Blootstellingsonderzoek Noorderkempen (BONK)

Geïntegreerd rapport

Onderzoek naar het huidige blootstellingsniveau aan zware metalen in de Noorderkempen

Opdracht van de Vlaamse overheid

Juni 2008

Verantwoordelijke uitgever: Dirk Wildemeersch, Koning Albert II-laan 35 bus 33, 1030 Brussel

©Vlaamse Overheid
Het overnemen of kopiëren van tekstgedeelte(n) van deze publicatie voor verder gebruik is toegestaan met bronvermelding.

D/2008/3241/175

Dit rapport is een beknopt verslag van het volledige project 'Onderzoek naar het huidige blootstellingsniveau aan zware metalen in de Noorderkempen'(BONK). Voor gedetailleerde beschrijvingen en resultaten wordt verwezen naar de deelrapporten:

Deel A Rekrutering en staalname deelnemers
Deel B Analyse bloed- en urinestalen
Deel C Statistische verwerking en ondersteuning (volwassenen - kleuters)
Deel D Uitvoeren van milieumetingen voor het bepalen van de externe belasting aan zware metalen in de Noorderkempen
Deel E Geïntegreerde risicoanalyse van de cadmium- en arseenbelasting in de Noorderkempen
Deel F Perceptieonderzoek
Deel G Procesevaluatie

Deze studie was niet mogelijk zonder de zeer bereidwillige medewerking van alle deelnemers aan de staalnames. Van harte bedankt!

We bedanken ook alle lokale actoren die zetelden in de stuur- en begeleidingsgroep.

Deze studie werd mede gefinancierd door Umicore nv.

Verklarende woordenlijst en afkortingen

Al: aluminium
As: arseen
ANOVA: analyse van variantie. Meervoudig analysemodel waarbij het mogelijk is om meer dan twee variabelen met elkaar te vergelijken, en waarbij correcties kunnen worden uitgevoerd voor verstorende factoren
BI (betrouwbaarheidsinterval): ieder resultaat uit onderzoeken van een steekproef is slechts een schatting van de werkelijkheid. De werkelijke waarde ligt wel met een erg grote kans binnen het betrouwbaarheidsinterval dat bestaat uit twee berekende getallen, één groter en één kleiner dan het eigenlijke resultaat
95% betrouwbaarheidsinterval van het gemiddelde: interval rond het gemiddelde van de gemeten waarden waarbinnen de werkelijke gemiddelde waarde met 95% zekerheid ligt
Biobeschikbaarheid: Het beschikbaar zijn of worden van verontreinigingen voor het ecosysteem inclusief de mens
Blootstellingsmerker: biomerker van blootstelling aan een vervuilende stof of agens
BMI: body mass index
BONK: blootstelingsonderzoek Noorderkempen
Cd: cadmium
CDC: Centers for Disease Control and prevention, VSA
DS: droge stof
Erytrocyten: Erytrocyten bevatten hemoglobine en transporteren zuurstof en CO_2 in het bloed van en naar de weefsels en de longen
Fe: ijzer
Geometrisch gemiddelde: gemiddelde van de getransformeerde meetwaarden. De meetwaarden van biomerkers worden vaak getransformeerd (bv. door het logaritme ervan te nemen) om een frequentieverdeling van de metingen te bekomen die beter overeenstemt met een klokvormige Gaussverdeling (normale verdeling). De transformatie wordt toegepast omdat voor heel wat statistische testen normaal verdeelde gegevens een vereiste zijn
(Geostatistische) interpolatie: uitspraak doen over een onbekende situatie op basis van een serie bekende situaties (c.q. waarnemingen of metingen) door aan te nemen dat er een verband tussen al die situaties bestaat
ICP-MS: staat voor Inductief gekoppeld Plasma Massa Spectrometrie. Dit is een analytische techniek die sporenconcentraties aan metalen (in oplossing zoals bloed of urine of in een oplossing afkomstig van bodem- of groentestalen) kan bepalen
HR-ICP-MS: hoge resolutie ICP-MS
Mediaan: middelste waarde van een reeks metingen, 50ste percentiel
Metallothioneïne: klein eiwit dat zware metalen in ons lichaam bindt

Multipele regressie-analyse: statistische analyse die wordt uitgevoerd om na te gaan of er een relatie is tussen verschillende onafhankelijke variabelen: x1, x2, x3,… en een afhankelijke variabele

Normale verdeling: Deze verdeling vindt onder meer toepassing in de statistiek. Het is een continue kansverdeling met een asymptotisch gedrag. De bijbehorende kansdichtheid is hoog in het midden, en wordt naar lage en hoge waarden steeds kleiner zonder ooit echt nul te worden. Door de vorm wordt deze kansdichtheid ook wel klokkromme of Gausscurve genoemd

Parametrische test: dit is een statistische toets waarbij aangenomen wordt dat de onderliggende verdeling op een of meer parameters na bekend is. De nulhypothese die getoetst wordt, veronderstelt bepaalde waarden voor één of meer van deze parameters

Parametriseren: het bepalen van onbekende parameters van een model op basis van gekende gegevens

Pb: lood

PBPK (Physiologically Based Pharmacokinetic): geeft aan hoe vreemde stoffen zich in het lichaam gedragen: naar welke lichaamsdelen worden ze vervoerd, waar worden ze opgeslagen en hoe (urine, stoelgang, ademlucht,…) en hoe snel verlaten ze terug het lichaam

Percentiel (P): waarde waaronder een bepaald percentage van deelnemers ligt

P_{90}: de 90ste percentiel (P_{90}) geeft de waarde van de 90ste persoon indien je de meetwaarden van 100 personen rangschikt van klein naar groot

pH-KCl (pH_{KCl}.): Een belangrijke eigenschap van de bodem is de zuurgraad (pH). De zuurgraad is een maat voor de concentratie aan vrije waterstofionen (H^+). Hoe meer van deze ionen, hoe zuurder iets is, en hoe lager de pH. Daartegenover staat hoe minder van die ionen, hoe minder zuur iets is, en hoe hoger de pH. In de praktijk bestaan er twee methoden om de pH-waarden te bepalen, nl. de pH-water (H_20) en de pH-kaliumchloride (KCl)

PM_{10}: stofdeeltjes met een aerodynamische diameter kleiner dan 10 µm. De aërodynamische diameter van een stofdeeltje is gelijk aan de diameter van een bolvormig deeltje dat in de omgevingslucht hetzelfde gedrag vertoont als dat stofdeeltje

$PM_{2.5}$: stofdeeltjes met een aerodynamische diameter kleiner dan 2,5 µm

p-waarde: geeft de mate waarin de statistisch gevonden relatie of de gemeten verschillen betrouwbaar zijn. Een p-waarde van 0,05 betekent dat er 5% kans bestaat dat de gevonden relatie of het verschil berusten op toeval

R^2: R-kwadraat, geeft aan hoeveel procent van de variabiliteit verklaard kan worden in een regressiemodel

TSP: Total Suspended Particles, totaalstof, stofdeeltjes met een aerodynamische diameter groter dan 10 µm

RIVM: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Nederland)

US-EPA: United States Environmental Protection Agency (VSA)
WHO: Wereldgezondheidsorganisatie

1. Inleiding 8
2. Doelstelling 10
3. Onderzoeksopzet interne blootstellingsmeting 12
3.1. Onderzoeksgebied & rekrutering 13
3.1.1. Volwassenen 13
3.1.2. Kleuters 17
3.2. Labo-analyses 19
3.3. Statistische methodologie 20
3.3.1. Volwassenen 20
3.3.2. Kinderen 23
4. Aanpak/ Opzet externe blootstellingsmeting (Metingen in het milieu) 25
4.1. Selectie woningen en opdeling in gebieden 25
4.2. Selectie van milieucompartimenten 26
4.3. Meetprogramma 27
4.3.1. Bemonstering van huisstof en depositiestof op het dakbeschot 28
4.3.2. Bemonstering van stof op de handen en putwater 28
4.3.3. Bemonstering van bodemstof en straatstof 28
4.3.4. Bepaling van de stofconcentraties en concentraties zware metalen in zwevend stof in buiten- en binnenomgeving 29
4.3.5. Bemonstering van depositiestof op culturen van groenten 30
5. Aanpak interne blootstellingsmodellering 33
5.1. Model voor berekening van externe blootstelling 33
5.1.1. Ingestie van bodem- en stofdeeltjes 34
5.1.2. Inademing van zwevend stof 34
5.1.3. Roken 35
5.1.4. Verbruik van (lokaal) voortgebrachte levensmiddelen 35
5.1.5. Verbruik van putwater en ander water 36
5.2. Farmacokinetisch model 36
5.2.1. Farmacokinetisch model voor cadmium (Kjellström – Nordberg) 37
5.2.2. Model voor de berekening van de lichaamsbelasting van arseen 39
5.2.3. Fysiologische parameters 40
5.3. Invoerdata 40
5.3.1. Persoonsgebonden parameters: lichaamsgewicht en ademvolume 40
5.3.2. Concentratie polluenten in de lucht C_{PM10} 41
5.3.3. Roken 41
5.3.4. Verbruik van (lokaal)gekweekte levensmiddelen 41
5.3.5. Drinken van leidingwater, putwater en flessenwater 42
5.3.6. Ingestie van bodem en stofdeeltjes 42
6. Resultaten Interne blootstellingsmeting 43
6.1. Volwassenen 43

6.1.1. Resultaten voor cadmium in bloed 44
6.1.2. Resultaten voor urinair cadmium 46
6.1.3. Resultaten voor toxicologisch relevant arseen 49
6.2. Kinderen 51
6.2.1. Resultaten voor lood in bloed 52
7. Resultaten externe blootstellingsmeting 56
7.1. Cadmium in zwevend stof in de binnen- en buitenlucht 56
7.2. Cadmium in bodem- en depositiestof in en rond de woning 56
7.3. Cadmiumconcentratie in putwater en bij de handbelading 59
7.4. Cadmiumconcentratie in groenten 60
7.5. Verschillen tussen gebieden 60
7.5.1. Vergelijking cadmium voor de onderzoeksgebieden onderling 61
7.5.2. Vergelijking lood en arseen voor de onderzoeksgebieden onderling . 62
7.5.3. Vergelijking met vorige studies 62
8. Resultaten blootstellingsmodellering 65
8.1. Blootstellingsmodellering 65
8.1.1. Validatie van de modelcomponenten 65
8.1.2. Validatie van het geïntegreerde model 65
8.1.3. Inschatting van het belang van de verschillende blootstellingsroutes 67
8.1.4. Blootstelling voor specifieke subgroepen binnen de deelnemers 70
8.1.5. Evaluatie van de huidige blootstellingssituatie 74
8.1.6. Inschatting van de toekomstige cadmiumbelasting 77
9. Sturing & lokale betrokkenheid 80
9.1. Technische Werkgroep 80
9.2. Stuur- en begeleidingsgroep 80
9.3. Bevolking 81
9.4. Lokale pers 81
9.5. Evaluatie samenwerking 81
9.6. Expertenconsultatie 82
9.7. Perceptieonderzoek 82
10. Conclusies en beleidsaanbevelingen 84
11. Referenties 87

1. Inleiding

In de Noorderkempen (Balen, Overpelt en Lommel) is er sinds eind 19e eeuw non-ferro industrie gevestigd. Dit heeft geleid tot een historische verontreiniging met zware metalen. De fabriek te Lommel werd begin jaren '70 gesloten, de zinkfabrieken van Nyrstar (voorheen Umicore) te Balen en Overpelt zijn nog steeds actief.

Deze industrieën lieten in de negentiende eeuw hun oog vallen op de Kempen voor de goede infrastructuur (verschillende kanalen, spoorlijnen, …). De lage bevolkingsdichtheid en de uitgestrektheid van het gebied maakten de Kempen uiterst geschikt voor vervuilende productieprocessen. De landbouw bracht bovendien niet veel op en de werkloosheid was hoog. Hierdoor waren gronden en arbeidskrachten in die tijd zeer goedkoop.

Bij de productieprocessen kwamen grote hoeveelheden zware metalen vrij in de omgeving. Daarnaast werden vroeger de restproducten (assen) gebruikt als onkruidvrij materiaal voor de aanleg van wegen en opritten, het ophogen van percelen, …. Dit heeft altijd al geleid tot ongerustheid bij de omwonenden. Sinds de jaren '70-'80 worden de mensen meer milieubewust en zijn er heel wat initiatieven genomen om de problematiek uitgebreid te onderzoeken, ondermeer door een onderzoeksgroep van de KULeuven en de UCL, en aan te pakken. Op basis van o.a. deze onderzoeken werden de bedrijven door de overheid aangezet om bijkomende inspanningen te leveren om de uitstoot terug te dringen. Dit is zeker merkbaar in de uitstoot van de bedrijven die sinds de jaren '70 gevoelig gedaald is.

Zware metalen worden echter niet afgebroken in het leefmilieu. Daarom is deze verontreiniging nog steeds aanwezig en kan deze nog steeds een invloed uitoefenen op de mens en de natuur.

Sinds de jaren '80 wordt de gezondheid van een groep mensen uit de Noorderkempen door wetenschappers onder leiding van professor Staessen (KULeuven) nauw opgevolgd (Cadmibel, PheeCad I-II). Uit dit onderzoek bleek dat deze groep mensen meer in contact kwam met zware metalen in vergelijking met een 'niet-verontreinigd' controlegebied. Bovendien werd aangetoond dat de cadmiumbelasting duidelijk een invloed had op de nierfunctie en op het voorkomen van botfracturen. Begin 2006 werd aangetoond dat ten gevolge van de verhoogde lichaamsbelasting aan cadmium, het risico op longkanker tot 4 maal hoger was dan de controlegroep (Nawrot *et al.*, 2006). Deze resultaten leidden tot een nieuwe golf van ongerustheid bij de omwonenden, gemeentebesturen, huisartsen, ….

Op initiatief van toenmalig Minister van Leefmilieu Kris Peeters en toenmalig Minister van Volksgezondheid Inge Vervotte heeft de Vlaamse Overheid dan ook een Actieplan cadmium opgemaakt. Beide ministers oordeelden dat extra acties vanuit het beleid nodig waren. Dit actieplan werd op 13 februari 2006 voorgesteld aan pers en publiek. Het actieplan integreert naast nieuwe acties ook initiatieven die reeds opgestart waren, nl. in het kader van de convenant Umicore-OVAM en het INTERREG-project Benekempen.

Eén van de meest gestelde vragen was of mensen die vandaag de dag wonen en werken in de Noorderkempen nog steeds in sterke mate in contact komen met zware metalen. Ook werd de vraag gesteld welke de belangrijkste bronnen van zware metalen waren voor de mens en via welke routes deze in de mens terecht kwamen. Om dit verder te onderzoeken, werden in het actieplan cadmium volgende twee acties[1] opgenomen:

- Actie 9:
  Linken van stofmetingen aan biomonitoringprogramma: een meetprogramma wordt opgestart in de woonwijk Overpelt-cité.

- Actie 17:
  Opstarten nieuw biomonitoringonderzoek

[1] Voor een uitgebreide beschrijving van de acties zie actieplan cadmium - http://www.lne.be/themas/milieu-en-gezondheid/welke-acties-onderneemt-de-overheid/cadmiumproblematiek

2. Doelstelling

Het doel van dit onderzoek is

- bepalen van de lichaamsbelasting cadmium, arseen en lood bij mensen die nu in de Noorderkempen wonen.
- met behulp van die lichaamsbelasting onderzoeken of er een risico bestaat op gezondheidseffecten.

De nadruk van dit onderzoek (BONK) ligt op het éénmalig bepalen van de huidige blootstelling aan zware metalen van de inwoners van het onderzoeksgebied. De nadruk ligt niet op de verdere interpretatie van historische blootstellingsgehaltes. Deze studie is geen opvolgstudie van PheeCad II of een herhaling ervan. De onderzoeksopzet van beide studies is verschillend.

De studie Pheecad II had tot doel, via het langdurig opvolgen van eenzelfde groep mensen in de tijd, een antwoord te vinden op de vraag of milieublootstelling aan cadmium geassocieerd kan worden met een verhoogd risico op kanker, meer bepaald longkanker.

De inwoners worden via verschillende milieucompartimenten (lucht, bodem, water, groenten) blootgesteld met zware metalen. Die blootstellingsroutes (bv. inademing van stofdeeltjes, orale inname via bodem en stof, via eigen gekweekte groenten, …) hebben een verschillend belang. In dit onderzoek wordt bepaald via welke routes inwoners vooral blootgesteld worden. Met die resultaten kan het beleid maatregelen nemen om de blootstelling van de inwoners te verminderen.

Dit onderzoek meet hoe inwoners in contact komen met zware metalen (bv. inademing van stofdeeltjes, orale inname via bodem en stof, via eigen gekweekte groenten, …). Die metingen worden uitgevoerd bij deelnemers waarvan ook de lichaamsbelasting cadmium en arseen bepaald werden. De gegevens over lichaamsbelasting en de gegevens over hoe mensen in contact komen met cadmium en arseen kunnen dan gekoppeld worden. Dat geeft onderzoekers informatie over welke blootstellingsroutes belangrijk zijn.

Om de koppeling tussen blootstellingsroutes en lichaamsbelasting te maken, wordt een berekeningsmodel gebruikt. De cadmiumconcentraties in de milieucompartimenten en voeding worden dan gebruikt om de concentratie in bloed en urine te berekenen. Die berekeningen kunnen dan vergeleken worden met wat er echt gemeten werd bij de deelnemers. Via een farmacokinetisch model wordt vervolgens de verdeling in het lichaam berekend.

Samenvattend kunnen vier delen worden onderscheiden in het project:

1. Bepalen van de huidige interne belasting aan zware metalen via een interne blootstellingsmeting van cadmium (Cd) en arseen (As) in urine en bloed van de plaatselijke bevolking.
2. Bepalen van het lood (Pb)-gehalte in kinderen via een interne blootstellingsmeting van Pb in bloed van kinderen uit de Noorderkempen.
3. Meten van Cd, As en Pb in de verschillende relevante milieucompartimenten als basis voor de blootstellingsmodellering.
4. Integratie van de resultaten uit de interne blootstellingsmeting en de resultaten van de externe blootstellingsmeting in een blootstellingsmodel als basis voor concrete beleidsacties.

3. Onderzoeksopzet interne blootstellingsmeting

Om de huidige lichaamsbelasting aan cadmium, arseen en lood bij de inwoners van de Noorderkempen te bepalen, worden er bloed- en urinestalen van volwassenen en bloedprikken van kleuters afgenomen.

Voor onderzoek naar cadmium en arseen is de meest relevante groep volwassen burgers geselecteerd. Om de resultaten te kunnen vergelijken met de vroeger verkregen resultaten door de onderzoeksgroep van professor Staessen (Cadmibel en Pheecad I en II) moeten de volwassen deelnemers tussen 20 en 80 jaar oud zijn. Zij wonen gedurende minimum 8 jaar in het gebied.

In de urine en het bloed wordt het gehalte cadmium en arseen bepaald. Het cadmium in urine geeft een indicatie van de levenslange blootstelling. Het cadmiumgehalte in het bloed is daarentegen eerder een maat voor de huidige blootstelling, m.a.w. of er een verhoogde blootstelling was gedurende de afgelopen 3 à 4 maanden. Het arseengehalte (totaal arseen en toxisch relevant arseen) in urine geeft een maat van de huidige blootstelling aan arseen (10 à 40 dagen).

Naast de zware metalen werden nog een aantal andere factoren bepaald in de urine- en bloedstalen zoals creatinine en ferritine.

In dit onderzoek werd het creatininegehalte in de urine gebruikt om een zicht te krijgen op de verdunning van de urine omdat gewerkt werd met één urinestaal en niet met de volledige 24-uurs urine. Dit is nodig om de gehalten aan arseen en cadmium goed te kunnen interpreteren. Omdat de ijzerstatus in het lichaam mee het gehalte aan cadmium bepaalt, meten we ook ferritine, ijzer en soluble transferrine receptor in het bloed.

Voor het onderzoek naar de lichaamsbelasting aan lood wordt ervoor gekozen om lood in bloed van kleuters tussen 2,5 en 6 jaar te onderzoeken. Kinderen nemen via veelvuldig hand-mond contact meer stof- en bodempartikels op dan volwassenen. Ze steken vuil speelgoed in hun mond, zullen al eens aarde proeven enzovoort. Hierdoor komen kinderen vaak ook meer in contact met vervuilende stoffen in bodems in vergelijking met volwassenen. Bovendien zijn kinderen - specifiek voor wat het zware metaal lood betreft - ook gevoeliger dan volwassenen voor zowel de opname als voor de eventuele nadelige gezondheidseffecten. Zo is de opname van lood via het maagdarmkanaal groter bij kinderen dan bij volwassenen. Het zenuwstelsel in ontwikkeling is bovendien het gevoeligst voor de negatieve effecten van lood. Lood in bloed geeft een beeld van de blootstelling aan lood gedurende de

laatste maanden. Om de bloedafname zo gering mogelijk te houden voor de kinderen is gekozen om dit via een vingerprikje te doen en niet ter hoogte van de elleboogplooi.

Daarnaast worden van de deelnemers ook leefstijlinformatie en gegevens over verstorende variabelen verzameld met behulp van een vragenlijst. Dit is nodig om de gehalten aan cadmium, arseen en lood goed te kunnen interpreteren

3.1. Onderzoeksgebied & rekrutering

3.1.1. Volwassenen

Afbakening onderzoeksgebied

Omdat we willen weten of de huidige lichaamsbelasting aan cadmium en arseen bij de inwoners van de Noorderkempen nog steeds aanleiding geeft tot een verhoogd gezondheidsrisico, wordt hetzelfde gebied onderzocht als in het onderzoek van professor Staessen. Dit onderzoeksgebied bestaat uit de woonwijken Mol-Wezel, Balen-Wezel, Lommel-Werkplaatsen, Lommel-Barrier, Overpelt-Fabriek en Neerpelt-Heide en noemen we verder het onderzoeksgebied S (gele lijnen fig1).
Deze vergelijking maakt het ook mogelijk de vroeger genomen maatregelen in de Noorderkempen te evalueren op hun doeltreffendheid.

In de pers verschenen begin 2006 berichten dat de inwoners van de gemeenten Lommel, Overpelt, Neerpelt, Balen en Mol een verhoogd risico hadden op longkanker door de verontreiniging met cadmium. De conclusies die in de studie getrokken werden voor de onderzochte woonwijken, kleine “eilandjes” binnen de grotere gemeenten, zijn door de pers dus veralgemeend naar de hele gemeenten. Hierdoor werden de inwoners van de betrokken gemeenten ongerust over hun gezondheid.

Op de vraag of buiten de onderzochte woonwijken ook een gezondheidsrisico bestaat, kon men tot op heden geen antwoord geven. Om dit na te gaan werd de lichaamsbelasting van inwoners van de gemeenten Lommel, Overpelt, Neerpelt, Balen en Mol, woonachtig buiten de gebieden uit het onderzoek van Prof. Staessen gemeten. Dit onderzoeksgebied noemen we verder het onderzoeksgebied R.

Op basis van risicokaarten voor cadmium in de bodem werd het onderzoeksgebied uitgebreid tot een zone van 5 km rondom de fabrieksvestigingen van Balen en Overpelt. Deze risicokaarten geven een idee waar de kans het grootst is dat de concentratie cadmium in de bodem verhoogd is. Binnen de zone van 3 km wordt

een toplaagconcentratie van meer dan 2,5 mg cadmium/kg/DS verwacht. In de zone tussen 3 en 5 km worden zones aangetroffen gaande van meer dan 2,5 mg cadmium/kg DS tot minder dan 1 mg cadmium/kg DS naargelang afstand en windrichting. Buiten de zone van 5 km is het risico op een verhoogd cadmiumgehalte in de bodem zeer beperkt. De bodemsaneringsnorm voor cadmium in een standaard bodem in woonzone bedraagt 6 mg/kg ds. De concentraties in de bodem geven een goed beeld weer van de jarenlange vervuiling die in de omgeving uitgestoten en verspreid werd. De inwoners van het gebied dat op de risicokaarten het meest vervuild is, werden in het verleden met de meeste waarschijnlijkheid blootgesteld aan de hoogste concentraties cadmium.

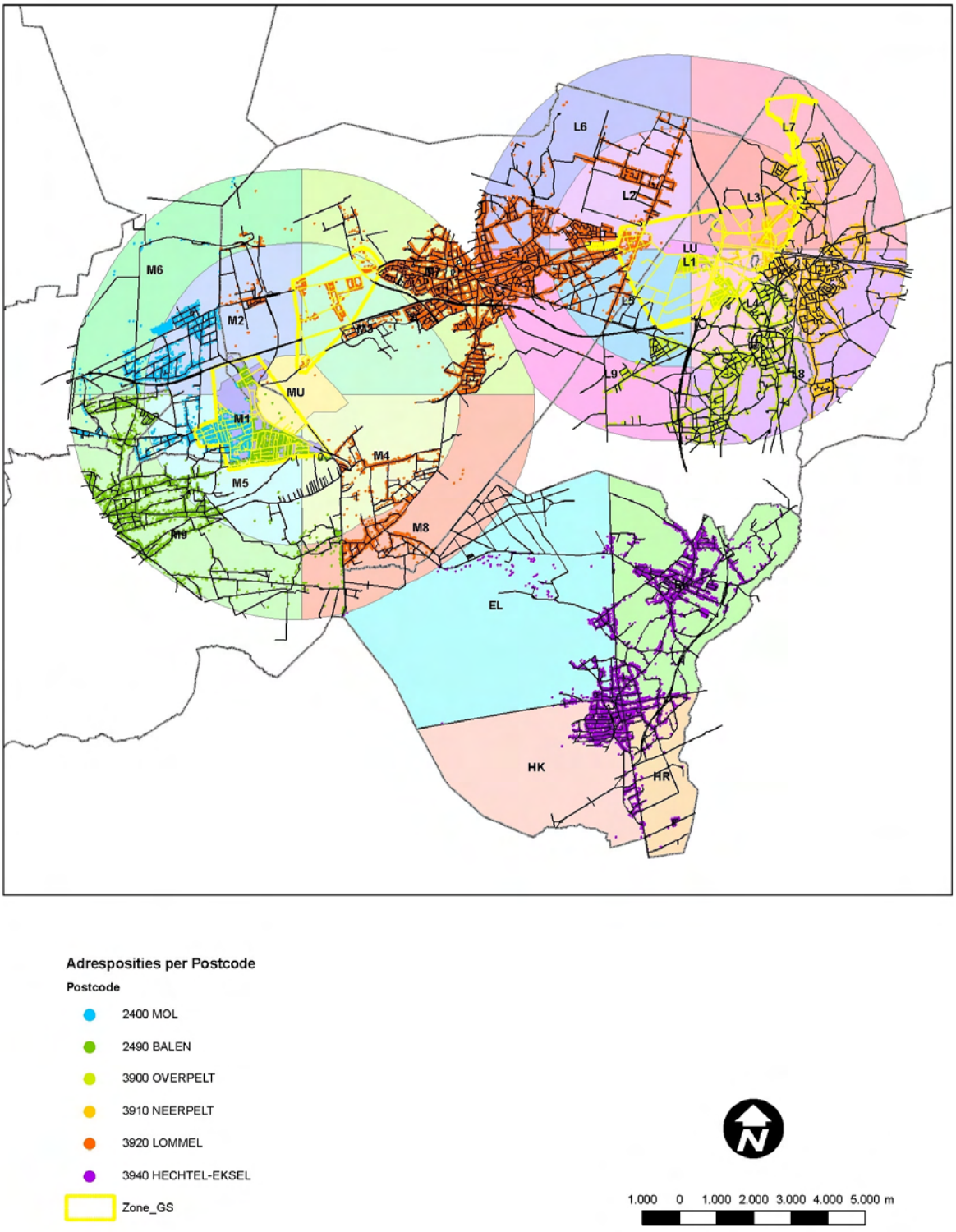
Om een zicht te krijgen op de lichaamsbelasting aan cadmium van deze mensen wordt de interne blootstellingsmeting georganiseerd binnen het onderzoeksgebied van 5 km.

Om de invloed van de afstand tot de fabriek te kunnen beoordelen werd binnen de cirkel van 5 km nog een cirkel van 3 km getrokken rond de rand van het fabrieksterrein (LU en MU). Dit is de zone die op de risicokaarten nog zones met een mogelijk verhoogde blootstelling aangeeft.

De 3 en 5 km cirkels werden vervolgens verdeeld in 4 kwadranten. Dit geeft 8 segmenten rondom elke fabriekslocatie (zie kaart M1, M2 ….L1,L2…..). Deze segmenten weerspiegelen gebieden met verschillend blootstellingsrisico aan cadmium naargelang afstand en windrichting.

Het opdelen in segmenten is belangrijk om het aantal deelnemers op een evenwichtige wijze te spreiden over het totale onderzoeksgebied.

Ook in het verleden werden de gehalten in het risicogebied vergeleken met een controlegebied buiten de omgeving van de fabriekserreinen. Bedoeling is om in het huidige onderzoek ook deze vergelijking te maken. De vergelijking met het referentiegebied dat ook in het verleden reeds werd onderzocht (Hechtel-Eksel) laat toe een relatieve daling van het gehalte aan zware metalen te detecteren. Dit geeft de mogelijkheid uitspraken te doen over de effectiviteit van de al uitgevoerde milieu- en sensibilisatiemaatregelen. Het referentiegebied Hechtel-Eksel noemen we verder referentiegebeid HE.



Figuur 1 kaart onderzoeksgebied

Selectie deelnemers

Het onderzoek richtte zich tot bewoners van de afgebakende gebieden met een leeftijd van 20-79 jaar. Om te voorkomen dat mensen die nog niet lang in het onderzoeksgebied woonden aan de studie zouden deelnemen en zo de resultaten zouden beïnvloeden, werd als voorwaarde gesteld dat deelnemers minstens 8 jaar in het onderzoeksgebied moesten wonen. Werknemers of ex-werknemers van Umicore werden uitgesloten omwille van mogelijke beroepsblootstelling.

Deelnemers werden geselecteerd op basis van bevolkingslijsten die door de betrokken gemeenten werden aangeleverd. De adressen worden ingedeeld per gebied (R, S of HE).

Inwoners van de 3 onderzoeksgebieden, in de gekozen leeftijdsgroep van 20-79 jaar, werden per geslacht verdeeld in drie leeftijdsgroepen met een range van 20 jaar. Binnen elke leeftijdsgroep en per geslacht werd een gelijk aantal deelnemers geselecteerd.

De vooropgestelde verdeling van de deelnemers per gebied was:

- 400 stalen in S gebieden;
- 400 stalen in de R gebieden
- 400 stalen in het HE gebied.

Er werd voorzien om verder nog 50 stalen extra te nemen bij gezinsleden van deelnemers die participeerden aan de metingen door VITO georganiseerd in en om de woning (zie externe blootstellingsmeting).

Rekrutering

De potentiële deelnemers werden schriftelijk, per post, uitgenodigd om aan de studie deel te nemen. Bij de zending zat een infofolder en een selectieformulier. Het selectieformulier vroeg onder andere informatie over de exclusiecriteria: vroegere of huidige tewerkstelling bij Umicore en het aantal jaren dat men in het gebied woonde. Respondenten die voldeden aan de inclusiecriteria werden telefonisch gecontacteerd met de vraag om deel te nemen. Deelnemers gaven schriftelijk, geïnformeerd toestemming voor deelname. Het onderzoek bestond uit wegen en meten, het invullen van een vragenlijst, een bloedname en een urinecollectie.

Respons

Zoals weergegeven in tabel 1 reageerde 65 % van de aangeschreven bewoners op de mailing. Van al diegenen die reageerden heeft uiteindelijk 59 % deelgenomen aan de

studie (rekening houdend met het aantal mensen dat buiten de selectie valt) (tabel 2).

Tabel 1: respons per gebied

Gebied	Totaal verzonden	respons	%
HE	985	659	67
S	1590	1048	66
R	1299	815	63
Totaal	3874	2522	65

Tabel 2: reacties van de respondenten per gebied

Gebied	respons	buiten selectie	%	weigering	%	niet gebeld	%	Deel-nemers	%
HE	659	55	8	143	22	57	9	398	60
S	1048	280	27	273	26	86	8	406	39
R	815	147	18	237	29	31	4	400	49
Totaal	2522	482	19	653	26	174	7	1204	48

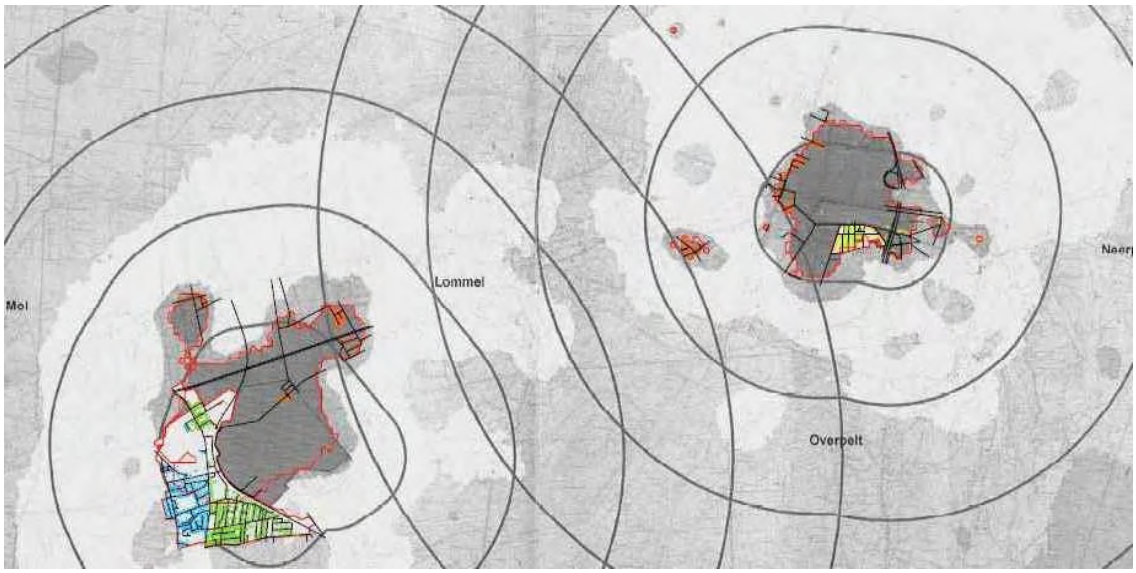
Bijkomend hebben 13 gezinsleden van deelnemers, waarbij ook een woningonderzoek werd uitgevoerd, deelgenomen aan het onderzoek.

3.1.2. Kleuters

Afbakening onderzoeksgebied

Op basis van risicokaarten voor lood in de bodem werd het onderzoeksgebied afgebakend tot een zone van 2 km rondom de fabrieksvestigingen van Balen en Overpelt (figuur 2).

Deze risicokaarten geven een idee waar de kans het grootst is dat de concentratie lood in de bodem verhoogd is. Het gebied waar een toplaagconcentratie van meer dan 250 mg lood/kg/DS verwacht wordt, is binnen de zone van 2 km gelegen. In deze cirkels worden ook zones aangetroffen met loodgehalte tot 50 mg/kg DS naargelang afstand en windrichting. Buiten de zone van 2 km is het risico op een verhoogd loodgehalte in de bodem zeer beperkt. De bodemsaneringsnorm voor lood in een standaard bodem in woonzone bedraagt 560 mg/kg ds. De kleuters van het gebied dat op de risicokaarten het meest vervuild is, hebben een groter risico op blootstelling aan verhoogde concentraties lood.



Figuur 2 kaart onderzoeksgebied

Om een zicht te krijgen op de lichaamsbelasting aan lood van deze kleuters werd een interne blootstellingsmeting georganiseerd in de kleuterscholen die gelegen zijn binnen het onderzoeksgebied van 2 km rondom de fabrieksterreinen in Balen en Overpelt.

Ter vergelijking werden kleuters onderzocht in het referentiegebied Hechtel-Eksel.

Selectie van de deelnemers

We rekruteerden kleuters van 2,5 tot 6 jaar, via de kleuterscholen gelegen binnen het onderzoeksgebied en in het referentiegebied Hechtel-Eksel. In elk van de gebieden waren er 4 scholen die allemaal bereid waren om mee te werken.

Na contactname met de school werden de klassenlijsten opgevraagd. Aanvankelijk was het de bedoeling enkel kinderen die wonen en schoollopen in het onderzoeksgebied in de studie op te nemen. Voor deze selectie kwamen slechts 95 kinderen in aanmerking. Omdat dit aantal te gering was om betekenisvolle conclusies te kunnen trekken werd beslist om alle kinderen op de school uit te nodigen, ongeacht hun woonplaats.

Rekrutering

De ouders van de kleuters kregen vergelijkbare documenten als de volwassenen. Deze werden bezorgd via de school, die ook instond voor het verzamelen van de antwoorden. Ouders gaven schriftelijk, geïnformeerd toestemming voor deelname. Het onderzoek hield in: het invullen van een vragenlijst, per kind en per gezin en een bloedafname via een vingerprik.

Respons

Zoals weergegeven in tabel 3 heeft 58 % toestemming gegeven om deel te nemen en uiteindelijk werden er 338 kleuters geprikt. 13 kleuters waren ziek op de dag van het onderzoek.

Tabel 3: respons per onderzoeksgebied

	aantal kleuters	toestemming (aantal)	%	Deelnemers	%
Onderzoeksgebied	251	171	68,1	160	63,7
Referentiegebied Hechtel-Eksel	357	180	50,4	178	49,9
Totaal	608	351	57,7	338	55,6

3.2. Labo-analyses

De analyses in bloed en urine worden door een erkend laboratorium (BELAC[2] geaccrediteerd) uitgevoerd.

De verschillende parameters worden geanalyseerd met volgende analysetechnieken:

Parameter	Analysetechniek :
Pb in bloed bij kinderen	ICP-DRC-MS (Perkin Elmer)
Cd in bloed	ICP-DRC-MS (Perkin Elmer)
Serum Fe	spectofotometrie (Modular-Roche) Analysespecificaties : ferrozine zonder onteiwitting op Modular (Roche)
Serum Ferritine	electrochemoluminescentie (Centaur – Bayer)
Serum Sol. Transferrine Receptor	nefelometrisch (BN II – Dade Behring)
Cd in urine	ICP-DRC-MS (Perkin Elmer)
Totaal As	ICP-DRC-MS (Perkin Elmer)
Toxisch Relevant As	Flow-injectie – hydride generatie – atoomabsorptie spectrofotometrie
Creatinine in urine	Kinetisch colorimetrisch (Modular-Roche)

[2] BELAC : Belgisch Accreditatiesysteem

De vereiste afnamematerialen werden in voldoende hoeveelheid aangekocht zodat ze allemaal tot eenzelfde productie behoorden (Zelfde Lotnr, Expire Date)

Teneinde zekerheid te bekomen dat de gebruikte materialen vrij waren van contaminanten (meer bepaald van de te meten zware metalen) werd het materiaal vooraleer de staalname startte, onderzocht.

Het betreft hier de gebruikte urinecontainers en deksels, de oligotubes (speciale tubes voor spore-elementen - Vacutainer Becton-Dickinson) en de microcontainer en schepjes gebruikt bij de vingerprikafnames voor de loodbepaling bij kleuters.

De urinepotjes, oligotubes en de schepjes gebruikt bij de vingerprik geven geen aanleiding tot contaminatie. De microcontainers gebruikt bij de vingerprik geven een zeer beperkte en te verwaarlozen contaminatie.

3.3. Statistische methodologie

3.3.1. Volwassenen

Een eerste onderzoeksvraag die we, op basis van de gegevens verzameld in het kader van de interne blootstellingsmeting, wensen te beantwoorden, is in hoeverre de woonlocatie (onderzoeksgebied S, onderzoeksgebied R, referentiegebied HE) een invloed heeft op de interne blootstellingsniveaus aan de zware metalen cadmium en arseen, gemeten in urine en bloed.

De tweede onderzoeksvraag gaat na of er een daling vast te stellen is van de interne blootstellingsniveaus aan de zware metalen cadmium en arseen, gemeten in urine en bloed voor de populatie die anno 2006 woonachtig is in de onderzoeksgebieden, in vergelijking met de populatie die er in de periode 1985-1989 woonachtig was.

Statistische technieken

Voor *continue* gegevens (zoals leeftijd, bmi, interne blootstellingsgehalten, ...) werd gebruik gemaakt van ANOVA en lineaire regressietechnieken om de drie onderzoeksgebieden te vergelijken. Aanvullend werd ook de niet-parametrische Kruskall-Wallis toets gebruikt.

Voor *categorische* (bijv. opleidingsklasse, ...) en *nominale* gegevens (bijv. geslacht,..) werden chi-kwadraat, Fisher's Exact toets en logistische regressies gebruikt om na te gaan of de gegevens gelijkaardig verdeeld zijn in de drie onderzoeksgebieden.

Verdunde stalen

Sterk verdunde urinestalen (creatinine <30mg/dl) en sterk geconcentreerde urinestalen (creatinine >300mg/dl) werden niet opgenomen in de verwerkingen. Dit is conform de WHO-richtlijn die aanraadt deze metingen niet mee te nemen in de statistische verwerkingen.

Detectielimiet

Indien het gehalte aan een zwaar metaal in urine of bloed onder de detectielimiet ligt, werd gewerkt met de helft van de detectielimiet.

Normaliteit van de interne blootstellingsniveaus aan zware metalen

De gehaltes aan zware metalen zijn niet “normaal verdeeld”. Sommige statistische technieken mogen alleen gebruikt worden bij gegevens die wel “normaal verdeeld” zijn. Daarom is het gebruikelijk om onderzoeksresultaten wiskundig te bewerken zo dat ze wel “normaal verdeeld” worden. De statistische verwerkingen werden daarom uitgevoerd op de natuurlijke logaritmische transformatie van de interne gehaltes aan zware metalen. Deze wordt vaak in de literatuur gebruikt voor dit type blootstellingsmerkers. De gepresenteerde gemiddelden zijn geometrische gemiddelden.

Statistische weging

De selectie van de deelnemers in onderzoeksgebied R gebeurde door per segment een vooraf bepaald aantal deelnemers te rekruteren. Deze segmenten werden gemaakt op basis van de afstand tot de fabriek en rekening houdend met de windrichting. Per segment was het vooropgestelde doel 25 deelnemers te rekruteren. Het aantal inwoners verschilt echter sterk van segment tot segment. Bijgevolg kan men de stalen van de 16 segmenten niet zomaar samen verwerken om een goed beeld te krijgen van de gehaltes aan zware metalen voor de populatie van onderzoeksgebied R. Daarom werd een statistische wegingsfactor voor elke deelnemer berekend, als de verhouding van het aantal inwoners in een segment t.o.v. het aantal deelnemers in de steekproef. Deelnemers uit segmenten met veel inwoners zijn m.a.w. belangrijker in de verwerkingen dan deelnemers uit segmenten met minder inwoners. Voor het correct berekenen van de gemiddelde gehaltes aan zware metalen voor onderzoeksgebied R werd steeds gebruik gemaakt van deze wegingsfactoren. Voor onderzoeksgebied S en voor referentiegebied HE is er een vrij gelijkmatige verdeling over de beschouwde subgebiedjes. Hier spelen de wegingsfactoren dus een minder belangrijke rol, maar ze werden wel steeds meegenomen in de statistische verwerkingen.

Gecorrigeerde gemiddelden

Ook de (statistisch gewogen) gemiddelde blootstellingsniveaus van de drie onderzoeksgebieden kunnen niet zomaar vergeleken worden. Verschillen in gemiddelde gehaltes kunnen mogelijk te wijten zijn aan verschillen in samenstelling van de onderzoeksgebieden en niet louter aan de woonlocatie van de deelnemer. Daarom dat gecorrigeerde gemiddeldes berekend werden. Dit betekent dat we het interne blootstellingsgehalte berekenen, dat we verwachten voor een 'gemiddelde' deelnemer voor wat betreft de leeftijds- en geslachtsverdeling, en rookgedrag. En dit doen we voor elk gebied voor dezelfde deelnemer. Verschillen tussen de drie gebieden zijn dus niet meer te wijten aan verschillen in geslachts- en leeftijdsverdeling, en rookgedrag.

Vergelijking met richtwaarden

Om de blootstellingsresultaten te toetsen aan gekende gezondheidsrisico's van zware metalen en om duiding te geven aan de betekenis van de interne blootstellingsgehaltes worden de resultaten vergeleken met nationale en/ of internationale richtwaarden en met inschattingen van experten.

Vergelijking met andere studies

De resultaten uit het BONK onderzoek kunnen met enige voorzichtigheid vergeleken worden met resultaten uit vroegere studies. Hierbij moet er wel rekening gehouden worden met eventuele verschillen in opzet en methoden van de studies, bijvoorbeeld werden 24-uurs urine of spoturine gebruikt? Werden verdunde stalen meegenomen in de verwerkingen? Presenteert men het rekenkundige of geometrische gemiddelde? Werden rokers geïncludeerd? ... Indien nodig werden aanvullende analyses verricht in een subset van de deelnemers van het BONK onderzoek (bijv. enkel niet rokers, enkel vrouwen) om een zo correct mogelijke vergelijking te bekomen.

Pilootstudie Vlaanderen (1999)

In 1999 werd, op initiatief van de Vlaamse Overheid, een piloot-biomonitoringstudie uitgevoerd bij 200 niet-rokende vrouwen van 50-65 jaar, woonachtig in Peer, Wilrijk of Hoboken.

Blootstellingsonderzoek in Beerse van lood en cadmium (2006)

In 2006 werd, op initiatief van de afdeling Toezicht Volksgezondheid en Medisch Milieukundige bij de LOGO's Noorder- en Zuiderkempen, een blootstellingsonderzoek uitgevoerd in de wijken Den Hout en Absheide (Beerse). De deelgemeente Vlimmeren werd als controlegebied gekozen omdat het buiten de invloedsfeer van de non-ferro industrie ter hoogte van het kanaal Schoten-Turnhout

ligt. In de studie werden bloed- en urinestalen van 137 vrouwen van 35 tot 55 jaar onderzocht op het gehalte van cadmium en lood. Enkel vrouwen die al minstens 10 jaar in één van de gebieden woonden, en nooit gerookt hadden of minstens 10 jaar gestopt waren met roken mochten aan het onderzoek deelnemen.

Steunpunt Milieu en Gezondheid (2002-2006)

In opdracht van de Vlaamse overheid werden door het Steunpunt Milieu en Gezondheid in het kader van de volwassenencampagne van het Vlaams Humaan Biomonitoringprogramma vervuilende stoffen gemeten in bloed en urine. Er werd geopteerd om te monitoren in acht aandachtsgebieden met een kenmerkende en verschillende milieubelasting (Antwerpse agglomeratie, Gentse agglomeratie, Fruitstreek, Landelijk Vlaanderen, Havens (Antwerpen+Gent), Regio Olen, Albertkanaalzone en Verbrandingsovens). Volwassenen die minstens 5 jaar in één van de aandachtsgebieden woonden en tussen de 50 en 65 jaar oud waren mochten aan de meetcampagne deelnemen.

Cadmibel en Pheecad

De blootstelling van de bevolking aan zware metalen (cadmium, lood en arseen) werd nagegaan in België door ze te bepalen in 24-uur urinestalen verzameld in het kader van de CadmiBel (1985-1989) en PheeCad (1991-1995) bevolkingsonderzoeken. Deze studies werden uitgevoerd door een onderzoeksgroep onder leiding van Prof. Dr. J. Staessen. De metingen werden in dezelfde mensen ook meermaals periodiek herhaald zodat evolutie binnen dezelfde groep mensen opgevolgd werd (longitudinaal onderzoek). De opvolging van de onderzochte groep loopt trouwens nog steeds door. We vergelijken de gegevens van het BONK onderzoek met de gegevens van de periode (1985-1989) voor het referentiegebied HE en voor onderzoeksgebied S. Onderzoeksgebied S wordt uitgesplitst in twee regio's: Lommel-Overpelt-Neerpelt enerzijds, en Mol-Balen-Wezel anderzijds.

3.3.2. Kinderen

De voornaamste onderzoeksvraag is of de kinderen een verhoogde blootstelling aan lood hebben. Er wordt tevens onderzocht of er een verschil is in gemiddeld loodgehalte in bloed van kleuters die school lopen binnen een straal van 2 km rond de fabrieken van Balen en Overpelt (*onderzoeksgebied*) en kinderen die school lopen in Hechtel-Eksel (*referentiegebied*).

Statistische technieken

Voor *continue* gegevens (zoals leeftijd, loodgehalte , ...) werd gebruik gemaakt van ANOVA en lineaire regressietechnieken om de twee gebieden te vergelijken. Aanvullend werd ook de niet-parametrische Wilcoxon-Rank-Sum toets gebruikt.
Voor *categorische* (bijv. opleidingsklasse, ...) en *nominale* gegevens (bijv. geslacht,..) werden chi-kwadraat, Fisher's Exact toets en logistische regressies gebruikt om na te gaan of de kenmerken gelijkaardig verdeeld zijn in de twee onderzoeksgebieden.

Normaliteit van de loodgehaltes

De gehaltes aan lood in bloed zijn niet "normaal verdeeld". De statistische verwerkingen werden daarom uitgevoerd op de natuurlijke logaritmische transformatie van de gehaltes. De gepresenteerde gemiddelden zijn geometrische gemiddelden.

Vergelijking met richtwaarden

Het loodgehalte in bloed werd vergeleken met de CDC- en WHO-aanbeveling van 10 µg/dl.

Vergelijking met andere studies

De loodgehaltes zoals deze opgemeten werden in het bevolkingsonderzoek in de Noorderkempen werden vergeleken met:

- de resultaten van het halfjaarlijks bloedonderzoek bij schoolkinderen in de wijk Moretusburg. In het *voorjaar van 2006* namen 179 kinderen (1-12 jaar) die in Moretusburg-Hertogvelden wonen aan het onderzoek deel. In de controle school (Jules Baeckelmanslaan) namen uit de eerste kleuterklas en het eerste leerjaar 22 kinderen deel.
- het bevolkingsonderzoek in de gemeente Beerse, 2006. In totaal werd bij 137 kleuters van 2.5 tot 6 jaar de loodbelasting bepaald. Het aandachtsgebied bestond uit de wijken Den Hout en Absheide. Als controlegebied werd de deelgemeente Vlimmeren gekozen.

4. Aanpak/ Opzet externe blootstellingsmeting (Metingen in het milieu)

In de blootstellingsmodellering wordt interne lichaamsbelasting gekoppeld aan externe lichaamsbelasting. De inschatting van de externe blootstelling dient zo veel mogelijk gebaseerd te zijn op meetgegevens. Die metingen gebeuren bij een aantal deelnemers waar de interne bloostelling werd gemeten. Aan de hand van dergelijke 'gekoppelde' data kunnen immers gemakkelijker betekenisvolle verbanden tussen externe en interne blootstelling worden aangetoond. De externe blootstellingsmetingen zijn dus in eerste instantie bedoeld om dit verband aan te tonen en zijn dus geen weergave van de milieukwaliteit in de onderzoeksgebieden.

4.1. Selectie woningen en opdeling in gebieden

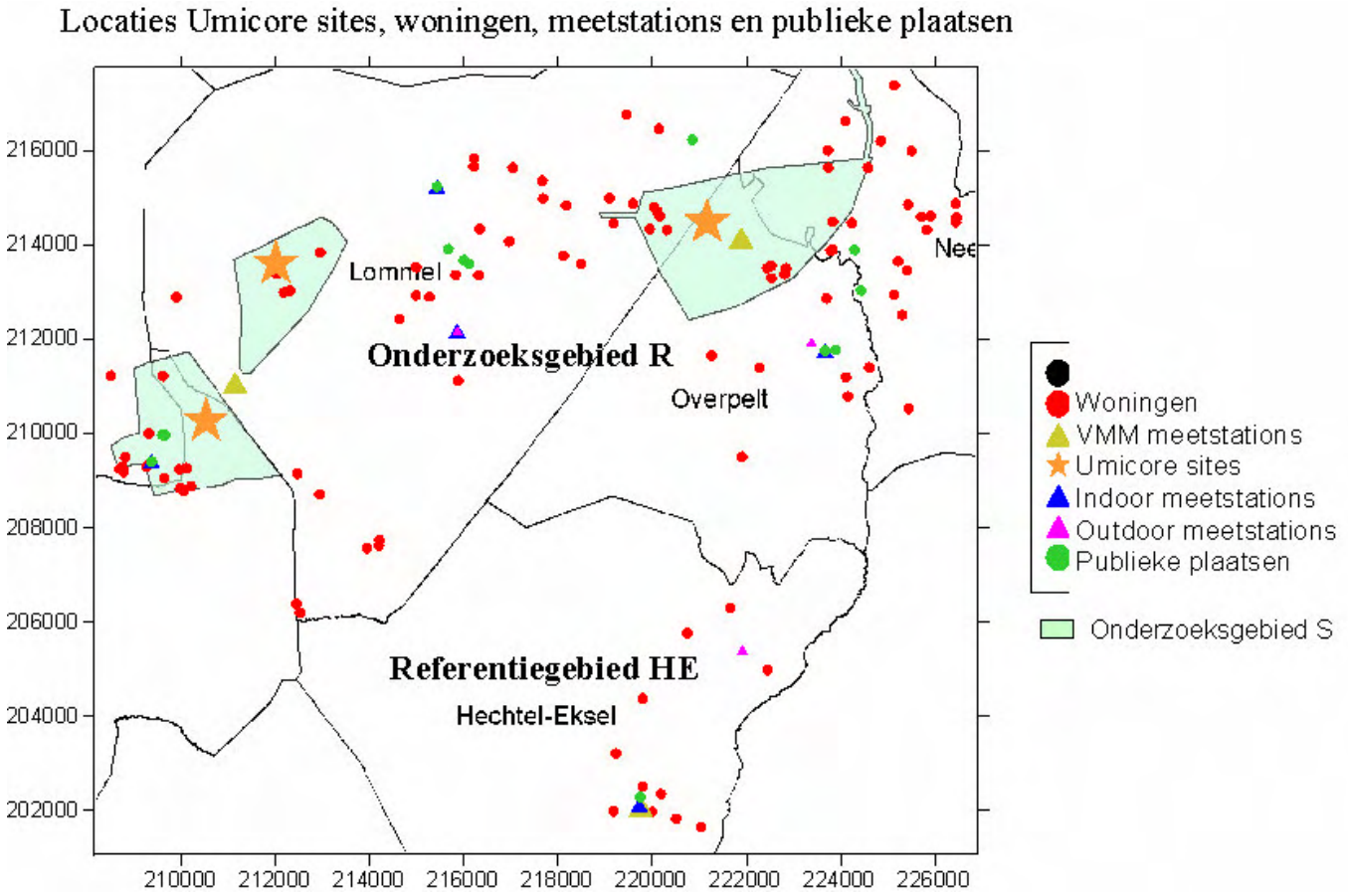
De milieumetingen zijn uitgevoerd bij een subgroep van deelnemers waarvoor de interne blootstelling werd bepaald. Om de subgroep op de best mogelijke manier te definiëren, is bij het opstarten van het intern blootstellingsonderzoek aan de hand van een selectievragenlijst nagegaan welke deelnemers/huishoudens in aanmerking komen voor het uitvoeren van de milieumetingen. In deze vragenlijst zijn eveneens gegevens opgevraagd voor de interpretatie van de milieumetingen, zoals ouderdom, grootte, structuur van de woning; type (gesloten, halfopen, open) bebouwing; frequentie en type (stofzuigen, borstelen) schoonmaak en verluchting; renovatie/decoratie geschiedenis van de woning en tuin; indeling van de tuin (% onbedekte bodem); afstand tot de weg; aantal inwoners, kinderen, huisdieren; type verwarmingsbron (centrale, locale, gas, stookolie, steenkool, hout); levenstijl factoren zoals hobby's, rookgewoonte; consumptie van putwater en van groenten uit de eigen moestuin.

Op basis van de verkregen informatie is op een stapsgewijze manier beslist in welke huishoudens de metingen zullen worden uitgevoerd a.h.v. volgende criteria:

1. locatie geen sanering heeft ondergaan;
2. beschikbaarheid van het aantal meetplaatsen;
3. ruimtelijke spreiding van de meetplaatsen, met name maximum 5 woningen per straal van 1 km.

De milieumetingen zijn verricht bij 100 woningen en bij 14 publieke plaatsen (scholen, kerken, bus, culturele centra, dienstencentra, kinderopvang, kantoren

gemeentehuis) verspreid over de drie gebieden (figuur 3): het referentiegebied HE, het onderzoeksgebied S en het onderzoeksgebied R.



Figuur 3: Gebieden milieumetingen Noorderkempen 2007

4.2. Selectie van milieucompartimenten

Bij de selectie van de milieucompartimenten werd rekening gehouden met:
a) de mogelijke blootstellingswegen
b) de tijdsbesteding en het gedrag van mensen

De mogelijke "lokale" blootstellingswegen voor cadmium, lood, arseen die bekeken werden:

- inname van bodemdeeltjes;
- inname van stofdeeltjes (huisstof, straatstof);
- inademing van zwevend stof (buitenshuis, binnenshuis);
- verbruik van lokaal geteelde levensmiddelen;
- verbruik van putwater.

In essentie is het van belang om te beschikken over milieumetingen die deels persoonsgebonden zijn (woning) en deels bruikbaar zijn voor een bredere groep (school, werk, speelterreinen, sportterreinen). De uitgevoerde milieumetingen zijn ingedeeld in 2 groepen:

- *de persoonsgebonden (woninggebonden) metingen*: straatstof, bodem in de (moes)tuin, groenten, putwater, afgezet stof op vloer, meubelen en dakbeschot (zowel depositieschaal als stofzuigerzak) binnenshuis, zwevend stof binnenshuis, handbelading met metalen bij volwassenen.
- *de groepsgebonden metingen*: zwevend stof buitenshuis, op andere locaties dan de woning (school, kinderopvang, werk, winkels …), zwevend stof binnenshuis op andere locaties dan de woning (school, kinderopvang, werk, winkels…). Hier is bemonsterd op een aantal representatieve plaatsen die een goed beeld geven voor de totale groep. Aan de hand van de vragenlijsten zijn die representatieve plaatsen in kaart gebracht, en is een selectie van locaties gemaakt om tot een betrouwbaar beeld te komen voor de meerderheid van de deelnemers.

Voor de verschillende milieucompartimenten zijn de concentraties arseen, cadmium en lood bepaald.

Voor de uitvoering van de specifieke onderdelen, met name:
- meting stofdepositie (afgezet stof) op groenten
- bodemanalyses

werd beroep gedaan op externe partners nl. CODA (Centrum voor Onderzoek in Diergeneeskunde en Agrochemie) en SGS Nederland B.V.

4.3. Meetprogramma

Hieronder beschrijven we in hoofdlijnen het programma van de externe blootstellingsmetingen (milieumetingen) voor BONK die zijn uitgevoerd in 2007. Een overzicht van het aantal locaties dat werd bemeten voor de verschillende milieu-compartimenten in de verschillende onderzoeksgebieden, is weergegeven in tabel 4.

Omdat verspreiding van stof via de lucht sterk afhankelijk is van de locale weersomstandigheden, zijn de milieumetingen uitgevoerd over twee onderzoeksperiodes, met name 24 april 2007 tot en met 26 juni 2007 en 14 september 2007 tot en met 15 november 2007.

4.3.1. Bemonstering van huisstof en depositiestof op het dakbeschot

Voor deze studie werd zowel de langdurige als kortstondige blootstelling aan depositiestof bepaald aan de hand van 3 type bemonsteringsmethoden: het nemen van veegmonsters, het collecteren van de stofzuigerzak en het zetten van depositieschalen. Het depositiestof werd bemonsterd op 100 residenties waarvan 11 in het referentiegebied HE en 89 in het onderzoeksgebied R en S. Naast de pool van 100 residenties zijn 9 veegstalen bemonsterd bij scholen, kinderopvang, dienstencentra, kantoren, kerken en winkels.

De zolder van oudere woningen kan een reservoir zijn van ouder, en dus meer verontreinigd stof. In de studie zijn van 5 oudere woningen (afwezigheid van onderdak) en 6 kerken, waarvan 1 in het referentiegebied, veegmonsters genomen van het dakbeschot en geanalyseerd op de aanwezigheid van As, Cd en Pb.

4.3.2. Bemonstering van stof op de handen en putwater

Het verontreinigde huisstof waarmee een bewoner in contact komt, kan gezien worden als een gewogen gemiddelde over verschillende ruimten waar die persoon stofcontact heeft. Hierbij zijn de ruw geschatte gewichten proportioneel met de tijd die de bewoner doorbrengt in de verschillende kamers van de woning. Op hetzelfde moment van de huisstofmetingen werd bij een aantal volwassenen de handbelading met lood, cadmium en arseen gemeten. Met behulp van een nat doekje (Ghost wipe) werden de handen afgeveegd. In totaal werd op 20 adressen bij 30 personen de handbelading bemonsterd, waarvan 1 adres in het referentiegebied.

Voor putwater zijn in totaal 10 monsters geanalyseerd voor As, Cd en Pb waarvan 2 in het referentiegebied.

4.3.3. Bemonstering van bodemstof en straatstof

Van de 100 geselecteerde woningen zijn er 38 met moestuinen. Van 20 moestuinen werd de bodem bemonsterd over een diepte van 0 – 30 cm. Deze laatste informatie is nuttig voor het berekenen van de concentratie in groenten, die het gevolg is van opname uit de bodem. Per geselecteerde residentie is binnen een straal van 15 m een bodemmonster van de bovenste toplaag samengesteld uit een 4-tal deelmonsters van locaties rondom de woning. Voor inname van bodemdeeltjes is de bodemfractie $< 0{,}25$ mm meest representatief en worden de analyses van arseen, cadmium en lood hierop uitgevoerd. Omdat de vergelijking met eerdere

milieumetingen wenselijk is, werd ook een analyse op de bodemfractie < 2 mm uitgevoerd. In totaal zijn 100 monsters geanalyseerd voor de fractie 0,25 mm; 20 monsters voor de bodemfractie 2 mm en 20 monsters van moestuinen (bodemlaag 0-30 cm). Bijkomend zijn de standaard bodemeigenschappen van PH-KCl, Fe, Al en kleigehalte bepaald voor 25 stalen in de bodemfractie van 0,25 mm en voor 19 stalen van moestuinen (bodemlaag 0-30 cm).

Verder is per woning binnen een straal van 15 m, één representatief monster samengesteld uit 4 deelmonsters van neergevallen stof (straatstof) (µg/m²). Het stof is per deelmonster gecollecteerd op een 200 cm² oppervlak op de opritten en de straat. Bij de bemonstering van straatstof zijn filters bemonsterd met behulp van een stofzuiger met hoog debiet en extern filterhuis met kwartsvezelfilter (diameter 50 mm). Op sommige filters zat zoveel materiaal op dat deze gezeefd zijn op de fractie < 0,25 mm. Bijkomend is een veegmonster (representatief voor een depositie van 6 dagen) genomen op het dak en op de vloer van een publieke bus die het traject in de omgeving Lommel-Heserbergen rijdt.

4.3.4. Bepaling van de stofconcentraties en concentraties zware metalen in zwevend stof in buiten- en binnenomgeving

Buiten

Voor z*wevend stof* is in eerste instantie de fractie PM_{10}-stof beoordeeld in de buitenomgeving. Met betrekking tot depositie en eliminatie in het ademhalingsstelsel was het zinvol om ook de overige stoffracties te karakteriseren op een beperkt aantal stalen ($PM_{2.5}$, grover stof). Aangezien het niet te bedoeling was om een volledige beoordeling van de lokale milieukwaliteit uit te voeren, werd er slechts een algemene benadering toegepast voor de verdeling van zware metalen over de verschillende fracties.

Voor de bepaling van de zware metalen in zwevend stof in de buitenomgeving, is PM_{10} stof bemonsterd op filters voor in totaal 6 meetlocaties bij publieke plaatsen. Binnen de meetperiode van de PM_{10} metingen werden simultaan metingen van $PM_{2.5}$ en TSP (totaal zwevend stof) op 3 locaties uitgevoerd gedurende een periode van 2 x 1 week.

Binnen

De selectie van de meetlocaties voor zwevend stof in de binnenomgeving houdt rekening met de ligging van reeds bestaande meetposten, verwachte concentratieverschillen en geselecteerde woningen. De bemonstering van zwevend

stof in de buitenomgeving werd gelijktijdig uitgevoerd met de bemonstering van zwevend stof binnenshuis.

Tijdens de meetperiode van de buitenmetingen PM_{10} zijn metingen van totaal zwevend stof (TSP) in de binnenomgeving uitgevoerd. Hiervoor zijn 5 locaties (1 school, 1 gemeentehuis, 1 bejaardentehuis, 1 evenementenhal en 1 ontmoetingscentrum) gekozen, gelegen binnen een straal van 10 km rondom de meetlocaties van de buitenmetingen PM_{10}. Verspreid over de 2 periodes is op elk van deze locaties 12 weken gemeten. Voor de continue binnenmetingen werden per locatie voor de 2 perioden samen de volgende bemonsteringen uitgevoerd:

- gedurende 2 weken 24 uurbemonsteringen
- gedurende 10 weken 48 uurbemonsteringen

Bijkomend zijn tijdens deze meetperiode simultaan metingen van $PM_{2.5}$ (op 5 locaties) uitgevoerd gedurende een periode van 2 x 1 week (zelfde periode als de buitenmetingen $PM_{2.5}$ en TSP). Uit de bemonsterde filters $PM_{2.5}$ en TSP werd een selectie gedaan op basis van de stofconcentraties van 10 filters $PM_{2.5}$ en 60 filters TSP (1 per week) voor de analyse van de zware metalen.

Naast de continue metingen op openbare plaatsen werden eveneens momentane metingen van zwevend stof (TSP) uitgevoerd bij particuliere woningen. Voor een selectie van 40 woningen is telkens een 24 h bemonstering uitgevoerd.

De stoffilters werden geanalyseerd voor zware metalen met HR-ICP-MS (Hoge resolutie Inductief gekoppeld plasma) conform EN 14902.

4.3.5. Bemonstering van depositiestof op culturen van groenten

Voor cadmium wordt het gehalte in groenten in hoofdzaak bepaald door de opname vanuit de bodem. Voor arseen en lood daarentegen zijn bladgewassen sterk gevoelig aan de invloed van atmosferische depositie. De cadmiumgehalten in groenten kunnen met voldoende zekerheid voorspeld worden uit de gekende BCF (bioconcentratiefactor)-relaties, voor arseen en lood zijn deze relaties minder nauwkeurig en speelt atmosferische depositie een belangrijke rol bij bladgewassen. De bepaling van metalen in groenten is dan ook vooral gericht op arseen en lood, hoewel simultaan ook cadmium werd bepaald.

Voor een deel van het onderzoek zijn er groenten gekweekt in bakken, blootgesteld in de onderzoeksgebieden S en R en in het referentiegebied HE om de accumulatie (opstapeling) van zware metalen na te gaan. Afhankelijk van het seizoen en volgens de voorziene periode zijn spinazie, sla en andijvie gebruikt. De groenten zijn opgekweekt in het referentiegebied bij CODA en gedurende 14 dagen (spinazie en sla) of 4 weken (andijvie) blootgesteld in het testgebied.

Standaard werden 3 bakken (passen in 1 waterbak) per proefveld geplaatst. Deze werden afzonderlijk geoogst en geanalyseerd. Het resultaat is het gemiddelde van drie bakken. De afwijking bij herhaalde metingen bedraagt tussen de 15 en 20 %. Drie herhalingen zijn dan nodig om de betrouwbaarheid van de biologische meting te controleren, welke toelaat de gegevens statistisch te verwerken.

Het andere deel van het onderzoek bestond uit het bepalen van de accumulatie aan zware metalen in 10 groenten (wortelen en sla) die bemonsterd werden uit de aanwezige moestuinen vanaf 21 mei 2007 (1 staal in HE, 4 stalen in het onderzoeksgebied S en 5 stalen in het onderzoeksgebied R). Alle stalen werden gewassen omdat de Europese norm dit veronderstelt. Telkens werd ook een ongewassen deelstaal geanalyseerd. Alle groenten werden geanalyseerd m.b.v. inductief gekoppeld plasma – massaspectrometrie (ICP-MS, VG PQ-ExCell, TJA, US).

Tabel 4: Overzicht van het aantal locaties dat werd bemeten voor de verschillende milieucompartimenten in de verschillende onderzoeksgebieden.

Milieucompartiment	**Parameter**	**Persoonsgebonden**			**Groepsgebonden**		
	# locaties	Privéwoningen			Publieke plaatsen		
	Onderzoeksgebieden	**S**	**R**	**HE**	**S**	**R**	**HE**
Zwevend stof binnen	$PM_{2.5}$ /TSP	–/20	–/15	–/5	1/1	3/3	1/1
Zwevend stof buiten	$PM_{2.5}$, PM_{10} en TSP	–	–	–	–/–/–	2/2/2	1/1/1
Depositiestof	Veegstof	34	55	11	3	6	–
	Depositieschalen	33	55	11	–	–	–
	Stofzuigerzakken	33	55	11	1	–	–
	Dakbeschot	2	3	0	1	4	1
	Straatstof	34	55	11		(2)*	
Bodem	< 250 µm (klei, Ph, Al, Fe)	34 (3)	55 (10)	11(2)	–	–	–
	< 2 mm (klei, Ph, Al, Fe)	6 (12)	12 (6)	2 (2)	–	–	–
	Moestuin (klei, Ph, Al, Fe)	8 (9)	10 (6)	2 (1)	–	–	–
Groenten	Culturen spinazie, sla, andijvie	3	3	6	–	–	–
	Sla en wortelen uit de moestuin	2	2	1	–	–	–
	Kruiken	2	2	1	–	–	–
Handbelading		8	11	1	–	–	–
Putwater		4	4	2	–	–	–

5. Aanpak interne blootstellingsmodellering

In de interne blootstellingsmodellering werd een mathematisch model opgesteld, waarmee de externe blootstelling aan zware metalen voor de bewoners van het onderzoeksgebied kan doorgerekend worden. Het model bestaat uit een luik waarmee de externe en de geabsorbeerde dosissen (externe dosis $\times$ absorptiefactor) van zware metalen kunnen worden berekend en een luik waarmee de lichaamsbelasting aan zware metalen kan worden berekend. Hierdoor is het mogelijk de verkregen rekenresultaten met het model te vergelijken met de resultaten van de interne blootstellingsmeting, evenals een analyse te doen van het belang van de verschillende routes en bronnen van blootstelling aan zware metalen. De berekende externe dosissen worden ook vergeleken met toxicologische criteria om zo een indicatie te geven van het potentiële gezondheidsrisico.

De berekeningen met het model zijn uitgevoerd voor alle deelnemers waarvoor de interne lichaamsbelasting werd bepaald. Voor arseen wordt de huidige blootstelling berekend omdat de interne blootstellingsmeting voor arseen in urine waarmee vergeleken wordt, een actuele blootstelling is en omdat arseen geen accumulatie in het lichaam vertoont. Voor cadmium wordt, omdat dit element in het lichaam accumuleert, de huidige blootstelling en de cumulatieve (opgebouwde) blootstelling vanaf de geboorte tot nu doorgerekend. Voor personen jonger dan 50 jaar wordt verder doorgerekend tot de leeftijd van 50 jaar, omdat de lichaamsbelasting van cadmium dan een maximum bereikt. Voor cadmium wordt tevens een inschatting gemaakt van toekomstige lichaamsbelasting, rekening houdend met de historiek van blootstelling.

We maken gebruik van de resultaten van de externe blootstellingsmetingen (milieumetingen) en van de antwoorden op de vragenlijsten om het model te parametriseren. Ontbrekende gegevens werden verkregen via aanvullende informatiebronnen en contact met overheidsinstanties.

5.1. Model voor berekening van externe blootstelling

De berekening van de blootstelling gebeurt door het leggen van relaties tussen concentraties in de milieucompartimenten en opgenomen dosis, via formules die de intensiteit van contact weergeven. De berekening gebeurt voor volwassenen, die momenteel een leeftijd hebben tussen 20 en 80 jaar, overeenkomstig de leeftijdsgroepen van de interne blootstellingsmeting. De blootstelling aan arseen en cadmium wordt gekwantificeerd voor volgende blootstellingswegen:

- inname van bodem en huisstof;
- inademing van zwevend stof (buiten en binnen);
- inname via voeding;
- inname via drinkwater;
- blootstelling via roken (actief en passief roken)

Bij de berekening van de blootstelling wordt rekening gehouden met de blootstelling die gebonden is aan de concentraties in de milieucompartimenten in het onderzoeksgebied en met de concentraties in de milieucompartimenten die overeenkomen met een algemene achtergrond. De weging van deze concentraties naar blootstelling toe gebeurt voor inname van bodem en stof en voor inademing van zwevend stof via de door de deelnemer gerapporteerde tijdsbesteding (in gebied, elders, buiten, binnen). Voor voeding wordt rekening gehouden met de aanwezigheid van een moestuin en het door de deelnemer gerapporteerde aandeel dat deze moestuin heeft in de totale groenteconsumptie. Voor drinkwater wordt rekening gehouden met de mogelijkheid van consumptie van leidingwater, flessenwater en putwater (lokale component). Blootstelling via roken heeft geen lokale component.

Voor het mathematische model wordt vertrokken van de geharmoniseerde methodiek opgesteld in het kader van het BeNeKempen (België Nederland Kempen)-project (Cornelis *et al.* 2007).

5.1.1. Ingestie van bodem- en stofdeeltjes

De hoeveelheid ingenomen bodem en huisstof worden overgenomen uit de geharmoniseerde methodiek voor de beoordeling van gezondheidsrisico's door bodemverontreiniging in de Kempenregio (Cornelis *et al.* 2007). De concentraties in bodem en huisstof zijn beschikbaar via de milieumetingen. Op basis van de tijdspatronen verkregen via de vragenlijsten worden tijdsgewogen concentraties berekend.

5.1.2. Inademing van zwevend stof

De blootstelling aan As en Cd via zwevend stof werd berekend als de dosis via inhalatie van PM_{10} deeltjes. Op basis van de tijdspatronen verkregen via de vragenlijsten wordt een tijdsgewogen inname via inademing berekend. De concentraties worden afgeleid van gegevens uit de milieumetingen en gegevens van VMM.

5.1.3. Roken

De inname via actief roken wordt berekend op basis van de concentratie Cd of As in de hoofdstroomrook van een sigaret en het aantal sigaretten dat per dag gerookt werd.

Niet-rokers die zich in een ruimte bevinden waarin werd gerookt, werden mee blootgesteld aan tabaksrook. De blootstelling via passief roken werd berekend op basis van het relatieve aantal uren passief roken (vragenlijsten) ten opzichte van het aantal uren binnenshuis doorgebracht en de concentratie Cd of As in een rokersruimte.

5.1.4. Verbruik van (lokaal) voortgebrachte levensmiddelen

Het verbruik van levensmiddelen is een belangrijke blootstellingsweg voor Cd en As. We maken hierbij een onderscheid tussen levensmiddelen van lokale oorsprong en levensmiddelen van niet-lokale oorsprong. Groenten kunnen Cd en As opnemen, voornamelijk via de wortels en in mindere mate via de bladeren. De orale blootstelling via groenteconsumptie is afhankelijk van de totale hoeveelheid geconsumeerde groenten, de fractie hiervan die uit eigen tuin afkomstig is en de concentratie zware metalen in de groenten. Bij de levensmiddelen van lokale oorsprong moet rekening gehouden worden met moestuinen en lokaal gekweekte groenten, maar ook met lokaal voortgebracht vlees en zuivel.
In de deelnemersvragenlijsten wordt de consumptie van ontbijtgranen, brood, vlees, pasta, rijst, water en groenten bevraagd. Voor groenten, fruit en vlees wordt een onderscheid gemaakt tussen lokaal geteelde producten en regionale (niet lokaal) geteelde levensmiddelen. Voor het aandeel levensmiddelen niet van lokale herkomst, worden gemiddelde concentratiedata gebruikt. De concentratiewaarden voor lokaal geteelde groenten worden geselecteerd uit verschillende bronnen. Bij sommige deelnemers werd de concentratie van eigen geteelde wortelen en sla bepaald via analyses. Indien deze gegevens beschikbaar zijn worden zij gebruikt in de berekeningen. Voor de meerderheid van de groenten en deelnemers zijn deze metingen echter niet beschikbaar en vallen we voor cadmium terug op relaties tussen de plant- en bodemconcentratie. Deze laatste relaties werden overgenomen uit het BeNeKempenproject (Smolders *et al.* 2007, Cornelis *et al*. 2007).

Deze berekeningen baseren zich op de bodem-Cd-concentratie en op de pH_{KCl}. Bij een aantal deelnemers van het bevolkingsonderzoek Noorderkempen werd de toplaag van de bodem (bovenste 30 cm) geanalyseerd in het kader van de milieumetingen, onder meer op Cd-concentratie en pH_{KCl}. Wanneer deze data

beschikbaar zijn voor de deelnemer in kwestie, worden ze bij voorkeur gebruikt in de verdere berekeningen.

Voor de overige deelnemers vallen we terug op andere gegevens:
Ingeschatte bodemconcentratiegegevens werden verkregen via OVAM (gebaseerd op een geostatistische interpolatie van de analyseresultaten, uitgevoerd door Prof. Van Meirvenne van Universiteit Gent). De concentraties in de bodem zijn per segment beschikbaar als gemiddelde, P90- en P10- waarden. We maken gebruik van deze geschatte gemiddelde waarden.

De individuele metingen van pH_{KCl}-waarden worden uitgemiddeld over de 3 deelgebieden S, R en HE. Deze gemiddelden worden gebruikt bij het berekenen van de plantenconcentraties voor deelnemers waar geen individuele metingen beschikbaar zijn.

Volgens de geharmoniseerde methodiek voor de beoordeling van gezondheidsrisico's door bodemverontreiniging in de Kempenregio (Cornelis et al. 2007) is er voor As geen of nauwelijks een relatie tussen de concentraties in groenten en die in de bodem. Daarom wordt voor As geen BCF (bioconcentratie-factor)-relatie gebruikt, maar wordt een constant gehalte in de plant gehanteerd, zodat het gehalte in de plant onafhankelijk is van het bodemgehalte of van bodemkenmerken.

Voor de berekening van de actuele concentraties in groenten wordt geen rekening gehouden met atmosferische depositie (afgezet stof). Voor historische concentraties wordt wel rekening gehouden met atmosferische depositie en worden de relaties van De Temmerman *et al.* (2004) gebruikt.

5.1.5. Verbruik van putwater en ander water

In de vragenlijsten worden de dagelijkse hoeveelheden leidingwater, flessenwater en putwater bevraagd. De blootstelling via water resulteert uit de concentratie As of Cd in de verschillende soorten water en de hoeveelheid water die dagelijks gedronken wordt.

5.2. Farmacokinetisch model

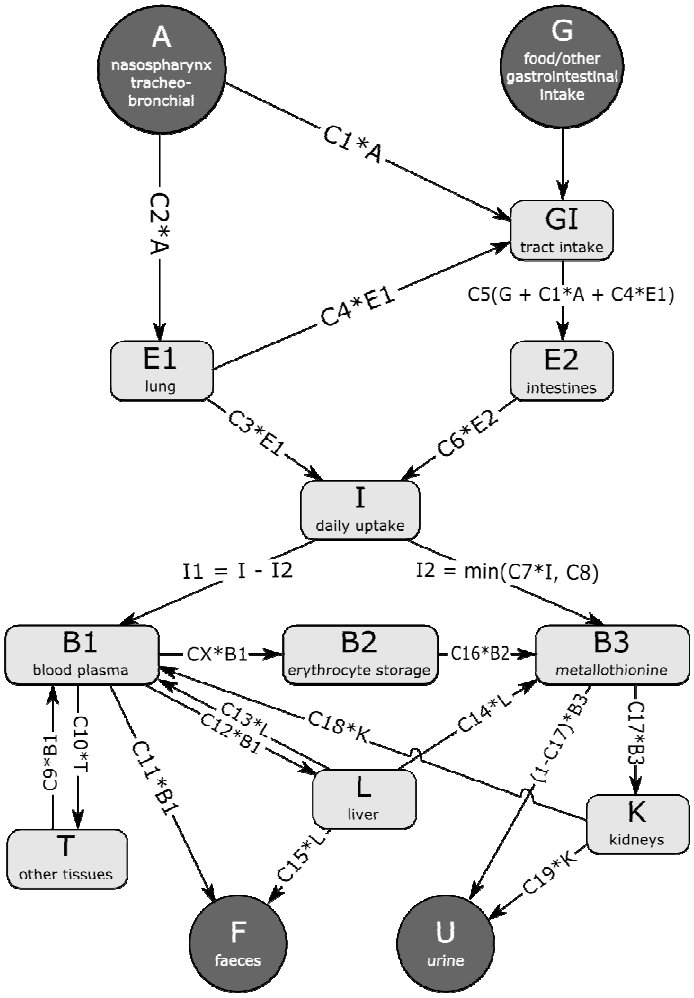
De modellering van de lichaamsbelasting maakt gebruik van in de wetenschappelijke literatuur gepubliceerde PBPK-modellen. Hierbij staat PBPK voor Physiologically Based Pharmacokinetic. Deze modellen laten toe, aan de hand van

een modelmatige beschrijving van de processen van absorptie, distributie (verdeling), metabolisatie (omzetting in de stofwisseling) en excretie (uitscheiding), de lichaamsbelasting van een contaminant te berekenen. Voor cadmium wordt het model beschreven door Kjellström en Nordberg (1978, 1979) gebruikt.

Voor arseen was voorzien gebruik te maken van het model beschreven in Mann *et al.* (1996a, 1996b). Omdat het niet mogelijk was dit model correct te programmeren, werd een eenvoudig model gebaseerd op de aanpak beschreven door Walker en Griffin (1998) opgesteld.

5.2.1. Farmacokinetisch model voor cadmium (Kjellström – Nordberg)

Een schematische weergave van de structuur van het model is opgenomen in Figuur 4.



Figuur 4: Schematische weergave van het farmacokinetisch model voor cadmium, ontwikkeld door Nordberg en Kjellström (naar: Kjellström en Nordberg (1978))

Inname en absorptie

Het model houdt rekening met blootstelling aan cadmium via inademing en via de orale route. Bij inademing wordt rekening gehouden met gedeeltelijke afzetting in de longen, gedeeltelijke verwijdering uit het lichaam en gedeeltelijke transfer naar het spijsverteringsstelsel.

In het oorspronkelijke model wordt alleen rekening gehouden met orale inname via voeding. Voor het project werd inname via bodem en stofdeeltjes toegevoegd. De orale inname is gelijk aan de som van de dosis via orale blootstelling en de afvoer vanuit de luchtpijp en de longen via mechanische verwijdering gevolgd door inslikken. De orale absorptie wordt beïnvloed door de samenstelling van het dieet (Calcium, IJzer, Zink en proteïnen: lage gehalten verhogen absorptie) en door de ijzerstatus van het individu. Standaard wordt een orale absorptiefactor van 0,048 gehanteerd. Voor personen die volgens de interne blootstellingsmeting lage ijzerstatus hebben, wordt een tweemaal hogere absorptiefactor gehanteerd voor de periode 15 – 45 jaar.

Verdeling in het lichaam en uitscheiding

De opgenomen dosis wordt in het lichaam initieel verdeeld naar het bloed. In het model worden hierbij drie bloedcompartimenten onderscheiden: B1 geeft de binding weer van cadmium op andere bindingsmoleculen dan metallothioneïne; B2 geeft de accumulatie van cadmium in erytrocyten weer; B3 en D8 staan voor het circulerende metallothioneïne en andere ultrafiltreerbare componenten in plasma. Compartiment B3 draagt bij tot de niveaus in de nieren. Vanuit het bloed gaat cadmium naar andere weefsels (T), de lever (L) en de nieren (K). Uitscheiding vindt plaats via de faeces (F) en de urine (U). Vanuit de weefsels, de lever en de nieren kan cadmium terug naar het bloed gaan (B1).

In het oorspronkelijke model zijn nog niet de concentraties in bloed berekend, noch de excretie uitgedrukt op creatininebasis, de concentratie in nier en niercortex. Deze formules werden toegevoegd aan het model.

Initiële condities voor de simulaties

Vermits sommige tijdsconstanten in het model van Kjellström & Nordberg zich situeren in de grootte-orde van jaren, is de keuze van de startwaarden voor de simulaties niet onbelangrijk. Het is bijvoorbeeld onrealistisch om te veronderstellen dat alle toestanden in het model (compartimenten E1, E2, B2, L, K en T) starten vanaf nul. In de baarmoeder krijgt de foetus immers continu componenten vanuit het bloed van de moeder aangeleverd; een moeder die zelf ook een zeker Cd-niveau

heeft. Zeker in het studiegebied zullen pasgeborenen dus een zekere lichaamsbelasting aan Cd met zich meedragen.

Het EU Cd RAR rapport (European Chemicals Bureau (ECB) Risk Assessment Report voor cadmium) vermeldt voor pasgeborenen een totale lichaamsbelasting van minder dan 1 µg Cd. Wanneer we 1 µg als bovengrens aannemen, kunnen we de belasting per lichaamscomponent inschatten.

5.2.2. Model voor de berekening van de lichaamsbelasting van arseen

Speciatie (verdeling van de verschillende chemische vormen) van arseen

De speciatie van arseen is in principe van belang voor de absorptie in het lichaam en de verdere metabolisatie. Bij de inname van arseen houden we alleen rekening met anorganisch arseen, omdat dit als het meest toxisch beschouwd wordt. Bij gebrek aan gegevens voor absorptie maken we geen onderscheid tussen As(III) en As(V). Anorganisch arseen wordt in het lichaam gedeeltelijk omgezet tot het organische monomethylarseen (MMA) en dimethylarseen (DMA). Via urine worden zowel anorganisch arseen als MMA en DMA uitgescheiden. Omdat bij de interne blootstellingsmeting de som van deze drie vormen gemeten wordt (*toxisch relevant arseen*, $As_{tox,urine}$) wordt bij de berekening van de lichaamsbelasting geen rekening gehouden met deze omzettingen.

Inademing

Er wordt rekening gehouden met een globale absorptiefactor van 50% voor omgevingslucht en 35% voor roken (omvat zowel depositie als absorptie in de longen). Er wordt niet apart rekening gehouden met afvoer naar het spijs-verteringsstelsel.

Orale inname via voeding en drinkwater

Humane studies geven aan dat arsenaten en arsenieten goed geabsorbeerd worden doorheen het spijsverteringsstelsel. Op basis van de literatuurgegevens wordt voor absorptie via voeding en water een waarde van 100 % gehanteerd.

Orale inname via bodem en stof

In tegenstelling tot cadmium, is het voor arseen belangrijk rekening te houden met verschillen in biobeschikbaarheid van arseen in bodem en huisstof in vergelijking met arseen in voeding en drinkwater. Verschillende studies geven data met betrekking tot experimenteel bepaalde relatieve biobeschikbaarheid (= beschikbaarheid in bodem of stof in vergelijking met oplosbaar arseen) in

proefdieren of *in vitro*. Rekening houdend met de verschillende data wordt een relatieve biobeschikbaarheid van 30 % gehanteerd voor gebruik in de modellering. De absolute biobeschikbaarheid van arseen in bodem en stof komt dan op 0,3*100% = 30 %.

Metabolisatie en uitscheiding

Uit de gegevens van verschillende auteurs blijkt dat er een vrijwel volledige absorptie is van arseen via de orale route, maar dat de geabsorbeerde hoeveelheid toch niet volledig uitgescheiden wordt via urine. Om rekening te houden met de onvolledige uitscheiding in urine wordt een transferfactor naar urine gebruikt, die op 65 % gelegd wordt op basis van de studies van Buchet *et al.* (1981). De transferfactor naar urine heeft betrekking op de gehele geabsorbeerde dosis (voeding, bodem en stof, inhalatie).

5.2.3. Fysiologische parameters

Voor de berekeningen dienen een aantal fysiologische parameters te worden berekend als functie van geslacht, lichaamsgewicht en leeftijd. Voor de uitscheiding van creatinine, en de orgaan- en weefselgewichten in het farmacokinetisch model werden deze functies bepaald op basis van literatuurgegevens.

5.3. Invoerdata

Voor de berekening van de externe dosis moeten we in het model een aantal parameters invullen. Om de interne cadmiumbelasting te kunnen berekenen, zijn eveneens historische gegevens nodig.

5.3.1. Persoonsgebonden parameters: lichaamsgewicht en ademvolume

Huidige lichaamsgewichten worden uit het onderzoeksblad gehaald dat beschikbaar is voor elke deelnemer van de interne blootstellingsmeting. Vroegere lichaams-gewichten werden berekend met behulp van informatie gebaseerd op groeicurves (Roelants en Hauspie, 2004) .

Daggemiddelde ademvolumes worden overgenomen van Brochu *et al.* 2006 die ademvolumes bepaald heeft voor individuen met een leeftijd van 3 weken tot 96 jaar.

5.3.2. Concentratie polluenten in de lucht C_{PM10}

Voor de actuele Cd en As PM_{10}- concentraties in de buitenomgeving in het onderzoeksgebied maken we gebruik van metingen van de VMM en VITO (Van Deun *et al.* 2008). Voor verblijf buiten het onderzoeksgebied berekenen we een op verblijfstijd gewogen gemiddelde Cd en As PM_{10} buitenluchtconcentratie op basis van metingen van de VMM. Historische Cd-concentraties in de buitenlucht leiden we af van metingen van de VMM. Om in het model rekening te houden met de verhoogde PM_{10} Cd-luchtconcentraties in het studiegebied in de jaren '70, veronderstellen we dat de PM_{10} Cd-concentratie in 1974 10 keer hoger was dan in de daaropvolgende jaren. Concentraties Cd en As in de binnenlucht in het studiegebied nemen we – wanneer beschikbaar- rechtstreeks over van de milieu-metingen (Van Deun *et al.* 2008) of we berekenen voor de onderzoeksgebieden R, S en HE gemiddelde concentraties. Concentraties in woningen buiten het onderzoeks-gebied zijn gebaseerd op literatuurdata. Historische concentraties in woningen leiden we af uit historische buitenluchtconcentraties.

5.3.3. Roken

Voor de berekening van de blootstelling via actief roken, halen we informatie over het rookgedrag uit de vragenlijsten, en het Cd- en As-gehalte in een sigaret volgt uit een literatuuroverzicht. In de vragenlijsten wordt het wekelijkse aantal uren passief roken bevraagd. Op basis van de milieumetingen (Van Deun *et al.* 2008) en literatuurbronnen wordt een inschatting gemaakt van de verhoging van de As- en Cd-concentratie in de binnenhuislucht als gevolg van roken.

5.3.4. Verbruik van (lokaal)gekweekte levensmiddelen

De actuele en historische concentraties in lokaal geteelde groenten worden berekend zoals beschreven in 5.1.4. We nemen hiervoor aan dat de depositie in de jaren '80 en '70 10 keer hoger was dan in de daaropvolgende jaren. We veronderstellen dat de fractie lokale teelt van groenten, opgenomen in de teeltadviezen van de medisch milieukundigen, in 1986 10% hoger is ten opzichte van 1987. Voor de voorafgaande jaren veronderstellen we een jaarlijkse stijging met 1%. Actuele Cd-concentraties in andere levensmiddelen zijn gebaseerd op metingen van het FAVV (Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen) of op SCOOP (Scientific Cooperation, Europese Unie) data (2004). Historische Cd-concentraties werden afgeleid uit de literatuur.

Arseenconcentraties volgen uit FAVV-metingen, SCOOP (2004) en een literatuur-overzicht. De fractie anorganisch As volgt uit informatie uit de literatuur.

5.3.5. Drinken van leidingwater, putwater en flessenwater

Actuele leidingwaterconcentraties volgen uit gegevens van PIDPA (Provinciale en intercommunale drinkwatermaatschappij provincie Antwerpen: Mol, Balen) en VMW (Vlaamse Maatschappij voor Watervoorziening, provincie Limburg). Actuele putwaterconcentraties zijn gebaseerd op metingen van VITO (Van Deun et al. 2008) en informatie van de Afdeling Toezicht Volksgezondheid. Voor deelnemers waarvoor geen individuele putwateranalyses beschikbaar zijn, maken we gebruik van gemiddelde concentraties voor de onderzoeksgebieden R, S en HE. Concentraties in flessenwater zijn overgenomen van het 'Institute of Plant Nutrition and Soil Science, Federal Agricultural Research Center (FAL) Braunschweig'. We houden de Cd-concentraties in flessenwater en leidingwater constant over de volledige tijdsreeks. Dit is een onderschatting omdat de concentraties in leidingwater in het verleden vermoedelijk hoger waren. Voor putwater maken we gebruik van historische gegevens van de meetcampagne van het IHE (Instituut voor Hygiëne en Epidemiologie, Wetenschappelijk Instituut Volksgezondheid of WIV) in 1983. Wat betreft de jaren vóór 1983 gebruiken we de waarden die in 1983 werden gemeten.

5.3.6. Ingestie van bodem en stofdeeltjes

Actuele bodem- en stofconcentraties volgen uit de milieumetingen van VITO. Een 2000-tal historische cadmiumconcentraties in de toplaag van de bodem zijn beschikbaar via de databank met historische gegevens opgesteld in het kader van het Benekempen-project. Deze bodemstalen zijn geanalyseerd in 1980 en de concentraties zijn vergelijkbaar met deze bepaald in 2007 (Van Deun *et al*. 2008). We hebben geen gegevens van eerdere jaren en daarom gebruiken we voor de bodemconcentraties de gegevens van 2007 voor de volledige tijdsreeks. Historische gegevens over binnenhuisstof (veegstof) ontbreken. Om toch rekening te houden met de verhoogde uitstoot van Cd in het milieu in de jaren '80 en '70, worden de Cd-huisstofconcentraties in 1975 en 1986 telkens met een factor 5 verhoogd. We volgen hierbij de depositietrend aangegeven door het IHE, die midden jaren '80 een factor 10 hoger was dan de jaren '90, maar we veronderstellen dat nog andere bronnen mogelijk verantwoordelijk zijn voor de Cd-concentratie in binnenhuisstof.

6. Resultaten Interne blootstellingsmeting

6.1. Volwassenen

In totaal namen 1216 (1217-1; wegens onvolledig ingevulde vragenlijst) volwassenen deel aan het bevolkingsonderzoek: 409 deelnemers zijn woonachtig in onderzoeksgebied S; 409 in onderzoeksgebied R en 398 in referentiegebied HE.

Het is belangrijk te weten of de steekproeven genomen in de drie onderzoeksgebieden vergelijkbaar zijn naar samenstelling van een aantal achtergrondgegevens. Verschillen in interne blootstellingsgehaltes tussen de drie onderzoeksgebieden, kunnen immers foutief geïnterpreteerd worden indien er geen rekening gehouden wordt met verschillen in de populatiesamenstelling van de drie onderzoeksgebieden.

De steekproeven van de drie onderzoeksgebieden zijn vergelijkbaar voor wat betreft de *socio-demografische achtergrondkenmerken.* Ongeveer evenveel vrouwen (51 %) als mannen (49 %) namen deel. De leeftijd varieert van 19 jaar tot 79 jaar. De gemiddelde leeftijd bedraagt 49.6 jaar (met standaard deviatie 15.5). Voor meer dan één op drie deelnemers (36 %) is het hoogst voltooide opleidingsniveau van hemzelf/haarzelf of partner hoger onderwijs. Voor één op drie deelnemers (32 %) bedraagt het netto inkomen per maand tussen de 1240 en 1985 Euro.
Ook het *rookgedrag* van de deelnemers is vergelijkbaar voor onderzoeksgebied S, R en referentiegebied HE. Bijna één op vijf deelnemers aan het bevolkingsonderzoek rookt (18 %), 29 % van de deelnemers heeft vroeger gerookt; meer dan de helft van de deelnemers (52 %) heeft nooit gerookt. Gemiddeld rookt een deelnemer 16.75[3] sigaretten per week. Het aantal pakjaren[4] voor de rokers bedraagt gemiddeld 17.86 (standaard deviatie 17.78). 22 % van de deelnemers is of was in het verleden beroepsmatig blootgesteld. Voor wat het gebruik van *lokale producten* (groenten en vlees) betreft zijn er verschillen tussen de drie onderzoeksgebieden. Van alle deelnemers geeft 40 % aan lokaal gekweekte groenten te consumeren. Dit varieert van 29 % in onderzoeksgebied S tot 47 % in referentiegebied HE. Ook het eten van vlees (lever, nieren, paardenvlees, kip, kalkoen of ander gevogelte) afkomstig van eigen kweek of van een lokale kweker komt relatief vaker voor in referentiegebied HE (20%) dan in onderzoeksgebied S (9 %). Gebruik van *putwater voor de bereiding*

3 Gemiddelde voor rokers en niet-rokers samen.
4 Eén pakjaar komt overeen met het roken van één pakje per dag gedurende 1 jaar. Tien pakjaren komt met andere woorden overeen met het roken van één pakje per dag gedurende 10 jaren.

van voeding of als drinkwater komt het vaakst voor in referentiegebied HE. In onderzoeksgebied S gebruikt 2 % van de deelnemers putwater om voedsel te bereiden of als drinkwater, in onderzoeksgebied R is dit eveneens 2% en in referentiegebied HE is dit 8 %. *Niet afgedekte zinkassen* als verharding rond de woning (bijvoorbeeld voor een oprit, tuinpad, erf, ophogen perceel,...) zijn relatief vaker aanwezig in onderzoeksgebied S (14 %) dan in onderzoeksgebied R (4%) en referentiegebied HE (6 %). Gemiddeld *wonen* de deelnemers van onderzoeksgebieden R en S reeds 40 jaar in het onderzoeksgebied. Er werden geen verschillen vastgesteld in ijzerstatus van de deelnemers van de drie onderzoeksgebieden. Het gemiddelde ijzergehalte bedroeg 96 µg/dl; het gemiddeld ferritine-gehalte 107 µg/l.

6.1.1. Resultaten voor cadmium in bloed

Beschrijvende statistieken

Het geometrisch gemiddelde voor cadmium in volbloed (ng/l) is hoger voor vrouwen dan voor mannen, neemt toe met leeftijd, en is bij rokers ongeveer een factor twee hoger dan bij nooit rokers en ex-rokers (Tabel 5).

Tabel 5: beschrijvende statistieken voor cadmium in bloed (ng/l)

	Aantal deelnemers	Geometrisch gemiddelde	Mediaan	P90
Mannen	595	463.4 [440.5; 487.4]	415.0	1140.0
Vrouwen	621	588.1 [557.3; 620.6]	573.0	1514.0
Nooit gerookt	628	418.2 [399.3; 437.9]	386.0	987.0
Ex-roker	351	505.4 [477.6; 534.8]	495.0	1060.0
Roker	218	1072.8 [994.4; 1157.5]	1095.5	2139.0
20-29 jaar	165	327.1 [297.3; 359.8]	261.0	925.0
30-39 jaar	203	382.6 [352.3; 415.5]	334.0	895.0
40-49 jaar	246	523.1 [483.1; 566.3]	476.0	1340.0
50-59 jaar	206	605.3 [553.6; 661.9]	578.5	1504.0
60-69 jaar	279	664.9 [622.5; 710.2]	650.0	1438.0
70-79 jaar	117	765.9 [691.7; 848.1]	735.0	1691.0

Vergelijking van de drie onderzoeksgebieden

Voor cadmium gemeten in volbloed zijn er statistisch significante verschillen tussen de 3 onderzoeksgebieden. Het gecorrigeerde gemiddelde gehalte voor onderzoeksgebied S (539.4 ng/l, 95% BI [513.9; 566.1]) en R (547.1 ng/l, 95% BI

[517.2; 579.0]) zijn beide hoger dan het gemiddeld gehalte voor referentiegebied HE (500.2 ng/l , 95% BI [478.6; 522.7]). Het hoogste gemiddelde gehalte werd opgemeten in onderzoeksgebied R. De verschillen tussen onderzoeksgebieden S en R zijn niet statistisch significant.

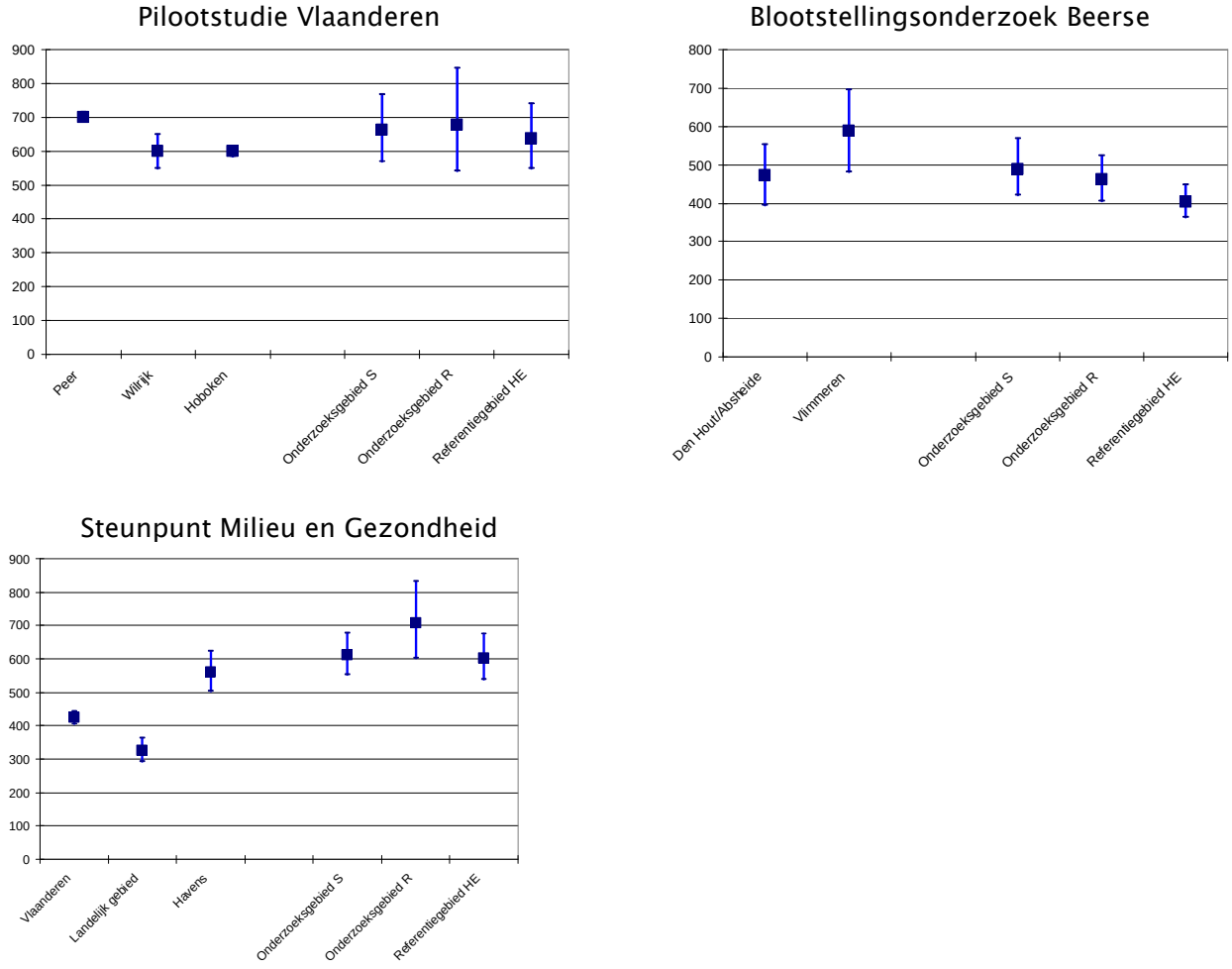
Vergelijking met richtwaarden

Voor cadmium in bloed worden de metingen getoetst aan de biologische blootstellingsindex die aanbevolen wordt voor *beroepsmatige* blootstelling aan cadmium, namelijk 5000 ng/l. Experten zijn het er over eens dat deze afkapwaarde van 5000 ng/l te hoog is voor een algemene bevolking. Experten stellen daarom voor de metingen ook te toetsen aan een waarde van 2000 ng/l.

Twee deelnemers uit onderzoeksgebied S hebben een waarde boven de internationale richtwaarde voor arbeiders (5000 ng/l). Ongeveer 3 % van de deelnemers van het bevolkingsonderzoek heeft een cadmiumgehalte in bloed dat hoger ligt dan 2000 ng/l. Het percentage deelnemers met een waarde boven 2000 ng/l is niet statistisch significant verschillend in de drie onderzoeksgebieden.

Vergelijking met andere studies

Figuur 5 toont de resultaten (gemiddelde en 95% betrouwbaarheidsinterval) van andere studies voor wat betreft cadmium in bloed (ng/l). De resultaten van het BONK werden berekend voor de overeenkomstige (vergelijkbare) subgroep van deelnemers. De gemiddelde gehaltes waargenomen in het onderzoek in de Noorderkempen zijn vergelijkbaar met de gehaltes opgemeten in de Pilootstudie (1999) en in Beerse (2006). De gehaltes zijn hoger dan de waarde opgemeten voor gemiddeld en landelijk Vlaanderen in het Steunpunt (2002-2006). De gehaltes voor de gebieden in BONK zijn vergelijkbaar of hoger dan het gemiddelde gehalte in het havengebied. Er werden geen statistische toetsen uitgevoerd.



Figuur 5: vergelijking met andere studies voor cadmium in bloed (ng/l)

Vergelijking met de gegevens van Cadmibel en Pheecad

Voor een vergelijking met de periode (1985-1989) verwijzen we naar het rapport deel C Statistische verwerking en ondersteuning (volwassenen - kleuters). De volledige en diepgaande vergelijking kon niet afgewerkt worden voor het ter perse gaan van dit rapport. Ze zal later als addendum aan dit rapport worden toegevoegd.

6.1.2. Resultaten voor urinair cadmium

Beschrijvende statistieken

Urinair cadmium, uitgedrukt per gram creatinine, is gemiddeld hoger bij vrouwen dan bij mannen, en neemt toe met de leeftijd. Het geometrische gemiddelde gehalte aan urinair cadmium (ng/g creatinine) is bij ex-rokers en huidig rokers vergelijkbaar, en hoger dan bij deelnemers die nooit gerookt hebben (Tabel 6).

Tabel 6: beschrijvende statistieken voor urinair cadmium (ng/g creatinine)

	Aantal deelnemers	Geometrisch gemiddelde	Mediaan	P90
Mannen	547	420.1 [399.2; 442.0]	420.0	944.0
Vrouwen	509	543.1 [509.5; 578.9]	538.0	1430.0
Nooit gerookt	545	421.0[396.4; 447.1]	378.0	1130.0
Ex-roker	309	537.8 [505.2; 572.6]	538.0	1074.0
Roker	187	554.9 [501.9; 613.4]	543.0	1359.0
20-29 jaar	147	225.6 [209.6; 242.8]	219.0	361.0
30-39 jaar	182	302.8 [284.3; 322.4]	294.5	480.0
40-49 jaar	216	445.4 [415.7; 477.2]	438.0	950.0
50-59 jaar	164	594.4 [547.2; 645.8]	587.0	1091.0
60-69 jaar	238	743.4 [693.5; 797.0]	740.5	1510.0
70-79 jaar	109	845.5 [752.3; 950.1]	750.0	1895.0

Vergelijking van de drie onderzoeksgebieden

Voor cadmium gemeten in urine, uitgedrukt per gram creatinine, zijn er statistisch significante verschillen tussen de onderzoeksgebieden. Het gecorrigeerde gemiddelde gehalte voor onderzoeksgebied R (541.5 µg/l, 95% BI [502.8; 583.1]) is hoger dan de gemiddelde waarde opgemeten in referentiegebied HE (454.2 µg/l, 95% BI [432.1; 477.4]), en hoger dan het gemiddelde gehalte voor onderzoeksgebied S (475.8 µg/l, 95% BI [452.4; 500.4]). De gemiddelde gehaltes van onderzoeksgebied S en referentiegebied HE verschillen niet statistisch significant.

Vergelijking met richtwaarden

Voor urinair cadmium worden de metingen getoetst aan een waarde van 2000 ng/g creatinine (LOAEL[5]). Deze waarde komt overeen met het laagste niveau waarbij verstoring van de nierfunctie in een algemene bevolking (rokers en niet rokers) kan voorkomen. Recente studies uit België en Zweden suggereren echter dat voor effecten op het bot een afkapwaarde van 2000 ng/g creatinine te hoog zou zijn en men eerder in de richting van 1000 ng/g creatinine moet gaan. Tenslotte wordt cadmium in urine ook getoetst aan de NOAEL[6] van 660 ng/g creatinine.

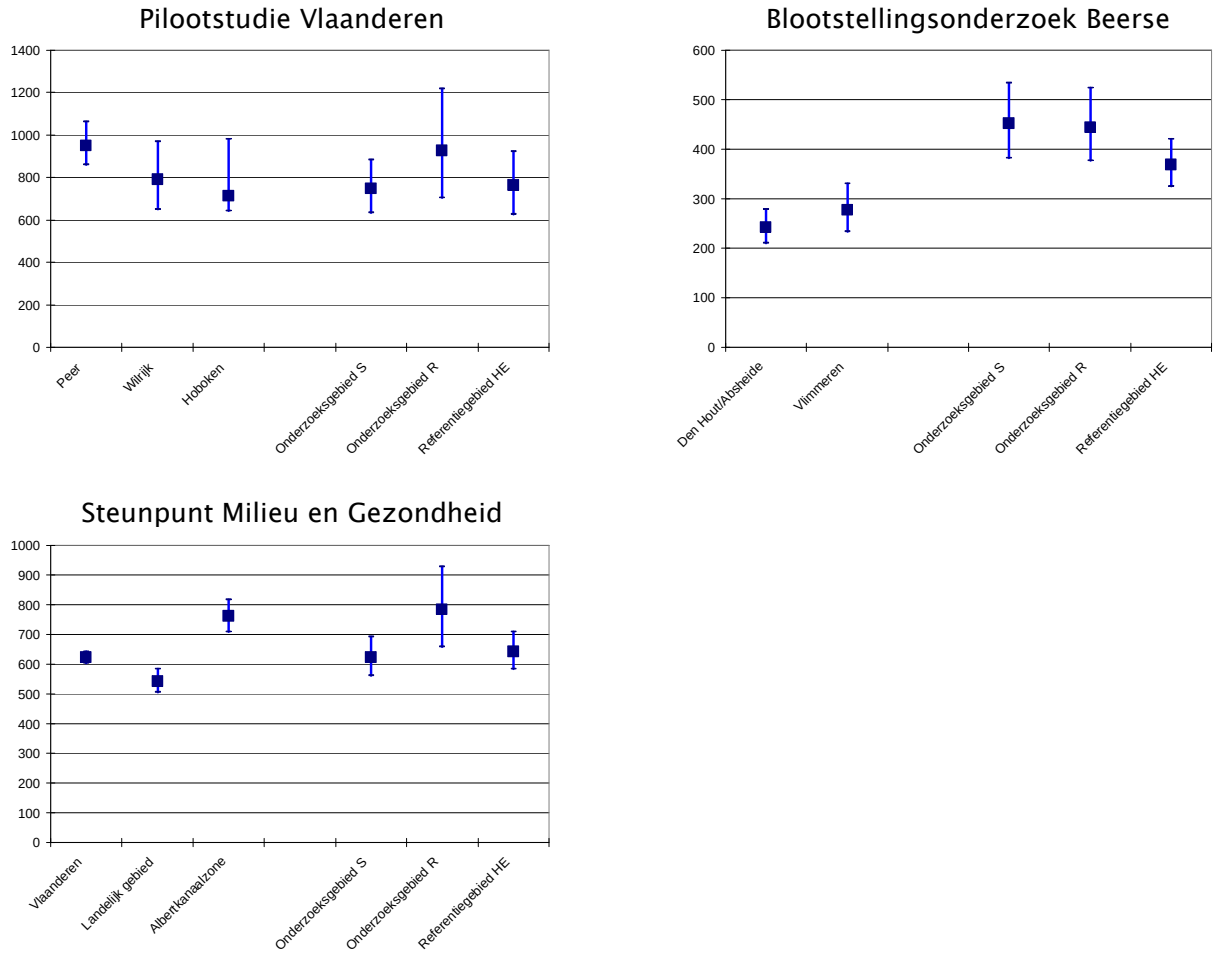
5 Lowest observed adverse effect level: de laagste concentratie waarbij nog net effecten, al dan niet reversiebel, zijn waargenomen.

6 No observed adverse effect level: de concentratie waaronder nooit enig effect is waargenomen.

Bijna 2 % van de deelnemers van het bevolkingsonderzoek heeft een cadmiumgehalte in urine dat hoger ligt dan de afkapwaarde van 2000 ng/g creatinine. Dit percentage is niet verschillend voor de drie onderzoeksgebieden.
Ongeveer 85 % van de deelnemers aan het bevolkingsonderzoek heeft een cadmium in urine gehalte dat lager is dan 1000 ng/g creatinine. Er zijn wel verschillen tussen de drie onderzoeksgebieden. Zo heeft 86% van de populatie van onderzoeksgebied S een waarde die lager is dan 1000 ng/g creatinine, in onderzoeksgebied R is dit 83% en in het referentiegebied 89%.
Ongeveer 68% van de deelnemers heeft een cadmiumgehalte in urine dat lager is dan 660 ng/g creatinine. Dit percentage is hetzelfde in de drie onderzoeksgebieden.

Vergelijking met andere studies

Figuur 6 toont de resultaten (gemiddelde en 95% betrouwbaarheidsinterval) van andere studies wat betreft urinair cadmium (ng/g creatinine). De resultaten van het BONK werden berekend voor de overeenkomstige (en dus vergelijkbare) subgroep van deelnemers. De gemiddelde gehaltes waargenomen in het onderzoek in de Noorderkempen zijn vergelijkbaar met de gehaltes opgemeten in de Pilootstudie. De gehaltes (van de drie onderzoeksgebieden) zijn hoger dan de waarden gevonden in Beerse (2006). Het gemiddelde gehalte voor onderzoeksgebied R is hoger dan dit voor gemiddeld Vlaanderen en landelijk Vlaanderen (Steunpunt Milieu en Gezondheid 2002-2006); en vergelijkbaar met het gemiddelde van de Alberkanaalzone. Er werden geen statistische toetsen uitgevoerd.



Figuur 6: vergelijking met andere studies voor cadmium in urine (ng/g creatinine)

Vergelijking met de gegevens van Cadmibel en Pheecad

Voor een vergelijking met de periode (1985-1989) verwijzen we naar het rapport deel C Statistische verwerking en ondersteuning (volwassenen - kleuters). De volledige en diepgaande vergelijking kon niet afgewerkt worden voor het ter perse gaan van dit rapport. Ze zal later als addendum aan dit rapport worden toegevoegd.

6.1.3. Resultaten voor toxicologisch relevant arseen

Beschrijvende statistieken

Het gemiddelde gehalte van toxicologisch relevant arseen, per gram creatinine, is hoger voor vrouwen dan voor mannen. Het geometrisch gemiddelde neemt toe met leeftijd (Tabel 7).

Tabel 7: beschrijvende statistieken voor toxicologisch relevant arseen (µg/g creatinine)

	Aantal deelnemers	Geometrisch gemiddelde	Mediaan	P90
Mannen	547	4.428 [4.167; 4.705]	4.200	10.500
Vrouwen	509	4.817 [4.527; 5.125]	4.600	11.800
Nooit gerookt	545	4.273 [4.030; 4.529]	4.100	9.800
Ex-roker	309	5.355 [4.935; 5.810]	4.900	14.400
Roker	187	4.522 [4.073; 5.020]	4.200	10.800
20-29 jaar	147	3.455 [3.088; 3.866]	3.400	9.300
30-39 jaar	182	3.567 [3.256; 3.907]	3.625	7.500
40-49 jaar	216	4.807 [4.418; 5.231]	4.700	10.200
50-59 jaar	164	5.338 [4.772; 5.971]	4.800	14.100
60-69 jaar	238	5.634 [5.126; 6.193]	5.100	14.500
70-79 jaar	109	4.982 [4.321; 5.745]	5.000	10.500

Vergelijking van de drie onderzoeksgebieden

Het gecorrigeerde gemiddelde gehalte aan toxicologisch relevant arseen verschilt niet statistisch tussen de drie onderzoeksgebieden. Het gemiddelde voor onderzoeksgebied S bedraagt 4.460 µg/g creatinine (95% BI [4.133; 4.813]); voor onderzoeksgebied R 4.841 µg/g creatinine (95% BI [4.460; 5.254]); en 4.589 µg/g creatinine (95% BI [4.252; 4.954]) in referentiegebied HE.

Vergelijking met richtwaarden

Toxicologisch relevant arseen wordt getoetst aan een richtwaarde van 10 µg/g creatinine voor een niet-blootgestelde bevolking. Deze waarde komt niet uit de literatuur maar is een experteninschatting. Ongeveer 86% van de deelnemers heeft een waarde voor toxicologisch relevant arseen die onder deze richtwaarde ligt. Het

percentage deelnemers met een waarde onder de richtwaarde van 10 µg/g creatinine is niet statistisch significant verschillend in de drie onderzoeksgebieden.

Uit de analyse van de antwoorden op de vragenlijsten bleek dat, zoals ook in de literatuur beschreven, visconsumptie in de dagen voor de staalname gepaard gaat met een hoger arseengehalte.

Vergelijking met de gegevens van Cadmibel en Pheecad

Voor een ruwe vergelijking met de periode (1985-1989) verwijzen we naar het rapport deel C Statistische verwerking en ondersteuning (volwassenen - kleuters). De volledige en diepgaande vergelijking kon niet afgewerkt worden voor het ter perse gaan van dit rapport. Ze zal later als addendum aan dit rapport worden toegevoegd.

6.2. Kinderen

In totaal werden 338 kleuters geprikt. Hiervan gingen er 160 naar een school gelegen binnen een straal van 2 km rond de fabrieken van Balen en Overpelt (*onderzoeksgebied*), 178 kinderen gingen in Hechtel-Eksel naar school (*referentiegebied*).

Verschillen in gemiddeld loodgehalte in bloed tussen het onderzoeksgebied en het referentiegebied kunnen foutief geïnterpreteerd worden indien verschillen in de populatiesamenstelling van deze twee gebieden niet mee beschouwd worden in de analyses. Daarom presenteren we een aantal achtergrondgegevens van de kleuters en hun ouders die aan het bevolkingsonderzoek deelnamen.

Er is geen verschil tussen het onderzoeksgebied en het referentiegebied wat betreft het geslacht en de leeftijd van de deelnemende kleuters. Globaal gezien namen iets meer meisjes (53%) dan jongens deel aan het bevolkingsonderzoek. De leeftijd van de kleuters ligt tussen 2.59 en 6.66 jaar. De gemiddelde leeftijd van de deelnemende kleuters bedroeg 4.62 jaar (met standaarddeviatie 1.04). Ook het socio-economisch profiel van de gezinnen is in de twee gebieden vergelijkbaar. Bijna één op vijf gezinnen (19.7%) heeft een maandelijks netto gezinsinkomen dat meer dan 3470 euro bedraagt. Van meer dan de helft (58.9%) van de kleuters voltooide minstens één van de ouders hoger of universitair onderwijs. Eén op vier (26%) kleuters woont in een huis dat meer dan 40 jaar oud is; één op vijf (21%) woont in een huis waar er het afgelopen jaar verbouwingen werden uitgevoerd waarbij er veel stof vrijkwam. Voor deze twee kenmerken met betrekking tot de woning, zijn er geen statistisch significante verschillen tussen de twee gebieden. Van alle deelnemende kleuters wonen er 18 in een woning waar niet afgedekte

zinkassen gebruikt werden als verharding rond de woning (bijvoorbeeld voor oprit, tuinpad, erf, ophogen perceel,...). Het gebruik van niet afgedekte zinkassen rondom de woning komt relatief vaker voor in het onderzoeksgebied (12.7%) dan in het referentiegebied (3.5%). Bijna één op drie (31%) kleuters in het onderzoek wordt blootgesteld aan sigaretten- of tabaksrook van anderen. Dit percentage ligt in het onderzoeksgebied hoger dan in het referentiegebied (40% versus 24%). 21% van de gezinnen in het referentiegebied eet lokaal gekweekte groenten; in het onderzoeksgebied is dit 11%. 26% van de kinderen die school lopen in het referentiegebied eet lever, nieren, paardenvlees, kip, kalkoen of ander gevogelte afkomstig van eigen kweek of van een lokale kweker. In het onderzoeksgebied is dit 16% van de kleuters.

6.2.1. Resultaten voor lood in bloed

Beschrijvende statistieken

Er is weinig verschil in het gemiddelde loodgehalte in functie van de leeftijd. De leeftijdsrange in dit onderzoek is wel beperkt van 2.59 tot 6.66 jaar. Jongens hebben gemiddeld meer lood in hun bloed dan meisjes (Tabel 8).

Tabel 8: beschrijvende statistieken voor lood in bloed (µg/dl)

	Aantal deelnemers	Geometrisch gemiddelde	Mediaan	P90
Jongens	159	2.163 [2.011; 2.327]	2.100	3.600
Meisjes	179	1.812 [1.698; 1.933]	1.700	3.200
3 jaar	62	1.974 [1.744; 2.234]	1.700	3.900
4 jaar	95	1.933 [1.763; 2.120]	2.000	3.500
5 jaar	92	2.047 [1.882; 2.226]	2.000	3.200
6 jaar	89	1.927 [1.738; 2.137]	1.800	3.200

Vergelijking van de twee onderzoeksgebieden

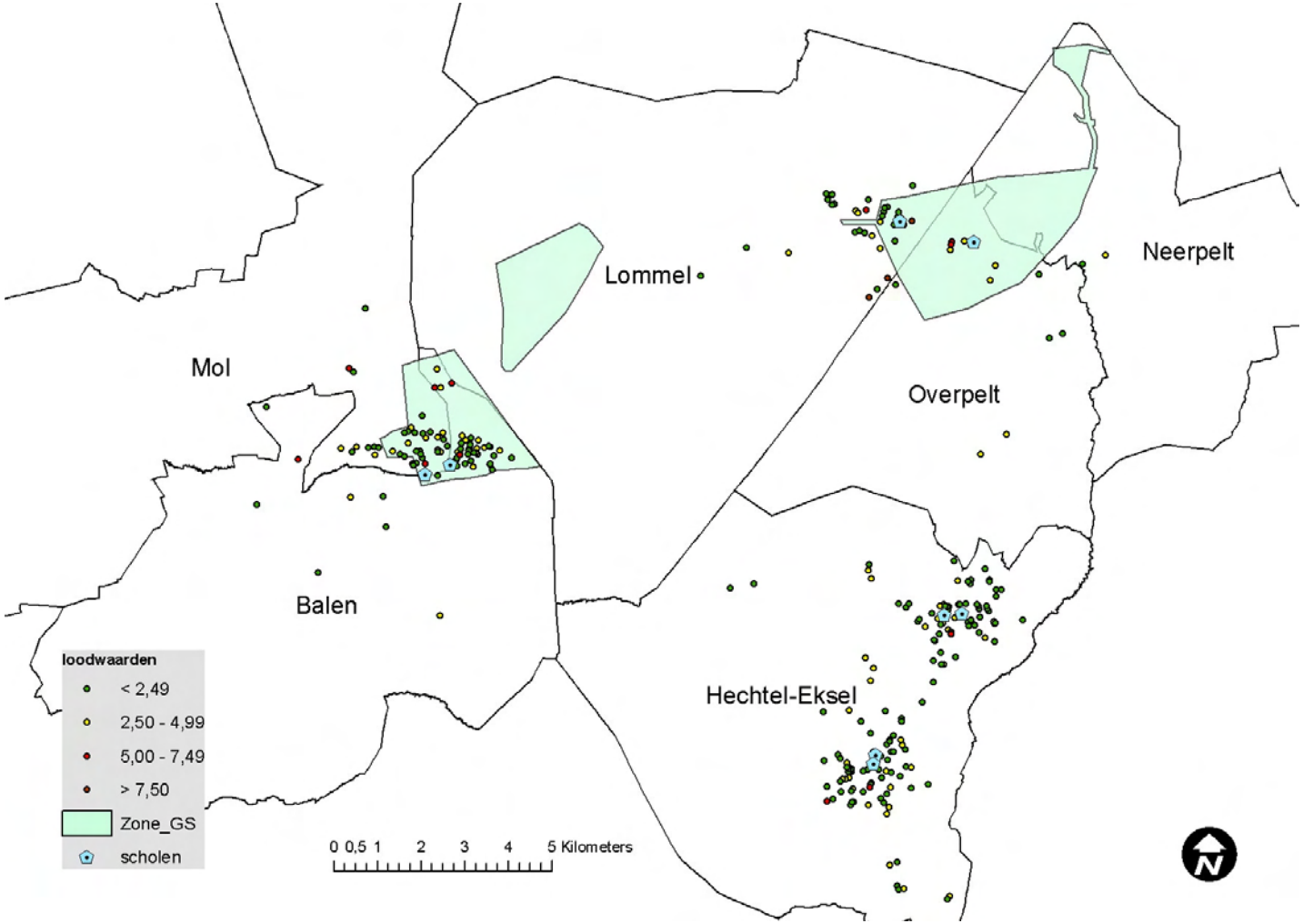
Het gemiddelde loodgehalte in bloed voor kleuters die school lopen in een straal van 2 km van de fabrieken van Balen of Overpelt bedraagt 2.194 µg/dl (95% BI [2.029; 2.372]). Voor de kleuters die school lopen in Hechtel-Eksel bedraagt het gemiddelde loodgehalte in bloed 1.788 µg/dl (95% BI [1.685; 1.896]). Deze

gemiddelden verschillen statistisch significant van elkaar. De geometrische gemiddelden liggen wel allemaal een heel stuk onder de huidige richtwaarde van 10 µg/dl (CDC en WHO).

Vergelijking met richtwaarde

Figuur 7 toont op kaart het loodgehalte in bloed in 4 klassen: <2.5µg/dl, 2.50-4.99µg/dl, 5.00-7.49µg/dl en ≥7.50µg/dl. De locaties die op de kaart zijn uitgezet, zijn de woonlocaties van de kinderen. De blauwe cirkels op de kaart geven de locaties van de scholen weer. De indeling in onderzoeksgebied en referentiegebied is gebaseerd op de locatie van de school, en dus op het school lopen van de kinderen.

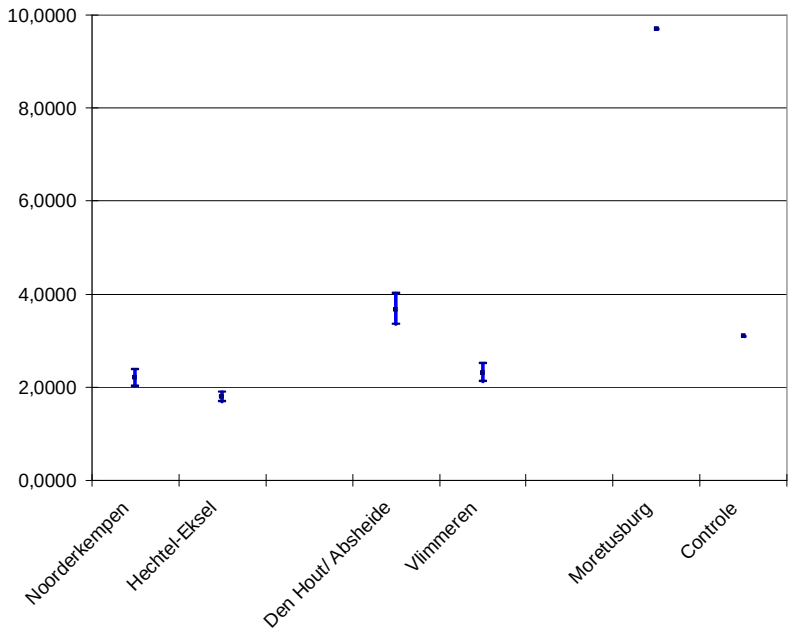
Voor twee kleuters, die school lopen in het onderzoeksgebied, ligt het loodgehalte in bloed boven de CDC- en WHO-aanbeveling van 10 µg/dl. Eén kleuter heeft een waarde tussen 7.5-10 µg/dl. In het onderzoeksgebied hebben relatief meer onderzochte kleuters een loodgehalte ≥ 5 µg/dl dan in het referentiegebied (7.5% versus 1.7%).



Figuur 7: Woonlocatie van de kleuters in het BONK.

Vergelijking met andere studies

De gemiddelde loodgehalten in de Noorderkempen liggen veel lager dan deze opgemeten in Absheide (Beerse) en Moretusburg (Hoboken bij Antwerpen) (Figuur 8). De gemiddelde waarde voor het onderzoeksgebied van de Noorderkempen is vergelijkbaar met de waarden opgemeten in Vlimmeren (geen statistische toetsen uitgevoerd), dat in het onderzoek te Beerse als controlezone werd gebuikt. De gemiddelde gehalten in het BONK liggen ver onder de huidige richtwaarde van het CDC en WHO van 10 µg/dl.



Figuur 8: loodmetingen in andere studies.

7. Resultaten externe blootstellingsmeting

7.1. Cadmium in zwevend stof in de binnen- en buitenlucht

De concentratieniveaus zwevend stof in het onderzoek in de binnenomgeving zijn 30-40 % lager dan in de buitenomgeving.

De cadmiumconcentratie in het zwevend stof in de binnenlucht (TSP) was in het onderzoeksgebied S en R niet significant verschillend van het referentiegebied HE.

De gevonden cadmiumconcentraties in de binnen- en buitenlucht zijn in alle gevallen en op alle locaties (onderzoeksgebied S en R en referentiegebied HE) aanzienlijk lager dan de EU-grenswaarde van 5 ng/m^3. Deze grenswaarde wordt geacht bescherming te bieden tegen zowel nierschade als longkanker door cadmium (US-EPA en RIVM).

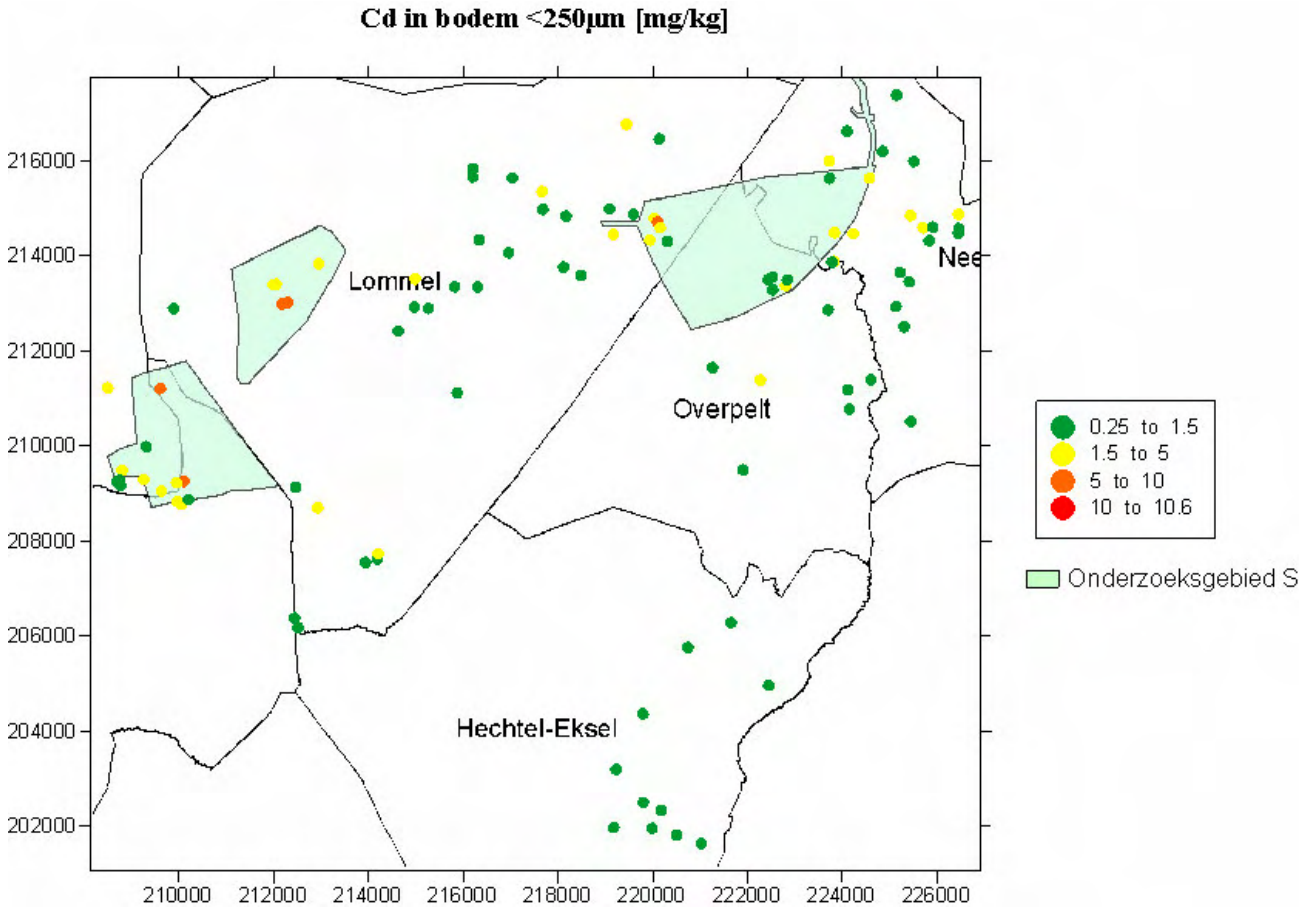
7.2. Cadmium in bodem- en depositiestof in en rond de woning

De concentratieniveaus (mg/kg droge stof) cadmium in de bodem- en depositie-metingen (straatstof, veegstof, kruiken, stofzuigerzakken, dakbeschot - en depositiestof), uitgevoerd in en rondom de geselecteerde woningen, zijn weergegeven in tabel 9.

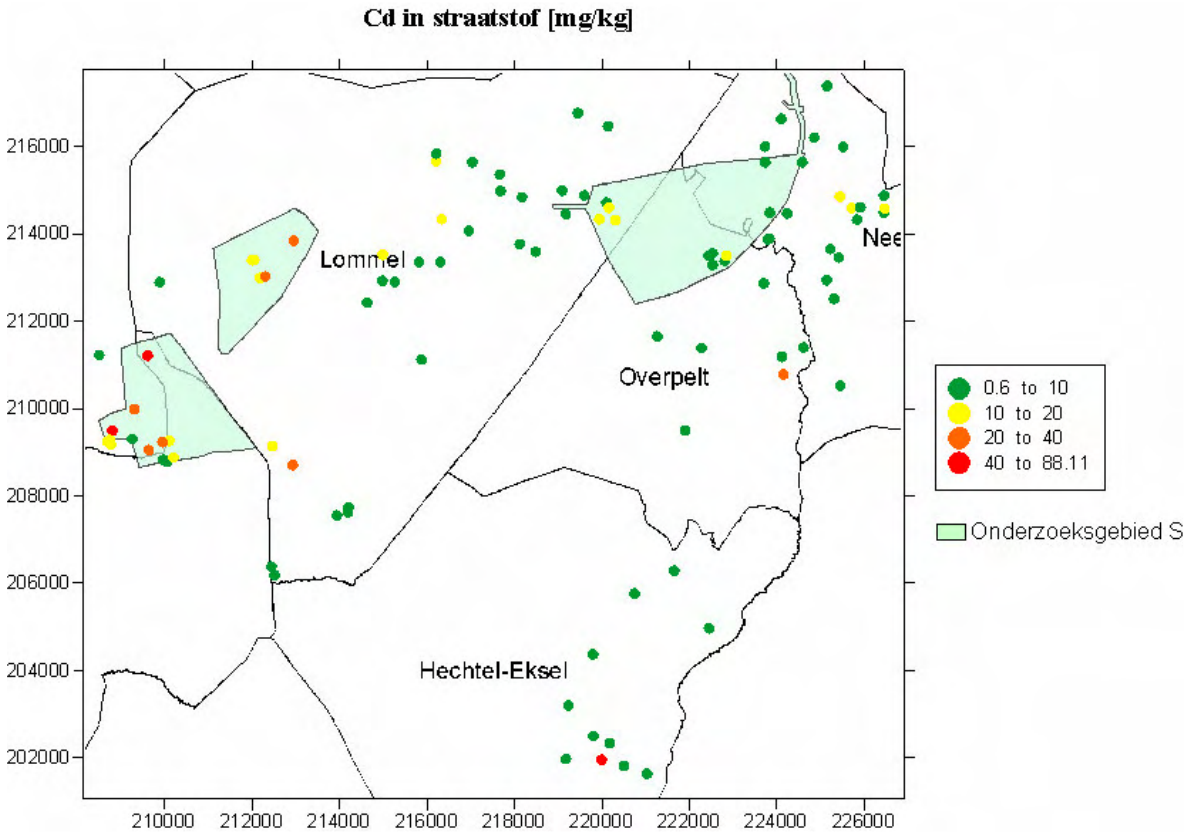
Tabel 9: Cd concentraties voor de verschillende monsters bodem- en depositiestof bemonsterd in en rond de woningen. *gemiddelde (5de percentiel-95ste percentiel)

Onderzoeksgebied	HE*	S*	R*
N (aantal analyses)	11	33 (34)	55 (54)
Bodem <250 µm (mg/kg)	0,6 (0,3-1,1)	2,7 (0,6-6,4)	1,2 (0,4-2,6)
Bodem <2 mm (mg/kg)	0,5 (0,3-0,6)	2,2 (1,1-3,3)	1,0 (0,5-1,5)
Bodem moestuin (mg/kg)	1,0 (1,0-1,0)	2,4 (1,0-4,7)	1,1 (0,4-1,8)
Straatstof (mg/kg)	8,4 (0,8-31,4)	16,3 (2,4-39,6)	6,4 (1,8-14,1)
Straatstof (µg/m²)	3,6 (0,5-6,6)	5,0 (0,1-15,5)	3,7 (0,3-13,6)
Veegstof (mg/kg)	2,7 (1,6-4,6)	8,3 (2,5-18,7)	5,4 (1,4-13,2)
Veegstof (µg/m²)	0,08 (0,04-0,15)	0,20 (0,04-0,53)	0,14 (0,02-0,43)
Kruiken (ng/cm².92d)	0,1 (0,03-0,19)	0,24 (0,07-0,67)	0,19 (0,04-0,48)
Dakbeschot (mg/kg)	-	25 (19-31)	24 (17-29)
Stofzuigerzak (mg/kg)	1,7 (0,7-2,6)	4,0 (1,0-8,9)	4,1 (0,7-12,3)

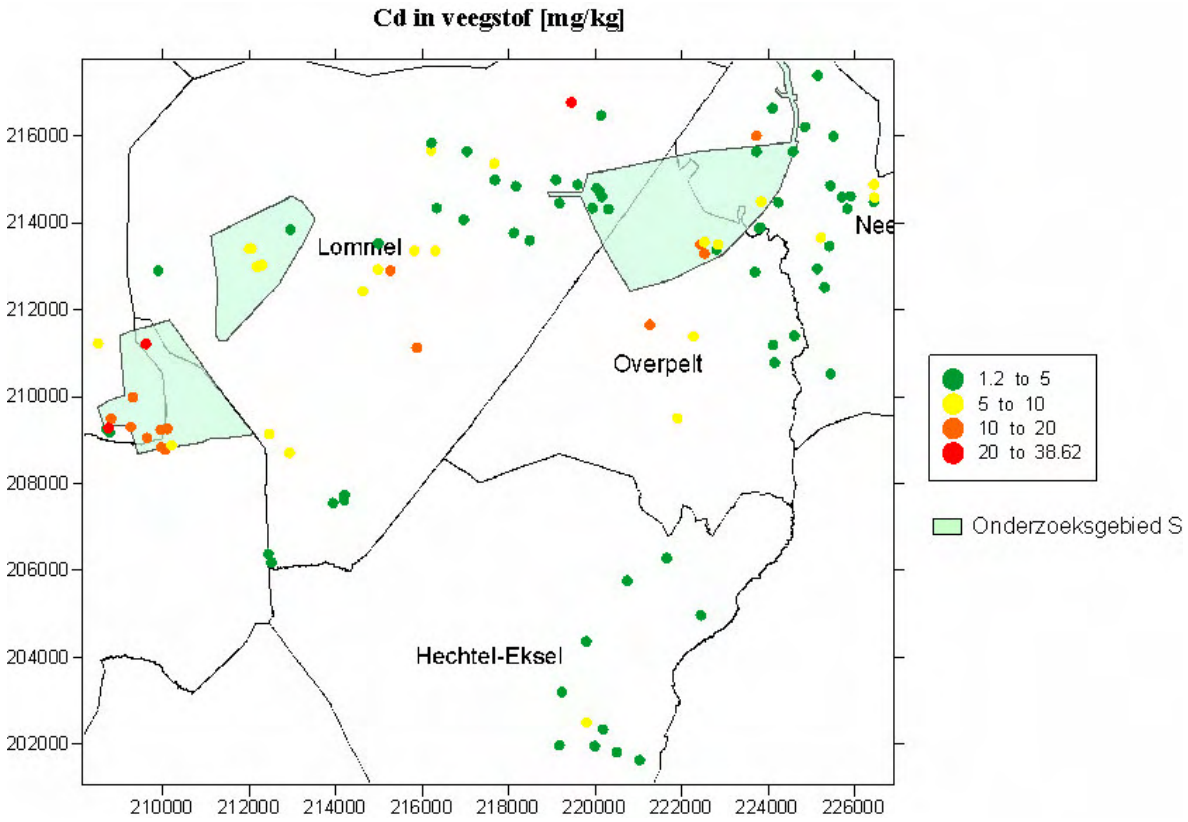
De geografische spreiding van de gemeten cadmium concentratieniveaus (opgedeeld in verschillende klassen mg/kg) in het bodemstof (<250 µm), het straatstof, het veegstof en de kruiken zijn weergeven in Figuur 9 tot Figuur 12.



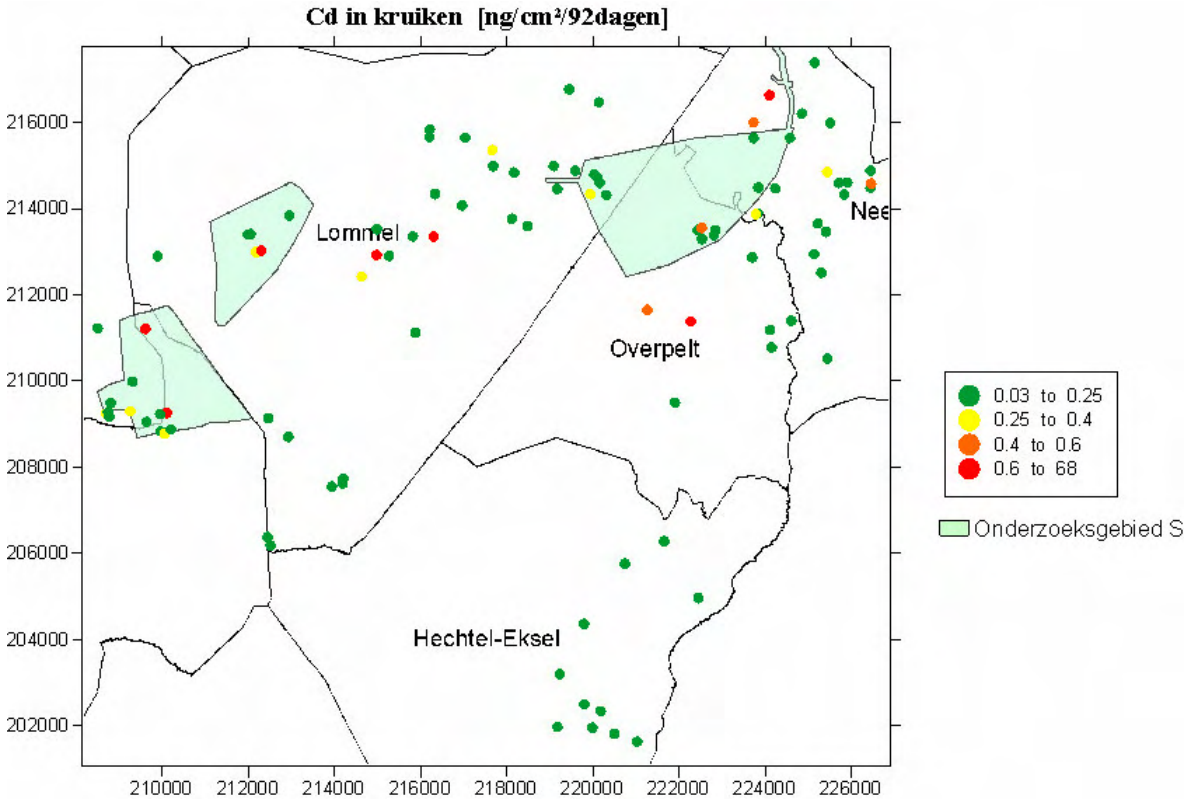
Figuur 9: Cadmiumconcentratie (mg/kg) in de bodemfractie <250 µm.



Figuur 10: Cadmiumconcentraties in het straatstof (mg/kg)



Figuur 11: Cadmiumconcentraties (mg/kg) in het veegstof



Figuur 12: Cadmiumdepositie in kruiken in de woningen (ng/cm²/92dagen)

7.3. Cadmiumconcentratie in putwater en bij de handbelading

Voor een aantal woningen is bij enkele bewoners het putwater en de handbelading bemonsterd en geanalyseerd op zware metalen. De resultaten van de zware metalen concentraties (µg/l en µg/doekje) zijn samengevat in tabel 10

Tabel 10: Cadmiumconcentratie in putwater en bij de handbelading

Onderzoeksgebied	HE	S	R
N	2	4	4
putwater (µg/l)	2,4 (1,6-3,1)	2,1 (0,0-5,9)	6,1 (0,3-17,4)
# overschrijdingen norm*		1 x	1 x
N	1	8	11
Handbelading (µg/doekje)	0,12	0,30 (0,02-1,05)	0,38 (0,01-1,80)

* : drinkwaternorm Cd : 5 µg/l

N: aantal analyses; Statistisch: gemiddelde (5de percentiel-95ste percentiel)

7.4. Cadmiumconcentratie in groenten

De huidige depositie van cadmium, lood en arseen werd in het betrokken gebied onderzocht door middel van het kweken van groenten in bakken zonder vervuilde bodem. Uitval van zware metalen op de bladeren van de groenten werd vooral vastgesteld in de bakken van het onderzoeksgebied S en slechts sporadisch in de bakken van het onderzoeksgebied R. Ook in het referentiegebied HE kon nog een lichte vervuiling worden gemeten.

Al zijn de overschrijdingen van de Europese normen (voor Cd en Pb) niet uit te sluiten voor ongewassen groenten, de huidige uitval van cadmium, lood en arseen uit de omgevingslucht is van dien aard dat een regelmatige overschrijding in gewassen groenten niet te vrezen valt.

Door de grote afwasbaarheid van lood (gemiddeld 50%) is er nog een veilige marge op dat vlak.

Hoewel de uitval van cadmium uit de omgevingslucht nauwelijks kon gemeten worden, werd voor dit element wel een beperkt aantal overschrijdingen van de Europese normen vastgesteld. Dit kon wel vooral worden toegeschreven aan opname van cadmium uit de bodem. Wortelen zijn hierbij een risicogewas. De impact van cadmiumdepositie op het gehalte in wortelen is hoogst twijfelachtig.

Voor het element arseen zijn er ook nauwelijks problemen te verwachten. Het element wordt weinig opgenomen via de wortels en de atmosferische depositie is niet van dien aard dat een overmatige opstapeling in de groenten te vrezen valt.

Het moet duidelijk zijn dat deze vaststellingen alleen betrekking hebben op de invloed van depositie (neervallend stof) en niet op de opname uit een al eerder met zware metalen, en vooral cadmium, vervuilde bodem zoals deze in de regio wordt aangetroffen. Het telen van groenten in de regio blijft dan ook alleen mogelijk mits bepaalde voorzorgen (type gewas, bekalking, …).

7.5. Verschillen tussen gebieden

De onderstaande vergelijkingen geven een gemiddelde trend aan en zijn niet bedoeld als een statistische vergelijking.

7.5.1. Vergelijking cadmium voor de onderzoeksgebieden onderling

De verschillen in concentraties van cadmium voor de onderzoeksgebieden R en S, welke gemeten zijn voor de verschillende milieucompartimenten, zijn relatief t.o.v. van het referentiegebied HE weergegeven in tabel 11. HE wordt met andere woorden gelijk gesteld aan 1.

Tabel 11: Vergelijking van de concentraties cadmium voor de verschillende media.

Onderzoeksgebied	HE*	S*	R*
Straatstof concentratie (mg/kg)	1	2	0,8
Straatstof belading (µg/m²)	1	1,5	1
Veegstof concentratie	1	3	2
Veegstof belading	1	2,5	1,8
Kruiken	1	2,5	1,9
Stofzuigerzakken	1	2,4	2,4
Handbelading	1	2,5	3
Bodem	1	4,5	2
Spinazie in bakken (gewassen)*	1	1	0,9
Sla in bakken (gewassen)*	1	1	1
Andijvie	1	1	1,6

* gemiddelden van de blootstellingperioden

Over het algemeen kan worden geconcludeerd dat in verschillende media de concentratie cadmium hoger was in de onderzoeksgebieden S en R dan in het controlegebied HE.

Voor het onderzoeksgebied S zijn de cadmiumconcentraties in straatstof, veegstof, kruiken, stofzuigerzakken en in de bodem, 2 tot 4,5 maal hoger dan in het referentiegebied HE.

Voor het onderzoeksgebied R zijn de cadmiumconcentraties in straatstof, veegstof, kruiken, stofzuigerzakken en in de bodem, 0,8 tot 2,4 maal hoger dan de concentraties in het referentiegebied HE.

7.5.2. Vergelijking lood en arseen voor de onderzoeksgebieden onderling

De uitgevoerde metingen voor de overige metalen (lood en arseen) in bodem, huisstof, buitenstof en luchtstof laten in een aantal media verhogingen zien in de onderzoeksgebieden R en S ten opzichte van de controlelocatie HE. De lood- en arseenconcentraties in straatstof, veegstof, kruiken, stofzuigerzakken en in de bodem zijn in het onderzoeksgebied S 2 tot 3 maal hoger en in het onderzoeksgebied R 1,5 tot 2 maal hoger dan referentiegebied HE.

De arseenconcentratie in de cultuur met andijvie is sterk verhoogd, nl. 6 maal in het onderzoeksgebied S en 5 maal verhoogd in het onderzoeksgebied R, t.o.v. het referentiegebied HE.

Opvallend zijn de hoge concentraties van As, Cd en Pb in het dakbeschot (reservoir voor oud stof) van de onderzoeksgebieden R en S. De arseenconcentraties in het dakbeschot van de woningen zijn tot 40 maal hoger dan de concentraties in het veegstof. De cadmiumconcentraties in het dakbeschot van de woningen zijn tot 5 maal hoger dan de concentraties in het veegstof. De loodconcentraties in het dakbeschot van de woningen zijn tot 4 maal hoger dan de concentraties in het veegstof. De hoogste concentraties zijn gemeten in het dakbeschot van de kerk van Wezel (Pb: 14400 mg/kg; Cd: 239 mg/kg; As: 369 mg/kg).

In het putwater werden normoverschrijdingen gemeten van zowel cadmium, arseen als lood.

7.5.3. Vergelijking met vorige studies

Zoals reeds eerder beschreven, werden de externe blootstellingsmetingen uitgevoerd om te kunnen voorzien in gekoppelde gegevens voor de doorrekening naar interne blootstelling. Ze geven dus geen weergave van de algemene milieukwaliteit in de onderzoeksgebieden. Onderstaande vergelijkingen dienen dan ook met de nodige voorzichtigheid te worden geïnterpreteerd.

De resultaten van deze studie zijn voor een aantal milieucompartimenten vergeleken met twee studies, nl.:

- De studie van Hogervorst *et al*. (2006)
- Milieuonderzoek van de wijk Lutlommel ter bepaling van de verhouding zware metalen in huisstof en in de bodem (VITO, 2006)

Het onderzoeksgebied S uit deze studie is een deel van het onderzoeksgebied uit de studie van Hogervorst *et al*. In de periode begin 2006 zijn metingen uitgevoerd op locaties in LutLommel, gelegen op 1 km van de Umicore zinkfabriek. Dit omvatte metingen van cadmium, arseen, en lood in zwevend stof binnen en buiten, in bodem en in huisstof. De metingen werden uitgevoerd in en om woningen en in en om een wijkschooltje. Lutlommel is een deel van het onderzoeksgebied R in deze studie.

De gemeten cadmiumdepositie in de woningen (kruiken) is in het onderzoeksgebied S ruwweg 34 % lager dan bij de studie van Hogervorst *et al.* Voor het referentiegebied HE is de gemeten cadmiumdepositie 33 % lager dan bij de studie van Hogervorst *et al.*

De bodemgehaltes voor cadmium lieten een gering verschil zien t.o.v. de studie van Hogervorst. In tabel 12 zijn de lood- en cadmiumconcentraties in de bodemfractie kleiner dan 2 mm vergeleken met de resultaten uit de studie van Hogervorst *et al.* (2006). Bij de studie van Hogervorst *et al*. is in de periode 1985 tot 1989 bij 85 woningen in het gebied S en 48 in het referentiegebied dezelfde bodemlaag en bodemfractie onderzocht. Merken we op dat omwille van de kleine steekproef in onze studie er geen statistisch representatieve uitspraak gedaan kan worden over een eventuele daling van het cadmium in de bodem.

Tabel 12: Vergelijking van de resultaten van de bodem met de resultaten van Hogervorst et al. (2006)(mg/kg).

	Lood			
	N	Bodem <2 mm Hogervorst et al.	N	Bodem <2 mm Deze studie
Referentiegebied HE	48	26,7 (9,5-72,9)	2	42 (27-72)
Onderzoeksgebied S	85	175 (133-231)	6	146 (76-270)
	Cadmium			
	N	Bodem <2 mm Hogervorst et al.	N	Bodem <2 mm Deze studie
Referentiegebied HE	48	0,9 (0,4-1,6)	2	0,4 (0,3-0,6)
Onderzoeksgebied S	85	5,3 (1,4-18,9)	6	2,1 (1,1-3,3)

N: aantal analyses; Statistisch: geometrisch gemiddelde (5de percentiel-95ste percentiel)

De Pb-, Cd- en As-concentraties uit deze studie zijn eveneens vergeleken met de studie in de wijk Lutlommel van 2006. De gemiddelde concentraties Pb, Cd en As zijn in deze studie van dezelfde grootte als bij de studie in de wijk Lutlommel van 2006 (Tabel 13).

Tabel 13: Vergelijking van de resultaten van de bodem in het onderzoeksgebied R met de resultaten van de VITO studie in Lutlommel (2006)(mg/kg).

	N	Bodem <250 µm Studie in Lutlommel	N	Bodem <250 µm Deze studie
Lood	35	83,5	11	109
Cadmium	35	1,6	11	2,0
Arseen	35	6,2	11	<6,4

N: aantal analyses; Gemiddelde waarden

8. Resultaten blootstellingsmodellering

8.1. Blootstellingsmodellering

8.1.1. Validatie van de modelcomponenten

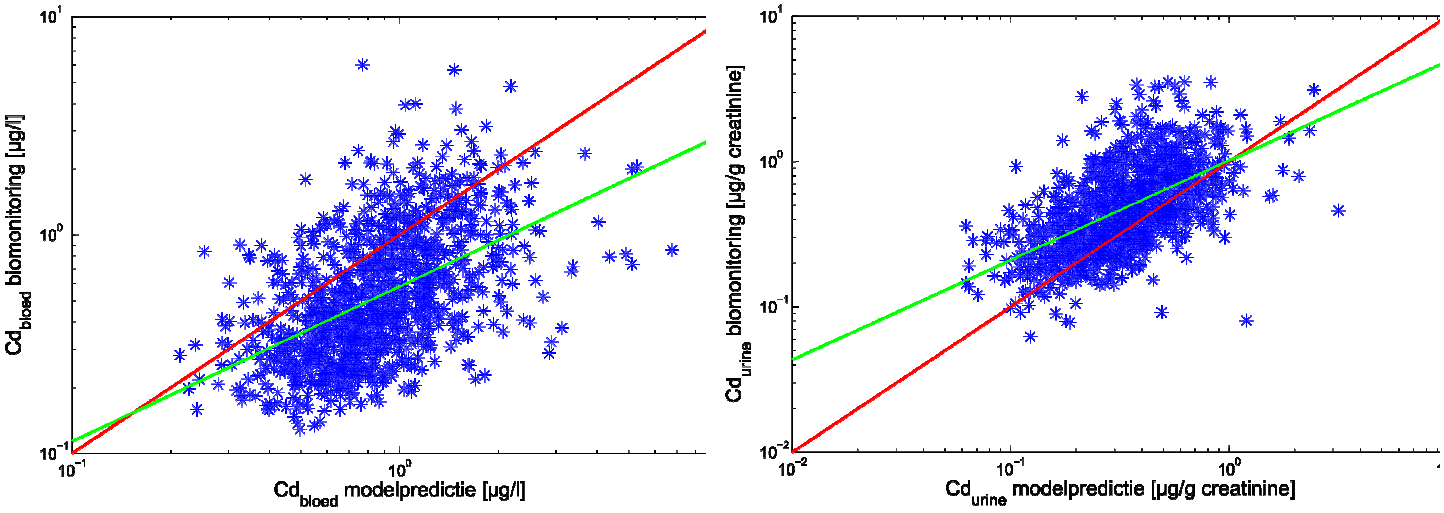
De berekeningen van de externe blootstelling werden vergeleken met berekeningen uitgevoerd in het EU RAR voor cadmium (ECB, 2004) en met de berekeningen uitgevoerd door RIVM (Rijksintituut voor Volksgezondheid en milieu, Nederland) voor arseen en cadmium in de Nederlandse Kempen (Oomen *et al.*, 2007) om de grootteorde te controleren. Het farmacokinetisch model voor cadmium werd gecontroleerd op juistheid door een aantal berekeningen uit de publicatie van Kjellström en Nordberg (1978) te reproduceren.

Deze berekeningen illustreerden de correctheid van de verschillende subcomponenten van het model.

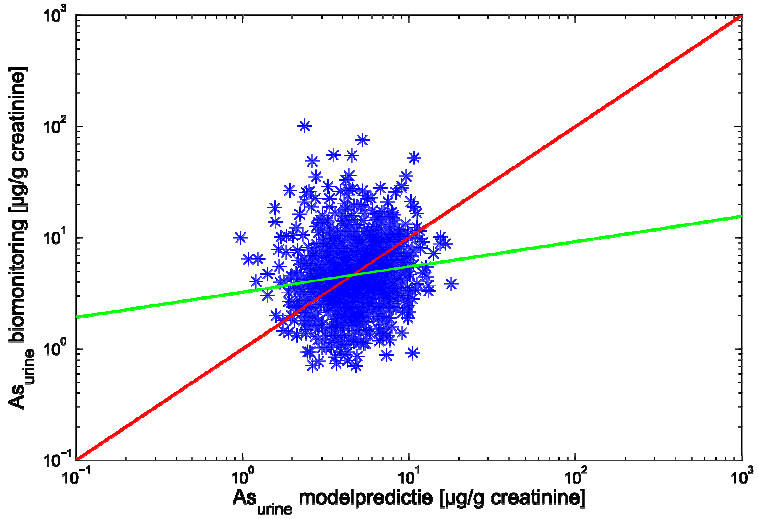
8.1.2. Validatie van het geïntegreerde model

De koppeling van het externe-dosismodel en de PBPK-modellen laat een integrale doorrekening toe van voorspelde concentraties cadmium in bloed, cadmium in urine en toxisch relevant arseen in urine voor de deelnemers op basis van de vragenlijsten. Deze berekende, voorspelde concentraties werden naast de werkelijk opgemeten concentraties gelegd om een beeld te krijgen van de accuraatheid van het blootstellingsmodel.

Figuur 13 en Figuur 14 geven de resultaten van deze vergelijking weer. Hierin worden, voor elke deelnemer, de modelvoorspelling uitgezet tegenover de gemeten concentraties.



Figuur 13: Validatie van de modelpredicties tegen de gemeten concentraties Cd_{bloed} (links) en Cd_{urine} (rechts). Elk punt komt overeen met een deelnemer, de rode lijn geeft de bissectrice aan en de groene lijn is een lineaire fit van de puntenwolk ter indicatie van de algemene trend.



Figuur 14: Validatie van de modelpredicties tegen de gemeten concentratie $As_{tox,urine}$. Elk punt komt overeen met een deelnemer, de rode lijn geeft de bissectrice aan en de groene lijn is een lineaire fit van de puntenwolk ter indicatie van de algemene trend.

Voor Cd_{bloed} en Cd_{urine} worden de trends van de interne blootstellingsmeting vrij goed gereproduceerd door het model. Wel stellen we hier respectievelijk een overpredictie met een factor 1,95 en een onderpredictie met een factor 0,83 vast.

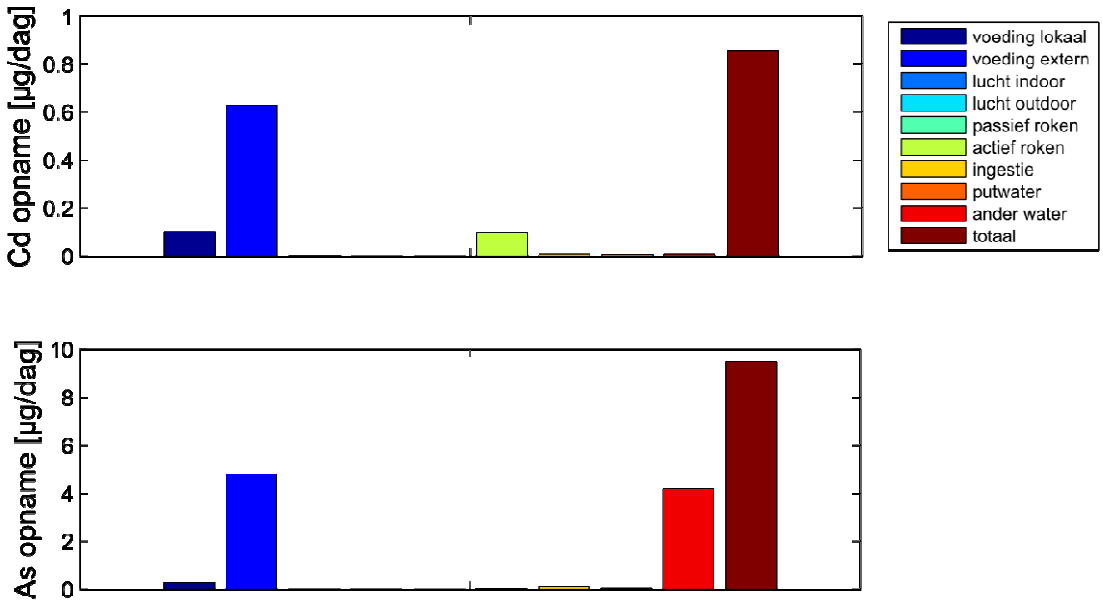
Voor $As_{tox,urine}$ is de trend minder overtuigend. De overschatting met een factor 1,34 is een redelijk resultaat maar de verdere overeenkomst tussen modelpredicties en data van de interne blootstellingsmeting laat te wensen over. Voorts vertonen de gegevens van de interne blootstellingsmeting voor toxisch relevant arseen ook een

hoge mate van onzekerheid (vanwege grote betrouwbaarheidsintervallen), wat de vergelijking tussen modelpredicties en resultaten bemoeilijkt.

In de volgende resultatensecties zal de nadruk dan ook liggen op cadmium in bloed en in urine en zal toxisch relevant arseen meestal achterwege gelaten worden.

8.1.3. Inschatting van het belang van de verschillende blootstellingsroutes

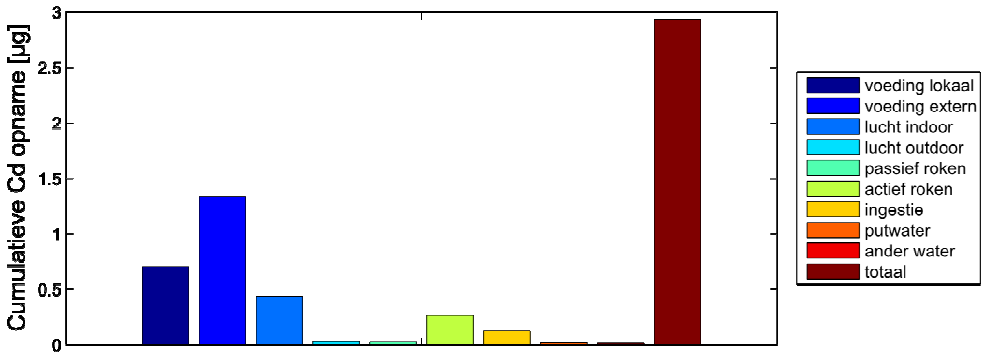
Om het relatieve belang van de diverse blootstellingsroutes in te schatten werd in eerste instantie de berekende blootstelling voor 2007 bekeken. Het relatieve belang van de geabsorbeerde dosissen (externe dosis × absorptiefactor) in de totale geabsorbeerde dosis komt overeen met de bijdrage van elke route aan de totale lichaamsbelasting (Figuur 15).



Figuur 15: Gemiddelde van de actuele (2007) geabsorbeerde dosis voor alle deelnemers, voor cadmium (boven) en arseen (onder).

Uit de figuren blijkt dat actueel de voeding veruit de belangrijkste blootstellingsroute is voor cadmium en dat arseen een evenwaardige bijdrage kent van zowel voeding als drinkwater. Merk op dat het belang van actief roken in deze grafiek sterk wordt onderschat vermits ook niet-rokers worden meegeteld in het gemiddelde.

Wanneer we de blootstelling voor cadmium over de gehele levensloop bekijken krijgen we een ander beeld, zoals getoond in Figuur 16.



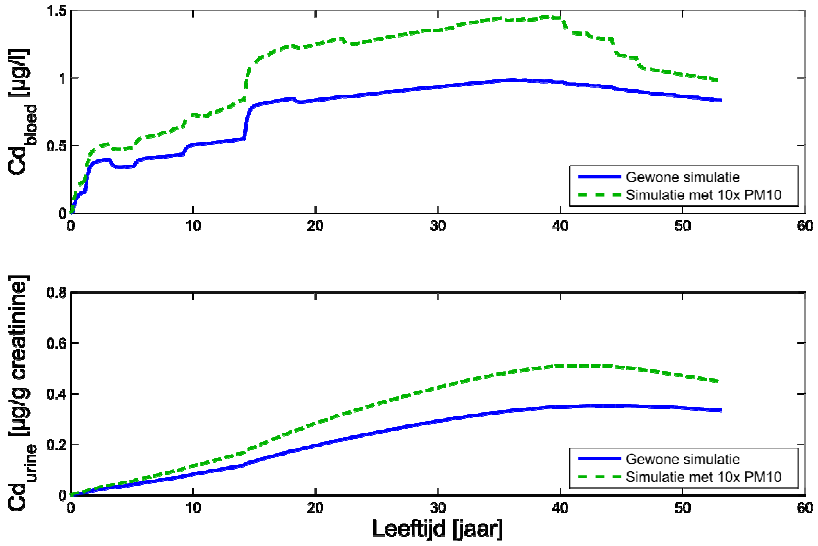
Figuur 16: Gemiddelde cumulatieve geabsorbeerde dosis van cadmium voor alle deelnemers.

We zien dat inhalatie (PM_{10} zwevend stof binnenshuis en buiten) en bodem- en stofingestie sterk aan belang winnen. Dit heeft alles te maken met de sterk verhoogde PM_{10}- en depositiestofconcentraties die in het verleden aanwezig waren; deze worden ook in het model beschreven op basis van een aantal veronderstellingen.

De volgende secties tonen een meer gedetailleerd beeld van de bijdragen van de diverse blootstellingsroutes door middel van specifieke gevoeligheidsanalyses. Hierbij wordt de berekende blootstellingsgeschiedenis van een willekeurige deelnemer virtueel aangepast om het effect van een specifieke blootstellingsroute uit te vergroten of uit te schakelen. Het effect op de overeenkomstige modelpredicties voor Cd_{bloed}, Cd_{urine} en $As_{tox,urine}$ wordt geëvalueerd.

Blootstelling via lucht – metaalbelading op PM_{10} zwevend stof

De doorrekening van de blootstelling voor één deelnemer werd aangevuld met een bijkomende simulatie waarin de inhalatoire route (lucht binnen en buiten) wordt vertienvoudigd. Het resultaat is te zien in Figuur 17.

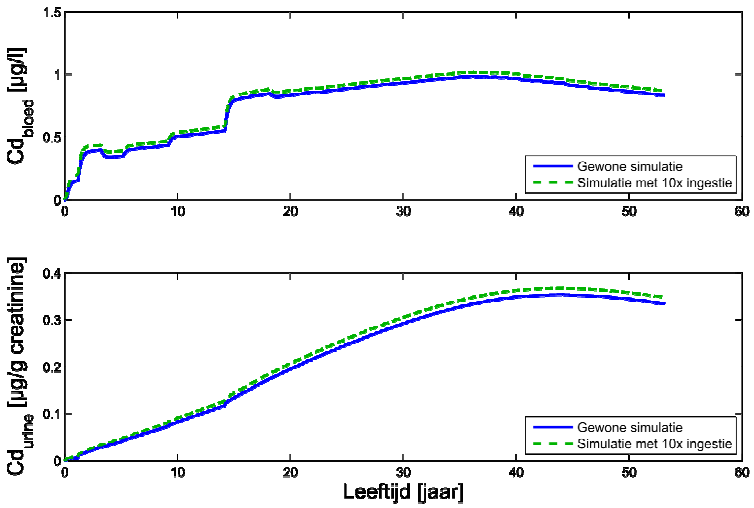


Figuur 17: Invloed van een vertienvoudiging van de inhalatoire blootstelling voor een willekeurig deelnemer. De groene stippellijn geeft het verloop weer van de concentratie cadmium in bloed en urine onder de verhoogde inhalatoire blootstelling.

Een 10x verhoging van de blootstelling via lucht resulteert in een stijging van 17,6 % voor $Cd_{bloed,}$ van 33,9 % in Cd_{urine} en van 9,1 % voor toxisch relevant arseen (niet getoond).

Blootstelling via bodem- en stofingestie

Een bijkomende simulatie werd uitgevoerd voor één deelnemer waarbij de blootstelling via bodem- en stofingestie werd vertienvoudigd. Figuur 18 toont de impact van deze manipulatie.

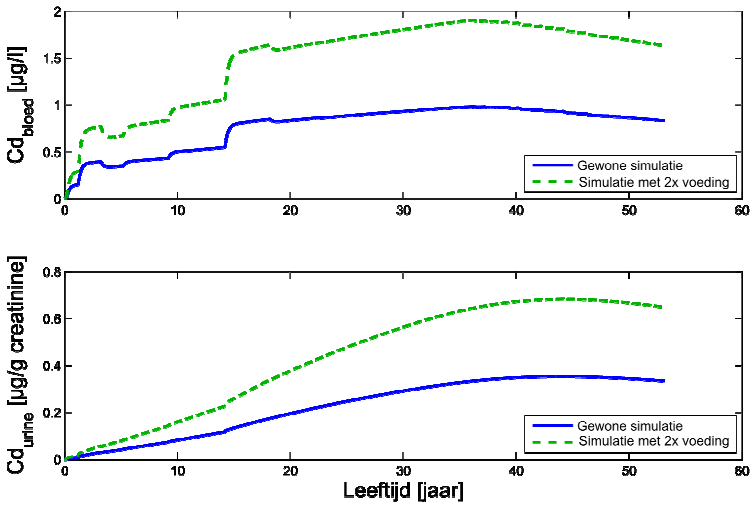


Figuur 18: Invloed van een vertienvoudiging van de blootstelling via bodem- en stofingestie. De groene stippellijn geeft het verloop weer van de concentratie cadmium in bloed en urine onder de verhoogde blootstelling via ingestie.

De vertienvoudiging van bodem- en stofingestiedosissen heeft duidelijk slechts een beperkte invloed, met gemiddeld een stijging van ongeveer 5% voor de Cd_{bloed}, Cd_{urine} en $As_{tox,urine}$ (niet getoond).

Blootstelling via voeding

In deze simulaties werd de blootstelling via de voedingsroutes (zowel lokaal geteeld als extern aangekocht) verdubbeld (figuur 19).



Figuur 19: Invloed van een verdubbeling van de blootstelling via voeding. De groene stippellijn geeft het verloop weer van de concentratie cadmium in bloed en urine onder het verhoogde blootstellingsscenario.

Deze verdubbeling resulteert in een 96,1 % stijging voor Cd_{bloed}, 94,5 % voor Cd_{urine} en 54,1 % voor $As_{tox,urine}$ (niet getoond). Dit onderstreept de overheersende rol van voeding in het blootstellingspatroon voor beide metalen.

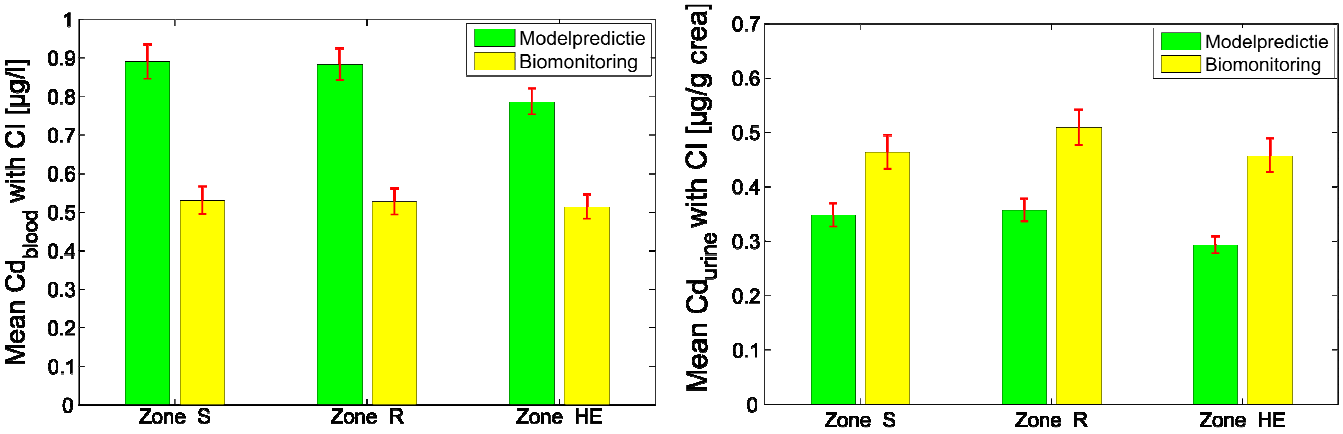
8.1.4. Blootstelling voor specifieke subgroepen binnen de deelnemers

In deze berekeningen bestuderen we de interne belasting aan Cd voor specifieke subgroepen binnen de deelnemers. De overeenkomst tussen modelvoorspellingen en gegevens van de interne blootstellingsmetingen wordt geëvalueerd voor deze onderverdelingen en illustreert in welke mate het model de geobserveerde trends kan reproduceren.

Deze berekeningen concentreren zich op de resultaten voor cadmium in urine en bloed. Zoals eerder vermeld, is het model voor toxisch relevant arseen niet accuraat genoeg om verdere conclusies op te baseren.

Opdeling van de deelnemers per onderzoeksgebied: S, R en HE

Wanneer we de deelnemers onderverdelen volgens woonzone binnen het BONK onderzoeksgebied zien we een beeld als in Figuur 20.



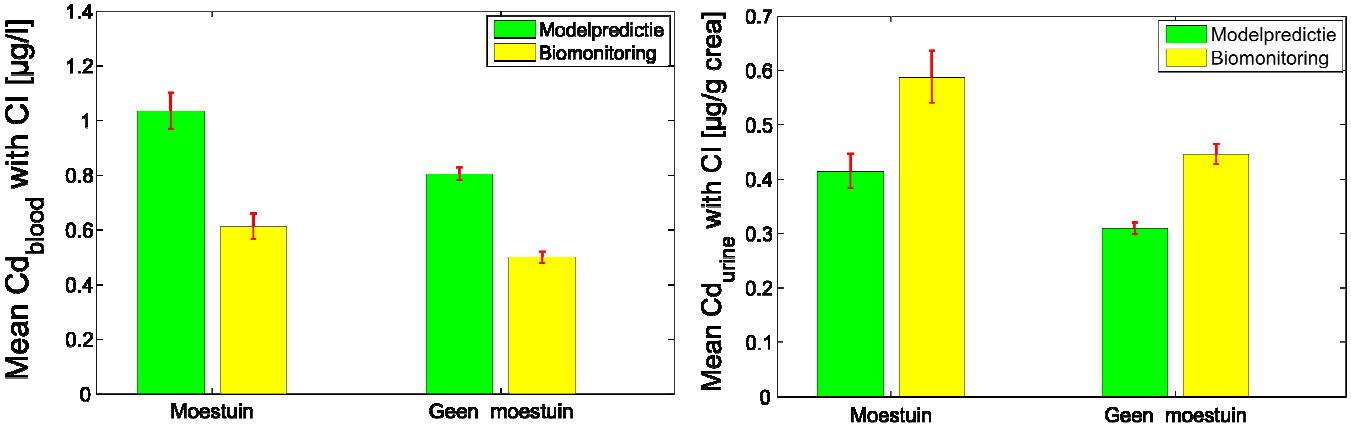
Figuur 20: Modelpredicties voor de deelnemers, opgedeeld per woonzone (groen). De gemiddeldes van de blootstellingsdata zijn ook weergegeven ter vergelijking (geel).

In eerste instantie dient opgemerkt te worden dat de over- en onderpredictie van respectievelijk 95,0 % voor Cd_{bloed} en 16,9 % voor Cd_{urine} in rekening dient gebracht te worden.

Daarnaast zien we dat het model de trends in de interne blootstellingsmeting vrij goed reproduceert.

Opdeling naar gebruik van lokaal geteeld voedsel

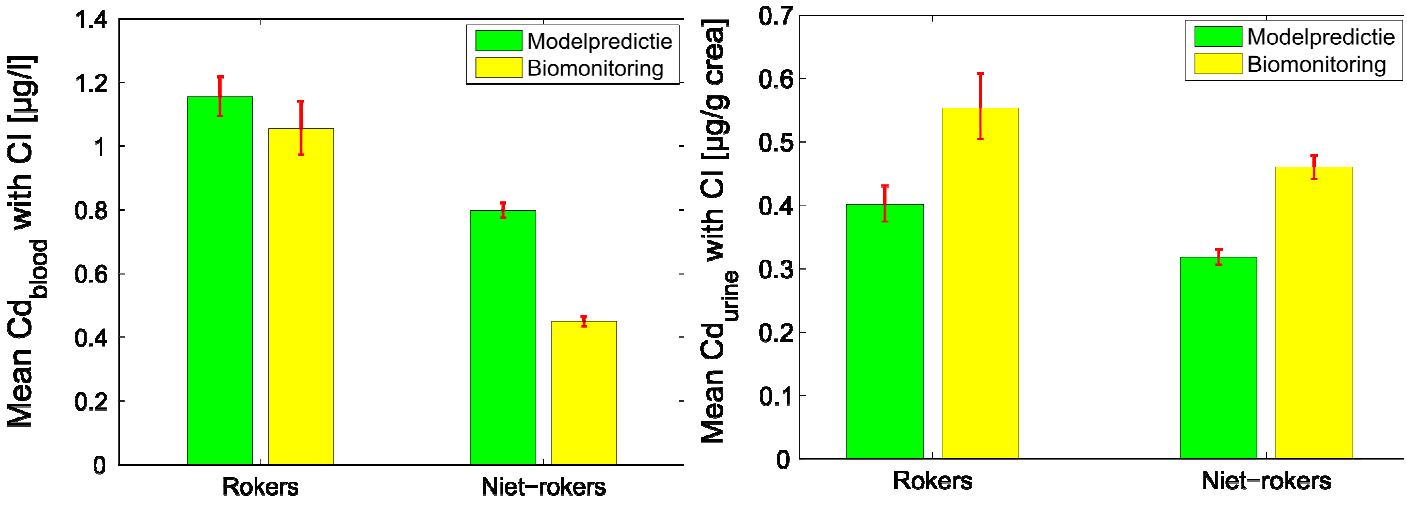
In deze vergelijking worden deelnemers met een moestuin (dus met consumptie van eigen geteelde groenten) vergeleken met de rest van de deelnemers (figuur 21).



Figuur 21 Modelpredicties voor de deelnemers, opgedeeld naar verbruik van lokaal geteelde groenten (groen). De gemiddeldes van de blootstellingsdata zijn ook weergegeven ter vergelijking (geel).

Opdeling naar rookgedrag

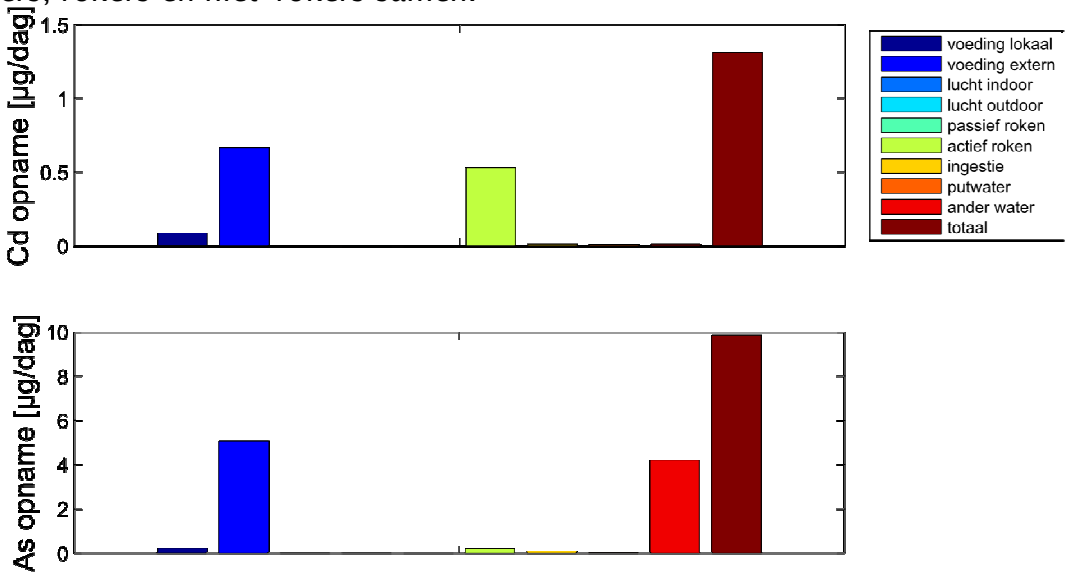
In deze berekeningen worden rokers gecontrasteerd met niet-rokers in Figuur 22.



Figuur 22: Modelpredicties voor de deelnemers, opgedeeld naar rookgedrag (groen). De gemiddeldes van de blootstellingsdata zijn weergegeven ter vergelijking (geel).

De impact van roken op cadmiumblootstelling is duidelijk. Het model reproduceert de geobserveerde trends in het blootstellingsonderzoek goed, hoewel het verschil minder uitgesproken lijkt te zijn voor Cd_{bloed}.

Een bevestiging van de impact van actief rookgedrag op de cadmiumblootstelling volgt wanneer we de gemiddelde geabsorbeerde cadmiumdosis gaan uitzetten, specifiek voor rokers, zoals in Figuur 23. Deze grafieken kunnen vergeleken worden met Figuur 15 in punt 8.1.3., waar de geabsorbeerde dosis werd weergegeven voor alle deelnemers, rokers en niet-rokers samen.

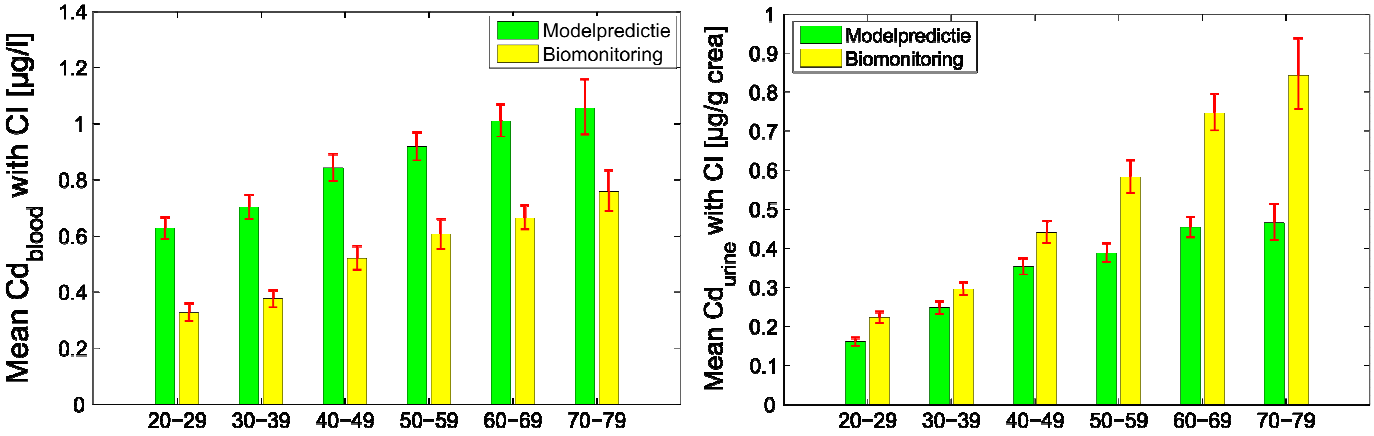


Figuur 23: Gemiddelde geabsorbeerde dosis voor alle rokers, voor cadmium (boven) en arseen (onder).

Voor toxisch relevant arseen is actief rookgedrag duidelijk een minder belangrijke blootstellingsroute. Voor cadmium daarentegen, blijkt actief roken opnieuw een route te zijn die het belang van voeding benadert in het totale blootstellingspakket.

Opdeling volgens leeftijd

Een laatste vergelijking die we maken gaat tussen verschillende leeftijdscategorieën. Wanneer we de deelnemers opdelen in 6 categorieën, gaande van 20-29 jaar, 30-39 jaar, ..., tot 60-69 jaar zien we de patronen in Figuur 24.



Figuur 24: Modelpredicties voor de deelnemers, opgedeeld naar leeftijdscategorie (groen). De gemiddeldes van blootstellingsdata zijn weergegeven ter vergelijking (geel).

Hieruit volgen enkele interessante observaties:

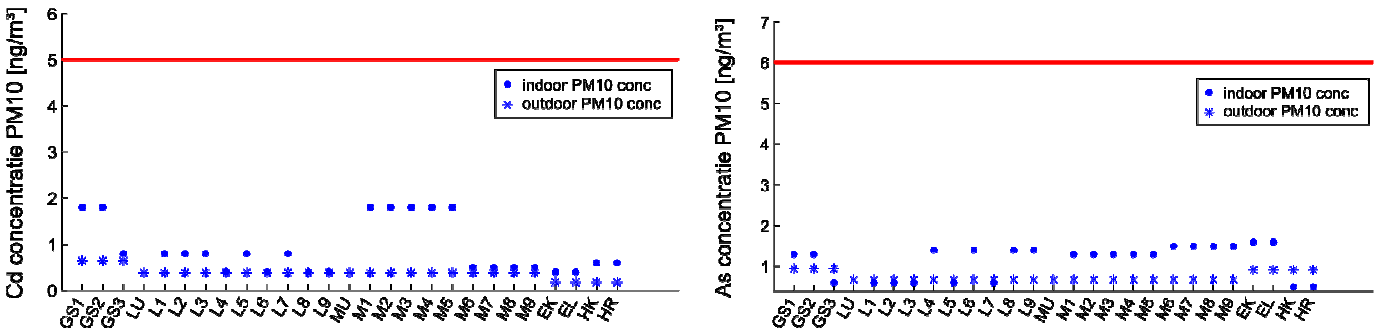
- de overschatting van de opgemeten Cd_{bloed} niveaus door het model lijkt meer uitgesproken voor de jongere leeftijdscategorieën.
- de onderschatting van de opgemeten Cd_{urine} niveaus door het model lijkt veel sterker uitgesproken voor de oudere leeftijden dan voor de jongere.

Dit laatste is grotendeels te verklaren door ons gebrek aan kennis en metingen over de cadmiumniveaus in het milieu in het verleden. Modelmatig doen we een aantal veronderstellingen die resulteren in hogere concentraties in het verleden, maar vermoedelijk benaderen zij niet volledig de sterk verhoogde concentraties die er in realiteit geweest zijn. Voor de oudere populatie, die deze sterk verhoogde concentraties nog heeft meegemaakt, betekent dit bijgevolg dat de historische blootstelling onderschat wordt, resulterend in een grotere onderpredictie voor de urinaire cadmiumniveaus.

8.1.5. Evaluatie van de huidige blootstellingssituatie

Luchtconcentraties

Zowel voor arseen als voor cadmium in PM-10 stof zijn er streefwaarden beschikbaar binnen de Europese Unie (Europese Commissie, 2004), van respectievelijk 6 en 5 ng/m³. De grenswaarde van 5 ng/m³ voor cadmium wordt geacht bescherming te bieden tegen zowel nierschade als longkanker door cadmium (US-EPA en RIVM). Het blootstellingsmodel gebruikt luchtconcentratiemetingen uitgevoerd in het kader van de BONK-studie, welke vergeleken kunnen worden met de streefwaarden zoals in Figuur 25. Deze vergelijking staat dus los van de modelspecificatie.



Figuur 25: Vergelijking van de opgemeten luchtconcentraties en de EU streefwaarden (rode lijn) voor cadmium (links) en arseen (rechts).

Uit de figuren blijkt dat de huidige luchtconcentraties ruimschoots beneden de EU-streefwaarden blijven.

Blootstellingsnormen

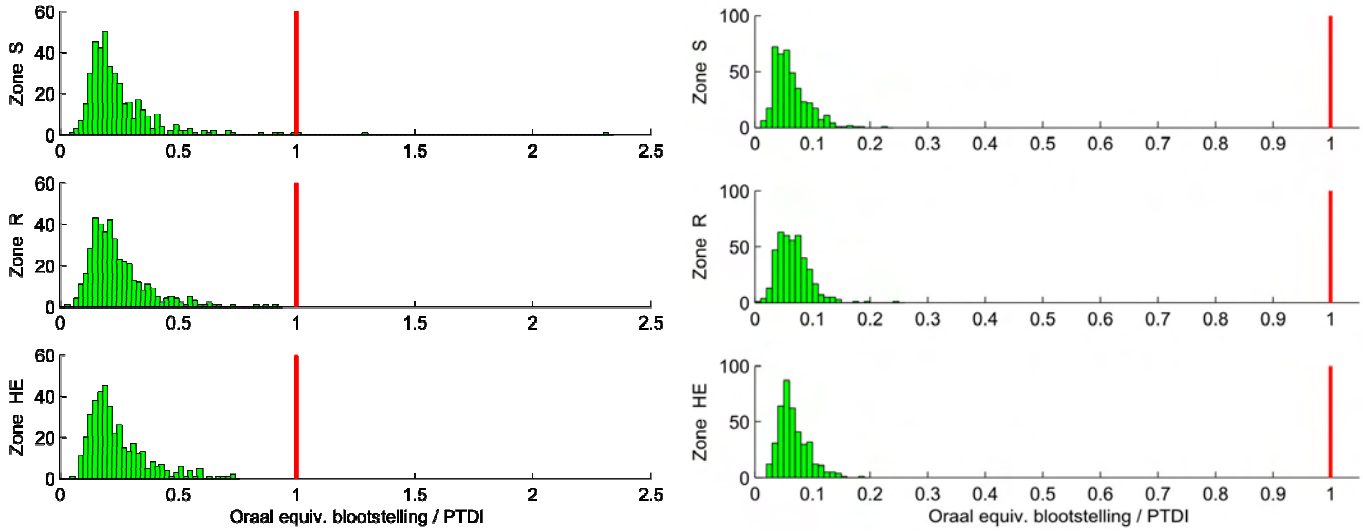
Voor cadmium en toxisch relevant arseen werden door JECFA (Joint WHO (World Health Organisation)/ FAO (Food Agriculture Organisation) Expert Committee on Food Additives) maximale waarden vastgelegd, waaronder bij levenslange blootstelling geen gezondheidseffecten te verwachten zijn, voor orale inname, de zogenaamde *Provisional Tolerable Daily Intake* waarden (PTDI) (JECFA, 2004). Deze worden afgeleid op basis van beschikbare studies in de wetenschappelijke literatuur en expertenoordeel. De huidige limietwaarden voor cadmium en arseen zijn de volgende:

	cadmium	arseen
PTDI	1,0 µg/kg·dag	2,0 µg/kg·dag

Om de berekende waarden uit het blootstellingsmodel te vergelijken met de PTDI-waarden, dienen deze laatste te worden uitgedrukt als *oraal equivalente* dosis. Dit

betekent dat de externe blootstelling via inhalatoire wegen moet worden herschaald op basis van de verhouding van absorptiefactoren voor inhalatie en orale opname. Het totaal van deze *oraal equivalente* dosissen via de verschillende blootstellingswegen kan dan worden vergeleken met de PTDI. Voor arseen werden enkel de orale routes weerhouden omdat de afleiding van de PTDI-waarde hierop gebaseerd is.

Figuur 26 geeft de distributie weer van de oraal equivalente blootstellingsdosis van de deelnemers, gedeeld door de PTDI, voor cadmium en arseen. Dit betekent dat de grenswaarde van deze verhouding zich op 1 bevindt, aangeduid door de rode lijn.



Figuur 26: Distributie van de verhoudingen van berekende blootstellingen over de PTDI waarde voor alle deelnemers, voor cadmium (links) en arseen (rechts). De limietwaarde voor overschrijding ligt dus op 1 (rode lijn).

Hier is duidelijk dat er zich voor arseen geen enkel probleem stelt. Voor cadmium stellen we een drietal individuele overschrijdingen vast in Zone S.

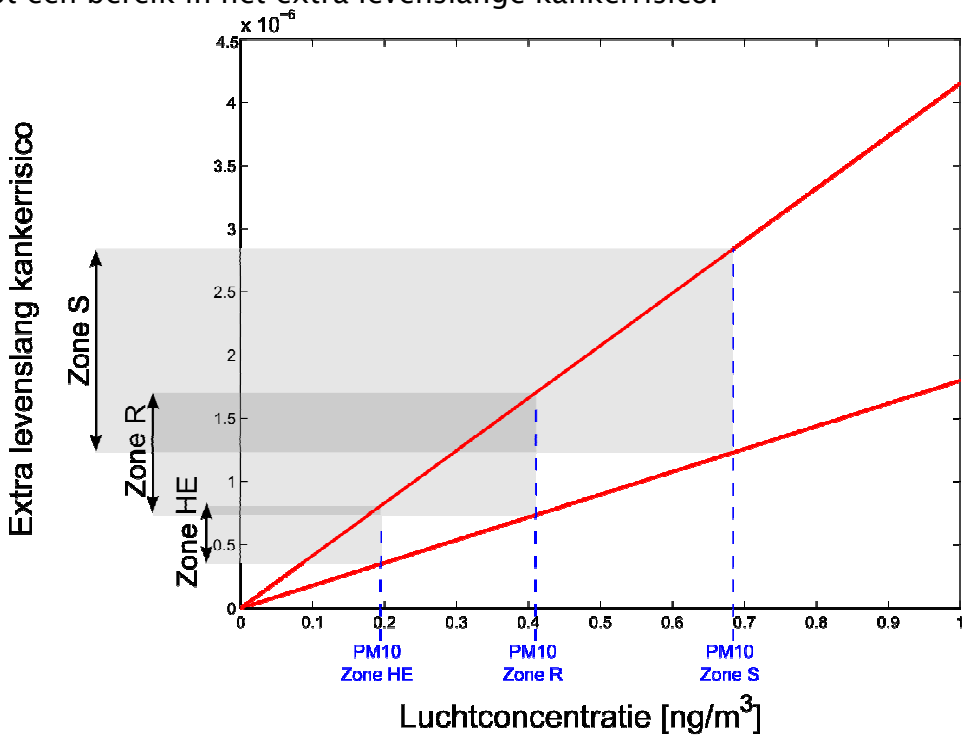
Indicatie van het extra levenslang longkankerrisico

In de bespreking van luchtkwaliteitsnormen vermeldt de Europese Unie een aantal waarden voor het zogenaamde *eenheidsrisico* op longkanker bij inhalatoire blootstelling aan cadmium (Europese Commissie, 2001). Deze waarden bevinden zich in het bereik $1{,}8\times10^{-3}$ tot $4{,}15\times10^{-3}$ $(\mu g/m^3)^{-1}$. Volgende formule laat ons toe om een inschatting te maken van het extra levenslang kankerrisico op basis van de luchtconcentraties in de verschillende onderzoeksgebieden:

extra levenslang kankerrisico = *eenheidsrisico* $[(\mu g/m^3)^{-1}]$ × *luchtconcentratie* $[\mu g/m^3]$

Per onderzoeksgebied werd een gemiddelde luchtconcentratie berekend, op basis van de gemiddelde verblijfstijd binnen/buiten van de deelnemers en de overeenkomstige binnen/buiten opgemeten Cd-concentraties in PM_{10} zwevend stof in de lucht.

Figuur 27 toont deze relaties en de overeenkomstige waarden voor het extra levenslang kankerrisico. De rode lijnen komen overeen met de vermelde onder- en bovengrenzen voor het eenheidsrisico. Zij geven voor een gegeven luchtconcentratie aanleiding tot een bereik in het extra levenslange kankerrisico.



Figuur 27: Inschatting van extra levenslang kankerrisico op basis van de EU-gehanteerde eenheidsrisico's. De berekeningen gebeuren op basis van een gemiddelde luchtconcentratie per onderzoeksgebied.

De waarden voor de berekende risico's zijn de volgende:

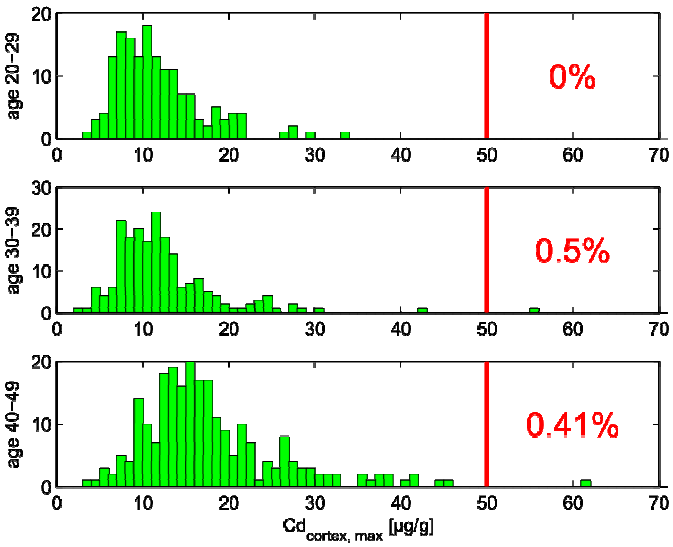
	Extra levenslang kankerrisico	
	ondergrens	bovengrens
Onderzoeksgebied S	$1{,}23 \times 10^{-6}$	$2{,}84 \times 10^{-6}$
Onderzoeksgebied R	$7{,}38 \times 10^{-7}$	$1{,}70 \times 10^{-6}$
Referentiegebied He	$3{,}50 \times 10^{-7}$	$8{,}08 \times 10^{-7}$

8.1.6. Inschatting van de toekomstige cadmiumbelasting

Huidige deelnemers beneden de 50 jaar

Het blootstellingsmodel laat toe om hypothetische simulaties uit te voeren die verder gaan dan 2007. Vermits een maximum in de cadmiumbelasting van de nieren (cadmium stapelt op in de nieren) verwacht wordt rond de leeftijd van 45 à 50 jaar, heeft het zin om de huidige <50-jarigen onder de deelnemers door te simuleren tot 50 jaar en op die manier de maximale belasting te voorspellen. We veronderstellen hierbij dat de huidige blootstelling in 2007 in de toekomst aangehouden wordt. Zo kunnen we een beeld vormen van de risico's van de huidige blootstellingsniveaus voor de toekomst.

In eerste instantie bekijken we de cadmiumconcentraties in de nierschors. Behalve wat betreft longkanker is het deze belasting die potentiële schadelijke effecten veroorzaakt, zoals bijvoorbeeld nierschade. Figuur 28 toont de verdeling van nierschorsconcentraties op 50 jaar voor de huidige <50-jarigen. We hebben hierbij gecorrigeerd voor de mogelijke onderschatting van de nier- en urineconcentraties in ons model, door de berekende waarden te corrigeren met een onderschattingsfactor.

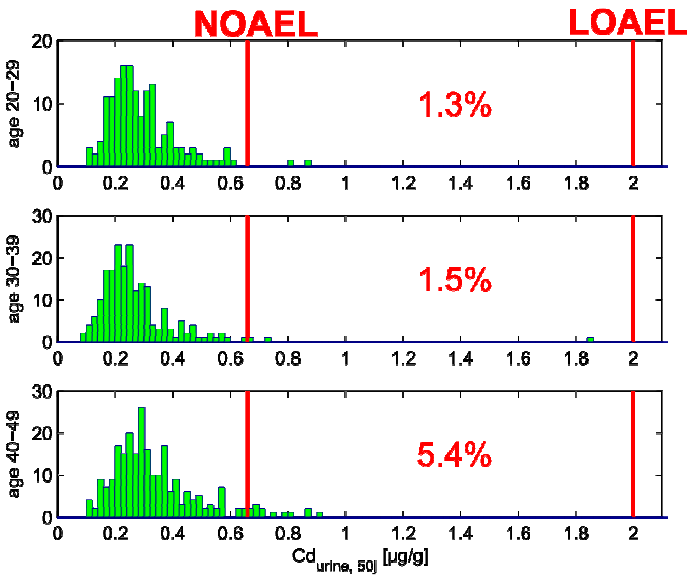


Figuur 28: Distributie van de maximale nierschorsconcentraties voor alle <50-jarigen, afgeleid uit een simulatie van deze personen tot een leeftijd van 50 jaar (extrapolatie naar de toekomst, dus). De limietwaarde staat aangegeven in rood.

Hierbij hanteren we een limietconcentratie van 50 µg/g nat gewicht voor de niercortex.

De impact van de verhoogde historische blootstelling is hier vast te stellen aan de lichte verschuiving naar hogere concentraties voor de oudere leeftijdscategorie, 40-49 jaar.

Indien we een analoge vergelijking maken op het niveau van de urinaire cadmiumconcentratie (figuur 29) (de cadmiumconcentratie in de nier en in urine is gecorreleerd), Cd_{urine}, dan beschikken we over 2 grenswaarden: de NOAEL op 0,66 µg/g creatinine en de LOAEL op 2 µg/g creatinine.

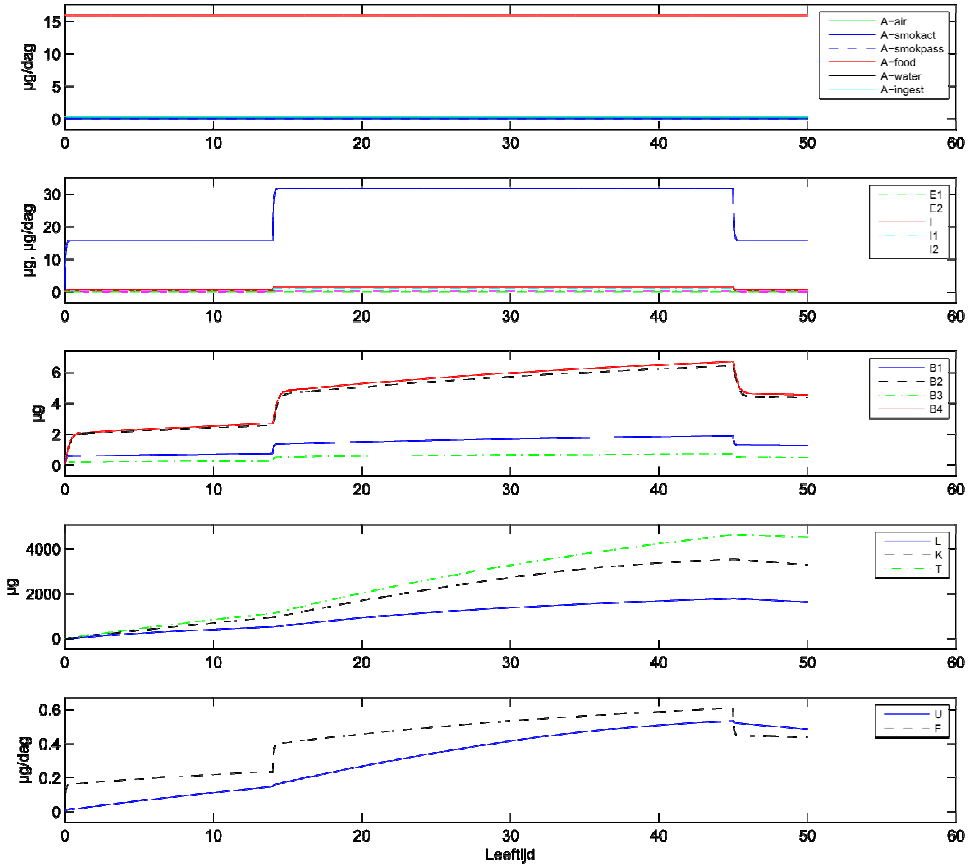


Figuur 29 Distributie van de Cd_{urine} waarden voor alle <50-jarigen, afgeleid uit een simulatie van deze personen tot een leeftijd van 50 jaar. De limietwaarden staan aangegeven in rood.

Pasgeborenen in 2007

Een tweede hypothetisch geval wordt gesimuleerd voor een pasgeboren baby die tot het 50ste levensjaar wordt blootgesteld. De blootstellingsniveaus zijn afgeleid als gemiddelde van de blootstelling in onderzoeksgebied S, de blootstelling via actief roken wordt uitgeschakeld. De hypothetische persoon is van het vrouwelijke geslacht. Er wordt een laag ferritinegehalte verondersteld tussen het 15de en 45ste levensjaar, resulterend in verhoogde cadmiumopname in die periode. Op die manier simuleren we een realistische *worst case* (voor een niet roker) om te evalueren of de richtwaarden in de toekomst eventueel worden overschreden.

Figuur 30 toont de berekende interne belasting doorheen de 50-jarige levensloop van deze hypothetische proefpersoon. De 5 grafieken tonen respectievelijk de blootstellingsdosissen via de verschillende routes, de geabsorbeerde dosissen (E1 = longen, E2 = gastrointestinaal systeem, I = totale opname), bloedcompartimenten, orgaancompartimenten (L = lever, K = kidney (nier), T = other tissues (andere weefsels)) en uitgescheiden dosissen (F = faeces, U = urine).



Figuur 30: Verloop van de interne belasting van de PBPK modelsimulatie voor een pasgeborene, tot een leeftijd van 50 jaar.

De maximale nierschorsconcentratie die door het model wordt voorspeld, komt voor op een leeftijd van 45 jaar en bedraagt 30,39 µg/g nat gewicht (gecorrigeerd voor mogelijke modelonderschatting). Dit blijft beneden de eerder vermelde limietwaarde van 50 µg/g nat gewicht.

Voor Cd_{urine} vinden we een waarde van 0,73 µg/g creatinine op de leeftijd van 50 jaar. Deze waarde overschrijdt licht de NOAEL-richtwaarde van 0,66 µg/g creatinine.

Uiteraard moeten we bij de interpretatie van deze waarden rekening houden met alle onzekerheden die meespelen in deze predicties, zowel in het model, in de metingen als in de geëxtrapoleerde blootstellingswaarden.

9. Sturing & lokale betrokkenheid

Bij het onderzoek zijn heel wat partijen betrokken: Vlaamse Overheidsdiensten (OVAM, VMM, …), instellingen voor wetenschappelijk onderzoek, universiteiten, lokale overheden, huisartsen, het bedrijf, scholen, de omwonenden, …

Voor de definitieve aanvang van het onderzoek was er bij de initiatiefnemers de wil om hen allemaal de mogelijkheid te bieden om een stem te hebben in de organisatie en begeleiding van het project. Voor de organisatie van dergelijk project is een goede samenwerking tussen al deze partijen essentieel. Er werd gekozen om twee 'werkgroepen' op te starten waarin alle partijen ondergebracht werden, nl de technische werkgroep en de stuur-en begeleidingsgroep.

9.1. Technische Werkgroep

Het Blootstellingsonderzoek werd getrokken en gecoördineerd door een technische werkgroep. Deze werd geleid door het team Milieugezondheidszorg van de afdeling Toezicht Volksgezondheid. De technische werkgroep bestaat uit:
vertegenwoordigers van het Vlaams Agentschap Zorg en Gezondheid, afdeling Toezicht Volksgezondheid (ToVo); vertegenwoordigers van het Departement Leefmilieu, Natuur en Energie; vertegenwoordigers van de Vlaamse Milieumaatschappij; vertegenwoordigers van de Openbare Afvalstoffenmaatschappij; de Medisch Milieukundigen bij de Kempense en Limburgse LOGO's; VITO (Vlaams Instituut voor Technologisch Onderzoek); Universiteit Hasselt, PIH (Provinciaal Instituut voor Hygiëne); Universiteit Antwerpen; AML (Algemeen Medisch Labo).

9.2. Stuur- en begeleidingsgroep

Alle lokale actoren en betrokkenen (gemeenten, provincies, huisartsen, scholen, het bedrijf, buurtwerking, CLB (Centrum voor Leerlingenbegeleiding), …) hadden de mogelijkheid te zetelen in een zogenaamde stuur- en begeleidingsgroep. Ze werden geregeld via mail en vergaderingen geïnformeerd over de stand van zaken. Over een aantal zaken werden ze geraadpleegd, zoals fijnstelling van de opzet van het onderzoek, communicatie naar de bevolking, … Ze fungeerden als een soort van klankbord en konden de Vlaamse overheid informeren over de lokale bezorgdheden, opmerkingen en vragen.

Van elke vergadering werd een verslag opgemaakt dat samen met de presentaties werd gepubliceerd op de website van de medisch milieukundigen: www.mmk.be/bonk.

9.3. Bevolking

De bevolking werd hoofdzakelijk geïnformeerd. Bij de aanvang van de studie werden een aantal specifieke informatieavonden georganiseerd, via bestaande lokale informatiekanalen (gemeenten, huisartsen, scholen…) werd ook info verspreid.

9.4. Lokale pers

Voor de pers werd er bij de aanvang van het onderzoek een info- en vraagmoment voorzien (31 januari 2007).

Om de bevolking te stimuleren deel te nemen aan het onderzoek werd de pers eveneens uitgenodigd op een aantal 'prik'dagen:
- Prikdag volwassenen, voor Limburgse pers: 17 maart 2007
- Prikdag volwassen, voor Antwerpse pers: 16 april 2007
- Prikdag kleuters: 12 juni 2007

9.5. Evaluatie samenwerking

De samenwerking (participatief) met diverse actoren in dergelijke onderzoeksprojecten is nog vrij nieuw en ook voor de initiatiefnemers een leerproces. Daarom werd een zogenaamde procesevaluatie uitgevoerd net voor het einde van het onderzoek. Doelstellingen van deze evaluatie waren nagaan hoe de samenwerking binnen de Technische Werkgroep is verlopen, terugkijken op de samenwerking binnen de Stuur- en Begeleidingsgroep en tenslotte de interactie tussen beide werkgroepen evalueren. Hiervoor werden de deelnemers van de Stuur- en begeleidingsgroep geïnterviewd en vond er een uitwisselingsmoment plaats op 23 april 2008.

Enkele van de belangrijke lessen die getrokken werden zijn:

- In de technische werkgroep was er nood aan een soort van vaste procedure om snel tot een besluit te komen.
- De stuur- en begeleidingsgroep vond zichzelf te groot om intern discussies te voeren.
- De informatie die vanuit de Technische werkgroep gegeven werd aan de Stuur- en begeleidingsgroep was vaak te uitgebreid en te ingewikkeld.

9.6. Expertenconsultatie

Tijdens het verwerkingsproces van de resultaten werden externe experten in een vroege fase betrokken bij de interpretatie van de resultaten. De experten, met zowel expertise in het gezondheidskundige, volksgezondheidskundige als het milieukundige luik, beoordeelden tijdens een ééndaags discussieforum de opzet, de verwerking, de betekenis en de interpretatie van de resultaten. Enige tijd voordien ontvingen ze informatie over de gevolgde methodologie in alle onderdelen van het onderzoek. De expertenconsultatie resulteerde in een uitermate boeiende gedachtewisseling tussen de technische werkgroep en de experten. Algemeen werd door de experten gesteld dat de huidige studie een goed uitgevoerde dwarsdoorsnede studie is zonder grote hiaten of knelpunten. Uiteraard werden voor alle luiken inhoudelijke aandachts- en discussiepunten besproken, die zo goed las mogelijk werden meegenomen in de verdere verwerking en bespreking van de resultaten. Een volledige verslaggeving van deze expertenconsultatie is terug te vinden op www.mmk.be.

9.7. Perceptieonderzoek

Het luik "Perceptieonderzoek" werd opgezet om een idee te krijgen hoe de omwonenden de zware metalenproblematiek ervaren.

Een beleid dat rekening houdt met wat bij de mensen leeft en dat een participatieve component in zich draagt, is realistischer en effectiever. Om te komen tot een milieugezondheidsbeleid dat goed aansluit bij wat de mensen beweegt, werd de deelnemers gevraagd hoe zij de problematiek ervaren, of zij zelf voorzorgsmaatregelen nemen om het contact met zware metalen te beperken, wie moet instaan voor de aanpak van de problematiek en hoe ze hun eigen rol daarin zien.

Belangrijkste conclusies

De helft van de deelnemers in het onderzoeksgebied ervaart de aanwezigheid van zware metalen in hun gemeente als een probleem. In het referentiegebied HE is dit slechts 21%.

4 op 10 deelnemers in onderzoeksgebied S en 3 op 10 deelnemers in onderzoeksgebied R kent voorzorgsmaatregelen en past ze toe. In het referentiegebied is dit slechts ongeveer 10%.

De deelnemers konden aanduiden wie naar hun mening moest instaan voor de oplossing van de problematiek. Op de eerste plaats kwam de fabriek, gevolgd door

de Vlaamse overheid en tenslotte de lokale overheid. De bevolking werd door zeer weinig deelnemers aangeduid.

Bij de vraag hoe de bevolking betrokken moet worden bij de aanpak van het probleem, antwoordden de deelnemers dat ze vooral via intensievere vormen van dialoog en overleg betrokken wilden worden; werkgroep met vertegenwoordigers, raadplegingen via hoorzittingen. Slechts een tiental procent van de ondervraagden was bereid om zelf actief deel te nemen aan het meedenken en meewerken aan oplossingen.

De overgrote meerderheid van de deelnemers vindt dat er rekening gehouden moet worden met de mening van de inwoners, maar dat de overheid uiteindelijk moet beslissen. Ongeveer 10% vindt dat de mensen zelf moeten kunnen beslissen.

Voor het informeren over de problematiek werd de huisarts het meest vertrouwd, gevolgd door wetenschappers en medisch milieukundigen.

Bij de vraag wie de mensen zeker moest informeren over de zware metalenproblematiek werd de gemeente als belangrijkste aangeduid, gevolgd door de Vlaamse overheid en het bedrijf.

Algemeen waren er grote verschillen tussen het onderzoeksgebied en het referentiegebied wat betreft de perceptie van de problematiek (wat enigszins verwacht werd). Wat betreft de rolverdeling en betrokkenheid tussen de verschillende partijen bij de aanpak waren er echter weinig verschillen.

10. Conclusies en beleidsaanbevelingen

In het interne blootstellingsonderzoek werd nagegaan of de interne blootstellingsgehaltes aan cadmium en arseen bij volwassenen verschillen voor de drie onderzoeksgebieden (referentiegebied HE, onderzoeksgebied S, onderzoeksgebied R).

Wat betreft *toxicologisch relevant arseen* besluiten we dat er geen verschillen zijn tussen de drie onderzoeksgebieden. Veertien procent van de deelnemers heeft een gehalte aan toxicologisch relevant arseen van meer dan 10µg per gram creatinine. Dit percentage is in onderzoeksgebieden S en R niet hoger dan in referentiegebied HE.

Voor het gehalte aan *cadmium* stellen we wel verschillen vast tussen de drie onderzoeksgebieden. Het gemiddelde gehalte aan cadmium (in bloed en urine) is het laagste in Hechtel-Eksel. Voor cadmium in bloed zijn de gehaltes in onderzoeksgebied S en R vergelijkbaar, maar hoger dan de gemiddelde waarde opgemeten in Hechtel-Eksel. Voor cadmium in urine, per gram creatinine, werd het hoogste gemiddelde gehalte opgemeten in onderzoeksgebied R. De gemiddelde gehaltes van onderzoeksgebied S en referentiegebied HE zijn vergelijkbaar. Ongeveer 2 op 3 deelnemers heeft een gehalte aan urinair cadmium dat lager is dan de NOAEL van 660 ng/g creatinine. Dit is het geval voor de drie onderzoeksgebieden. Het percentage deelnemers wier cadmiumgehalte lager is dan 1000 ng/g creatinine is wel verschillend voor de gebieden. In Hechtel-Eksel heeft 89% van de deelnemers een waarde onder deze afkapwaarde, in onderzoeksgebied S is dit 86% en in onderzoeksgebied R 83%.

Het gemiddelde *lood*gehalte in bloed bij kleuters die schoollopen in een straal van 2 km van de fabrieken van Balen of Overpelt is licht hoger dan het gemiddelde gehalte bij kleuters die schoollopen in Hechtel-Eksel. De gemiddelde gehaltes zijn in beide onderzoeksgebieden lager dan de bestaande norm van 10 µg/dl.

In dit onderzoek werd een externe-dosismodel voor humane blootstelling aan cadmium en arseen gekoppeld aan overeenkomstige interne-dosis- of PBPK-modellen, teneinde voorspellingen te kunnen maken voor de concentraties Cd_{bloed}, Cd_{urine} en $As_{tox,urine}$. Verschillende deelmodellen werden vergeleken met waarden beschikbaar uit de literatuur ter bevestiging van de correctheid van de berekeningen.

Het model geeft vrij goede voorspellingen voor de concentraties cadmium in bloed en urine, waarbij we weliswaar rekening dienen te houden met een gemiddelde overschatting van 95,0 % voor Cd_{bloed} en een onderschatting met 16,9 % voor Cd_{urine}. Het model presteert niet goed voor de predictie van $As_{tox,urine}$. Verklarende factoren hiervoor zijn de onzekerheid op de gehalten anorganisch arseen in voeding en de mogelijke oververeenvoudiging in het interne-dosismodel. De data van de interne blootstellingsmeting zelf vertonen eveneens een grote spreiding, wat wijst op beïnvloedende factoren, die niet in het onderzoek verklaard konden worden.

Voeding blijkt een sterk bepalende route te zijn in de blootstelling voor zowel cadmium als arseen. Voor arseen komt ook drinkwater naar voren als bepalende factor. Voor de blootstelling vandaag lijkt de impact van inhalatie (via PM_{10} zwevend stof) en bodem- en stofingestie beperkt te zijn. Wanneer we echter kijken naar de cumulatieve blootstelling over de hele levensduur van de proefpersonen, en dus naar het verleden, komen de inhalatie- en ingestieroutes veel sterker naar voren. Dit wordt veroorzaakt door de sterk verhoogde PM_{10}- en depositiestofconcentraties in het verleden, gecombineerd met een relatief hoge absorptie via inademing in vergelijking met de absorptie via voeding.

Een analyse van verschillende subgroepen binnen de deelnemers van de interne blootstellingsmeting toont aan dat er duidelijke effecten zijn van rookgedrag en de consumptie van lokaal geteelde voeding op de lichaamsbelasting van cadmium. Een vergelijking van leeftijdsgroepen toont de invloed van de historische blootstelling: Cd_{bloed} en Cd_{urine} stijgen duidelijk met de leeftijd. De trends in de modelvoorspellingen reproduceren de trends van de interne blootstellingsmeting goed, mits de over- en onderschatting voor Cd_{bloed} en Cd_{urine} in rekening worden gebracht.

Voor arseen zijn de resultaten veel minder duidelijk en worden geen verdere conclusies getrokken.

Een vergelijking van de gebruikte binnen- en buitenluchtconcentraties met de wettelijke EU-streefwaarden geeft aan dat de huidige niveaus ruim beneden de streefwaarden liggen. Omdat cadmium carcinogeen is, zijn ook eenheidsrisico's beschikbaar voor het berekenen van het extra levenslang kankerrisico bij inademing van cadmium in omgevingslucht. Rekening houdend met het bereik van waarden, opgegeven door de EU werkgroep voor luchtkwaliteit, wordt een extra levenslang kankerrisico berekend tussen $3{,}50 \times 10^{-7}$ en $8{,}08 \times 10^{-7}$ voor referentiegebied HE. Voor onderzoeksgebied S ligt dit bereik hoger, namelijk tussen $1{,}23 \times 10^{-6}$ en $2{,}84 \times 10^{-6}$. Onderzoeksgebied R bevindt zich hiertussen met een bereik van $7{,}38 \times 10^{-7}$ tot $1{,}70 \times 10^{-6}$.

Modelsimulaties waarbij de huidige <50-jarigen worden verder gesimuleerd tot 50 jaar, tonen aan dat er slechts een gering risico bestaat dat deze personen in de toekomst de beschikbare richtwaarden voor nierschorsconcentratie en urinaire cadmiumconcentraties zullen overschrijden. Voor een gesimuleerde *worst case* van een pasgeborene in 2007 is er ook geen overschrijding vast te stellen voor de nierschorsconcentratie, maar wel een lichte overschrijding van de NOAEL waarde voor urinair cadmium.

Personen die vandaag in het gebied geboren worden en er hun hele leven lang blijven wonen, of er vandaag nog niet lang wonen, hebben vrij beperkte gezondheidsrisico's wat betreft zware metalen.

Dit is niet het geval voor mensen die hier enkele decennia geleden al woonden, toen er nog sterk verhoogde omgevingsconcentraties aanwezig waren. Aangezien cadmium zich na opname in het lichaam opstapelt, en het lichaam maar moeilijk en langzaam verlaat, hebben zij hogere lichaamsconcentraties. De risico's op cadmiumgebonden gezondheidsproblemen zijn bij hen duidelijk groter, zoals al werd en nog wordt vastgesteld in de studies onder leiding van professor Staessen, die nu al meer dan 20 jaar eenzelfde groep mensen gezondheidskundig opvolgt.

De 5 opmerkelijkste conclusies:

De omwonenden komen in vergelijking met het controlegebied nog steeds meer in contact met cadmium. Bij kleuters ligt de loodbelasting hoger in het onderzoeksgebied, maar wel duidelijk beneden de richtwaarde.

De lichaamsbelasting is in de loop der jaren duidelijk gedaald, gemiddeld tot beneden de geldende richtwaarden. Vooral de mensen die al in de regio woonden toen de vervuiling groter was, hebben nog steeds een hoge lichaamsbelasting en een hoger gezondheidsrisico.

Voeding blijkt nog steeds één van de belangrijkste bronnen van zware metalen voor de mens.

We verwachten dat ook in de toekomst nog de gemiddelde lichaamsbelasting verder zal blijven dalen.

De maatregelen die doorheen de jaren werden genomen, inclusief de preventieve maatregelen die de mensen zelf kunnen nemen, werken.

11. Referenties

Buchet J.P., Lauwerys R., Vandevoorde A., Pycke J.M. (1983). Oral daily intake of cadmium, lead, manganese, copper, chromium, mercury, calcium, zinc and arsenic in Belgium: a duplicate meal study. Food Chem. Toxicol. 21 (1), 19-24.

Cornelis C. (VITO), Swartjes F. (RIVM) (2007). Ontwikkeling van een geharmoniseerde methodiek voor beoordeling van gezondheidsrisico's door bodemverontreiniging in de kempenregio. Eindconcept versie 7 juni 2007. Studie uitgevoerd binnen het BeNeKempen-project.

De Temmerman L., Hoenig M. (2004). Vegetable crops for biomonitoring lead and cadmium deposition. Journal of Atmospheric Chemistry 49: 121-135.
EC (2001). Ambient air pollution by As, Cd and Ni compounds - Position paper: European Commission, DG Environment.

EC (2004). Directive 2004/107/EC of the European Parliament and of the Council of 15 December 2004 relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air. Official Journal of the European Union L23/3.

ECB (2003). Final draft RAR Cadmium/Cadmium oxide. beschikbaar via http://ecb.jrc.it/esis/.

FAL Institute of Plant Nutrition and Soil Science, Federal Agricultural Research Center Braunschweig: Mineral Waters of the world.
http://www.pmgeiser.ch/mineral/index.php?PHPSESSID=41e9808f8a7520c4aff9d6e8ed5d5202

Hogervorst, J., Plusquin, M., Vangronsveld, J., et al. (2006). House dust as a possible route of environmental exposure to cadmium and lead in the adult general population, *Environmental Research,* available online 10 July 2006.

JECFA (2004) Cadmium (addendum). WHO Food Additives Series 52. WHO, Genève 2004.

Kjellstrom, T., & Nordberg, G. F. (1978). A Kinetic Model of Cadmium Metabolism in the Human Being. Environmental Research, 16(1-3), 248-269.

Mann, S., Droz, P. O., & Vahter, M. (1996a). A physiologically based pharmacokinetic model for arsenic exposure - I. Development in hamsters and rabbits. Toxicology and Applied Pharmacology, 137, 8-22.

Mann, S., Droz, P. O., & Vahter, M. (1996b). A physiologically based pharmacokinetic model for arsenic exposure - II. Validation and application in humans. Toxicology and Applied Pharmacology, 140, 471-486.

Nordberg, G. F., & Kjellström, T. (1979). Metabolic Model For Cadmium In Man. Environmental Health Perspectives, 28(FEB), 211-217.

Nawrot, T., Plusquin, M., Hogervorst, J., Roels, H. Celis, H. Thijs, L., Vangronsveld, J., Van Hecke, E., Staessen, J. (2006). Environmental exposure to cadmium and risk of cancer: a prospective population-based study. The Lancet Oncology, 7(2), 119-126.

Oomen, A. G., Janssen, P. J. C. M., van Eijkeren, J. C. H., Bakker, M. I., & Baars, A. J. (2007). Cadmium in de Kempen - een integrale risicobeoordeling (No. RIVM n° 32007001/2007). Bilthoven, Nederland: RIVM.

Roelants, M., & Hauspie, R. (2004). Groeicurven Vlaanderen 2004: Laboratorium voor Antropogenetica, Vrije Universiteit Brussel. beschikbaar via http://www.vub.ac.be/groeicurven.

SCOOP (2004). Assessment of the dietary exposure to arsenic, cadmium, lead and mercury of the population of the EU Member States. Reports on tasks for scientific cooperation. Report of experts participating in Task 3.2.11 March 2004. Directorate-General Health and Consumer Protection.

Smolders E., Jansson G. en Van Laer L. (KU Leuven), Ruttens A. en Vangronsveld J. (Universiteit Hasselt), Römkens P. (Alterra, Nederland), De Temmerman L. en Waegeneers N. (CODA) en Bries J. (Bodemkundige Dienst België) (2007). Teeltadvies voor de landbouw in kader van het Interreg project BeNeKempen.

Van Deun J, Berghmans P, Brabers R, Daems J, Tirez K. (2008). Uitvoeren van milieumetingen voor het bepalen van de externe belasting aan zware metalen in de Noorderkempen. Studie uitgevoerd in opdracht van de Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij (OVAM).

VITO (2006). Milieuonderzoek van de wijk Lutlommel ter bepaling van de verhouding zware metalen in huisstof en in de bodem. Studie uitgevoerd in opdracht van de Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij (OVAM).

Walker, S., & Griffin, S. (1998). Site-specific data confirm arsenic exposure predicted by the US Environmental Protection Agency. Environmental Health Perspectives, 106(3), 133 - 139.

WHO (1989). Evaluation of certain food additives and contaminants. Thirty-first report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Technical Report Series, No. 776. World Health Organization, Genève, Zwitserland.

AML

universiteit hasselt
CENTRUM VOOR STATISTIEK

lne.
Departement Leefmilieu, Natuur en Energie

PROVINCIE ANTWERPEN
Departement Leefmilieu
Provinciaal Instituut voor Hygiëne

OVAM
OPENBARE VLAAMSE AFVALSTOFFENMAATSCHAPPIJ

VITO

LOGO
VZW
LOKAAL GEZONDHEIDSOVERLEG

Vmm
VLAAMSE MILIEUMAATSCHAPPIJ

ZG
Vlaams Agentschap
Zorg & Gezondheid
Afdeling Toezicht Volksgezondheid