichting om de emissie van ZZS naar de lucht zoveel 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).

De resultaten van de risicobeoordeling laten zien dat voor de metalen lood, mangaan en vanadium de geschatte blootstelling zodanig hoog is dat dit ongewenst is voor de gezondheid.

² <https://wetten.overheid.nl/BWBR0022762>

Voor lood wordt de toxicologische referentiewaarde, welke gebaseerd is op neurologische ontwikkelingsstoornissen, overschreden. In geval van een *herhaalde* blootstelling via grafietregen is een gezondheidsrisico aanwezig. 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. Verwacht wordt dat een kortdurende, *incidentele* blootstelling aan lood op één dag kan resulteren in een (beperkte) verhoging van de bloedloodspiegel. Hoewel beperkt van omvang is deze verhoging ongewenst, gezien de dagelijkse hoge (achtergrond)blootstelling aan lood via voeding. Additionele blootstelling dient dan ook gelimiteerd te worden.

Voor mangaan wordt de toxicologische referentiewaarde, welke gebaseerd is op neurotoxiciteit, overschreden. Op basis van de huidig beschikbare toxicologische informatie kan gesteld worden dat voor een *herhaalde* blootstelling via grafietregen, een gezondheidsrisico aanwezig kan zijn. Het gezondheidsrisico van een *incidentele* overschrijding van de toxicologische referentiewaarde van mangaan kan niet worden ingeschat omdat de beschikbare toxicologische data voor deze stof te beperkt zijn.

Voor vanadium wordt de toxicologische referentiewaarde overschreden. Deze toxicologische referentiewaarde is gebaseerd op ontwikkelingstoxiciteit, die relevant is voor de zwangere vrouw ter bescherming van de ongeboren vrucht. Hoe veel hoger het acceptabel blootstellingsniveau zou zijn, rekening houdend met het eerstvolgend kritisch effect (dat relevant is voor kinderen), en of dit ook overschreden zou worden is niet bekend. Jonge kinderen zijn echter ook nog in ontwikkeling. Op basis van de huidig beschikbare toxicologische informatie kan gesteld worden dat voor het scenario van *herhaalde* blootstelling een gezondheidsrisico als gevolg van blootstelling aan vanadium via grafietregen aanwezig kan zijn. Het gezondheidsrisico van een *incidentele* overschrijding van de toxicologische referentiewaarde van vanadium kan niet worden ingeschat omdat de beschikbare toxicologische data voor deze stof te beperkt zijn.

Voor de PAK's geldt dat het geschatte extra kankerrisico, voor zowel de kortdurende *incidentele* als de langdurende *herhaalde* blootstelling aan PAK's via grafietregen, onder het risiconiveau ligt dat in Nederland verwaarloosbaar wordt geacht (één extra geval van kanker per miljoen levenslang blootgestelde individuen).

De huidige risicobeoordeling is op groepsniveau 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.

Referenties

ATSDR (2002). 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.

ATSDR (2004). Toxicological profile for cobalt. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. April 2004.

COT (1987). Committee on Toxicology, National Research Council. Emergency and Continuous Exposure Limits for Selected Airborne Contaminants. Vol 1-8. Washington DC: National Academic Press, 1984-1987.

COT (1993). Committee on Toxicology, National Research Council. Guidelines for Developing Community Emergency Exposure Levels for Hazardous Substances. Washington, D.C., National Academy Press, 1993.

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.

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-000001304-85-03/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 (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 (2019), Inventaris van indelingen en etiketteringen (C&L inventory), <https://echa.europa.eu/nl/information-on-chemicals/cl-inventory-database>

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.

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). 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 (2008b) 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 (2009a). 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.

EFSA (2009b). 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 (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 (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.

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.

EU (2009). 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>

Farmacotherapeutisch Kompas (2019). <https://www.farmacotherapeutischkompas.nl>, geraadpleegd 10 mei 2019.

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.

IARC (2010). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans - Volume 92. Some Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Some Related Exposures.

IARC (2012a). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans - Volume 100F. Chemical Agents and Related Occupations.

IARC (2012b). IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Volume 100C. Arsenic, metals, fibres and dusts. Lyon, France, 2012.

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

KNMI (2019). <https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/maand-en-seizoensoverzichten>, geraadpleegd 1 mei 2019.

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.

Provincie Noord-Holland (2019). https://www.noord-holland.nl/Onderwerpen/Duurzaamheid_Milieu/Projecten/Grafietregen/Wat_is_grafietregen, geraadpleegd 1 mei 2019.

RIVM (2001). Re-evaluation of human-toxicological Maximum Permissible Risk levels. Baars A.J., Theelen R.M.C., Janssen P.J.C.M., Hesse J.M., Van Apeldoorn M.E. RIVM rapport 711701025.

<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>

RIVM (2006). 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>

RIVM (2007a). Cadmium in de Kempen - Een integrale risicobeoordeling. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). A.G. Oomen, P.J.C.M. Janssen, J.C.H. van Eijkeren, M.I. Bakker, A.J. Baars. RIVM rapport 320007001.

<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/320007001.pdf>

RIVM (2007b). Oral exposure of children to chemicals via hand-to-mouth contact. W. ter Burg, H.J. Bremmer, J.G.M. van Engelen. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM rapport 320005004.

<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/320005004.pdf>

RIVM (2008). Chemicals in Toys. A general methodology for assessment of chemical safety of toys with a focus on elements. 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. RIVM rapport 320003001.

<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/320003001.pdf>

RIVM (2009). Re-evaluation of some human-toxicological Maximum Permissible Risk levels earlier evaluated in the period 1991-2001. B. Tiesjema, A.J. Baars. RIVM-rapport 711701092.

<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701092.pdf>

RIVM (2014). General Fact Sheet. General default parameters for estimating consumer exposure - Updated version 2014. J.D. te Biesebeek, M.M. Nijkamp, B.G.H. Bokkers, S.W.P. Wijnhoven. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM report 090013003. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/090013003.pdf>

RIVM (2015). Dietary exposure to cadmium in the Netherlands. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). R.C. Sprong, P.E. Boon. RIVM Letter report 2015-0085.

<http://www.rivm.nl/dsresource?objectid=e7e21679-6e88-4698-af2b-51b33cc09739&type=org&disposition=inline>

RIVM (2016a). Assessment of the product limit for PAHs in rubber articles. The case of shock-absorbing tiles. B.G.H. Bokkers, S.K. Guichelaar, M.I. Bakker. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM-rapport 2016-0184.

<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2016-0184.pdf>

RIVM (2016b). Cleaning Products Fact Sheet. Default parameters for estimating consumer exposure - Updated version 2018. J.A.J. Meesters, M.M. Nijkamp, A.G. Schuur, J.D. te Biesebeek. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM-rapport 2016-0179. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2016-0179.pdf>

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

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

RIVM (2018a). ConsExpo Web, version 1.0.5. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. www.consexpweb.nl

RIVM (2018b). Achtergrondinformatie over chroom-6: gebruik, voorkomen in het leefmilieu en gedrag in het lichaam. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. M.B. Heringa, P. Janssen. RIVM-rapport 2018-0051. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2018-0051.pdf>

RIVM (2019a). <https://rvs.rivm.nl/stoffenlijsten/Zeer-Zorgwekkende-Stoffen>, geraadpleegd 24 mei 2019.

RIVM (2019b). Handreiking voor de afleiding van interventiewaarden voor incidentbestrijding. L. Geraets, M. Ruijten, K. Mahieu, P. Bos. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM-rapport 2019-0055.

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.

TNO (2019). Bepaling van metalen en EU-PAK in veegmonsters. Project Tata Steel, 18-03-2019 en 29-03-2019. TNO-rapport TR 2019/0075. Eindrapport, 27 mei 2019.

Verhagen H., Feron V.J. en Van Vliet P.W. (1994). Risk assessment of peak exposure to genotoxic carcinogens. Den Haag: Gezondheidsraad, 1994; A94/04.

Voedingscentrum (2019).
<https://www.voedingscentrum.nl/encyclopedie/molybdeen.aspx>,
geraadpleegd 10 mei 2019.

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

Lijst met afkortingen

BMDL _x	Ondergrens van het betrouwbaarheidsinterval van de benchmark dose (BMD) die gerelateerd is aan een x% respons
MOE	Margin of Exposure
MTR	Maximaal Toelaatbaar Risico
PAK	polycyclische aromatische koolwaterstof
PoD	Point of Departure
TDI	Tolerable Daily Intake (tolereerbare dagelijkse inname)
TWI	Tolerable Weekly Intake (tolereerbare wekelijkse inname)
VR	Verwaarloosbaar Risico
ZZS	Zeer Zorgwekkende Stoffen

Bijlage A: Gevaarseigenschappen PAK's en metalen

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 (RIVM 2007a, 2008, 2009, 2017a). De informatie zal primair gericht zijn op de voor deze beoordeling relevante blootstellingsroute(s).

Aluminium

Aluminium komt van nature voor in het milieu en kan daarnaast door onder andere mijnbouw en industrieel gebruik in het milieu terecht komen. 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.

Gemiddelde aluminium blootstelling vanuit voeding en drinkwater varieert van 1,6-13 mg/dag, wat gelijk staat aan 0,2-1,5 mg/kg lg/week in volwassenen van 60 kg. Kinderen hebben over het algemeen, per kg lichaamsgewicht, een hogere voedselconsumptie, in vergelijking tot volwassenen. Hierdoor zijn zij de groep met de hoogste potentiële blootstelling aan aluminium per kg lichaamsgewicht (EFSA, 2008b).

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 heeft EFSA een tolerable weekly intake (TWI) voor aluminium afgeleid van 1 mg/kg lg/week (EFSA, 2008b).

Antimoon

Antimoon kan in het milieu terecht komen 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 (RIVM, 2009)

Arseen

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 2009a; 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.

Ten behoeve van de risicobeoordeling heeft de JECFA voor longkanker een $BMDL_{0,5}$ afgeleid van 3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lg/dag (range 2-7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lg/dag) op basis van humane epidemiologische data (JECFA 2011). Deze $BMDL_{0,5}$ is de dosis in $\mu\text{g}/\text{kg}$ lg/dag waarbij zich een 0,5% extra risico op longkanker kan voordoen. Deze door JECFA afgeleide $BMDL_{0,5}$ is momenteel de best beschikbare referentiewaarde voor de risicobeoordeling.

Barium

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.

In lijn met ATSDR is een TDI van 0,6 mg/kg lg/d afgeleid, welke gebaseerd is op nefropatie in de muis (RIVM, 2008).

Boor

Boor komt van nature voor in oceanen, grond en steen.

Boor wordt, in de vorm van boraat vrij goed (>90%) opgenomen na orale blootstelling en wordt verspreid over het gehele lichaam en kan daarbij de placenta passeren.

Ontwikkelingstoxiciteit en reproductietoxiciteit zijn de kritische effecten van boor.

EFSA (2006) heeft voor boor een UL van 10 mg/dag voor volwassenen afgeleid op basis van ontwikkelingstoxiciteit als kritisch effect. Deze is door EFSA, op basis van oppervlakte (lichaamsgewicht^{0,75}), vertaald naar een UL van 3 mg/d voor kinderen van 1-3 jaar en een UL van 4 mg/d voor kinderen van 4-6 jaar.

Cadmium

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 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lg/d bij 2-jarigen tot ongeveer 0,20 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lg/d op volwassen leeftijd (RIVM, 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, 2009b; EU, 2007).

Cadmium heeft in Europa 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). IARC heeft cadmium (en cadmiumverbindingen) ingedeeld in groep 1 ('carcinogenic to humans') (IARC, 2012b).

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, 2009b).

Calcium

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) 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.

Chroom

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

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

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

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.

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 maagdarmkanaal.

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 (JECFA, 1983). Alhoewel duidelijk is dat ijzer een belangrijk element is, is er enige onzekerheid over het maximale niveau van ijzer dat getolereerd kan worden. 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 hemachromatose bij normale personen met voldoende ijzerinname. 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.

JECFA (1983) heeft een voorlopige TDI voor ijzer van 0,8 mg/kg lg/d afgeleid.

Kobalt

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 8 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 (RIVM, 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 (RIVM, 2007).

Kobalt heeft in Europa een geharmoniseerde classificatie 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). Daarnaast is de stof genotificeerd door de industrie voor o.a. carcinogeniteit (Carc. 1B (inhalatie)) en effecten op de voortplanting (Repr. 1B en 2 (effecten op de vruchtbaarheid)) (ECHA, 2019). IARC heeft kobalt (en kobaltverbindingen) en metallische kobalt deeltjes ingedeeld in groep 2B ("Possibly carcinogenic to humans") (IARC, 1991+2006a).

In 2016 is door Nederland een voorstel ingediend bij ECHA om kobalt te classificeren als Carc. 1B (H350: Kan kanker veroorzaken), Muta. 2 (H341: Verdacht van het veroorzaken van genetische schade) en Repr. 1B (H360F: Kan de vruchtbaarheid schaden). Dit voorstel is door RAC overgenomen, echter is nog niet opgenomen in de CLP-wetgeving. RIVM heeft in 2001 een TDI afgeleid van 1,4 µg/kg lg/d op basis van een LOAEL voor cardiomyopathie bij de mens (RIVM, 2001).

Koper

Koper is een overgangsmetaal, met drie oxidatievormen, Cu^{1+} , Cu^{2+} , Cu^0 . Het komt voornamelijk voor als Cu^{2+} . 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 glucose metabolisme (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 maagdarmklachten.

Kopertoxiciteit kan zich uiten in zwakte, tremoren, verlaagde voedselinname en lichaamsgewicht en geelzucht. Bij verhoogde koperlevels in het lichaam kan een hemolytische 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, 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.

Lood

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 2 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 (RIVM, 2016c).

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) (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. Voor dit effect kan geen drempel worden vastgesteld. 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 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

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 energie-metabolisme. 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. 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 was, werd geen UL afgeleid voor kinderen <4 jaar.

Mangaan

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. Mangaan komt voor in granen, rijst, noten, bladgroenten, fruit, vlees, vis en thee. De dagelijkse inname van mangaan via voeding is tussen 0,9-9,4 mg/dag. 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 (RIVM 2008).

De beschikbare orale toxicologische data zijn beperkt. Echter, de beschikbare data laten zien dat mangaan neurotoxisch is na orale inname, ondanks dat het slecht opgenomen wordt via het maag-darmstelsel. OEHHA heeft op basis van een overall NOAEL voor mangaan van 11 mg/dag en een gemiddelde inname vanuit voeding (5 mg/dag), een 'non-dietary' NOAEL van 0,086 mg/kg lg/dag afgeleid. Met een onzekerheidsfactor van 3 is een toxicologische referentiewaarde van 0,03 mg/kg lg/dag voorgesteld (OEHHA 2006; RIVM, 2008).

Molybdeen

Molybdeen is een overgangsmetaal en wordt gebruikt in legeringen. Het is een element waar het menselijk lichaam weinig van nodig heeft (sporen element), maar een essentieel onderdeel van enzymen (Voedingscentrum 2019). Molybdeen komt voor in veel voedingsproducten, waaronder hoge concentraties in volkoren graanproducten, peulvruchten en noten (Voedingscentrum).

Te veel molybdeen kan leiden tot koperdeficiëntie (Voedingscentrum 2019; 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

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.

RIVM heeft een TDI van 10 µg/kg lg/dag voorgesteld, gebaseerd op ontwikkelingstoxiciteit als kritische effect.

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) zijn een chemisch diverse groep van organische stoffen, bestaand uit 2 of meer aromatische zesringen. PAK's ontstaan bij verbrandingsprocessen als organische verbindingen hoog worden verhit. De vrijkomende PAK's vormen een complex mengsel van meer dan 200 verschillende stoffen (ATSDR, 2002). Benzo(a)pyreen is de bekendste en meest onderzochte van de PAK's. 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's is de kankerverwekkende werking aangetoond in proefdieren terwijl voor 16 verdere PAK's er beperkt bewijs is voor een kankerverwekkende werking in proefdieren. Ook voor diverse mengsels van PAK's zijn er proefdiergegevens die een kankerverwekkende werking laten zien. Voor blootstelling aan PAK's uit teerproducten in diverse beroepen (bijv. dakbedekking, wegenbouw) is de kankerverwekkende werking bewezen (IARC, 2010+2012a).

Orale route:

EFSA (2008) heeft een kwantitatieve kankerrisicoschatting uitgevoerd met het oog op voorkomen van PAK's in voedsel. De risicokwantificering werd gebaseerd op een oraal experiment in muizen waarin koolteermengsels werden getest (Culp et al., 1998; EFSA, 2008a). Daarbij evalueerde EFSA welke dosismaat voor PAK's 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)antraceen en benzo(b)fluoranteen) en PAK8 (de som van benzo(a)pyreen, benz(a)antraceen, chryseen, benzo(b)fluoranteen, benzo(k)fluoranteen, benzo(g,h,i)peryleen, dibenz(a,h)antraceen en indeno(1,2,3-cd)pyreen) 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 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 grafietregen 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 risicobeoordeling voor grafietregen kunnen in principe zowel de EFSA PAK4 als de EFSA PAK8 gebruikt worden. Gebruik van EFSA PAK4 in de beoordeling voor grafietregen impliceert de aanname dat de relatieve bijdrage van EFSA PAK4 aan het totale effect door de grafietregenblootstelling 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 PAK8 gebruikt worden.

Dermale route

Ten behoeve van de beoordeling van de dermale blootstelling aan PAK's zijn de orale BMDL₁₀-waarde voor 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 RIVM (2016a) voor details m.b.t. de absorptie fracties. Toepassen van deze absorptie fracties resulteert in dermale BMDL₁₀-waarde van 0,74 mg/kg lg/d voor PAK8.

Seleen

Seleen komt voor in onze voeding.

Seleen is onderdeel van diverse enzymen, hierdoor is het een essentieel element voor mens en dier.

Het moleculaire mechanisme gerelateerd aan de toxiciteit van seleen is onduidelijk. Langdurige blootstelling aan hoge hoeveelheden seleen wordt gekenmerkt door 'selenosis' (i.e., haar of nageluitval, gebitsproblemen, huidlesies en effecten op het zenuwstelsel (wankelend lopen, paralyse)). EFSA (2006) heeft voor seleen een UL van 300 µg/dag voor volwassenen afgeleid; deze is door EFSA, op basis van de referentie lichaamsgewichten van SCF, 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.

Strontium

Strontium is aanwezig in het milieu in steen en bodem.

Voeding en drinkwater zijn de voornaamste bronnen voor achtergrondblootstelling (RIVM 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 (RIVM 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 (RIVM 2008). Gezien 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, kan een toxicologische referentiewaarde, met skeletafwijkingen als kritisch effect, van 0,6 mg/kg lg/dag afgeleid worden (RIVM, 2008).

Tin

Tin is zilver-wit metaal, dat kan voorkomen in een divalent (Sn^{2+}) en tetravalent (Sn^{4+}) oxidatiestatus. Verontreiniging kan een gevolg zijn van productie en gebruik van tin-verbindingen.

Absorptie na orale blootstelling is laag (<5%).

Blootstelling aan tin in proefdieren veroorzaakt o.a. haematologische effecten en histopathologische effecten op lever en nieren.

Een TDI van 0,2 mg/kg lg/d is afgeleid op basis van een NOAEL van 20 mg/kg lg/d voor o.a. een toename in tin-accumulatie in bot in een chronische ratten studie. De TDI is verder ondersteund door een NOAEL van 32 mg/kg lg/d voor haematologische effecten gezien in een 90-d rattenstudie (RIVM, 2009).

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 (RIVM 2009). Vanadiumdeficiëntie in kippen en ratten leidt tot groeiachterstand, groeistoornis en verstoring van het metabolisme.

De beschikbare orale toxicologische data zijn beperkt. Voor orale inname is een 'provisional' (tijdelijke) TDI van 2 µg/kg lg/dag afgeleid, welke gebaseerd is op een LOAEL voor ontwikkelingseffecten (o.a. vertraagde groei in pups) (RIVM 2009).

Het is onduidelijk of vanadium carcinogeen is (RIVM 2009). Data van genotoxiciteitsstudies is beperkt, maar suggereren dat er aneuploidie-inducerende effecten (afwijkend chromosoom aantal) kunnen optreden, veroorzaakt door de (drempel waarde afhankelijke) onderliggende DNA beschadigende effecten van vanadium.

Zink

Zink is een essentieel element voor de mens. Als co-factor 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; deze is door EFSA, op basis van oppervlakte (lichaamsgewicht^{0,75}), 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.

Bijlage B: 'eerste veegmonsters'

De 'eerste veegmonsters' zijn op 18 maart 2019 verzameld bij het schoonmaken en markeren van de oppervlakten op de negen locaties.

Tabel B-1. Overzicht van de analyseresultaten van de 'eerste veegmonsters' verzameld om de oppervlakten schoon te maken (18 maart 2019): metalen ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)

'eerste veegmonsters'		locatie ^a									
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	9A*
Ag	zilver	0,045	0,072	0,013	0,010	0,38	0,059	0,072	0,078	0,45	1,06
Al	aluminium	162	3005	1216	600	12125	282	2525	4285	50608	64781
As	arseen	0,31	2,1	<	<	5,3	0,37	1,0	2,6	15	58
B	boor	15	0 ^b	6,4	0,38	7,2	0,49	7,4	7,3	58	176
Ba	barium	1,1	21	88	15	1164	4,3	121	9753	196	1493
Ca	calcium	225	4962	2639	1122	34242	1122	4162	3585	291737	443997
Cd	cadmium	0,0080	0,31	0,23	0,11	0,75	0,0045	0,15	0,28	2,5	5,1
Ce	cerium	<	4,1	2,7	1,9	8,7	1,3	2,0	3,8	25	68
Co	kobalt	<	2,5	1,4	0,89	5,6	<	0,81	2,2	23	35
Cr	chroom	2,1	60	27	19	219	2,6	20	36	779	1392
Cu	koper	0 ^b	19	30	12	31	4,7	6,4	25	57	202
Fe	ijzer	362	27125	14960	9205	87925	1053	8725	23925	226542	429531
K	kalium	0 ^b	263	80	180	1136	289	65	463	1935	5968
Li	lithium	<	0,49	0 ^b	0 ^b	1,6	0,32	0,023	0,70	9,5	26
Mg	magnesium	280	1729	1082	724	6150	952	1190	1398	44917	69797
Mn	mangaan	16	912	404	166	4156	32	272	481	16516	30972
Mo	molybdeen	<	1,2	2,4	1,3	3,2	<	0,59	1,7	6,0	16

'eerste veegmonsters'		locatie ^a									
Na	natrium	0,89	0 ^b	1675	4481	161	4961	2401	3361	18934	41003
Ni	nikkel	0,83	7,7	5,3	4,6	18	1,0	4,1	8,8	58	131
P	fosfor	115	386	167	166	1295	0 ^b	75	491	4188	8703
Pb	lood	0,72	83	36	31	77	3,1	18	54	134	372
Sb	antimoon	0,087	2,1	2,2	2,6	3,8	0,18	0,79	2,4	5,0	14
Se	seleen	<	<	25	<	2,0	<	<	<	6,2	<
Si	silicium	275	2019	1596	737	1699	396	1382	615	16966	23620
Sn	tin	0 ^b	4,1	13	6,7	14	0,27	4,2	15	32	108
Sr	strontium	6,2	16	10	8,8	43	5,6	7,1	176	255	697
Ti	titanium	5,3	370	146	75	1318	17	109	197	3995	7400
Tl	thallium	<	<	<	<	0,23	<	<	0,22	<	<
V	vanadium	0,79	189	86	52	626	3,5	56	125	2324	4231
Y	yttrium	<	1,3	0,71	0,44	3,3	0,24	0,58	1,2	12	27
Zn	zink	0 ^b	404	133	75	333	1,7	30	140	1606	8711

< meetwaarde is beneden de detectielimiet

* van dit oppervlak/deze locatie is alleen een 'eerste veegmonster' afgenomen en is geen grafietregenmonster (verzameld op de dag van een melding van een uitstoot van grafietregen) beschikbaar

^a monster afkomstig van locatie 1 betreft een bovenwinds monster, monsters afkomstig van locaties 2 t/m 9 betreffen benedenwindse monsters

^b meetwaarde is boven de detectielimiet; echter, correctie voor eventuele aanwezige achtergrondhoeveelheden in de bemonsteringsvatjes en materialen gebruikt voor de laboratoriumprocedure resulteerde in een waarde van ~0

Tabel B-2. Overzicht van de analyseresultaten van de 'eerste veegmonsters' verzameld om de oppervlakten schoon te maken (18 maart 2019): PAK's (ng/m²)

'eerste veegmonsters'	locatie ^a									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	9A*
benzo[c]fluoreen	<	18	<	<	53	98	<	19	267	740
cyclopenta[cd]pyreen	<	<	<	<	<	50	<	<	<	<
benzo[a]antracene	<	22	<	<	69	66	26	22	480	1400
chryseen	<	48	<	21	192	640	62	69	587	2100
5-methylchryseen	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
benzo[b]fluoranteen^b	<	26	<	<	96	70	34	38	560	1600
benzo[k]fluoranteen	<	<	<	<	35	35	<	<	237	700
benzo[j]fluoranteen^b										
benzo[e]pyreen	<	19	<	<	67	38	21	29	400	1200
benzo[a]pyreen	<	<	<	<	42	21	<	<	480	1200
indeno[1,2,3-cd]pyreen	<	<	<	<	32	18	<	<	320	800
dibenzo[a,h]antracene	<	<	<	<	<	<	<	<	75	210
benzo[g,h,i]peryleen	<	<	<	<	29	<	<	<	320	770
dibenzo[al]pyreen	<	<	<	<	<	<	<	<	32	<
dibenzo[ae]pyreen	<	<	<	<	<	<	<	<	56	200
dibenzo[ai]pyreen	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
dibenzo[ah]pyreen	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Som EFSA-PAK8^c	<	96	<	21	494	850	122	130	3059	8780

< meetwaarde is beneden de detectielimiet

* van dit oppervlak/deze locatie is alleen een 'eerste veegmonster' afgenomen en is geen grafietregenmonster (verzameld op de dag van een melding van een uitstoot van grafietregen) beschikbaar

^a monster afkomstig van locatie 1 betreft een bovenwinds monster, monsters afkomstig van locaties 2 t/m 9 betreffen benedenwindse monsters

^b Indien aanwezig valt de piek van benzo(j)fluoranteen (gedeeltelijk samen) met die van benzo(b)fluoranteen; benzo(b)fluoranteen moet daarom gelezen worden als de som van benzo(b)- & benzo(j)fluoranteen

^c Betreft de som van benzo[a]antracene, chrysene, benzo[b]fluoranteen, benzo[k]fluoranteen, benzo[a]pyreen, indeno[1,2,3-cd]pyreen, dibenzo[a,h]antracene, benzo[g,h,i]peryleen (EFSA, 2008a). Bij het berekenen van deze som zijn de zogenaamde 'non-detects' (meetwaarden beneden de detectielimiet) op nul gesteld.