



VLAAMSE MILIEUMAATSCHAPPIJ



Milieurapport Vlaanderen MIRA

Achtergronddocument

Thema Verspreiding van persistente organische polluenten

Achtergronddocument Verspreiding van POV's

Coördinerend auteur

Mai Wevers, Milieumetingen, VITO

Auteurs

Raf De Fré, Milieumetingen, VITO

Greet Schoeters, Milieutoxicologie, VITO

Christine Matheussen, AMO, VMM

Hugo Van Hooste, MIRA, VMM

Laatst bijgewerkt: december 2007

Woord vooraf

Dit is het achtergronddocument voor het themahoofdstuk Verspreiding van POV's. Elk thema staat voor een milieuverstoring. Het achtergronddocument bundelt de kennis en informatie aangedragen in de MIRA-T-rapporten vanaf 1998. De inhoud is bijgewerkt tot en met het laatste MIRA-T-rapport, MIRA-T 2007.

Het Milieu- en natuurrapport Vlaanderen heeft de decretale opdracht enerzijds om de toestand van het milieu en het tot nu toe gevoerde milieubeleid te analyseren en te evalueren, en anderzijds om de verwachte ontwikkeling van het milieu volgens relevante beleidsscenario's te beschrijven. Daartoe werken een auteursgroep en kritische lezers (lectoren), onder coördinatie van het MIRA-team, jaarlijkse themarapporten (MIRA-T), vijfjaarlijkse scenariorapporten (MIRA-S) en beleidsevaluatierapporten (MIRA-BE) uit. De rapporten worden beschikbaar gemaakt aan beleidsmakers en het brede publiek. Themarapporten zijn compacte studies van de verstoringketens en onderbouwen de jaarlijkse milieujaarprogramma's van de Vlaamse overheid. Scenariorapporten zijn uitgebreide modelstudies van de verstoringketen en leveren noodzakelijke inzichten om het Vlaamse milieubeleidsplan op te stellen. Beleidsevaluatierapporten zijn diepgaande studies over milieugerelateerde beleidsthema's.

Het doel van de themahoofdstukken is het samenbrengen van kwantitatieve inzichten in de milieudruk (pressure) van de verantwoordelijke doelgroepen of sectoren (zowel brongebruik als emissies), de hieruit voortkomende milieutoestand (state) in de milieucapartimenten lucht, water en bodem en de gevolgen (impact) voor mens, natuur en economie. Hiertoe worden indicatoren opgesteld vanuit de conceptuele milieuverstoringketen (DPSI-R-denkkader). Ten opzichte van het afgeleide MIRA-T-rapport worden in dit achtergronddocument ook de onderliggende maatschappelijke activiteiten (driving forces) behandeld. De evolutie van de indicatoren wordt getoetst aan beleidsdoelstellingen. Ten slotte worden de ingezette beleidsinstrumenten en genomen maatregelen geëvalueerd (response), telkens per schakel van de verstoringketen. Daarbij kunnen ook extra maatregelen worden geformuleerd om de doelstellingen te halen. Een sectorgerichte benadering van de milieudruk en de achterliggende maatschappelijke activiteiten voor alle milieuthema's samen is terug te vinden in de sectorale achtergronddocumenten.

Dit document wordt elk jaar bijgewerkt en is raadpleegbaar op de websites <http://www.milieurapport.be/AG> en <http://www.vmm.be>

Overname wordt aangemoedigd mits bronvermelding.

Hoe citeren?

Korte citering: MIRA Achtergronddocument 2007, Verspreiding van POV's

Volledige citering: MIRA (2007) Milieu- en natuurrapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2007, Verspreiding van POV's, M. Wevers, R. De Fré, G. Schoeters, C. Matheussen, H. Van Hooste, Vlaamse Milieumaatschappij, <http://www.milieurapport.be/AG>

Inhoudsopgave

COÖRDINEREND AUTEUR.....	2
AUTEURS.....	2
INHOUDSOPGAVE	4
BESCHRIJVING VAN DE VERSTORING.....	6
1 INLEIDING	6
1.1 MECHANISMEN.....	6
2 MAATSCHAPPELIJKE ACTIVITEITEN	7
2.1 OORZAKEN VAN HET ONTSTAAN VAN CO, PAK'S EN DIOXINES	7
2.2 KORTE OMSCHRIJVING VAN DE EVOLUTIE VAN DE ACTIVITEITEN	8
3 RUIMTELIJK PERSPECTIEF	9
4 TIJDSPERSPECTIEF.....	9
5 VERBANDEN MET ANDERE THEMA'S.....	9
6 BELEID	9
INDICATOREN	10
1 EMISSIES VAN CO, PAK'S EN DIOXINES.....	10
1.1 CO	10
1.1.1 / <i>Totaalemissie van CO</i>	10
1.1.2 / <i>Doelgroepen</i>	11
1.1.3 / <i>Normen</i>	12
1.1.4 / <i>Emissiedoelstellingen, evaluatie en maatregelen</i>	15
1.2 PAK'S.....	16
1.2.1 / <i>Totale emissie van PAK's</i>	16
1.2.2 / <i>Doelgroepen</i>	17
1.2.3 / <i>Normen</i>	19
1.2.4 / <i>Emissiedoelstellingen, evaluatie en maatregelen</i>	19
1.3 DIOXINES	20
1.3.1 / <i>Totale emissie van dioxines</i>	20
1.3.2 / <i>Doelgroepen</i>	21
1.3.3 / <i>Normen</i>	25
1.3.4 / <i>Emissiedoelstellingen, evaluatie en maatregelen</i>	27
2 CONCENTRATIES IN OMGEVINGSLUCHT, DEPOSITIE EN BODEM.....	28
2.1 CO IN OMGEVINGSLUCHT	28
2.1.1 / <i>Concentratie van CO in omgevingslucht</i>	28
2.1.2 / <i>Normen en richtlijnen</i>	29
2.1.3 / <i>Evaluatie</i>	29
2.2 PAK'S IN OMGEVINGSLUCHT EN DEPOSITIE.....	29
2.2.1 / <i>Concentraties van PAK's in omgevingslucht</i>	29
2.2.2 / <i>PAK's in depositie</i>	30
2.2.3 / <i>Normen en richtlijnen</i>	31
2.2.4 / <i>Evaluatie</i>	31
2.3 DIOXINES IN OMGEVINGSLUCHT EN DEPOSITIE	32
2.3.1 / <i>Concentraties van dioxines in omgevingslucht</i>	32

2.3.2 / <i>Dioxines in depositie</i>	32
2.3.3 / <i>Normen en doelstellingen</i>	34
2.3.4 / <i>Evaluatie van de toestand</i>	35
3 IMPACT OP MENS EN NATUUR	36
3.1 IMPACT VAN CO OP MENS EN NATUUR	36
3.2 IMPACT VAN PAK'S OP MENS EN NATUUR.....	36
3.2.1 / <i>Blootstelling van de mens aan PAK's</i>	36
3.3 IMPACT VAN DIOXINES	37
3.3.1 / <i>Blootstelling van de mens aan dioxines</i>	37
3.3.2 / <i>Dioxines in koemelk</i>	37
3.3.3 / <i>Dioxines in moedermelk</i>	38
3.3.4 / <i>Dioxines in voeding</i>	38
3.3.5 / <i>Normen en richtlijnen</i>	39
3.3.6 / <i>Evaluatie en maatregelen</i>	44
REFERENTIES	44
AUTEURS VOORGAANDE MIRA-RAPPORTEN	45
LECTOREN	45
MIRA-REFERENTIES	47
BEGRIPPEN	47
AFKORTINGEN	48
EENHEDEN	48
VOORVOEGSEL EENHEDEN	48
AFSPRAKEN CIJFERWEERGAVE	48
TERUG NAAR INHOUDSOPGAVE	49

Beschrijving van de verstoring

1 | Inleiding

1.1 | Mechanismen

Verbrandingsprocessen zetten energie vrij door brandstof te oxideren met zuurstof uit de lucht. Deze chemische reactie leidt in principe tot de ongevaarlijke producten water en koolstofdioxide. In de praktijk verlopen verbrandingsprocessen min of meer onvolledig. Dit gaat gepaard met de vorming van talrijke en diverse 'producten van onvolledige verbranding' (= POV). De voornaamste zijn CO, PAK's en dioxines vanwege hun toxiciteit en/of persistentie. Andere producten van onvolledige verbranding met nadelige milieu-effecten zoals roet, vluchtige koolwaterstoffen en geurcomponenten komen in min of meerdere mate aan bod in andere thema's.

CO of koolstofmonoxide is een niet-reactief, smaakloos en reukloos gas met een lage wateroplosbaarheid. Het ontstaat bij onvolledige verbranding van C-verbindingen, voornamelijk door een tekort aan zuurstof of door onvoldoende contact tussen de brandstof en de aanwezige zuurstof. Natuurlijke CO-bronnen zijn bijv. bosbranden, oxidatie van methaan en biologische processen in de bodem en in de oceanen. Anthropogene emissies zijn vooral afkomstig van het wegverkeer, energie-opwekking, luchtvaart, huishoudens en afvalverwerking en –verwijdering. Tabaksrook levert een grote bijdrage aan CO-blootstelling bij rokers.

Verwijdering van CO uit de atmosfeer gaat gepaard met de vernietiging van veel OH-radicalen die een belangrijke rol vervullen als wasmiddel voor andere weinig wateroplosbare gassen zoals NO_x, SO₂ en VOS. In aanwezigheid van verhoogde NO-concentraties leidt CO tot ozonvorming in de leefomgeving, maar onder NO-arme omstandigheden draagt het bij tot ozonvernietiging. De weinig verdunde CO-emissies door het verkeer in stedelijke gebieden stellen de mensen direct bloot aan het gas. CO werkt in op het zenuwstelsel en hoge concentraties leiden tot bloedveranderingen en zuurstofgebrek van organen.

PAK's (Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen) is een verzamelnaam voor wel 500 verbindingen die ontstaan bij de verbranding van alle koolwaterstoffen, van cellulose of ander plantaardig materiaal (b.v. in houtkachels), en bij het roosteren van voedsel en het roken van sigaretten. Ze komen zowel voor in de gasfase als gebonden aan deeltjes. PAK's zoals benzo(a)pyreen, afgekort als B(a)P, en dibenzo(a,h)anthraceen zijn gekend voor hun kankerverwekkende eigenschappen. B(a)P is het best gekend voor zijn toxiciteit en verspreiding en geldt als indicator van de PAK's.

Dioxines kennen geen commerciële toepassingen, noch productie. Dioxines is de verzamelnaam van 210 verschillende stoffen met als basisstructuur twee benzeenringen die met 1 of 2 zuurstofatomen aan elkaar verbonden zijn en 1 tot 8 chlooratomen bevatten. Een groep van 17 stoffen ('dirty 17') blijkt representatief voor de toxiciteit van dioxines en bovendien voor de aanwezigheid van andere producten van onvolledige verbranding zoals chloorbenzenen, PCB's (PolyChloorBiphenyls), e.a.. Het meest toxische en best gekende is het Seveso-dioxine, het 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxine of kortweg 2,3,7,8-TCDD. De overige 16 worden omgerekend naar Toxicologische Equivalenten (TEQ) met behulp van Internationale Toxicologische Equivalentie-Factoren (I-TEF's) tussen 0,5 en 0,001. Sinds enige tijd wordt tevens gebruik gemaakt van WGO-TEF's met waarden gaande van 1 tot 0,0001. In deze reeks worden bijkomend 12 dioxine-achtige PCB's, 4 non-ortho en 8 mono-ortho, mee opgenomen. Dioxines zijn zeer persistent, weinig oplosbaar in water en weinig vluchtig. Dioxines ontstaan uit de onvolledige verbranding van organisch materiaal in aanwezigheid van een chloorbron. Net als PAK's zijn ook dioxines in de lucht aanwezig in de gasfase en gebonden aan deeltjes.

Verwijdering van PAK's en dioxines uit de lucht gebeurt via natte en droge depositie en via fotochemische omzetting. In grond- en oppervlaktewater zijn praktisch geen PAK's of

dioxines in meetbare hoeveelheden aanwezig. Door hun geringe wateroplosbaarheid slaan ze snel neer op deeltjes en in het slib. In de bodem zijn ze zeer weinig mobiel en bijna niet afbreekbaar.

De mens neemt PAK's en dioxines hoofdzakelijk op via de voeding. PAK's kunnen kankers doen ontstaan in het spijsverteringsstelsel en in de longen. Dioxines kunnen nadelige effecten veroorzaken op verschillende systemen van het lichaam.

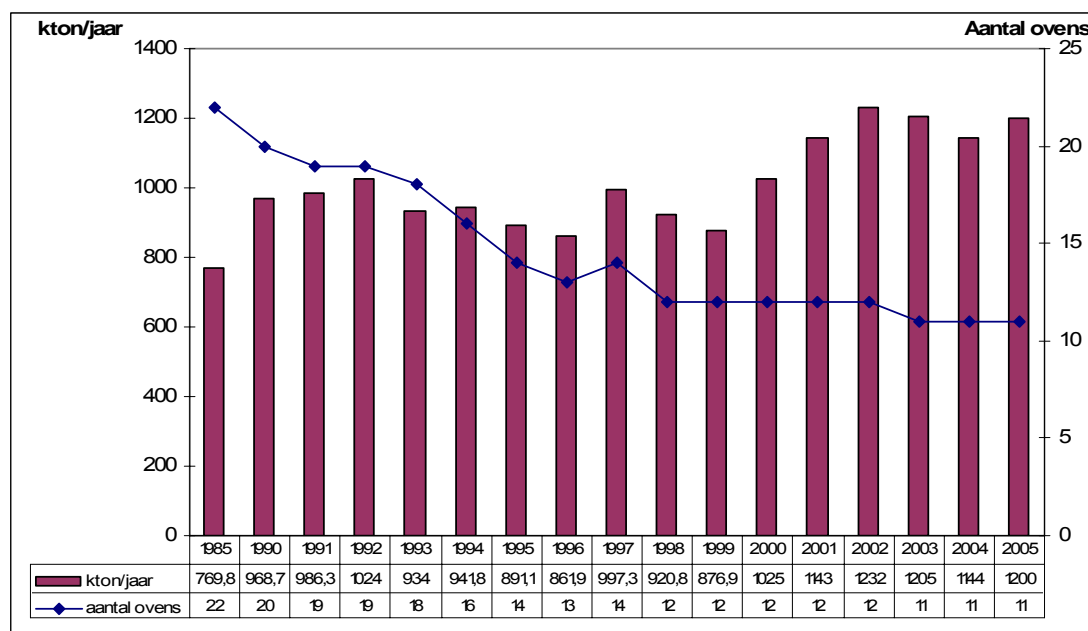
2 | Maatschappelijke activiteiten

2.1 | Oorzaken van het ontstaan van CO, PAK's en dioxines

Voor CO levert het wegverkeer tot en met 1999 het grootste aandeel van de emissies. Vanaf 2000 is het, net zoals voor PAK's de op één na belangrijkste bron. Indicatoren voor de groei van het verkeer zijn het aantal personenwagens, het aantal afgelegde voertuigen-kilometers en het brandstofverbruik (zie Fotochemische luchtverontreiniging).

Voor dioxines was huisvuilverbranding tot in 1995 één van de belangrijkste bronnen. Indicator voor deze sector is het aantal ton huisvuil dat jaarlijks verbrand wordt. In figuur 1 worden het aantal installaties en de verbrande hoeveelheden weergegeven voor de periode 1985 tot 2005. Door sluiting van de meest vervuilende installaties en sanering van de overige om aan de strenge dioxinenormering te voldoen, is deze activiteitsindicator niet langer toonaangevend voor de totale dioxine-emissies.

Figuur 1: Evolutie van het aantal huisvuilincineratoren en van de hoeveelheid afval die erin verbrand werd (Vlaanderen, 1985-2005)



Bron: OVAM, AMINAL, 2007

Voor de ijzer- en staalindustrie is het sinterproces de grootste bron van dioxine-emissie. Uit onderzoek en inventarisatiestudies op Europees niveau anno 1997 bleek het sinterproces de tweede belangrijkste bron te zijn na huisvuilverbranding (Quass et al, 1997). Voor Vlaanderen, waar de huisvuilverbrandingsinstallaties reeds vroeger gesaneerd werden, kwam het sinterproces op de eerste plaats. Sinds 1998 werden echter ook binnen deze sector indringende maatregelen doorgevoerd met een belangrijke dioxine emissiereductie als gevolg.

Vlaanderen telt twee staalbedrijven, SIDMAR in Gent en Ugine&ALZ in Genk. SIDMAR produceert gemiddeld 6 miljoen ton sinter per jaar. Per ton ijzer wordt ongeveer 2 ton sinter

gebruikt. Ugine&ALZ, producent van ruw staal in elektrische smeltovens, had tot 2003 een jaarmzet in de grootte-orde van 300 000 tot 600 000 ton. Nadien werd deze omzet verhoogd tot \pm 900 kton/jaar. Bij dit proces worden in vergelijking met sintering veel kleinere hoeveelheden dioxines gevormd. De productie van ruw ijzer bij SIDMAR en van ruw staal bij Ugine&ALZ voor de periode 1990 – 2006 evolueert zoals weergegeven in tabel 1.

Tabel 1: Productiegegevens ijzer- en staalnijverheid (Vlaanderen, 1990-2006)

jaar	ton ruw ijzer SIDMAR	ton ruw staal Ugine&ALZ
1990	3 456 360	277 592
1991	3 597 693	269 708
1992	2 943 036	328 586
1993	3 294 780	307 626
1994	3 522 065	339 415
1995	3 526 448	379 081
1996	3 537 325	512 772
1997	3 714 563	542 507
1998	3 716 000	564 736
1999	3 698 000	571 710
2000	3 640 190	558 870
2001	2 815 856	520 886
2002	3 656 000	524 564
2003	3 406 000	769 775
2004	4 316 000	913 000
2005	4 054 000	864 844
2006	4 317 000	

Bron: VMM, SIDMAR, Ugine&ALZ, 2007

Als gevolg van de uitgevoerde saneringen binnen de sectoren afvalverbranding, ijzer- en staalproductie en de non-ferro worden momenteel de meeste dioxines geëmitteerd door de gebouwenverwarming. Met “gebouwenverwarming” wordt hier voornamelijk de particuliere gebouwenverwarming bedoeld (zie Indicatoren 1.3.2 | Doelgroepen).

2.2 | Korte omschrijving van de evolutie van de activiteiten

Voor wat de huisvuilverbrandingsinstallaties in Vlaanderen betreft nam hun aantal af van 22 in 1985 tot 11 in december 2002 en volgende. De verbrande hoeveelheden varieerden in deze periode van 770 kton in 1985 tot \pm 1 200 kton in 2005. Vanaf 2001 blijft de verwerkte hoeveelheid op jaarbasis quasi constant.

Bij de productie van ijzer en staal zijn in Vlaanderen slechts twee bedrijven betrokken: SIDMAR waar van 1990 tot 2003 jaarlijks 3,5 tot 3,7 miljoen ton ruw ijzer geproduceerd werd en Ugine&ALZ dat in dezelfde periode instond voor een jaarlijkse productie van 300 000 tot 600 000 ton staal in elektrische ovens en convertors. Voor Sidmar lag anno 2001 de productie lager wegens werkzaamheden aan de installatie.

In 2003 werd bij UGINE&ALZ een bijkomende oven opgestart met een produktieverhoging tot een totaal van 769 775 ton als gevolg.

Vanaf 2004 nam in beide bedrijven de produktie toe tot een orde van grootte van respectievelijk 4 300 kton bij SIDMAR en 900 kton bij Ugine&ALZ.

De vorming van dioxines vindt plaats tijdens het sinteren waarbij, zoals reeds aangehaald onder paragraaf 2.1 voor elke 2 ton sinter ongeveer 1 ton ijzer bekomen wordt. Voor wat de bijdrage van het elektrisch procédé aan de dioxine-emissie betreft blijft deze beperkt tot minder dan 1% van het totaal.

3 | Ruimtelijk perspectief

Dioxines en PAK's zijn in rookgassen en in de lucht aanwezig in de gasfase en gebonden aan deeltjes. Vastgehecht aan fijn stof dat gemiddeld meer dan 60 uur in de atmosfeer blijft, vindt transport plaats over een afstand van gemiddeld 1 800 km.

Het transport van deze deeltjes over grote afstanden, gevolgd door afzetting en accumulatie via de voedselketen verklaart de aanwezigheid van deze stoffen op intercontinentale schaal, met als gevolg verontreiniging van bossen, bodems, rivieren en zeeën, met in het bijzonder de Noordzee.

Deeltjes met een doorsnede groter dan 3 µm zijn zwaarder en sedimenteren dicht bij de emissiebron. Deze deeltjes hebben een kortere levensduur en worden ook 'neervallend stof' genoemd. Dit neervallend stof resulteert in bodemverontreiniging in de woongebieden rondom bepaalde industriële vestigingen zoals bijv. Hoboken, Lommel, Overpelt, Genk en Beerse.

Het wegverkeer leidt tot zowel regionale als lokale milieuproblemen, voornamelijk in steden.

4 | Tijdspectief

De lange verblijftijd van de gevaarlijke stoffen in de milieucompartimenten lucht, bodem en water speelt een dominerende rol bij de milieu-effecten en de evolutie ervan in de tijd. Een lange verblijftijd door de moeilijke afbreekbaarheid in natuurlijke omstandigheden impliceert een langere nawerking, een langere herstelperiode en een grotere kans voor chemische omzettingen en interacties met andere ecosystemen. Bioaccumulatie is één van de gevolgen hiervan. Een ander aspect vanuit beleidsstandpunt is het najen ten aanzien van het tijdstip van emissiereductie, waardoor de positieve gevolgen van een streng beleid pas laat voor het milieu waarneembaar worden.

5 | Verbanden met andere thema's

CO veroorzaakt mee het broeikas effect (zie achtergronddocument Klimaatverandering) en de fotochemische luchtverontreiniging (zie achtergronddocument Fotochemische luchtverontreiniging). Producten van onvolledige verbranding kunnen daarnaast ook zorgen voor geurhinder (zie achtergronddocument Hinder) en de verspreiding van zwevend stof (bijv. roetdeeltjes) (zie achtergronddocument Verspreiding van zwevend stof).

6 | Beleid

De maatregelen voor het beperken van de emissies van producten van onvolledige verbranding zijn bij voorkeur preventiegericht.

In de sector van de afvalverbranding kunnen lagere emissies van POV's bekomen worden door het promoten van recyclage van afvalstoffen waardoor de afvalberg verminderd wordt en de noodzaak van verbranden afneemt.

Voor de staalsector dient opgemerkt te worden dat de hoeveelheid geproduceerde sinters op jaarbasis vrij stabiel is waardoor vooral de kwaliteit van de technologie doorslaggevend is.

Vanuit de beide sectoren kunnen, gezien de reeds geleverde inspanningen en de daaraan gekoppelde resultaten, weinig bijkomende reducties verwacht worden.

Indicatoren

1 | Emissies van CO, PAK's en dioxines

De indicatoren voor de emissies van POV's worden gegeven in tabel 2.

Tabel 2: Emissie-indicatoren voor POV's

Naam	Omschrijving
CO-emissie	De totale uitstoot van CO in de lucht in Vlaanderen, uitgedrukt in ton en per jaar.
PAK-emissie	De totale uitstoot van 10 poly-aromatische koolwaterstoffen (anthraceen, benzo(a)anthraceen, benzo(a)pyreen, benzo(g,h,i)peryleen, benzo(k)fluorantheen, chryseen, fluorantheen, indeno(1,2,3-cd)pyreen, naftaleen, fenanthreen) in de lucht in Vlaanderen, uitgedrukt in kg en per jaar
Dioxine-emissie	De totale uitstoot van 17 dioxines (= 'dirty 17' = 17 2,3,7,8-chloorgesubstitueerde dioxines en furanen) in de lucht in Vlaanderen, uitgedrukt in g I-TEQ en per jaar. I-TEQ staat voor NATO/CCMS toxisch equivalent en geeft de verhouding weer tussen de toxiciteit van elk dioxine ten opzichte van het meest toxische en meest gekende dioxine: 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxine of 2,3,7,8-TCDD.

1.1 | CO

1.1.1 / Totaalemisatie van CO

De CO-emissies in Vlaanderen staan vermeld in tabel 3.

Tabel 3: CO-emissies (Vlaanderen, 1980-2005)

jaar	ton
1980	1 102 411
1985	1 015 575
1990	674 871
1991	673 657
1992	681 347
1993	639 448
1994	587 894
1995	586 449
1996	594 025
1997	535 162
1998	481 971
1999	457 396
2000	469 488
2001	400 043
2002	425 068
2003	403 079
2004	421 400
2005	399 946
2006*	398 522

* voorlopige cijfers

Bron: VMM, 2007.

Het grote verschil tussen de emissies in 1980 en 1985 en de daarop volgende periode 1990 – 2004 is te wijten aan het toepassen van een andere berekeningsmethode voor emissies door het wegverkeer. In 1998 werd door VMM voor de periode 1990-1992 de Europees

genormaliseerde COPERT-methodologie in gebruik genomen en met terugwerkende kracht tot 1990 doorgevoerd. Om die reden is het dan ook niet relevant vergelijkingen door te trekken met de cijfers van vóór 1990. In 2002 werd voor de jaren 1990 tot en met 1992 een extra bijsturing doorgevoerd omwille van een onderschatting van het toenmalige voertuigenpark die gepaard ging met een onderschatting van de CO-emissie. In 2004 werd na overleg tussen de betrokken partijen voor de sector van het wegverkeer gebruik gemaakt van het TEMAT model. Dit model is gebaseerd op de COPERT rekenmethodiek maar door VITO enigszins aangepast. Het resultaat van deze herberekeningen, die met terugwerkende kracht werden uitgevoerd tot 1990, hadden een CO-reductie met 20 à 30 % voor gevolg. Dit was vooral toe te schrijven aan het feit dat in het verleden het gebruikte kilometeraantal in de berekeningen gedestilleerd werd uit een enquête bij de bevolking terwijl hiervoor in 2004 de gegevens uit de federale statistieken aangewend werden.

In 2005 werden nieuwe berekeningen uitgevoerd volgens het MIMOSA III model. Voor scheepvaart en spoorverkeer werd rekening gehouden met de bevindingen uit het SUSATRANS project.

In de periode 1990-1992 schommelde de CO-emissie rond 680 kton om vervolgens geleidelijk af te nemen tot 400 kton vanaf 2001. Dit komt neer op een reductie met grosso modo 41%.

1.1.2 / Doelgroepen

Een overzicht van de bijdrage van elke sector tot de totale emissie wordt voor de periode 1990 tot 2006 voorgesteld in figuur 2, samen met de geselecteerde MLTD(2005) en MLTD(2010) (zie verder).

Tot en met 1999 was de grootste bijdrage afkomstig van het wegverkeer. In 2000 kreeg de industrie de overhand met een totaalbijdrage die fluctueert van 160 kton tot zelfs 224 kton in 2004.

In de periode 1990-2006 nam de bijdrage van de sector 'Verkeer en vervoer' gestadig af van 420 kton tot 128 kton in 2005 en 2006. Dit komt neer op een reductie met meer dan 69%. Het aandeel van het vliegtuigverkeer binnen 'verkeer & vervoer' blijft beperkt tot 1,5 à 2,0 % van de totale verkeersemissie, terwijl scheepvaart en spoorverkeer verantwoordelijk zijn voor nauwelijks 0,5 %.

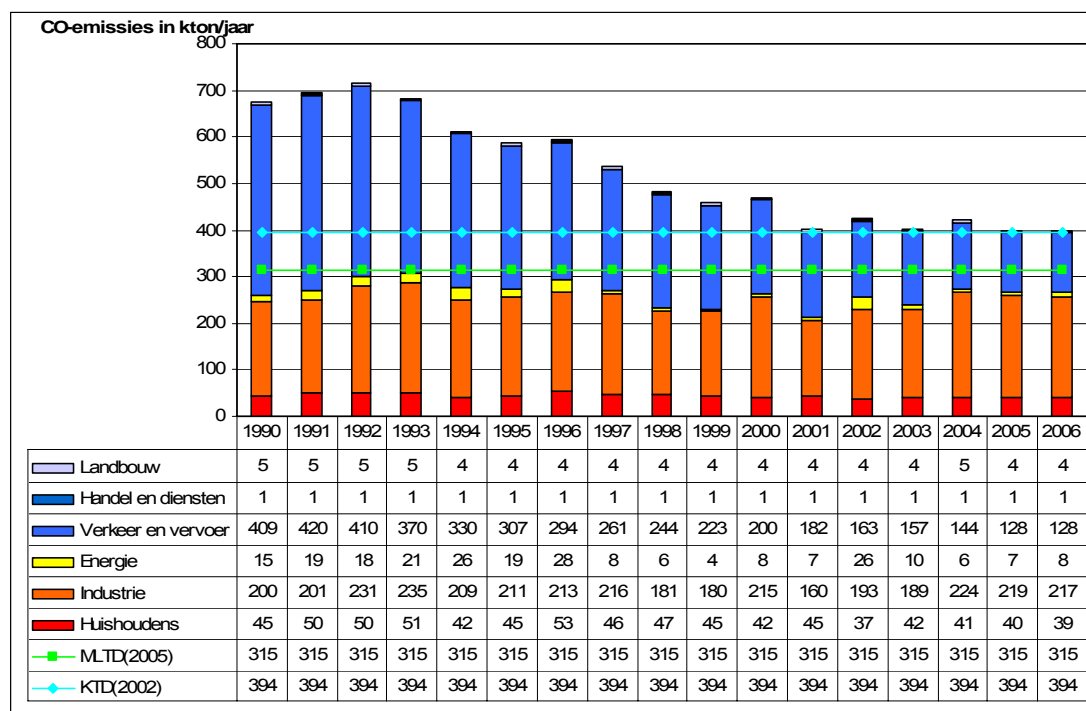
De industriële CO-emissie neemt in de periode 1990-1993 toe van 200 kton tot 235 kton, bereikt een dieptepunt in 2001 met 160,8 kton en neemt nadien weer toe tot zelfs 224 kton in 2004. Vooral de ijzer- & staalindustrie leveren hierbij een niet onaanzienlijke bijdrage.

De emissie door de sector 'Huishoudens' blijft voor de beschouwde periode vrijwel onveranderd.

Een gedetailleerd beeld van de bijdrage van de respectievelijke doelgroepen in 2006 wordt gegeven in tabel 10.

In 2006 is de grootste bijdrage (54,57%) afkomstig van de industrie, waarvan 95,7% veroorzaakt wordt door de Ijzer & Staal-industrie en de non-ferro. Het wegtransport neemt de tweede plaats in met bijna 31% van de totale CO-emissie. 'Huishoudens' (gebouwenverwarming) staat op de derde positie met ± 10%. De doelgroepen 'Energie/Water', 'Bouw/Asfalt/Rubber', 'Overig transport', 'Landbouw', 'Chemische nijverheid', 'Voeding & Textiel' en 'Handel & Diensten' dragen samen minder bij dan 7%.

Figuur 2: Bijdrage van de verschillende sectoren tot de totale CO-emissie (Vlaanderen, 1990-2006)*



* voorlopige cijfers

Bron: VMM, 2007

1.1.3 / Normen

Normeringen voor CO-emissies zijn er zowel op Europees als op Belgisch en Vlaams niveau.

Voor *verkeer*, de op één na grootste CO-emittor, kan de milieu-overlast beperkt worden door de emissies van de afzonderlijke voertuigen te verminderen. Dit kan onder meer door strengere normen op te leggen aan nieuwe voertuigen. In België werd in 1971 voor het eerst een emissienorm vastgelegd. In 1988 werden de emissies van personenvervoer en zwaar verkeer genormeerd door Europese Richtlijnen, de zogenaamde typekeuringsnormen. In tabellen 4 tot 8 wordt een overzicht gegeven van de evolutie van deze emissienormen voor CO over de periode 1993-2009 en dit voor de verschillende types voertuigen.

Tabel 4: Overzicht van de emissienormen inzake CO voor personenwagens.

Norm	Startdatum geldigheid	Type voertuig	CO (g/km)
91/441/EEG	01.01.1993 (Euro 1)	Benzine	2,72
	01.07.1994 (Euro 1)	Diesel	2,72
94/12/EG	01.01.1997 (Euro 2)	Benzine	2,20
	01.10.1999 (Euro 2)	Diesel	1,00
98/69/EG	01.01.2000 (Euro 3)	Benzine	2,30
	01.01.2000 (Euro 3)	Diesel	0,64
98/69/EG	01.01.2005 (Euro 4)	Benzine	1,00
	01.01.2005 (Euro 4)	Diesel	0,50

Bron: De Vlieger et al., 1994; Mc Arragher et al., 1994; Publicatieblad C 351/23.

Tabel 5: Overzicht van de emissienormen inzake CO voor lichte bedrijfsvoertuigen.

Norm	Startdatum geldigheid	Type voertuig	CO (g/km)
93/59/EEG	01.10.1994 (Euro 1)		
Klasse I (< 1305 kg)			2,72
Klasse II (1305–1760 kg)			5,17
Klasse III (> 1760 kg)			6,9
96/69/EG	(Euro 2)		
Klasse I	01.01.1997	Benzine	2,2
Klasse I	01.10.1999	Diesel	1,0
Klasse II	01.01.1998	Benzine	4,0
Klasse II	01.10.1999	Diesel	1,25
Klasse III	01.01.1998	Benzine	5,0
Klasse III	01.10.1999	Diesel	1,5
98/69/EG	(Euro 3)		
Klasse I	01.01.2000	Benzine	2,3
Klasse I	01.01.2000	Diesel	0,64
Klasse II	01.01.2000	Benzine	4,17
Klasse II	01.01.2000	Diesel	0,80
Klasse III	01.01.2000	Benzine	5,22
Klasse III	01.01.2000	Diesel	0,95
98/69/EG	(Euro 4)		
Klasse I	01.01.2005	Benzine	1,0
Klasse I	01.01.2006	Diesel	0,50
Klasse II	01.01.20006	Benzine	1,81
Klasse II	01.01.2006	Diesel	0,63
Klasse III	01.01.2006	Benzine	2,27
Klasse III	01.01.2006	Diesel	0,74

Bron: De Vlieger et al., 1994; Mc Arragher et al., 1994; Publicatieblad C 351/23.

Tabel 6: Overzicht emissienormen inzake CO voor vrachtwagens en autobussen

Norm	Startdatum geldigheid	CO (g/kWh)
88/77/EEG	01.10.1990 (Euro 0)	11,2
91/542/EEG	01.10.1993 (Euro 1)	4,5
	01.10.1996 (Euro 2)	4,0

Bron: Mc Arragher et al., 1994; *Voorstel Europese Commissie, 03.12.97

Tabel 7: Overzicht grenswaarden inzake CO voor ESC(European Stationary Cycle)- en ELR(European Load Response)-testen

Norm	Implementatiedatum	CO (g/kWh)
1999/96/EG	2000 (Euro 3)	2,1
	2005 (Euro 4)	1,5
	2008 (Euro 5)	1,5

Bron: De Vlieger

Tabel 8: Overzicht grenswaarden inzake CO voor diesel- en gasmotoren – ETC(European Transient Cycle)-test

Norm	Implementatiedatum	CO (g/kWh)
1999/96/EG	2000 (Euro 3)	5,5
	2005 (Euro 4)	4,0
	2008 (Euro 5)	3,0

Bron: De Vlieger

Verschillende Richtlijnen van de Europese Raad (89/369/EEG, 89/429/EEG, 94/67/EG, 2000/76/EG) hebben als onderwerp de vermindering van door verbrandingsinstallaties veroorzaakte luchtverontreiniging. Een aantal bepalingen uit deze Europese Richtlijnen werden overgenomen in *Vlarem II* en verder aangevuld.

Volgens de algemene emissiegrenswaarden voor lucht in *Vlarem II* mag de concentratie van CO in de emissiestroom, afkomstig van productie-installaties met volledige oxidatieve verbrandingsprocessen, inclusief naverbranding, niet hoger zijn dan 100 mg/Nm³.

Bovendien mag in verbrandingsgassen, de concentratie van koolstofmonoxide (CO) niet hoger zijn dan volgende normen, behalve tijdens het opstarten en stilleggen van de installatie:

- een daggemiddelde van 50 mg/Nm³;
- 150 mg/Nm³ voor de bepalingen van 10-minuutgemiddelde, of 100 mg/Nm³ voor de bepalingen van halfuurgemiddelden,

Voor de verbranding van houtafval moet overeenkomstig *Vlarem II* de emissiegrenswaarde van 100 mg CO/Nm³ gerespecteerd worden wanneer de nominale capaciteit van de installatie kleiner is dan 1 ton/uur. In de overige gevallen moet voldaan worden aan bovenstaande voorwaarden.

Bij de verbranding van afgewerkte olie bedraagt de CO-emissiegrenswaarde 100 mg/Nm³.

Voor wat de verbranding van risicohoudend medisch afval en vloeibaar en pasteus niet-risicohoudend medisch afval betreft gelden de regels van gevaarlijk afval.

- Hogervermelde CO-normen voor verbranding werden in eerste instantie opgelegd in de Europese Richtlijn 2000/76/EG van 4 december 2000 betreffende de verbranding van afval. Zij werden in *Vlarem II* geïmplementeerd en in het BS gepubliceerd op datum van 13-02-2004.

Voor de emissies van ventilatielucht bij thermische voorbehandeling tijdens het aanbrengen van bedekkingsmiddelen geldt een emissiegrenswaarde van 100 mg CO/Nm³.

Bij het thermisch behandelen van voorwerpen bedekt met bedekkingsmiddelen geldt deze waarde als richtwaarde.

Voor de installaties van petroleumraffinaderijen wordt tot 31-12-2009 een emissiegrenswaarde van 150 mg/Nm³ toegepast. Na deze datum wordt de CO-grenswaarde verlaagd tot 100 mg/Nm³ (BS 30-06-2004). Beide waarden hebben betrekking op de som van de emissies afkomstig van de stookinstallaties, inbegrepen de gasturbines in warmtekrachttoepassing – geïnstalleerd op het bedrijfsterrein van de raffinaderij en al dan niet uitgebaat door de raffinaderij zelf -, en de procesinstallaties.

Ook aan installaties voor de productie van staal in converters, elektrovlamboogovens en vacuüsmeltinstallaties alsmede voor het smelten van staal of gietijzer worden CO-voorwaarden opgelegd: voor koepelovens met hete lucht en een achtergeschakelde zelfverhitte recuperator geldt een grenswaarde van 1 000 mg/Nm³, voor de andere

smeltinstallaties, converters en ontgassingsinstallaties wordt opgelegd dat de CO-bevattende afvalgassen zoveel mogelijk nuttig moeten gebruikt of verbrand worden.

Tenslotte werd in het BS van 30-06-2004 een herwerkte versie van de voorwaarden met betrekking tot "Motoren met inwendige verbranding" en "niet in rubriek 2 en 28 begrepen verbrandingsinrichtingen" gepubliceerd.

- Voor gasmotoren met inwendige verbranding zijn, afhankelijk van het aantal bedrijfsuren op jaarbasis en de datum van eerste vergunning tot exploitatie CO-EGW van kracht tussen 650 en 2 600 mg/Nm³. Na 01-01-2008 situeren deze waarden zich tussen 650 en 1 300 mg/Nm³
- Dieselmotoren zijn onderworpen aan emissiegrenswaarden tussen 650 en 2 600 mg/Nm³, respectievelijk 650 en 1 500 mg/Nm³.
- Voor stookinstallaties situeren de CO-emissiegrenswaarden zich tussen 100 en 205 mg/Nm³. De te hanteren waarde is afhankelijk van het vermogen van de installatie, het type brandstof en de datum van eerste vergunning. Nieuw is dat sinds de laatste Vlaremaanpassingen ook bestaande stookinstallaties een emissiegrenswaarde voor CO krijgen opgelegd en dat er een onderscheid gemaakt wordt tussen de periode tot 31-12-2007 en de daaropvolgende.

1.1.4 / Emissiedoelstellingen, evaluatie en maatregelen

Door oxidatie van CO in de troposferische grenslaag (0 tot 3 km hoogte) en ook in de vrije troposfeer (3 tot 12 km) ontstaat ozon. Ozon op leefniveau of fotochemische ozon kan schade veroorzaken aan mens en milieu (zie achtergronddocument Fotochemische luchtverontreiniging). Het verstoort de ademhaling bij de mens en berokkent schade aan de vegetatie door een verminderde opbrengst van landbouwgewassen en door een verstoring van bossen en andere ecosystemen.

Binnen het kader van een internationale reductiestrategie voor fotochemische luchtverontreiniging stelt het MINA-plan 2 voorop om de CO-emissies te reduceren met respectievelijk 50 % in 2002, 60 % in 2005 en 67 % in 2010 ten opzichte van 1990. De toenmalig berekende CO-emissie voor 1990 bedroeg 688 kton. Vertrekkende van dit cijfer, werden de MINA voorstellen vertaald in een korte-termijndoelstelling (KTD) van maximum 394 kton in 2002, een eerste middellange-termijndoelstelling (MLTD) van 315 kton tegen 2005 en een tweede MLTD van 260 kton tegen 2010. Met de huidige cijfers bedraagt de KTD 337 kton, een eerste MLTD 270 kton en een tweede MLTD 225 kton. Een langetermijndoelstelling (LTD) is momenteel niet vooropgesteld.

De maatregelen voor het beperken van de emissies van producten van onvolledige verbranding zijn bij voorkeur preventiegericht. In de overige gevallen zijn ze gebaseerd op proppere technologie en nageschakelde zuiveringstechnieken.

De Europese oliesector heeft in samenwerking met de autosector en de EU binnen het Auto-Oil programma een aantal scenario's ontwikkeld voor verbetering van de brandstofkwaliteit waardoor, na implementatie, emissiereducties voor CO (en PAK's) kunnen gerealiseerd worden. Ook nieuwe voertuigtechnologieën, zoals energiezuinige wagens en de verplichte katalysator, resulteren in lagere emissies.

Verder zijn er reducties te verwachten van technische maatregelen zoals een verbeterde inspectie, van verkeerseducatie en van een degelijk mobiliteitsbeleid. In dit laatste plan worden onder meer telewerken, thuiswerken, taxistop, aanbieden van goedkope abonnementen en een opwaardering van het openbaar vervoer gepromoot.

Bij gebouwenverwarming heeft een toenemend gebruik van gasvormige brandstoffen een emissiereductie van CO tot gevolg. Bovendien zijn momenteel onderhandelingen bezig met de sector over een eventuele invoering van verplichte typekeuringen voor kachels op vaste brandstof met emissiereducties voor hoofdzakelijk CO als resultaat.

Er moet hier wel rekening mee gehouden worden dat de mogelijke maatregelen die uit bovenstaande onderhandelingen voortvloeien pas op langere termijn tot gevoelige reducties kunnen leiden. Oude toestellen worden immers slechts geleidelijk aan door nieuwe vervangen.

De KTD, gebaseerd op de oorspronkelijke gegevens wordt sinds 2001 quasi bereikt. De MLTD voor 2005 werd niet gehaald en ook deze voor 2010 zal volgens de huidige evolutie niet bereikt worden. Bijkomende maatregelen zijn dus noodzakelijk. Alle reducties, opgenomen in de BAU en BAU+ scenario's zijn afkomstig van de sector verkeer & vervoer. Gezien de grote bijdrage van de industrie, in hoofdzaak van de ijzer- en staalindustrie, en van het wegverkeer aan de totale CO-emissie moet vooral binnen deze sectoren naar een inhaalbeweging gezocht worden.

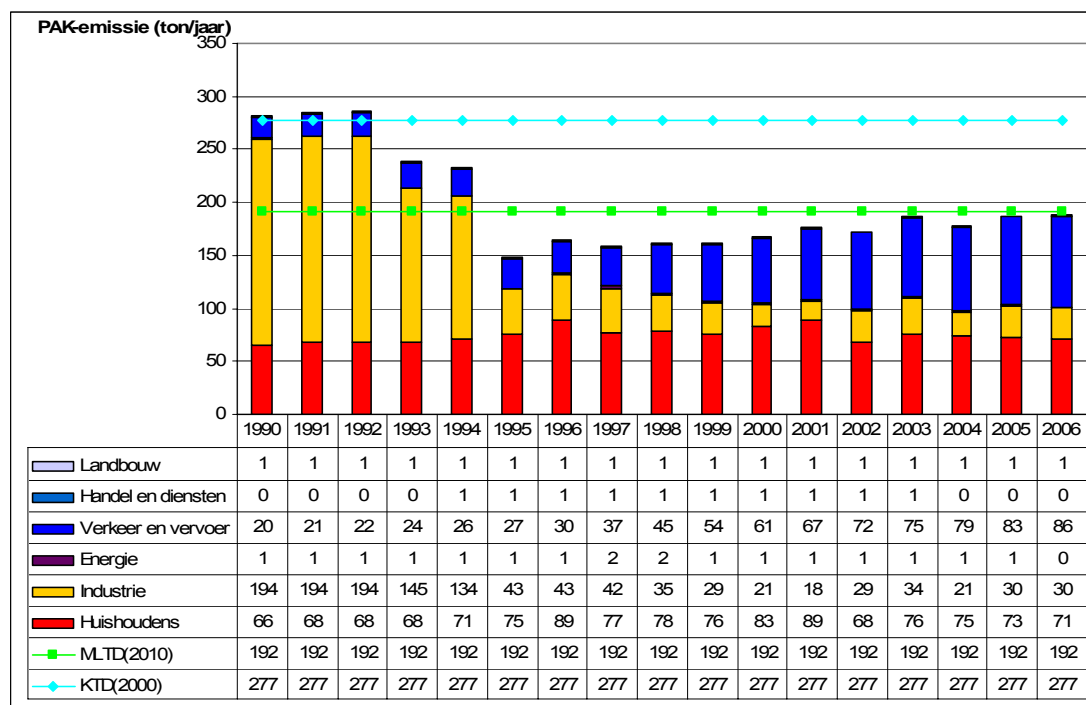
1.2 | PAK's

1.2.1 / Totale emissie van PAK's

Het opstellen van een tijdsreeks voor PAK's blijft moeilijk door een gebrek aan consistente en volledige datareeksen. De opbouw van een emissie-inventaris voor een eenduidig vastgestelde lijst van PAK's, met duidelijk geïdentificeerde bronnen en onder een vorm die jaarlijkse actualisering toelaat, is een doelstelling op zich om een degelijk PAK-beleid te voeren. Momenteel wordt getracht om op basis van de emissiejaarverslagen, de collectieve emissieregistratie en brandstofgegevens voor verkeer en gebouwenverwarming, gekoppeld aan EF uit de literatuur, een zo volledig mogelijk overzicht op te stellen.

Het resultaat van deze inventarisatie wordt grafisch weergegeven in figuur 3.

Figuur 3: Evolutie van de PAK-emissies in Vlaanderen van 1990 tot 2006*



* 2006: voorlopige cijfers

Bron: VMM, VITO, Joos, UIA, 2007

Over de volledige periode 1990-1995 nam de totale PAK-concentratie af met iets meer dan 46% om daarna lichtjes toe te nemen tot 2001 en dan ongeveer constant te blijven tot 2006. Wanneer de verschillende sectoren onderling vergeleken worden blijkt dat de PAK-emissie

door de industrie met bijna 90% daalde. Dit is onder meer te wijten aan het terugdringen van het gebruik van creosoot en carbolineum bij de houtverduurzaming en het bannen van teerolie en pek (derivaten van de cokesfabrieken en steenkoolpyrolyse) als bindmiddel voor de aanleg van asfaltwegen. De bijdrage van deze laatste activiteit is in 2002 en volgende zelfs teruggevallen tot 0. Volgens de typesbestekken voor Openbare Werken was het gebruik van teer niet meer toegelaten sinds 1996. Vanaf 1993 worden wel de PAK-emissies door beton en metaal-beschermingsproducten in rekening gebracht .

Tot en met 1999 werd de grootste bijdrage aan de PAK-emissie veroorzaakt door de industrie. Vanaf 2000 is deze toe te schrijven aan de 'Huishoudens' en wordt veroorzaakt door de gebouwenverwarming. Vooral het gebruik van hout als brandstof is van doorslaggevend belang. Vanaf 2000 werd binnen deze sector rekening gehouden met het feit dat in kachels op vaste brandstof tevens beperkte hoeveelheden huishoudelijk afval mee verbrand worden. Ook de verbranding van tuinafval in tonnetjes en open vuren werd vanaf dat jaar in rekening gebracht. De gegevens zijn afkomstig uit een studie van Van Rompaey et al van 2001 (Emissies van dioxines en PAK's door gebouwen-verwarming met vaste brandstof, rapport 2001/IMS/R/059 van maart 2001).

Tot slot valt op te merken dat in 2004 een herberekening van de PAK-emissie door het wegverkeer werd doorgevoerd, die geëxtrapoleerd werd tot 1990. Het belangrijkste gevolg hiervan was een spectaculaire daling voor de beginjaren 1990. De voornaamste reden voor de herberekening was het gebruik van andere en betere gegevens inzake afgelegde kilometers en verbruikte hoeveelheden brandstof.

1.2.2 / Doelgroepen

De voornaamste doelgroepen voor de emissies van PAK zijn de gebouwenverwarming en afvalverbranding in tonnetjes ('Huishoudens'), houtbescherming ('Industrie') en het wegverkeer.

De PAK-inventarisatie is in Vlaanderen in opbouw. Bij EIL (VMM) is er cijfermateriaal beschikbaar voor chemie, ijzer & staal, non-ferro, automobiel, machinebouw, voeding-, drank- en genotmiddelenindustrie, textiel-, schoen-, leder- en kledingnijverheid, papier- en papierwaren, grafische nijverheid en uitgeverijen, bouw, asfalt, rubber en afvalrecuperatie, beton- en metaalbescherming, winning en bewerking van steenkool, raffinaderijen, productie en distributie van elektriciteit en gas, ruimteverwarming, industriële stookinstallaties en wegverkeer. Andere PAK-bronnen die nog niet in de inventaris zijn opgenomen zijn de huisvuilverbranding, open verbranding en het gebruik van bitumen.

Het verloop van de PAK-emissies in functie van de tijd door de individuele bronnen wordt geschetst in tabel 9. De uitstoot van gebouwenverwarming en wegverkeer domineren in die mate dat de aandacht vooral naar deze activiteiten moet gaan. Ook hout en houtbescherming leveren nog een aanzienlijke bijdrage met $\pm 10\%$. Tegenover het cijfer van 2000 is er eveneens bijna een verdubbeling waar te nemen. De wegenbouw kent een opvallende daling vanaf 1995 ten gevolge van het verbod op het gebruik van PAK-houdende teerproducten.

De cijfers vermeld in tabel 9, zijn enerzijds schattingen bekomen met behulp van emissiefactoren, anderzijds gegevens van de emissieinventaris en de collectieve bijschatting.

- De emissies van PAK's door de "Huishoudens" zijn voornamelijk toe te schrijven aan gebouwenverwarming met vaste en vloeibare brandstof. De inschatting van deze emissies werd gebaseerd op de brandstofverbruiken van steenkool en stookolie berekend volgens de onafhankelijke methode en gekoppeld aan een EF van 0,7 g/ton voor steenkool (Vito rapport 2001/IMS/R/059) en 1 g/ton voor stookolie (Joos, UIA, 2000). De PAK-emissies door houtstook werden berekend in een studie van VITO, uitgevoerd in opdracht van AMINAL (Emissies van dioxines en PAK's door gebouwen-verwarming met vaste brandstof, rapport 2001/IMS/R/059 van maart 2001). In deze studie werd, op basis van de beschikbare literatuurgegevens, voor onbehandeld hout een EF van 236,8 g/ton en voor behandeld hout van 466 g/ton gehanteerd. De PAK-emissies door verbranding van hout in open haarden werd in vroegere MIRA rapporten

niet in rekening gebracht. In 2006 werd ook deze bron ingecalculerd. Als emissiefactoren werd rekening gehouden met 46,6 g/ton voor behandeld hout en 23,6 g/ton voor onbehandeld hout. Omdat er in de literatuur geen emissiefactoren beschikbaar waren werd, naar analogie met de dioxine-emissies aangenomen dat de PAK-emissies door open haarden 10 x lager liggen dan door kachels. De resulterende emissiewaarden werden geëxtrapoleerd voor de volledige periode 1990 - 2006.

Omwille van de grote spreiding op de emissiefactoren uit de literatuur werd in de periode 2001-2002 door VITO, in opdracht van Aminabel een aanvullende studie uitgevoerd met als één van de doelstellingen het verfijnen van de PAK-emissiefactoren voor gebouwenverwarming met vaste brandstof. Deze studie werd eind oktober 2002 gefinaliseerd. De resultaten geven aan dat de 'nieuwe' emissiefactoren in dezelfde orde van grootte liggen als de beschikbare literatuurwaarden zodat het aangewezen is deze gegevens op te nemen als aanvulling van de reeds bestaande data.

De totale houtverbruiken werden afgeleid uit de energiebalansen. Hierbij werd ervan uitgegaan dat 11% van het hout verbrand wordt in open haarden en 89% in houtkachels. $\pm 11\%$ van het totale houtverbruik wordt beschouwd als behandeld hout.

- Vanaf 2000 worden eveneens de PAK-emissies ten gevolge van het verbranden van tuinafval in tonnetjes en open vuren en van de co-verbranding van beperkte hoeveelheden huishoudelijk afval in hout- en steenkoolkachels mee in rekening gebracht. Deze gegevens zijn afkomstig uit de studie van Van Rompaey et al (Vito rapport 2001/IMS/R/059). Ze zijn gebaseerd op een emissiefactor van 651 g/ton en 36,2 g/ton voor respectievelijk open tonnetjes en open vuren. Voor co-verbranding van huishoudelijk afval in kachels wordt uitgegaan van een bijstook van 1% en een EF van 2230 g/ton. Bij dit laatste cijfer moet evenwel worden aangegeven dat dit het enige cijfer was dat terug te vinden was in de literatuur. In de aanvullende studie van Wevers et al (2002) werd uit een vijftal experimenten een beduidend lagere gemiddelde emissiefactor van 328 g/ton berekend, met een mediaan op 140 g/ton. De individuele emissiefactoren situeerden zich tussen 36 en 908 g/ton.
- In de sector 'industrie' zijn de cijfers voor ijzer & staal, non-ferro, metaalverwerkende nijverheid, hout & houtbescherming, voeding & textiel, papier & drukkerijen, bouw, asfalt & rubber gebaseerd op de gegevens van de EJV (EIL) gekoppeld aan de collectieve emissiebijschatting.
- De PAK-emissies door scheepswerven en wegenbouw werden overgenomen uit het dossier "Stofstromen naar de Noordzee" (Joos, UIA, 2000).
- Voor de asfaltproductie gebeurde de inschatting van de PAK-emissies op basis van een BBT studie.
- In 2004 werd eveneens, op basis van gegevens van de ketenbeheerstudie Steenkoolteer, de bijdrage van de PAK-emissie ten gevolge van de metaal- en betonbescherming in de inventaris opgenomen en dit met terugwerkende kracht tot 1993.
- De emissies van "verkeer & vervoer" werden ingeschat op basis van de brandstofverbruiken gekoppeld aan EF-Copert III. Deze methode houdt tevens rekening met het gebruik van een katalysator. De toename van de totale hoeveelheid PAK die uit deze berekeningswijze resulteert is te wijten aan een toename van het naftaleengehalte ten gevolge van het gebruik van de katalysator. De schadelijke PAK's en nemen in absolute hoeveelheid af. Evenals bij CO werden de brandstofverbruiken voor het wegverkeer afgeleid uit de federale statistieken. Deze herberekening werd geëxtrapoleerd tot 1990. Voor lucht en scheepvaart, evenals voor het spoorwegverkeer werd beroep gedaan op de gegevens uit de energiebalansen voor Vlaanderen.
- In de sector "energie & water" werd zowel voor "winning en bewerking van steenkool en cokes" als voor "raffinaderijen" en "gas en elektriciteit" gebruik gemaakt van de cijfers van de individueel geregistreerde bedrijven (EIL) gekoppeld aan de collectieve bijschatting.
- Voor de sectoren "handel & diensten" en "landbouw" werden de brandstofverbruiken, berekend volgens de onafhankelijke methode, gekoppeld aan de reeds vermelde emissiefactoren voor "Huishoudens".

Tabel 9: PAK-uitstoot door de verschillende doelgroepen in kg/jaar (Vlaanderen, 1990-2006)

Doelgroep	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Huishoudens	65890	74924	88737	77063	78435	76049	83175	88763	68296	75605	74706	72797	71473
Chemie	412	674	275	4509	4471	997	620	241	447	419	517	331	329
Ijzer/staal, non-ferro, metaalverw	6430	2312	2075	2061	2249	8504	3071	2556	3819	4777	3372	4069	4060
Hout, -bescherming	117370	27812	28900	24300	23923	12108	10916	10922	18930	22317	11504	18875	18879
Voeding, textiel	636	667	575	423	545	482	498	473	506	445	466	490	475
Papier, drukkerijen	56	56	46	38	59	56	55	56	53	47	40	45	42
Bouw, asfalt, rubber	840	840	352	745	335	297	301	364	245	269	330	1046	528
Wegenbouw	68298	247	247	247	247	247	215	215	215	215	15	15	15
Beton & met besch.		10840	10840	9706	3040	5987	5224	3232	4800	4800	4800	4800	4800
Wegverkeer	18206	25708	28655	35360	43599	52565	59439	65309	70666	73048	77811	81377	84217
Overig verkeer	1678	1384	1382	1357	1425	1463	1658	1684	1692	1567	1564	1544	1566
Energie & water	820	857	860	1821	1591	1355	644	662	1281	1296	1169	777	491
Landbouw	748	728	743	707	701	658	566	559	557	556	555	554	547
Handel & diensten	366	534	639	592	602	566	581	585	604	561	456	386	381
Totaal	281751	147582	164325	158929	161223	161333	167406	176037	172526	186337	177729	187521	188217

Bron: VMM, VITO, 2007.

Een gedetailleerd beeld van de bijdrage van de respectievelijke doelgroepen in 2006 wordt gegeven in tabel 10.

Tijdens dit jaar is de grootste bijdrage (45,6 %) afkomstig van het wegverkeer terwijl \pm 38 % veroorzaakt wordt door particuliere gebouwenverwarming en het gebruik van tonnetjes en open vuren. Tot slot is nog 10 % het gevolg van houtbewerking en -bescherming

1.2.3 / Normen

Inzake normering worden voor industriële bronnen door Vlarem II concentratiebeperkingen van 0,1 mg/Nm³ per stof opgelegd aan de emissie van benzo(a)pyreen en dibenzo(a,h)anthraceen en dit bij een massastroom van 0,5 g/h of meer. Daarnaast moeten vergunningsplichtige inrichtingen een emissiejaarverslag voor PAK's opstellen wanneer de drempelwaarde van 4 kg PAK's per jaar overschreden wordt.

Voor wat het wegverkeer betreft zijn er geen rechtstreekse PAK-normen van kracht. Wel heeft de introductie van nieuwe voertuigtechnologieën een positieve invloed op de PAK-uitstoot.

1.2.4 / Emissiedoelstellingen, evaluatie en maatregelen

Net als voor andere milieugevaarlijke stoffen, stelde het MINA-plan 2 dat het risico van PAK's voor mens en milieu tot een aanvaardbaar en zo mogelijk verwaarloosbaar niveau moet worden teruggebracht.

In de akkoorden van de Derde Noordzeeconferentie (in Den Haag, 1990) werden een aantal PAK's opgenomen in de lijst van milieubezwaarlijke stoffen die naar de toekomst toe als prioritair moesten beschouwd worden voor het nemen van emissiereducerende maatregelen. Tijdens de hieropvolgende Vierde Noordzeeconferentie (in Esbjerg, 1995) werd als doelstelling gesteld om tegen 2000 de emissie van PAK's met 50% terug te dringen ten opzichte van 1985. Rekening houdend met een daling van de PAK-emissies in Vlaanderen met 3% tussen 1985 en 1990 (Excoser, 1995), kon die doelstelling als KTD vertaald worden naar een verdere reductie met 48,5 % tussen 1990 en 2000. Dit betekende een emissieplafond van 277 ton in 2000.

Sommige PAKs maken ook deel uit van de OSPAR List of Chemicals for Priority Action" (en van de EU lijst van gevaarlijke stoffen onder de kaderrichtlijn water); dit heeft ook implicaties

voor beleid t.a.v. luchtmissies omdat deze door depositie ook het watermilieu kunnen aantasten.

Het Protocol inzake Persistente Organische Poluenten (POP's) van de United Nations Economic Commissions for Europe (UNECE) uit 1998 legt een reductie op van de PAK-emissie ten opzichte van het referentiejaar 1990, of een ander vrij te kiezen jaar tussen 1985 en 1995. In dit protocol zijn de omvang van de beoogde reductie en een realisatietermijn niet in detail uitgewerkt. Het is dan ook niet mogelijk om deze doelstelling als een KTD, MLTD of LTD te catalogeren.

Als MLTD wordt ernaar gestreefd om tegen 2010 een totale emissie van PAK's van maximum 192 ton te realiseren. Deze waarde werd overgenomen uit het Vlaams milieubeleidsplan 2003-2007 dat op 19-09-2003 door de Vlaamse Regering werd goedgekeurd.

Uit figuur 3 blijkt dat met de huidige berekeningswijze de KTD van 277 ton in 1993 en de MLTD van 192 ton vanaf 1995 gehaald werden. Hierbij moet er evenwel op gewezen worden dat de KTD en MLTD bepaald werden op een ogenblik dat er voor 1990 nog een totale PAK-emissie van 535 ton/jaar werd ingeschat. Op basis van de huidige gegevens is dit "slechts" 282 ton/jaar.

Evenals voor CO zijn ook voor PAK's betere technologieën de aangewezen methode voor emissiereductie, bijv. energiezuinige processen, verbeterde verbrandingstechnologie voor vloeibare en vaste brandstoffen en end-of-pipe-technieken. Omwille van het grote aandeel van het wegverkeer en de gebouwenverwarming-spelen ook de mobiliteitsevolutie en de welvaart een niet te verwaarlozen rol in de totale milieudruk door PAK.

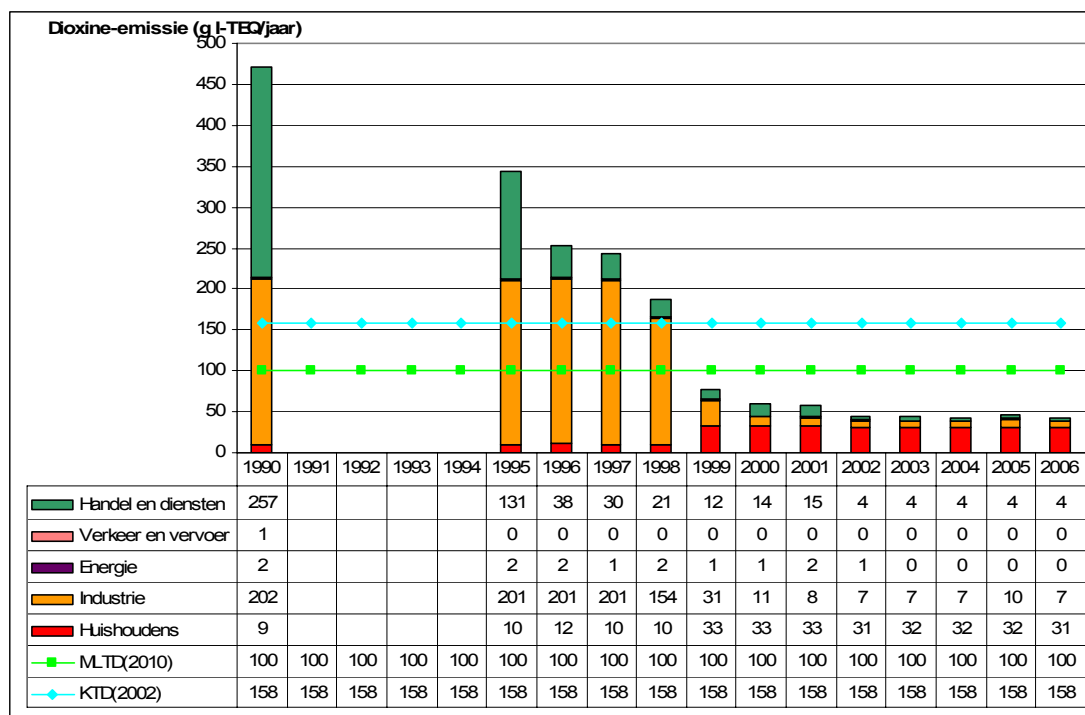
1.3 | Dioxines

1.3.1 / Totale emissie van dioxines

De evolutie van de jaarlijkse emissies van de *dirty 17*, een representatieve groep van 17 toxische dioxines, wordt weergegeven in figuur 4. Eén van die 17 is het meest toxische en best gekende dioxine: 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxine of kortweg 2,3,7,8 TCDD. Dioxinehoeveelheden worden uitgedrukt als Toxicologische Equivalenten (TEQ) met behulp van een Toxicologische Equivalentie-Factor (TEF). Die I-TEF-waarde volgens NATO/CCMS bedraagt 1 voor 2,3,7,8 TCDD en ligt tussen 0,5 en 0,001 voor de zestien andere dioxines die minder toxisch zijn. Zo stemt 1 g 2,3,7,8 TCDD overeen met 1 g I-TEQ, en wordt 1 g van een ander dioxine omgezet in 0,5 g TEQ à 0,001 g I-TEQ. Sinds enkele jaren maakt de WGO gebruik van de WGO-TEF waarden die zich voor dioxines en furanen situeren tussen 1 voor 2,3,7,8-TCDD en 1,2,3,7,8-PeCDD en 0,0001 voor OCDD en OCDF. Bijkomend worden sinds enkele jaren ook TEF waarden toegekend aan een reeks van 4 non-ortho en 8 mono-ortho PCB's. Deze TEF waarden zijn gelegen tussen 0,1 en 0,00001.

De totale dioxine-emissie nam in de periode 1990 - 2006 af met 91,1%, van 470 g I-TEQ/j naar 41,85 g I-TEQ/j.

Figuur 4: Evolutie van de dioxine-emissies in Vlaanderen van 1990 tot 2006*



* 2006: voorlopige cijfers

Bron: VITO, 2007

1.3.2 / Doelgroepen

Tabel 10 bevat een raming van het aandeel van de doelgroepen in de emissies voor het jaar 2006. Voor sommige sectoren bestaan er nog steeds onzekerheden bij gebrek aan voldoende metingen. Binnen deze sectoren werden de emissies geschat op basis van emissiefactoren uit de literatuur. Typisch voor dioxine-emissies zijn de grote schommelingen die kunnen optreden als gevolg van storingen in het verbrandingsproces. Een gevolg hiervan is dat talrijke metingen nodig zijn in verschillende omstandigheden voor een goede emissieraming. Een bijkomend gevolg is dat meestal een klein aantal vervuilende installaties verantwoordelijk is voor een groot deel van de emissies.

Tabel 10: Aandeel van de doelgroepen in de emissies van CO, PAK's (10) en dioxines ('dirty 17') (Vlaanderen, 2006)

	CO - 2006		PAK's - 2006		Dioxines - 2006	
	ton/j	%	kg/j	%	g I-TEQ/j	%
Totale emissie	398 522	100	188 217	100	41,85	100
Aandeel doelgroepen						
Huishoudens	39 390	9,88	71 473	37,97	31,27	74,72
• Gebouwenverwarming	39 390	9,88	64 093	34,05	8,35	19,95
• Tonnetjes en open vuren			7 380	3,92	22,92	54,77
Industrie	217 485	54,57	29 543	15,70	6,55	15,65
• Chemische nijverheid	2 896	0,73	329	0,17		
• Ijzer en staal					6,14	14,67
• Non-ferro	208 017	52,2	4 060	2,16	0,13	0,31
• Metaalverwerk. nijverh.						
• Hout, houtbescherming			18 879	10,03	0,2	0,48
• Voeding, textiel e.a.	878	0,2	475	0,25	-	
• Papier, drukkerijen,....	160	0,04	42	0,02	-	
• Bouw, asfalt, rubber...	5 535	1,4	528	0,28	0,08	0,19
• Wegenbouw			15	0,01	-	
• Beton & metaalbescherm.			4 800	2,55	-	
Verkeer en vervoer	128 072	32,14	85 783	45,58	0,16	0,38
• Wegtransport	123 482	30,98	84 217	44,74	0,16	0,38
• Luchtvaart	2 733	0,69	6	0,01	-	
• Scheepvaart	1 306	0,33	1 188	0,63	-	
• Spoorverkeer	552	0,14	372	0,20	-	
Energie en water	8 314	2,09	491	0,26	0,04	0,10
• Steenkool en cokes	0	0			-	
• Raffinaderijen	6 416	1,61	393	0,21	0,04	0,10
• Gas en elektriciteit	1 898	0,48	98	0,05		
Landbouw	4 431	1,11	547	0,29		
• Akkerbouw	887	0,22	547	0,29	-	
• Veeveelt	363	0,1				
• Glastuinbouw/open lucht	643	0,16				
• Visserij	2 537	0,64				
Handel en diensten	829	0,2	381	0,20	3,83	9,15
• Huisvuilverbranding			36	0,02	0,05	0,12
• Industriële afvalverbranding	120	0,03			3,4	8,12
• Gevaarlijk afval			-		0,09	0,22
• Gebouwenverwarming	709	0,17	345	0,18	0,22	0,53
• Crematoria			-		0,001	0,002
• Slibverbranding en andere			-		0,07	0,17

Bron: VITO,VMM, 2007; EXCOSER, 2003; UIA, 2000.

Bevolking

In de sector "Huishoudens" zijn vooral gebouwenverwarming en afvalverbranding in tonnetjes en open vuren potentiële bronnen van dioxine-emissie.

Voor de gebouwenverwarming werden in de vroegere ramingen emissiefactoren van PARCOM toegepast die voor Vlaanderen een totale emissie van 53 g I-TEQ per jaar opleverden. Metingen op kachels met verschillende brandstoffen (Hübner) tonen aan dat de

dioxine-emissie van eenzelfde installatie met een factor 1000 kunnen variëren. Toepassing van de gemiddelde emissiefactoren uit dergelijke metingen resulteert voor Vlaanderen in een bescheiden dioxine-emissie van 2,2 g I-TEQ per jaar. De emissie van dioxines door huisverwarming blijft echter een grote onbekende. Metingen op modelinstallaties leiden tot een betrekkelijk lage emissie, maar de gemeten stijging van de dioxinedepositie in de winter laat vermoeden dat in werkelijkheid de bijdrage van kachels deze van de industriële bronnen overstijgt. Onderzoek was nodig om de juiste omvang van deze bron beter in te schatten. Daarom werd er in 2000, in opdracht van AMINAL/Milieubeleid, een studie uitgevoerd getiteld "Emissies van dioxines en PAKs door gebouwenverwarming met vaste brandstoffen". In deze studie werd op basis van de beschikbare emissiefactoren uit de literatuur en de houtverbruiken in Vlaanderen die via een enquête konden bepaald worden een totaalemisatie van 26 g I-TEQ/jaar bepaald voor de gebouwenverwarming op vaste brandstof. Afvalverbranding in tonnetjes en open vuren resulteerden bijkomend in een dioxine-emissie van 45 g I-TEQ/jaar voor 2000, hetgeen de bevolkingsbijdrage voor dat jaar op een totaal van 71 g I-TEQ bracht.

Omwille van de grote spreiding op de emissiefactoren – zelfs tot meer dan een factor 1000 – werd in 2001-2002 door Vito, in opdracht van Aminal een aanvullende studie afgewerkt waarin een aanzienlijk aantal concrete metingen werden uitgevoerd tijdens de verbranding van (tuin)afval in tonnetjes en open vuren en bij het verwarmen van gebouwen met open haarden en kachels op vaste brandstoffen. Emissiefactoren bekomen op basis van deze studie situeerden zich binnen de bestaande grenzen (Wevers et al, 2002). Daarom werd besloten de "nieuwe" emissiefactoren als aanvulling te gebruiken bij de beschikbare datareeks.

Omwille van de schaarse gegevens met betrekking tot het houtverbruik in Vlaanderen en de grote verschillen naargelang de geraadpleegde bron werden in 2005 de houtverbruiken volgens de energiebalans in rekening gebracht en niet langer het cijfer dat via de enquête van hogervermelde studie bekomen werd. Dit resulteerde in een dioxine-emissieafname van 71 g I-TEQ/jaar naar \pm 32 g I-TEQ/jaar.

IJzer en staal

Sinterfabrieken worden op Europees niveau ingeschat als de tweede belangrijkste bron voor dioxines na afvalverbranding. Er blijken grote, niet verklaarde verschillen te bestaan tussen de uitstoot van verschillende bedrijven. In Vlaanderen zijn er 2 sinterfabrieken in werking binnen hetzelfde staalbedrijf. In de loop van 1997 werden verrassend hoge emissies van dioxines gemeten, met een gemiddelde waarde van 12,3 ng I-TEQ/Nm³, hetgeen vermenigvuldigd met de hoge afgasstroom van meer dan 1,2 miljoen Nm³/h een emissie van 127 g I-TEQ per jaar voor gevolg had. Dank zij een doorgedreven saneringsprogramma en het installeren van een rookgaszuiveringsinstallatie bedroeg de emissie in 2000 nog "slechts" 8,5 g I-TEQ. In 2006 werden in het totaal 6,1 g I-TEQ geëmitteerd.

Non-ferro en aanverwante nijverheid

Voor de non-ferro sector werd tot 1998 geen nieuwe raming van de dioxine-emissies uitgevoerd. De grotere bedrijven beschikken sinds dat jaar over een aantal metingen op de in omvang belangrijkste installaties. Deze geven over het algemeen een bijna te verwaarlozen emissie als resultaat. In figuur 4 is de vroegere top-down schatting (Stofdossier) aangehouden tot en met 1997. Vanaf 1998 worden de officiële cijfers uit de emissiejaarverslagen van de respectieve bedrijven gehanteerd. Over de periode 1998-2006 werd binnen deze sector een emissiereductie van meer dan 98 % gerealiseerd, van 10 g TEQ in 1998 naar 0,13 g TEQ in 2006. Kabelbranderijen, behandeling van elektromotoren en dergelijke worden, bij gebrek aan degelijke informatie, momenteel niet in de inventaris opgenomen. Dit heeft naar alle waarschijnlijkheid een onderschatting voor gevolg.

De factoren die verantwoordelijk zijn voor dioxinevorming of deze in de hand werken bij de recyclage van non-ferro metalen zijn:

- onvolledige verbranding bij de smelting, bijvoorbeeld van plastics;

- aanwezigheid van katalysatoren, in de eerste plaats koper;
- de koolstofmorfologie
- de concentratie aan aanwezige zuurstof
- aanwezigheid van chloride in de onzuiverheden, bijvoorbeeld in kabelisolatie.

Gezien het belang van de non-ferro en aanverwante sector in Vlaanderen is een gedetailleerde stofstroomanalyse binnen deze sector nodig vooraleer een degelijke herschatting van de totale emissie mogelijk is.

Er dient terdege rekening mee te worden gehouden dat een beperkt aantal sterk vervuilende installaties voor een groot deel van de emissies kan verantwoordelijk zijn.

Verkeer & vervoer

De dioxine-emissies door de sector 'Verkeer en Vervoer' werden geherevalueerd in 2004 en dit met terugwerkende kracht tot 1990. Hierbij werden de afgelegde kilometers volgens de federale statistieken gekoppeld aan de emissiefactoren van Copert III (Methodology and emission factors, Version 201 – Tabel 5.39). Voor personenwagens en lichte vrachtwagens op diesel zijn dit respectievelijk 0,5 pg TEQ/km voor dioxines en 1 pg TEQ/km voor furanen. Voor zware vrachtwagens en bussen op diesel bedragen de EF 3 pg TEQ/km voor dioxines en 7,9 pg TEQ/km voor furanen. Voor personenwagens en lichte vrachtwagens op benzine en van de generatie ouder dan euro1 gelden EF van 10,3 pg TEQ/km voor dioxines en 21,2 pg TEQ/km voor furanen. Voor alle andere voertuigen op benzine wordt, ongeacht de generatie, een EF gelijk aan 0 pg TEQ/km aangenomen.

Energie

Voor de sector "energie" zijn de raffinaderijen en de gas- en elektriciteitsproductie verantwoordelijk voor een emissie van minder dan 2 g I-TEQ/jaar. De gegevens voor de raffinaderijen worden bekomen uit de emissiejaarverslagen (EiL), voor de productie van elektriciteit worden de brandstofverbruiken gekoppeld aan emissiefactoren. In een aantal elektriciteitscentrales met meeverbranding van biomassa bij de kolen, worden discontinue dioxinemetingen uitgevoerd. Uit deze metingen blijkt dat de dioxine-emissies in deze installaties verwaarloosbaar klein zijn (<0.0001 ng TEQ/Nm³) en met de gebruikte emissiefactor hoogstwaarschijnlijk worden overschat.

Crematoria

Het aantal crematies blijkt te stagneren rond 20 à 25% van de circa 100.000 jaarlijkse overlijdens in België. In België zijn er 10 crematoria, waarvan 6 in Vlaanderen. In 1998 ontstond ophef rond een hoge meting met dioxines in de emissies van het crematorium van Wilrijk (9,1 ng I-TEQ/Nm³). Tevens werden hoge dioxinegehalten aangetroffen in de bodem in de omgeving van deze installatie. De representativiteit van deze metingen voor andere installaties is twijfelachtig, aangezien de installatie in Wilrijk de enige is met elektrische ovens.

De totale dioxine-emissie door crematoria in Vlaanderen wordt op basis van metingen en een ver doorgedreven rookgaszuivering in 2005 geschat op 0,01 gram I-TEQ/j en is quasi verwaarloosbaar ten opzichte van het totaal.

Huisvuilverbranding

Dioxine-emissies uit huisvuilverbrandingsinstallaties werden op Europees niveau lange tijd als de eerste bron gerangschikt, maar voor de landen waar de emissiegrenswaarde van 0,1 ng I-TEQ/Nm³ werd ingevoerd is dit sinds jaren niet meer het geval. Ook in Vlaanderen is het aandeel van deze sector nagenoeg verdwenen. Sinds 1 januari 1997 werd de emissiegrenswaarde van 0,1 ng I-TEQ/Nm³ voor alle AVI's (= afvalverbrandingsinstallaties) van kracht. Op 1 januari 2000 werd bovendien een continue monstername van dioxines gekoppeld aan een tweewekelijkse analyse verplicht. Dit had voor gevolg dat anno 2000 alle nog in werking zijnde installaties de EGW van 0,1 ng I-TEQ/Nm³ respecteren.

Industriële afvalverbranding

De emissieraming voor dioxines ten gevolge van de industriële afvalverbranding gebeurt op basis van de gegevens die bij OVAM beschikbaar zijn met betrekking tot afvalstoffen verbrand in industriële afvalverbrandingsovens. Hierbij werd tot 1997 een emissiefactor van 48 µg I-TEQ/ton gehanteerd. Tussen 1998 en 2001 werd 10 µg I-TEQ/ton als emissiefactor toegepast terwijl deze in 2002 naar aanleiding van een aantal concrete gegevens en installatieaanpassingen werd aangepast naar 2,5 µg I-TEQ/ton.

Verbranding van ziekenhuis- en gevaarlijk afval

Kleine verbrandingsovens in ziekenhuizen hadden vroeger zeer hoge dioxine-emissies door de onregelmatige voeding en de afwezigheid van zuiveringstechnologie. In de Verenigde Staten wordt deze sector als de belangrijkste bron van dioxines beschouwd. In Vlaanderen zijn er geen kleine installaties meer in bedrijf. Vroegere hoge ramingen van de emissies waren gebaseerd op een top-down schatting met de hoeveelheid volgens OVAM verbrand ziekenhuisafval en de hoge emissiefactor voor kleine installaties. Een deel van het ziekenhuisafval vindt momenteel zijn weg naar installaties voor verbranding van industrieel afval en huisvuil. Deze hoeveelheden worden niet meer afzonderlijk verrekend in de emissie van de sector. De huidige emissieraming heeft betrekking op een zestal installaties waarin naast ziekenhuisafval ook "gevaarlijk afval" verwerkt wordt.

1.3.3 / Normen

Op 31-12-1994 verscheen de *Europese Richtlijn 94/67/EG betreffende de verbranding van gevaarlijke afvalstoffen*. Deze richtlijn bepaalt dat uiterlijk met ingang van 1 januari 1997 alle in een bemonsteringstijd van minimaal 6 en maximaal 8 uur gemeten gemiddelde waarden aan dioxines en furanen de grenswaarde van 0,1 ng I-TEQ/Nm³ niet mogen overschrijden, tenzij uiterlijk zes maanden voor die datum niet op Gemeenschapsniveau is gezorgd voor de beschikbaarheid van geharmoniseerde meetmethoden. Deze grenswaarde wordt omschreven als de som van de berekende concentraties van de afzonderlijke dioxinen en furanen.

Op 4 december 2000 werd Richtlijn 2000/76/EG van het Europees Parlement en de Raad betreffende de verbranding van afval gepubliceerd. Deze richtlijn vervangt onder meer de Europese Richtlijn 94/67/EG die volgens art 18 van 2000/76/EEG met ingang van 28 december 2005 wordt ingetrokken. Voor verbrandings- en meeverbrandingsinstallaties van afval wordt een emissiegrenswaarde van 0,1 ng I-TEQ/Nm³ voor dioxines opgelegd. Richtlijn 2000/76/EG werd officieel geïmplementeerd in Vlarem II na publicatie in het Belgische Staatsblad op 13-02-2004. Concreet betekent dit dat voor de verbrandingsinrichtingen van afvalstoffen de grenswaarde van 0,1 ng I-TEQ/Nm³ uit de Europese Richtlijn wordt overgenomen. De toetsing aan de emissiegrenswaarde voor polychloordibenzodioxinen (PCDD's) en -dibenzofuranen (PCDF's) gebeurt voor de concentratie berekend als de som van de concentraties van de 17 2,3,7,8-chloorgesubstitueerde dioxinen en furanen, waarbij de massaconcentraties van de individuele dioxinen en dibenzofuranen, alvorens ze worden opgeteld, vermenigvuldigd dienen te worden met de equivalentiefactoren vermeld in tabel 11.

Voor de volledigheid worden in de laatste kolom van deze tabel eveneens de TEF waarden volgens de WGO opgenomen.

Tabel 11: Toxiciteitsequivalentiefactoren voor de verschillende dioxinen en furanen.

stof	I-TEF	WGO-TEF
2,3,7,8-tetrachloordibenzodioxine (TCDD)	1	1
1,2,3,7,8-pentachloordibenzodioxine (PeCDD)	0,5	1
1,2,3,4,7,8-hexachloordibenzodioxine (HxCDD)	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-hexachloordibenzodioxine (HxCDD)	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-hexachloordibenzodioxine (HxCDD)	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-heptachloordibenzodioxine (HpCDD)	0,01	0,01
Octachloordibenzodioxine (OCDD)	0,001	0,0001
2,3,7,8-tetrachloordibenzofuraan (TCDF)	0,1	0,1
2,3,4,7,8-pentachloordibenzofuraan (PeCDF)	0,5	0,05
1,2,3,7,8-pentachloordibenzofuraan (PeCDF)	0,05	0,5
1,2,3,4,7,8-hexachloordibenzofuraan (HxCDF)	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-hexachloordibenzofuraan (HxCDF)	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-hexachloordibenzofuraan (HxCDF)	0,1	0,1
2,3,4,6,7,8-hexachloordibenzofuraan (HxCDF)	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-heptachloordibenzofuraan (HpCDF)	0,01	0,01
1,2,3,4,7,8,9-heptachloordibenzofuraan (HpCDF)	0,01	0,01
Octachloordibenzofuraan (OCDF)	0,001	0,0001

Bron: Vlarem II, WGO, 2002.

- Bijkomend stelt Vlarem dat de exploitanten van verbrandingsinstallaties voor gevaarlijk en voor huishoudelijk afval de polychloordibenzodioxinen en polychloordibenzofuranen op continue wijze moeten bemonsteren met ten minste tweewekelijkse analyses. Voor de aldus bekomen meetresultaten geldt een drempelwaarde van 0,1 ng I-TEQ/m³.
- Andere sectoren waarvoor in Vlarem II emissiericht- en/of grenswaarden van toepassing zijn:
 - Procesinstallaties in petroleumraffinaderijen waarvoor een grenswaarde van 0,1 ng TEQ/m³ geldt: In afwijking van deze bepaling is voor bestaande inrichtingen tot 31 december 2005 een richtwaarden van 0,4 ng TEQ/m³ en een grenswaarde van 2,5 ng TEQ/m³ van kracht.
 - Metalen ingedeelde in de eerste klasse van de subrubrieken 20.2 en 29.4:
 - Nieuwe installaties moeten voldoen aan een ERW van 0,1 ng I-TEQ/Nm³ en een EGW van 0,5 ng I-TEQ/Nm³;
 - Bestaande installaties moeten een ERW van 0,4 ng I-TEQ/Nm³ en vanaf 01/01/2003 een EGW van 1,0 ng I-TEQ/Nm³ respecteren
 - Sinterinstallaties:
 - De ERW respectievelijk EGW voor nieuwe installaties bedraagt 0,1 ng I-TEQ/Nm³ en 0,5 ng I-TEQ/Nm³
 - Voor bestaande installaties geldt een ERW van 0,4 ng I-TEQ/Nm³ en vanaf 01/01/2002 een EGW van 2,5 ng I-TEQ/Nm³
 - Houtverbrandingsinstallaties ingedeeld in de eerste klasse moeten een EGW van 0,1 ng I-TEQ/Nm³ respecteren. Voor verbranding en meeverbranding van niet verontreinigd behandeld houtafval in installaties met een vermogen tot en met 5 MW is een emissiegrenswaarde van 0,4 ng I-TEQ/Nm³ van kracht.
 - Crematoria horen sinds 1 mei 1999 bij de ingedeelde inrichtingen van klasse 1 en moeten vanaf 1 januari 2003 voldoen aan een emissiegrenswaarde voor dioxines van 0,1 ng I-TEQ/m³
 - Voor dioxine-emissies door het wegverkeer worden geen normen opgelegd maar wordt evenals voor PAK's ervan uitgegaan dat door de invoering van nieuwe voertuigtechnologieën de dioxine-uitstoot door deze sector zal afnemen.

1.3.4 / *Emissiedoelstellingen, evaluatie en maatregelen*

Tijdens de OSPAR-Convention in Parijs in 1992, waarbij het Verdrag inzake de bescherming van het mariene milieu in het noordoostelijk deel van de Atlantische Oceaan werd ondertekend, werd geijverd voor een zo laag mogelijke emissie tegen 2020. De doelstelling van deze Conventie was om op continue basis de lozingen, verliezen en emissies van gevaarlijke substanties in het maritieme milieu te verminderen met als ultieme doelstelling te komen tot een concentratie die gelijk is aan de achtergrondwaarde voor natuurlijk voorkomende substanties en dicht bij een nulwaarde voor de synthetisch aangemaakte stoffen. Deze "zo dicht mogelijk te benaderen" nul-emissie zou als LTD gehanteerd kunnen worden.

Als KTD voor dioxines kan verwezen worden naar de Vierde Noordzeeconferentie. Tijdens deze conferentie werden de afspraken van de Derde Noordzeeconferentie – in het geval van dioxines tegen 1995 een reductie naar lucht en naar water met 70% ten opzichte van 1985 – herbevestigd. Voor de stoffen waarvoor de vooropgestelde reducties niet gehaald werden, waaronder dioxines, werd afgesproken de reductie-inspanningen verder te zetten. De reductie van 70% t.o.v. 1985 komt overeen met een totale emissie van 158 g I-TEQ/jaar. Deze waarde werd voorgesteld als KTD tegen 2002. Als MLTD stellen we tegen 2010 een dioxine-emissieplafond van 100 g I-TEQ/jaar voor, of 37% reductie ten opzichte van de KTD. Deze waarde werd overgenomen uit het MBP 2003-2007.

Het verdrag van Stockholm (POP-verdrag) van mei 2001 is op zijn beurt gericht op de reductie van de totale uitstoot van dioxinen, furanen en PCB's, met de bedoeling om deze steeds verder terug te brengen en, voorzover mogelijk, uiteindelijk te beëindigen.

Uitgaande van de huidige beschikbare gegevens kan gesteld worden dat de KTD sinds 1998 en de MLTD sinds 1999 reeds bereikt zijn. Mogelijks is er wel een onderschatting in de non-ferro en aanverwante nijverheid door het enkel in rekening brengen van de geregistreerde emissies.

In 2001 stelde Europese Commissie een strategie vast om een betere bescherming van de gezondheid van de mens en het milieu tegen de effecten van dioxines en PCB's te waarborgen (Brussel, 24.10.2001 COM(2001)593def). Doelstellingen van deze strategie zijn:

- de huidige toestand van het milieu en het ecosysteem beoordelen
- de blootstelling van de mens aan dioxines en PCB's op korte termijn verminderen en op middellange tot lange termijn op een veilig niveau handhaven
- de milieueffecten van dioxines en PCB's reduceren.

De kwantitatieve doelstelling is de inname door de mens terugdringen tot minder dan 14 pg WHO-TEQ/kg/week.

Reducties vanwege de gebouwenverwarming in de sector "Bevolking" kunnen gerealiseerd worden door een betere brandertechnologie, energiezuinige processen en/of omschakeling van vloeibare en vaste brandstoffen naar bijv. aardgas. De belangrijkste reductiemogelijkheid moet evenwel gezocht worden in het verbod op particuliere afvalverbranding in tonnetjes en open vuren.

Ook voor dioxines is een herevaluatie van de emissies in een aantal sectoren noodzakelijk. Indien er nieuwe bronnen ontdekt worden of hoger dan verwachte emissies vastgesteld worden bij minder goed gekende activiteiten, worden de gestelde doelstellingen moeilijker haalbaar.

Een nullozing naar lucht als LTD is in de praktijk niet te realiseren gezien het groot aantal niet controleerbare en onbekende bronnen en het feit dat elk verbrandingsproces een mogelijke dioxinebron is. Naar het oppervlaktewater werd in 1995 voor Vlaanderen nog een dioxinelozing van 1,78 g I-TEQ aangerekend. Hier lijkt een nullozing (< 0,5 g I-TEQ)

realiseerbaar, aangezien de totale emissies gering zijn en de technologische middelen (bijv. actief koolbed en deeltjesfilters) beschikbaar.

2 | Concentraties in omgevingslucht, depositie en bodem

De indicatoren voor de concentraties van producten van onvolledige verbranding in omgevingslucht, depositie en bodem worden weergegeven in tabel 12.

Tabel 12: Overzicht van de indicatoren voor de concentraties van POV's in lucht, depositie en bodem

definitie indicator	
Naam	omschrijving
Atmosferische CO-concentraties	Concentratie van CO in de omgevingslucht, uitgedrukt in mg/m ³ of in ppm.
Benzo(a)pyreen-concentratie in omgevingslucht	Concentratie van benzo(a)pyreen in omgevingslucht als 24 uur- of jaargemiddelde, uitgedrukt in ng/m ³ lucht.
PAK (16 van EPA) in depositie	Concentratie van de 16 PAK's van EPA in depositie, uitgedrukt in µg/m ² /dag
Dioxineconcentratie in omgevingslucht	Concentratie van dioxines in omgevingslucht uitgedrukt in fg I-TEQ/m ³ lucht.
Dioxines in deposities en in bodem	Concentratie van dioxines in de depositie, uitgedrukt in pg I-TEQ/m ² /dag en in bodem, uitgedrukt in pg TEQ/g grond.

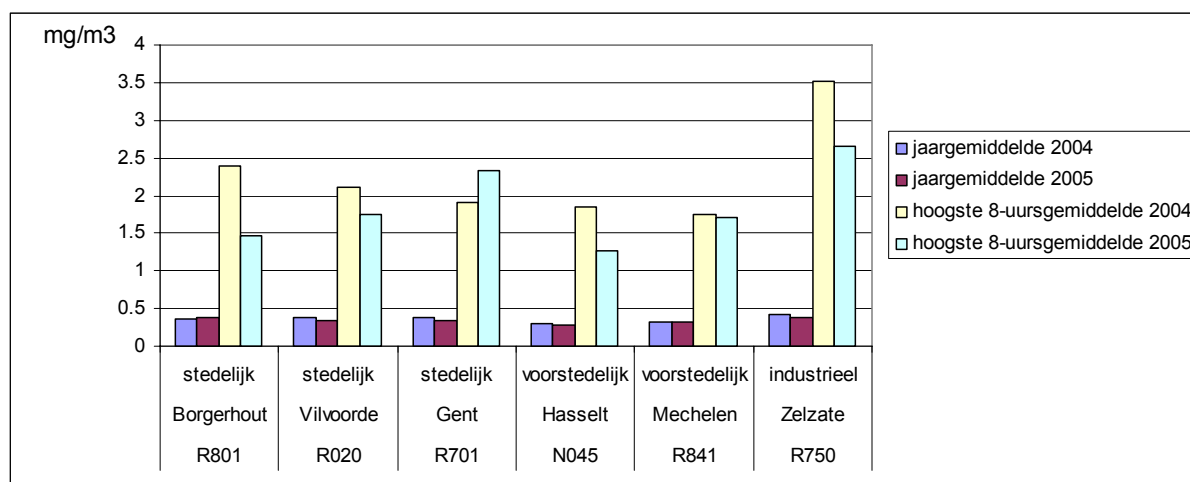
2.1 | CO in omgevingslucht

2.1.1 / Concentratie van CO in omgevingslucht

Metingen van de CO-concentratie in de omgevingslucht worden uitgevoerd op 6 locaties in Vlaanderen : in de stedelijke stations in Antwerpen (42R801), Vilvoorde (42R020) en Gent (44R701), in de voorstedelijk stations in Hasselt (42N045) en Mechelen (42R841) en in het industrieel station in Zelzate (44R750). Dit meetnet werd opgestart in uitvoering van richtlijn 2000/69/EG, die tevens ook het vereist aantal monsternemingspunten vastlegt.

Figuur 5 geeft de jaargemiddelde concentratie en het hoogste 8-uursgemiddelde voor deze stations voor 2004 en 2005.

Figuur 5: Jaargemiddelde en het hoogste 8-uursgemiddelde (Vlaanderen, 2004-2005)



Bron: VMM, 2006.

2.1.2 | Normen en richtlijnen

De richtwaarden van de Wereldgezondheidsorganisatie (WGO) bedragen 100 mg/m³ voor blootstellingen van 15 minuten, 60 mg/m³ voor 30 minuten, 30 mg/m³ voor 1 uur en 10 mg/m³ voor 8 uur. Beneden deze richtwaarden komt CO slechts in minimale hoeveelheden terecht in het menselijk bloed. Te hoge concentraties van CO kunnen een substantiële daling van de zuurstofinhoud van het bloed veroorzaken.

De nieuwe Europese richtlijn 2000/69/EG trad in werking op 13 december 2002. De grenswaarde voor CO bedraagt vanaf 1 januari 2005 10 mg/m³ als hoogste 8-uurgemiddelde van een dag. Deze waarde wordt overgenomen als MLTD.

2.1.3 | Evaluatie

Er worden geen overschijdingen van de grenswaarde vastgesteld (figuur 5). Zelfs de helft van de grenswaarde werd ruimschoots gerespecteerd. De keuze van de grenswaarden werd zodanig gemaakt dat de schadelijke gevolgen voor de gezondheid van de mens en voor het milieu in zijn geheel voorkomen, verhinderd of verminderd worden.

2.2 | PAK's in omgevingslucht en depositie

2.2.1 | Concentraties van PAK's in omgevingslucht

De VMM meet de PAK's in omgevingslucht systematisch sinds 1995. Tabel 13a en 13b tonen de resultaten voor de som van de concentraties van de 10 representatieve PAK's en voor benzo(a)pyreen. Opvallend zijn de zeer hoge waarden opgemeten te Zeebrugge in het jaar 1995. Sindsdien is de cokesfabriek er gesloten.

Tabel 13a: Jaargemiddelde PAK-concentraties in omgevingslucht (in ng/m³) op enkele meetplaatsen in Vlaanderen, 1995-2006

meetplaats	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Zelzate	6,5	11,0	7,27	8,81	5,79	6,33*	7,94*	5,95*	8,82*	7,40*	6,83*	3,59*
Zelzate centrum	-	-	-	-	6,21	3,08	7,59*	10,5*	8,88*	9,82*	7,65*	6,03*
Borgerhout	5,6	12,2	6,94	7,00	2,56	7,02*	6,49*	5,79*	7,93*	6,08	4,56*	3,61*
Gellik	-	14,5	8,79	8,92	-	-	-	-	-	-	-	-
Zeebrugge	171	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bokrijk	4,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zaventem	-	-	9,5	4,89	3,21	2,07	3,31	3,78	5,22	-	4,52*	4,50*
Kasteel van Ham	-	-	6,3	5,56	2,65	1,97	3,25	2,63	3,57	-	5,06*	-
Aarschot	-	-	-	-	1,32	3,70*	4,69*	3,29*	5,43*	4,02*	4,02*	3,69*
Genk	-	-	-	-	-	-	-	2,87	-	-	-	-
Rollegem	-	-	-	-	-	-	-	3,77	-	-	-	-

* resultaten bekomen met een hoog-volume bemonsteraar

Bron: VMM, 2007.

Tabel 13b: Jaargemiddelde B(a)P-concentraties in omgevingslucht (in ng/m³) op enkele meetplaatsen in Vlaanderen, 1995-2006

Meetplaats	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Zelzate	0,5	1,0	0,35	0,35	0,26	0,49*	0,38*	0,53*	0,74*	0,59*	0,58*	0,34*
Zelzate centrum	-	-	-	-	0,33	0,22	0,89*	0,92*	0,79*	0,71*	0,59*	0,69*
Borgerhout	0,3	0,8	0,37	0,30	0,17	0,52*	0,54*	0,55*	0,64*	0,52*	0,48*	0,34*
Gellik	-	0,9	0,41	0,25	-	-	-	-	-	-	-	-
Zeebrugge	14,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bokrijk	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zaventem	-	-	0,6	0,20	0,19	0,13	0,24	0,29	0,45	-	0,23*	0,41*
Kasteel van Ham	-	-	0,6	0,26	0,16	0,11	0,23	0,22	0,32	-	0,32*	-
Aarschot	-	-	-	-	0,09	0,28*	0,38*	0,24*	0,42*	0,28*	0,31*	0,30*
Genk	-	-	-	-	-	-	-	0,21	-	-	-	-
Rollegem	-	-	-	-	-	-	-	0,23	-	-	-	-

* resultaten bekomen met een hoog-volume bemonsteraar-

Bron: VMM, 2007.

In de periode 1995-1999 werden alle metingen uitgevoerd met een lage volume (LV) bemonsteraar. Vanaf 2000 werd geleidelijk aan overgeschakeld op hoge volume (HV) bemonsteringsapparatuur. Opvallend hierbij was dat door het gebruik van deze laatste techniek de gemiddelde jaarconcentratie voor PAK's toenam. Dit is naar alle waarschijnlijkheid te wijten aan het feit dat de bemonsterde stof fractie andere karakteristieken vertoont inzake grootteverdeling. Dit heeft voor gevolg dat de resultaten bekomen met een van beide technieken niet langer onderling vergelijkbaar zijn.

Uit tabel 13a kan worden afgeleid dat in de periode 1995-1999 (2000) op de verschillende meetlocaties de gemiddelde jaarconcentratie van het PAK gehalte een licht dalende trend vertoont. In Zaventem en Ham, waar nog tot en met 2003 gebruik gemaakt werd van de LV samplers werd vanaf 2000 een toename van de totale PAK concentratie vastgesteld. Sinds het gebruik van de HV samplers werden, zoals reeds werd aangehaald, over de ganse lijn hogere totaalconcentraties aan PAK's gemeten. Tot en met 2005 vertoonden de concentraties een eerder fluctuerende tendens. In 2006 lagen de gemiddelde concentraties over de hele lijn lager dan de voorgaande jaren.

Tabel 13b, die de concentraties van Benzo(a)pyreen op de verschillende locaties weergeeft, vertoont een gelijkaardige tendens als tabel 13a met dat verschil dat in 2006 in Zelzate Centrum en in Zaventem hogere B(a)P concentraties gemeten werden dan het voorgaande jaar.

2.2.2 / PAK's in depositie

In 2001 startte de VMM eveneens met een meetnet voor PAK-depositiemetingen.

Tijdens het eerste jaar werden op 11 locaties metingen uitgevoerd waarvan er 7 in Zelzate gelegen waren. De som van 16 PAK's (volgens EPA) varieerde van 1,5 µg/m².dag tot 82,9 µg/m².dag (Zelzate) in de periode april-juni 2001 en van 4,6 tot 91,5 µg/m².dag (Menen) in november 2001-februari 2002.

Van april 2002 tot april 2003 werden 7 plaatsen weerhouden, 6 in Zelzate en 1 in Mol. Hier werden waarden gemeten tussen 0,4 µg/m².dag en 20,9 µg/m².dag.

Voorjaar 2003 werden op 8 verschillende locaties nog 3 meetwaarden tussen 14 en 22 µg/m².dag opgetekend. Van oktober 2003 tot januari 2004 werden 11 meetplaatsen bemonsterd waarbij de hoogste teruggevonden depositiewaarde beperkt bleef tot 6,8 µg/m².dag.

In 2004 werd het aantal PAK depositiemetingen beperkt tot 2 plaatsen in Zelzate. In de periode juni-juli bedroegen de bijhorende resultaten respectievelijk 6,74 en 0,22 µg/m².dag. In dec 2004-jan 2005 was dit 3,70 en 1,73 µg/m².dag.

In 2005 en 2006 werd het aantal meetlocaties verhoogd tot 10. Zowel in het voorjaar als in het najaar van 2005 werden PAK-deposities gemeten op 10 verschillende locaties: 3 in Zelzate en telkens 1 in Menen, Mol, Zaventem, Borgerhout, Genk, Gent en Aarschot. Waarden > 20 µg/m².dag werden enkel in het voorjaar teruggevonden met een maximum van 50,9 µg/m².dag in Zelzate 6 in het voorjaar van 2006. De hoogste waarden die in het najaar van 2005, respectievelijk 2006 genoteerd werden bedroegen 8,46 en 5,88 µg/m².dag en werden in beide gevallen teruggevonden in Gent.

2.2.3 / Normen en richtlijnen

De Europese Richtlijn 96/62/EG van de Raad van 27 september 1996 inzake de beoordeling en het beheer van de luchtkwaliteit voorzag dat er Dochterrichtlijnen zouden opgesteld worden waarbij grenswaarden en alarmdrempels werden vastgelegd voor een aantal verontreinigende stoffen.

Voor PAK's gebeurde dit in de Richtlijn 2004/107/EG van het Europees Parlement en de Raad van 15 december 2004 betreffende arseen, cadmium, kwik, nikkel en polycyclische aromatische koolwaterstoffen in de lucht.

Deze "4^{de} Dochterrichtlijn" had tot doel om de schadelijke gevolgen van door de lucht getransporteerd arseen, cadmium, nikkel en polycyclische aromatische koolwaterstoffen voor de gezondheid van de mens, met name de gezondheid van kwetsbare bevolkingsgroepen, en voor het milieu in zijn geheel, zo beperkt mogelijk te houden door streefwaarden te bepalen die "zoveel mogelijk moeten bereikt worden".

Voor wat PAK's betreft werd een streefwaarde van 1 ng/m³ vastgelegd voor benzo(a)pyreen. Deze concentratie heeft betrekking op het gehalte benzo(a)pyreen dat op de PM₁₀-stoffractie gemeten wordt.

De Richtlijn stelt verder dat "teneinde de bijdrage van benzo(a)pyreen in de lucht te beoordelen" iedere lidstaat zorgt voor de monitoring van andere relevante polycyclische aromatische koolwaterstoffen op een beperkt aantal meetpunten. Deze reeks moet tenminste de volgende componenten bevatten: benzo(a)anthraceen, benzo(b)fluorantheen, benzo(j)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, indeno(1,2,3-cd)pyreen en dibenzo-(a,h)anthraceen. De lidstaten worden tevens geacht de nodige wettelijke en bestuursrechtelijke bepalingen in werking te doen treden om uiterlijk op 15 februari 2007 aan deze richtlijn te voldoen.

Deze bepalingen werden integraal in Vlarem II geïmplementeerd met een datum van in werking treding van 16 maart 2007.

In 1996 werd de Commissie Evaluatie Milieu-uitvoeringsreglementering (CEM) opgericht door de Vlaamse Regering om de verschillende delen van de huidige milieu-uitvoeringsreglementering fasegewijs aan een evaluatieonderzoek te onderwerpen. Deze commissie stelt voor om de Nederlandse grenswaarde van 1 ng B(a)P/m³ over te nemen in VLAREM II, naast een richtwaarde van 0,5 ng/m³. Deze waarden kunnen respectievelijk als KTD (tegen 2002) en MLTD (tegen 2010) gehanteerd worden.

De KTD van 1 ng B(a)P/m³ werd reeds vanaf 1997 overal gehaald. Voor het naleven van de MLTD van 0,5 ng B(a)P/m³ zijn er momenteel nog problemen.

De WGO geeft in haar Air Quality Guidelines van 1999 een kankerrisico van 8,7 op 100 000 blootgestelden aan voor een levenslange blootstelling aan 1 ng B(a)P/m³ in de lucht. Een aanvaardbaar risico van 1 extra kankergeval op 100 000 komt overeen met een levenslange blootstelling aan 0,1 ng B(a)P/m³. Om te komen tot een verwaarloosbaar risico van 1 op 1 000 000 moeten de omgevingsconcentraties nog verder dalen tot 0,01 ng B(a)P/m³. Deze laatste drempelwaarde kan als LTD gehanteerd worden.

2.2.4 / Evaluatie

PAK's verspreiden zich vooral via de lucht. Luchtconcentraties en depositie vormen hierbij de sleutel van de menselijke blootstelling.

Sinds het gebruik van de HV bemonsteraars blijven de gemeten jaargemiddelde immissiewaarden voor B(a)P – tussen 0,23 en 0,92 ng B(a)P/m³ – beneden de voorgestelde KTD van 1 ng/m³. Tegenover van de MLTD van 0,5 ng B(a)P/m³ en de de LTD van 0,01 ng B(a)P/m³, die gekoppeld is aan een risico op kanker van één op een miljoen worden wel overschrijdingen vastgesteld. Hieruit valt te besluiten dat de huidige blootstellingsniveaus een niet te verwaarlozen impact genereren.

Gezien de korte termijn waarvoor depositiemeetresultaten beschikbaar zijn, is er nog geen echte tendens in functie van de tijd waarneembaar.

2.3 | Dioxines in omgevingslucht en depositie

2.3.1 / Concentraties van dioxines in omgevingslucht

Dioxineconcentraties in lucht worden slechts op beperkte schaal gemeten:

- In 1992 gebeurde dit op een zestal locaties met cijfers van 100 tot 255 fg TEQ/m³,
- In de periode 1999-2000 werden op 7 plaatsen waarden bekomen tussen 3 en 473 fg TEQ/m³.
- Omwille van de hoge depositiewaarden die in het verleden in de omgeving van Menen opgetekend werden, werden in 2001 in deze regio aanvullend 26 luchtconcentratie-metingen uitgevoerd, 8 in mei-juni en 26 van september tot oktober. In de eerste periode werden lage waarden vastgesteld van 6,3 fg I-TEQ/m³ (6,8 fg WGO-TEQ/m³) tot 33,4 fg I-TEQ/m³ (34,9 fg WGO-TEQ/m³). De metingen van oktober-november leverden resultaten tussen 14,4 fg I-TEQ/m³ (14,0 fg-WGO-TEQ/m³) en 249 fg I-TEQ/m³ (279 fg WGO-TEQ/m³).
- Tijdens een studie uitgevoerd in de periode januari-maart 2003 werden in het totaal 16 daggemiddelde waarden – 5 à 6 per maand – gemeten in een concentratiegebied van 26 tot 576 fg WGO-TEQ/m³.

2.3.2 / Dioxines in depositie

Dioxinedepositiemetingen worden sinds 1993 aan een frequentie van één- à tweemaal per jaar uitgevoerd in opdracht van VMM. Het aantal meetplaatsen nam in deze periode toe van een tiental tot meer dan 70 in 2000. In de periode 2001 - 2005 werd deze gegevensreeks verder aangevuld als volgt: 65 metingen in april-juni 2001, 67 van november 2001 tot februari 2002, 65 in het voorjaar respectievelijk het najaar van 2002, 62 in april-juni 2003, 65 in oktober-december 2003, 51 in mei-juli 2004 en 55 in het najaar van 2004. In 2005 werden in het voor- en najaar 48 locaties bemonsterd. In 2006 ging het telkens om 53 locaties.

Bij het opstellen van het meetprogramma werd rekening gehouden met de resultaten uit het verleden en inzichten en vragen van andere overheidsinstanties.

De hoogste genoteerde waarde over de verschillende jaren bedroeg 1024 pg I-TEQ/m².dag.

In het kader van de werkzaamheden van Commissie ter Evaluatie van de Milieureglementering (CEM) werden grens- en richtwaarden voor dioxinedeposities uitgewerkt. Deze zijn gebaseerd op een modelstudie uitgevoerd door VITO in opdracht van VMM. De VMM heeft via Vlarem II volgend voorstel ingediend om dioxinedepositie-metingen te beoordelen (tabel 14).

Tabel 14: Beoordelingsnormen voor de maandgemiddelde dioxinedepositie in Vlaanderen

maandgemiddelde depositie	omschrijving
≤ 6,0 pg TEQ/m ² .dag	niet-verhoogd
> 6,0 pg TEQ/m ² .dag	Matig verhoogd
> 26 pg TEQ/m ² .dag	verhoogd

Bron: VMM, 2001.

Een analyse van alle meetresultaten leert dat in Vlaanderen in de herfst van 2000 van de 79 locaties op 26 plaatsen niet-verhoogde, op 50 plaatsen matig verhoogde en op 3 plaatsen

verhoogde waarden werden waargenomen. Op één locatie liep dit cijfer zelfs op tot 70 pg I-TEQ/m²/dag.

In april-juni 2001 werden in 3 meetstations verhoogde deposities gemeten, tot 39 pg TEQ/m².dag. In 17 meetstations werden matig verhoogde waarden vastgesteld gaande van 6,4 tot 15,6 pg TEQ/m².dag. In de daarop volgende periode nov-jan werd enkel in Kruishoutem een verhoogde waarde van 27 pg TEQ/m².dag genoteerd terwijl 23 meetstations matig verhoogde waarden van 6,1 tot 18,4 pg TEQ/m².dag vertoonden. De vermoedelijke bron van de verhoogde depositie in Kruishoutem werd intussen geïdentificeerd.

In april-juni 2002 werden nog op 2 meetplaatsen verhoogde en op 25 meetplaatsen matig verhoogde waarden teruggevonden terwijl dit in het najaar van 2002 op respectievelijk 3 en 20 meetplaatsen het geval was. Tijdens beide meetcampagnes werden op 65 verschillende locaties monsters genomen.

Voor 2003 kan worden vermeld dat in de periode april-juni 62 meetplaatsen werden bemonsterd waarbij op 4 meetplaatsen verhoogde (tot 45 pg TEQ/m²/dag) en op 11 matig verhoogde depositiewaarden werden gedetecteerd. In het najaar 2003 werd het aantal meetplaatsen opgetrokken tot 65. Drie depositiewaarden waren verhoogd, 23 andere matig verhoogd.

In het voorjaar van 2004 werden op een totaal van 51 meetplaatsen geen verhoogde, 18 matig verhoogde en 33 niet-verhoogde waarden geteld. In het najaar van 2004 waren dit 5 verhoogde (tot 50 pg TEQ/m²/dag in Beerse), 20 matig verhoogde en 30 niet verhoogde op een totaal van 55.

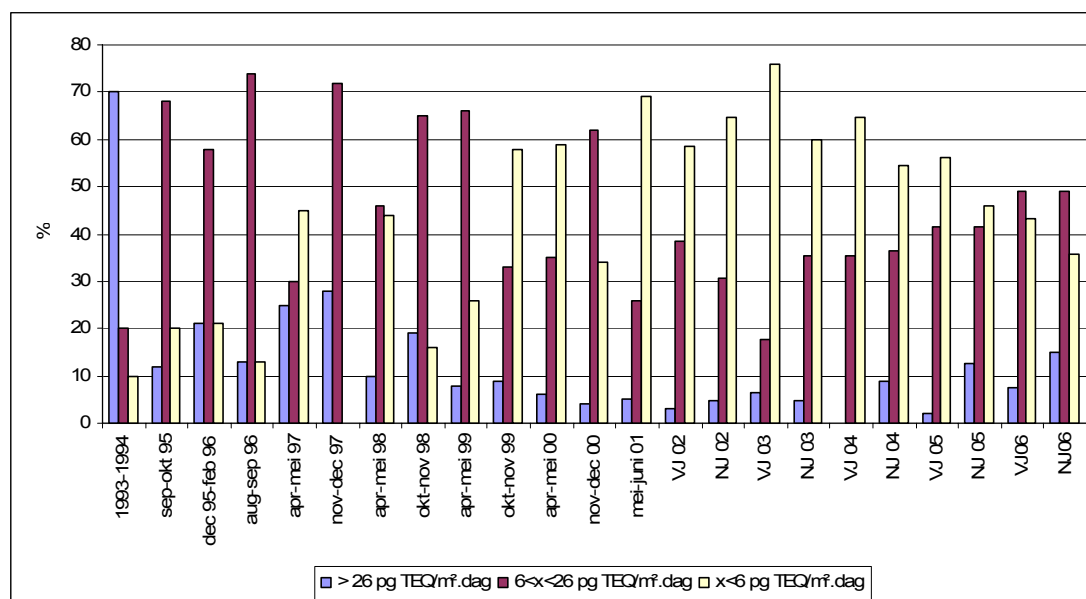
In 2005 werden zowel in het voorjaar als in het najaar 48 locaties bemonsterd. Hierbij werden 1 respectievelijk 6 verhoogde waarden genoteerd, en telkens 20 matig verhoogde.

In 2006 werden 53 plaatsen geselecteerd. In het voorjaar werden op 4 locaties waarden > 26 pg TEQ/m².dag gemeten, in het najaar was dit op 8 plaatsen het geval. In beide meetperiodes was de depositie telkens op 26 meetplaatsen, dit is bijna de helft van het totaal aantal plaatsen, matig verhoogd.

Wanneer we de resultaten van 2005 en 2006 vergelijken met deze van voorgaande jaren, kan men stellen dat op enkele uitzonderingen na de dioxinedepositie in Vlaanderen stagneert. Het feit dat het percentage niet verhoogde locaties sinds het najaar van 2004 opnieuw beneden de 60% ligt is vooral te wijten aan de keuze van de meetlocaties. Gezien het meetprogramma jaarlijks wijzigt en er via de opstart van nieuwe meetposten naar gestreefd wordt nieuwe bronnen op te sporen is een vergelijking met voorgaande jaren niet evident.

In figuur 6 wordt de trend van het aantal niet-, matig en verhoogde waarden tijdens de verschillende meetcampagnes schematisch voorgesteld.

Figuur 6: Tendens van het voorkomen van niet-, matig en verhoogde dioxinedepositiewaarden (Vlaanderen, 1993-2006)



Bron: VMM, 2007.

Naast de halfjaarlijkse depositiemetingen worden sinds april 2000 op een aantal locaties maandelijkse metingen uitgevoerd met als doel de evolutie van potentiële bronnen en het effect van eventueel uitgevoerde saneringen op korte termijn na te gaan. In het totaal werden van 2000 tot en met 2002 op 5 'kritische' locaties in het totaal 110 depositiemetingen uitgevoerd. Achttien maal werd een verhoogde waarde gemeten, 69 maal een matig verhoogde en 23 maal een niet-verhoogde.

In 2003 werd het aantal meetplaatsen voor maandelijkse depositiemetingen met een viertal verhoogd. Dit gebeurde na de vaststelling van een flink verhoogde dioxinedepositie in de onmiddellijke omgeving van een schrootverwerkend bedrijf in Menen in 2002. De staalname op een aantal locaties werd sindsdien wel gereduceerd tot gemiddeld één maandelijks staal om de twee maanden. Medio 2004 werden opnieuw een 9-tal nieuwe meetposten opgestart vooral in de omgeving van schrootverwerkende bedrijven met en zonder shredderinstallatie. In de tweede helft van 2006 werd het totaal nogmaals aangevuld met een Beerse 1, Beerse 2 en Desselgem.

De meetresultaten tonen aan dat er in de onmiddellijke omgeving van schrootverwerkende bedrijven regelmatig verhoogde deposities van dioxines maar vooral van PCB 126 worden gemeten. Dit was het geval in Menen, Gent, Genk, Gistel, Geel, Kallo en Willebroek. De saneringsmaatregelen die de Milieu-inspectie oplegt aan de schrootverwerkende sector is voornamelijk gericht op stofbeheersing. De toekomstige meetresultaten zullen uitwijzen of deze maatregelen volstaan om de aanwezigheid van dioxines en PCB's buiten de bedrijfsgrenzen te verminderen.

Voor de compartimenten water en bodem zijn er in Vlaanderen geen grenswaarden voor dioxines vastgelegd.

2.3.3 / Normen en doelstellingen

Voor dioxineconcentraties in lucht of voor dioxinedepositie zijn er op dit ogenblik geen wettelijk vastgelegde milieukwaliteitsnormen. Mogelijke doelstellingen zijn:

- Als LTD de streefwaarde voor dioxinedepositie van 0,033 pg TEQ/m².dag als jaargemiddelde of 0,066 pg TEQ/m².dag als maandgemiddelde, gebaseerd op een maximale dagelijkse inname van 0,01 pg TEQ/kg lichaamsgewicht.dag. Dit komt overeen

met een extra risico op kanker van 1 op 1 miljoen bij levenslange blootstelling (C. Cornelis, 1998);

- Als MLTD de CEM-(ontwerp)-richtwaarde van 3,4 pg TEQ/m².dag als jaargemiddelde of 6,8 pg TEQ/m².dag als maandgemiddelde, die een maximale dagelijkse inname van 1 pg TEQ/kg lichaamsgewicht.dag als uitgangspunt heeft;
- Als KTD het naleven van depositiegrenswaarde voor dioxines van 10 pg TEQ/m².dag als jaargemiddelde of 20 pg TEQ/m².dag als maandgemiddelde, zoals voorgesteld door de CEM. Deze grenswaarden zijn gebaseerd op een dagelijkse inname van 3 pg TEQ/kg lichaamsgewicht.dag.

Als gevolg van de emissie- en immissiedoelstellingen zal de dioxineconcentratie in melk en melkproducten afnemen, waardoor een doelstelling beneden 1 pg TEQ/g melkvet haalbaar wordt en de humane blootstelling beduidend beneden 1 pg TEQ/kg lichaamsgewicht.dag zal dalen.

2.3.4 / Evaluatie van de toestand

Globaal kan op basis van de resultaten van de meetcampagnes in opdracht van VMM gesteld worden dat de dioxinedepositie afneemt in functie van de tijd.

De metingen die in april – juni 2001 in opdracht van VMM werden uitgevoerd, toonden aan dat in bijna 75% van de locaties de maandgemiddelde MLTD van 6,8 pg TEQ/m².dag gehaald wordt. Op 13 van de 63 plaatsen werden waarden kleiner dan 3,4 pg TEQ/m².dag genoteerd. Plaatselijk blijven er knelpunten bestaan met deposities tot 39 pg TEQ/m².dag. In de periode november 2001 – februari 2002 werd op 50 van de 67 plaatsen een waarde van 6,8 pg TEQ/m².dag gerespecteerd terwijl 12 locaties onder een waarde van 3,4 pg TEQ/m².dag bleven. De hoogste genoteerde depositie bedroeg in de beschouwde periode 26,5 pg TEQ/m².dag.

In de periode 2002-2003 werd in april-juni als hoogste waarde 64 pg TEQ/m².dag genoteerd, in oktober 2002-april 2003 was dit 52,7 pg TEQ/m².dag. De maandgemiddelde MLTD van 6,8 pg TEQ/m².dag werd in de eerste periode op 28 van de 44 locaties gehaald, in de tweede meetperiode in 31 van 44. De jaargemiddelde MLTD van 3,4 pg TEQ/m².dag werd op 8, respectievelijk 10 verschillende plaatsen gerespecteerd.

Voorjaar 2003 bedroeg de hoogste waarde 45 pg TEQ/m².dag, in het najaar liep deze waarde op tot 54 pg TEQ/m².dag. De maandgemiddelde MLTD van 6,8 pg TEQ/m².dag werd in de eerste periode op 48 en in de tweede periode op 41 locaties niet overschreden. Aan de jaargemiddelde MLTD van 3,4 pg TEQ/m².dag werd op 29, respectievelijk 20 plaatsen voldaan.

In 2004 liep de maximumwaarde in het voorjaar op tot 26 pg TEQ/m².dag. In het najaar was dit tot 50 pg TEQ/m².dag. De maandgemiddelde MLTD van 6,8 pg TEQ/m².dag werd in het voorjaar op 15 van de 51 plaatsen overschreden. In het najaar was dit in 19 van 55 locaties. Voor de jaargemiddelde MLTD van 3,4 pg TEQ/m².dag bedroegen deze aantallen in het voorjaar 2004, 35 en in het najaar 47.

De maximumwaarde voorjaar 2005 bedroeg 32 pg TEQ/m².dag. Dit was meteen de enige waarde die als verhoogd gedefinieerd wordt. In het najaar van 2005 werden 6 verhoogde waarden genoteerd waarvan er twee zelfs hoger waren dan 100 pg TEQ/m².dag

2006 kende over de beide meetperiodes respectievelijk 4 en 8 meetwaarden die als verhoogd worden aangeduid. Ook hier werd in het najaar nog één waarde van meer dan 100 pg TEQ/m².dag teruggevonden.

3 | Impact op mens en natuur

De blootstellings- en effectindicatoren die de impact van POV's op mens en natuur aangeven worden samengevat in tabel 15 en 16.

Tabel 15: Blootstellingsindicatoren

definitie indicator naam	omschrijving
Carboxyhemoglobine-gehalte in bloed	Blootstelling van de mens aan CO
1-hydroxypyreen-gehalte in urine	Blootstelling van de mens aan PAK's
TEQ dioxines in humaan vetweefsel, bloed, moedermelk	Blootstelling van de mens aan dioxines
Dioxineconcentraties in koemelk in pg TEQ/g melkvet	Blootstelling van de mens aan dioxines

Tabel 16: Effect-indicatoren

definitie indicator naam	omschrijving
Cardiovasculaire effecten	Effect van blootstelling aan CO op de mens
Chromosomafwijkingen	Effect van blootstelling aan PAK's op de mens

3.1 | Impact van CO op mens en natuur

Om een evolutiepatroon over *blootstelling of effecten* op te stellen beschikken we momenteel over onvoldoende kwantitatieve gegevens voor de Vlaamse bevolking.

De relatieve bijdrage van CO aan effecten vastgesteld bij de bevolking en waarin CO-blootstelling een rol kan spelen, is niet gekend.

3.2 | Impact van PAK's op mens en natuur

3.2.1 / Blootstelling van de mens aan PAK's

Sinds 2000 zijn er rechtstreekse meetwaarden beschikbaar die als indicator kunnen gebruikt worden voor de menselijke blootstelling aan PAK's (en aan dioxines) (Vlietinck, 2000). De metingen gebeurden in 1999 bij drie groepen proefpersonen: jongeren van 17-18 jaar, vrouwen tussen 50-65 jaar (niet rokers) en mannen tussen 21-40 jaar (niet rokers). De personen werden gerecruteerd uit landelijk gebied (Peer en Hechtel-Eksel) en uit de stedelijke gebieden van Wilrijk en Hoboken. Bij de jongeren en vrouwen werden per gebied telkens 100 personen getest, bij de mannen telkens 50.

PAK's zijn op zichzelf niet toxisch maar worden in het lichaam omgezet in reactieve stofwisselingsproducten die het erfelijk materiaal kunnen aantasten. Als indicator voor PAK-blootstelling werd het omzettingsproduct 1-hydroxypyreen in urine gemeten.

De indicator is een maat voor de PAK-belasting via voeding en ademhaling. PAK's stapelen zich niet op in het lichaam zodat de gemeten indicator een beeld geeft van recente blootstelling. Volgens gegevens uit de internationale literatuur bedraagt de urinaire 1-hydroxypyreen concentratie in de algemene bevolking 0,135 µg/g creatinine en kan ze bij rokers oplopen tot 0,502 µg/g creatinine (Merlo et al., 1998). In tabel 17 wordt een overzicht gegeven van de gemeten waarden in de drie leeftijdsgroepen in Peer/Hechtel-Eksel, in Wilrijk en in Hoboken.

De gemeten gemiddelde waarden zijn laag en liggen beneden de referentiewaarden in de literatuur. Bij jongeren uit het gebied in Wilrijk werd een licht verhoogde waarde gemeten ($p < 0,05$), bij vrouwen werd de hoogste gemiddelde waarde gemeten in Peer.

Tabel 17: Blootstelling aan PAK's: concentratie van 1-hydroxypyreen in urine ($\mu\text{g/g}$ creatinine), telkens geometrisch gemiddelde en 95% betrouwbaarheidsinterval (1999)

leeftijdsgroep	Peer/Hechtel-Eksel	Wilrijk	Hoboken
jongeren (17-18 jaar)	0,071 (0,058-0,086)	0,088 (0,070-0,112)	0,046 (0,035-0,062)
mannen (21-40 jaar)	0,061 (0,051-0,072)	0,072 (0,060-0,086)	0,053 (0,037-0,077)
vrouwen (50-65 jaar)	0,109 (0,089-0,133)	0,090 (0,070-0,115)	0,077 (0,065-0,090)

Bron: Vlietinck, 2000.

3.3 | Impact van dioxines

3.3.1 / Blootstelling van de mens aan dioxines

Dioxines stapelen zich op in lichaamsvetten waardoor de lichaamsdosis stijgt met toenemende leeftijd. De halfwaardetijd van dioxines in het lichaam bedraagt ongeveer 7 jaar. De gemeten lichaamsdosis weerspiegelt dus niet alleen de recente blootstelling maar ook de blootstelling in het verleden. De belangrijkste opnameroute voor dioxines is de voeding (vooral dierlijke vetten).

De 17 chloorgesubstitueerde dioxines en furanen werden in 1999 gemeten in bloedserum (mengmonsters van 3 tot 5 vrouwen). De geometrische gemiddelden (95% betrouwbaarheidsinterval) bekomen in het landelijk en stedelijk gebied waren respectievelijk 48 (44-53) en 49 (45-54) pg TEQ/g serumvet. Deze waarden liggen relatief hoog vergeleken met waarden uit het buitenland. Dioxines gemeten in 1996 bij Duitse vrouwen van gelijkaardige leeftijd (43-71jaar) lagen tweemaal lager. De onderzochte leeftijdsgroepen in andere buitenlandse studies zijn echter niet identiek (EU, 1999). Als bijkomende indicator werd in het serumvet van individuele bloedstalen het gehalte gemeten aan stoffen met een dioxineactiviteit. De methode meet rechtstreeks de binding van aanwezige stoffen in het serumvet met de dioxinereceptor die verantwoordelijk is voor de toxische werking van dioxines (tabel 18).

Tabel 18: Blootstelling aan dioxines: concentraties aan stoffen met dioxineactiviteit in bloed (pg TEQ/g serumvet), telkens geometrisch gemiddelde en 95 % betrouwbaarheidsinterval (1999)

leeftijdsgroep	Peer/Hechtel-Eksel	Wilrijk	Hoboken
jongeren (17-18 jaar)	25 (21-29)	31 (24-39)	46 (38-56)
vrouwen (50-65 jaar)	43 (39-50)	31 (22-38)	35 (27-43)

Bron: Vlietinck, 2000.

Bij de jongeren werden er verhoogde waarden aangetroffen in Hoboken t.o.v. de andere gebieden, bij de vrouwen werden hogere waarden gemeten in Peer ($p < 0,05$).

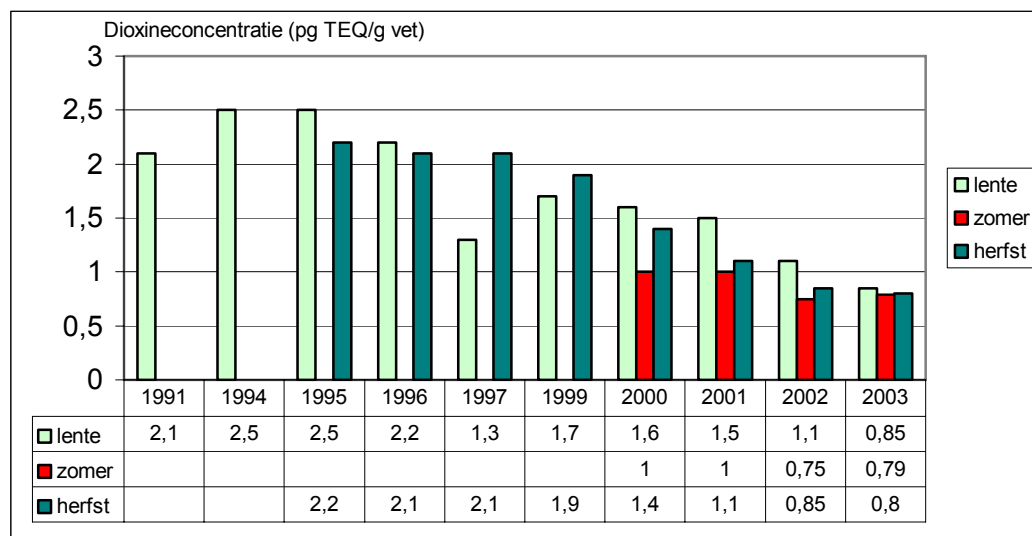
3.3.2 / Dioxines in koemelk

Dioxineconcentraties in koemelk meet men sinds 1991 per provincie in stalen bereid op basis van drie ophaalbeurten. Figuur 7 geeft de resultaten voor Vlaanderen en deze tonen een opmerkelijke daling in de lente van 1997 om dan in de winter van dat jaar op het eerdere niveau van 2,1 pg I-TEQ/g vet terug te komen. In 1999 en 2000 nemen de cijfers geleidelijk terug af. De dalende trend zette zich eveneens verder van 2001 tot 2003 tot een niveau van minder dan 1 pg TEQ/g vet vanaf de zomer van 2002. Bij de cijfers van 2000 en later moet

bovendien worden opgemerkt dat er gebruik gemaakt werd van de WGO TEF waarden. Typisch liggen de eindresultaten 10 à 20% hoger dan deze volgens NATO-CCMS (I-TEQ).

Waar in oktober 2000 voor de eerste maal de non-ortho PCB's, met name PCB 77, 81, 126 en 169 gemeten werden, wordt sinds juni 2002 in de mengmelk tevens het gehalte van alle dioxine-achtige PCB's - dit zijn de non-ortho en mono-ortho PCB's - bepaald. Dit resulteerde in een gemiddelde voor de Vlaamse mengmelken van respectievelijk 1,36 pg TEQ/g vet voor de zomer en 1,9 pg TEQ/g vet voor de winter van 2002. Voor 2003 bedroegen deze waarden 1,34 pg TEQ/g vet voor de lente, 1,27 pg TEQ/g vet voor de zomer en 1,33 pg TEQ/g vet voor de herfst.

Figuur 7: Evolutie van de dioxineconcentratie in vet van koemelk, Vlaanderen, 1991- 2003



Bron: Ministerie van Landbouw, 2004.

Gerichte meetcampagnes op koemelk van hoeses in de buurt van mogelijke besmettingsbronnen komen tot hogere dioxinegehalten, in 1992 zelfs tot 27,3 pg I-TEQ/g vet. In oktober 1999 bedroeg de hoogste waarde 12,2 pg I-TEQ/g vet, in oktober 2000 verminderde deze tot 5,6 pg WHO-TEQ/g vet. Voor melkstalen van hoeses nabij puntbronnen werden ook in 2001 nog overschrijdingen vastgesteld tot boven 5 pg TEQ/g vet. Na 2001 werden voor dioxines geen waarden boven de 3 pg TEQ/g vet teruggevonden.

3.3.3 / Dioxines in moedermelk

In *moedermelk* meet men gemiddelde waarden van 39,5 pg TEQ/g vet in een mengstaal van een uitgebreide steekproef voor België in 1989, en 34,4 pg TEQ/g vet in negen stalen voor Vlaanderen in 1992.

In 1992/1993 werd door de WGO 20,8 pg TEQ/g vet gemeten voor 8 stalen moedermelk uit Waals-Brabant, 27,1 pg TEQ/g vet voor 20 stalen uit Luik en 26,6 pg TEQ/g vet voor 6 stalen uit Brussel (Liem, 1994). Vergeleken met eerder gemeten waarden (39,5 pg TEQ/g vet in 1989 voor België - Yrjänheikki E.J., 1989; en 34,4 pg TEQ/g vet in 1992 voor Vlaanderen - Van Cleuvenbergen, 1994) lijkt dit te wijzen op een gevoelige verbetering.

3.3.4 / Dioxines in voeding

De belangrijkste blootstelling aan persistente en bioaccumulerende stoffen gebeurt door de voeding. Tabel 19 geeft de concentraties gemeten in voedingswaren in België in de periode begin juni-eind augustus 1999 weer, aansluitend op de PCB- en dioxinecrisis. Hoewel in deze tabel uitsluitend metingen zijn opgenomen op stalen van voedingswaren die niet in verband

konden worden gebracht met de dioxine-crisis is een zekere beïnvloeding door deze crisis niet uitgesloten.

Tabel 19: PCB's en dioxines in stalen van voedingswaren (België, juni-augustus 1999)

voedingswaar	dioxines (pg TEQ/g vet) rekenkundig gemiddelde en s.d. (aantal stalen)	dioxines % van de stalen > 5 pg/g vet
Rundsvlees	3,6 ± 6,4 (11)	9,1
Melk	1,7 ± 0,6 (48)	0
vlees van pluimvee	246,4* ± 698 (14)	28,6
Eieren	13,1 ± 22,6 (12)	25
varkensvlees	0,72 ± 0,70 (33)	0

* Dit hoge gemiddelde is te wijten aan 3 extreem hoge waarden, namelijk 2 613, 270 en 536 pg/g vet; sluit men deze extreme waarden uit, dan bedraagt de gemiddelde waarde 2,7 ± 6,4 pg TEQ/g vet.

Bron: Gegevens uit het bestand beheerd door de ministeries van Landbouw en Volksgezondheid, verwerkt door N. van Larebeke et al.

In het belang van de bescherming van de volksgezondheid is het essentieel dat het gehalte aan contaminanten in levensmiddelen toxicologisch gezien op een aanvaardbaar en zo laag mogelijk niveau blijft. Via een specifiek programma verzekert het voedselagentschap het toezicht op de aanwezigheid in levensmiddelen van bepaalde contaminanten. In dit kader worden jaarlijks een aantal analyses uitgevoerd.

In 2004 werden 24 monsters van fruit en groenten gecontroleerd. 54% hiervan waren van Belgische oorsprong. Geen enkel monster overschreed de Europese aanbevolen norm. Tevens werden 75 stalen van in hoofdzaak dierlijke oorsprong zoals eieren, boter en kaas, vis, supplement visolie en een 10-tal plantaardige oliën geanalyseerd. Ook hier werd geen enkele normoverschrijding vastgesteld.

In 2005 werden voor de sectoren verwerking en distributie 497 levensmiddelen, hoofdzakelijk van dierlijke oorsprong gecontroleerd op de aanwezigheid van dioxines. In 2 voedingssupplementen op basis van visolie werden overschrijdingen vastgesteld. In beide gevallen werd een PV opgesteld.

In 2006 werden 427 voedingsproducten geslecteerd. Eén voedingssupplement op basis van visolie overschreed de opgelegde norm van 3,7 pg TEQ/g vet

3.3.5 / Normen en richtlijnen

Volgens het Koninklijk Besluit tot vaststelling van maximale gehalten aan dioxines en polygechloroerde bifenylen in sommige voedingsmiddelen van 19 mei 2000 geldt voor melk het verbod dit product in de handel te brengen wanneer het gehalte aan dioxines hoger is dan 5 pg TEQ/g vet. Vanaf 1 juli 2002 werd dit gehalte teruggebracht tot 3 pg TEQ/g vet in de Verordening (EG) Nr 2375/2001 van de Raad van 29 november 2001 tot wijziging van Verordening (EG) nr. 466/2001 van de Commissie tot vaststelling van maximumgehalten aan bepaalde verontreinigingen in levensmiddelen. Uit figuur 7 kan afgeleid worden dat geen van de Vlaamse mengmelken problemen heeft met het respecteren van de strengste grenswaarde. Wel stellen zich sporadisch nog problemen met melkstalen van hoeves nabij puntbronnen.

Voor dioxines wordt in 1998 een toelaatbare dagelijkse inname van 1 tot 4 pg WHO-TEQ/kg.dag voorgesteld door de Wereldgezondheidsorganisatie, die voorheen de waarde

van 10 pg I-TEQ/kg/dag hanteerde. In Nederland stelt de Gezondheidsraad een streefwaarde van 1 pg TEQ/kg.dag voor.

De blootstelling van de mens aan dioxines via de voeding bedraagt 90 tot 95 % van de totale blootstelling. Inademing van de lucht en drinken van water zouden maximaal 5 % bijdragen. Inname via het inslikken van bodemdeeltjes en opname via dermaal contact zijn doorgaans kleiner dan een paar procent.

Om het risico in te schatten moet de berekende blootstelling worden getoetst aan toxicologische waarden, met een onderscheid tussen kankerverwekkende en niet-kankerverwekkende stoffen. Als de totale blootstelling kleiner is dan de Toelaatbare Dagelijkse Inname (TDI) blijft het risico aanvaardbaar.

De richtwaarde afgeleid door de WHO bedraagt 5 pg TEQ/g melkvet. De waarde waarboven effect optreedt bij meer dan 1/100 000 personen is voor carcinogene effecten 0,06 pg TEQ/kg.dag als TDI en voor niet carcinogene effecten 10 – 30 pg TEQ/g lichaamsvet als concentratie en 1 – 4 pg TEQ/kg.dag als TDI (WHO).

Ook enkele PCB's induceren dermale toxiciteit, immunotoxiciteit, reproductieve effecten, ontwikkelingsstoornissen, endocriene verstoring en carcinogeniteit.

In Vlaanderen zijn er geen effectgerichte normen of streefwaarden voor CO, PAK's en dioxines. Voor CO geldt het niveau van 2 % carboxyhaemoglobine in bloed als 'no-observed adverse effect level'.

Voor levensmiddelen en diervoeder is er momenteel de Aanbeveling van de Commissie van 4 maart 2002 inzake de reductie van de aanwezigheid van dioxinen, furanen en PCB's in diervoeders en levensmiddelen (2002/201/EG). Deze aanbeveling legt nog geen maximale gehalten of streefwaarden vast maar wel de volgende actiedrempels (tabel 20 en 21):

Tabel 20: Actiedrempels voor diervoeder en voedingsmiddelen

Voedermiddel/diervoeder	Actiedrempel voor dioxines (PCDD + PCDF) ⁽¹⁾ <i>Maximumgehalte voor een diervoeder met een vochtgehalte van 12%</i>
Alle voedingsmiddelen van plantaardige herkomst, waaronder plantaardige olie en bijproducten	0,50 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg
Mineralen Bindmiddelen (kaoliniethoudende klei, calciumsulfaatdihydraat, vermiculiet, natroliet-fonoliet, synthetische calciumaluminaten en clinoptiloliet van sedimentaire oorsprong) Spoorelementen	0,50 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg
Dierlijk vet, waaronder melkvet en eivet	1,2 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg
Andere van landdieren afkomstige producten, waaronder melk en melkproducten en eieren en eiproducten	0,50 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg
Visolie	4,5 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg
Vis, andere zeedieren en (neven)producten daarvan, met uitzondering van visolie ⁽²⁾	1,0 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg
Mengvoeder, met uitzondering van voedermiddelen voor pelsdieren, visvoer en voer voor huisdieren	0,40 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg
Visvoer en voer voor huisdieren	1,5 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg
<p>⁽¹⁾ Bovengrenskoncentraties: bij de berekening van de bovengrenskoncentraties moet worden aangenomen dat de onder de bepaalbaarheidsgrens liggende waarden van de verschillende congenere gelijk zijn aan de bepaalbaarheidsgrens.</p> <p>⁽²⁾ Verse vis die direct wordt geleverd en zonder verdere verwerking voor de productie van voedermiddelen voor pelsdieren wordt gebruikt, is van het maximumgehalte vrijgesteld. De producten, verwerkte dierlijke eiwitten afkomstig van deze pelsdieren, mogen niet in de voedselketen komen en het vervoederen ervan aan landbouwhuisdieren die voor de productie van voedingsmiddelen gehouden, vetgemest of gefokt worden, is verboden.</p>	

Bron: Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen, L67/69 van 9.3.2002

Tabel 21: Actiedrempels voor voedingsmiddelen

Product	Actiedrempel voor dioxines (PCDD + PCDF) ⁽¹⁾ <i>Pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet of product</i>
Vlees en vleesproducten ⁽³⁾ afkomstig van <ul style="list-style-type: none"> - herkauwers (runderen, schapen) - gevogelte en gekweekt wild - varkens Lever en afgeleide producten	2 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet ⁽²⁾ 1,5 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet ⁽²⁾ 0,6 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet ⁽²⁾ 4 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet ⁽²⁾
Vlees en vis en visserijproducten ⁽⁴⁾ en afgeleide producten	3 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vers gewicht
Melk ⁽⁵⁾ en melkproducten, inclusief botervet	2 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet ⁽²⁾
Kippeneieren en eierproducten ⁽⁶⁾	2 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet ⁽²⁾
Oliën en vetten <ul style="list-style-type: none"> - Dierlijk vet <ul style="list-style-type: none"> - Van herkauwers - Van gevogelte en gekweekt wild - Van varkens - Gemengd dierlijk vet - Plantaardige olie - Visolie bestemd voor menselijke consumptie 	2 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet 1,5 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet 0,6 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet 1,5 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet 0,5 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet 1,5 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet
Fruit	0,4 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg product
Groenten	0,4 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg product
Granen	0,4 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg product
<p>⁽¹⁾ Bovengrenskoncentraties: bij de berekening van de bovengrenskoncentraties moet worden aangenomen dat de onder de bepaalbaarheidsgrens liggende waarden van de verschillende congenereën gelijk zijn aan de bepaalbaarheidsgrens.</p> <p>⁽²⁾ De actiedrempels zijn niet van toepassing op voedingsmiddelen die < 1% vet bevatten.</p> <p>⁽³⁾ Vlees van runderen, schapen, varkens, gevogelte en gekweekt wild zoals bedoeld in artikel 2, onder a) van Richtlijn 64/433/EEG van de Raad (PB L 121 van 29.7.1964, blz. 2012/64), laatstelijk gewijzigd bij Richtlijn 95/23/EG (PB L 243 van 11.10.1995, blz 7), en artikel 2, lid 1, van Richtlijn 71/118/EEG van de Raad (PB L 55 van 8.3.1971, blz 23), laatstelijk gewijzigd bij Richtlijn 97/79/EG (PB L 24 van 30.1.1998, blz 31), en artikel 2, lid 2, van 91/495/EEG van de Raad (PB L 268 van 24.9.1991, blz 41), laatstelijk gewijzigd bij Richtlijn 94/65/EG (PB L 368 van 31.12.1994, blz 10) met uitzondering van eetbare slachtafval als omschreven in artikel 2, onder e) van Richtlijn 64/433/EEG en artikel 2, lid 5, van Richtlijn 71/118/EEG.</p> <p>⁽⁴⁾ Vlees van vis en visserijproducten zoals omschreven in de categorieën a), b), c), e) en f) van de lijst in artikel 1 van Verordening (EG) nr. 104/2000 van de Raad (PB L 17 van 21.1.2000, blz 22). Het maximumgehalte geldt voor schaaldieren, met uitzondering van bruin vlees van krab, en voor koptotigen zonder ingewanden.</p> <p>⁽⁵⁾ Melk (rauwe melk, melk voor producten op basis van melk en warmtebehandelde melk zoals bedoeld in Richtlijn 92/46/EEG van de Raad (PB L 268 van 14.9.1992, blz 1) laatstelijk gewijzigd bij Richtlijn 94/71/EG (PB L 368 van 31.12.1994, blz 33)</p> <p>⁽⁶⁾ Kippeneieren en eierproducten zoals bedoeld in artikel 2 van Richtlijn 89/437/EEG van de Raad (PB L 212 van 22.7.1989, blz 87). Scharreleieren of eierproducten van hennen met vrije uitloop zoals bedoeld in artikel 18 van Verordening (EEG) nr. 1274/91 van de Commissie (PB L 121 van 16.5.1991, blz 1).</p>	

Bron: Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen, L67/69 van 9.3.2002

De producten waarvoor in tabel 21 actiedrempels werden vastgelegd werden reeds vroeger voorzien van maximumgehalten en wel in Verordening (EG) Nr. 2375/2001 van de raad van 29 november 2001 tot wijziging van Verordening (EG) nr. 466/2001 van de Commissie tot vaststelling van maximumgehalten aan bepaalde verontreinigingen in levensmiddelen. Deze maximumwaarden worden samengevat in tabel 22.

Tabel 22: Maximumgehalten voor voedingsmiddelen (De bijhorende Richtlijnen bij deze Verordening werden door de Commissie nog voor 1 juli 2002 aangenomen).

Product	Maximumgehalten (PCDD + PCDF) ⁽¹⁾ Pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet of product
Vlees en vleesproducten ⁽⁴⁾ afkomstig van <ul style="list-style-type: none"> - herkauwers (runderen, schapen) - gevogelte en gekweekt wild - varkens 	3 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet ⁽²⁾⁽³⁾ 2 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet ⁽²⁾⁽³⁾ 1 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet ⁽²⁾⁽³⁾
Lever en afgeleide producten	6 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet ⁽²⁾⁽³⁾
Vlees en vis en visserijproducten ⁽⁵⁾ en afgeleide producten	4 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vers gewicht ⁽²⁾
Melk ⁽⁶⁾ en melkproducten, inclusief botervet	3 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet ⁽²⁾⁽³⁾
Kippeneieren en eierproducten ⁽⁷⁾⁽⁸⁾	3 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet ⁽²⁾⁽³⁾
Oliën en vetten <ul style="list-style-type: none"> - Dierlijk vet <ul style="list-style-type: none"> - Van herkauwers - Van gevogelte en gekweekt wild - Van varkens - Gemengd dierlijk vet - Plantaardige olie - Visolie bestemd voor menselijke consumptie 	3 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet ⁽²⁾ 2 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet ⁽²⁾ 1 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet ⁽²⁾ 2 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet ⁽²⁾ 0,75 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet ⁽²⁾ 2 pg WHO-PCDD/F-TEQ/g vet ⁽²⁾

⁽¹⁾ Bovengrenskoncentraties: bij de berekening van de bovengrenskoncentraties moet worden aangenomen dat de onder de bepaalbaarheidsgrens liggende waarden van de verschillende congenereen gelijk zijn aan aan de bepaalbaarheidsgrens.

⁽²⁾ Deze maximumgehalten moeten uiterlijk 31 december 2004 voor het eerst worden herzien aan de hand van nieuwe gegevens over de aanwezigheid van dioxinen en dioxineachtige PCB's, met name wat betreft de toepassing van de vast te stellen niveaus op dioxineachtige PCB's, en zullen tegen 31 december 2006 opnieuw worden herzien met als doel de maximumgehalten fors te verlagen.

⁽³⁾ De actiedrempels zijn niet van toepassing op voedingsmiddelen die < 1% vet bevatten.

⁽⁴⁾ Vlees van runderen, schapen, varkens, gevogelte en gekweekt wild zoals bedoeld in artikel 2, onder a) van Richtlijn 64/433/EEG van de Raad (PB L 121 van 29.7.1964, blz. 2012/64), laatstelijk gewijzigd bij Richtlijn 95/23/EG (PB L 243 van 11.10.1995, blz 7), en artikel 2, lid 1, van Richtlijn 71/118/EEG van de Raad (PB L 55 van 8.3.1971, blz 23), laatstelijk gewijzigd bij Richtlijn 97/79/EG (PB L 24 van 30.1.1998, blz 31), en artikel 2, lid 2, van 91/495/EEG van de Raad (PB L 268 van 24.9.1991, blz 41), laatstelijk gewijzigd bij Richtlijn 94/65/EG (PB L 368 van 31.12.1994, blz 10) met uitzondering van eetbare slachtafvallen als omschreven in artikel 2, onder e) van Richtlijn 64/433/EEG en artikel 2, lid 5, van Richtlijn 71/118/EEG.

⁽⁵⁾ Vlees van vis en visserijproducten zoals omschreven in de categorieën a), b), c), e) en f) van de lijst in artikel 1 van Verordening (EG) nr. 104/2000 van de Raad (PB L 17 van 21.1.2000, blz 22). Het maximumgehalte geldt voor schaaldieren, met uitzondering van bruin vlees van krab, en voor koptotigen zonder ingewanden.

⁽⁶⁾ Melk (rauwe melk, melk voor producten op basis van melk en warmtebehandelde melk zoals bedoeld in Richtlijn 92/46/EEG van de Raad (PB L 268 van 14.9.1992, blz 1) laatstelijk gewijzigd bij Richtlijn 94/71/EG (PB L 368 van 31.12.1994, blz 33)

⁽⁷⁾ Kippeneieren en eierproducten zoals bedoeld in artikel 2 van Richtlijn 89/437/EEG van de Raad (PB L 212 van 22.7.1989, blz 87), laatstelijk gewijzigd bij Richtlijn 96/23/EG van de Raad (PB L 125 van 23.5.1996, blz 10)

⁽⁸⁾ Eieren van hennen met vrije uitloop (extensief en semi-intensief) zoals bedoeld in artikel 18 van Verordening (EEG) nr. 1274/91 van de Commissie (PB L 121 van 16.5.1991, blz. 11), laatstelijk gewijzigd bij Verordening (EG) nr. 1651/2001 van de Commissie (PB L 220 van 15.8.2001, blz 5), moeten vanaf 1 januari 2004 voldoen aan het maximumgehalte

Bron: Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen, L321/1 van 6.12.2001.

Voor diervoedsel gelden in België volgens het MB van 17 april (BS 24-05-2000) de volgende maximumgehalten (Tabel 23):

Tabel 23: Maximumgehalten aan dioxines toegelaten in Belgisch dierenvoedsel

Dierenvoeder	Maximum dioxine gehalte*
Citruspulp	0,5 ng WHO TEQ/kg produkt
Kaoliniethoudende klei en voormengsels met kaolinit-houdende klei als drager	0,5 ng WHO TEQ/kg produkt
Dierlijk vet en andere van landdieren afkomstige producten met ten minste 25% vet	2 ng WHO TEQ/kg vet
Andere van landdieren afkomstige producten met minder dan 25% vet	0,5 ng WHO TEQ/kg produkt
Visolie en vis, andere mariene dieren, producten en bijproducten daarvan, gehalte aan vet \geq 25%	6 ng WHO TEQ/kg vet
Vis, andere mariene dieren, producten en bijproducten daarvan, gehalte aan vet $<$ 25%	1,5 ng WHO TEQ/kg produkt
Plantaardige oliën en bijproducten daarvan	1 ng WHO TEQ/kg vet
Mengvoeders, met uitzondering van visvoeders	0,75 ng WHO TEQ/kg produkt
Visvoeders	3 ng WHO TEQ/kg produkt

* De maximumgehalten zijn herleid tot een vochtgehalte van 12% tenzij anders vermeld

3.3.6 / Evaluatie en maatregelen

CO

Controle van atmosferische concentraties blijft belangrijk.

PAK's

Monitoring van de concentraties aan PAK's in de meest belaste omgevingen zoals in stadslucht is nodig om het blootstellingsniveau beter te kwantificeren. Ook de binnenhuisconcentraties moeten beter gedocumenteerd worden. Lichaamsbelasting met biomerkers kan een beter zicht geven op de geaccumuleerde blootstelling en op de risico's.

Dioxines

Beter inzicht is nodig in de blootstelling via groenten geteeld op locaties met hoge dioxinedeposities en lokaal verbruikt, naast controle van dioxinegehalten in moedermelk als indicator voor blootstelling van de mens.

Referenties

Cornelis C., De Fré R., Nouwen J. en Schoeters G. (1998) Voorstel van normen voor dioxines in lucht en depositie, Studie uitgevoerd in opdracht van de VMM, Vito, Mol.

De Fré R., Wevers M. (1995) Stofdossier dioxines, Vito, Mol.

De Vlieger I. en Vinckx L. (1994), Emissiereglementering: de auto in de kijker, Themanummer Lucht, nr. 3, p. 88-92.

EXCOSER (1995), Quantification des émissions d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans l'environnement en Belgique - Rapport final avec corrections au 30/05/1995, Brussel.

EU (2002) richtlijn 2000/69/EG van de Raad van 16 november 2000 betreffende grenswaarden voor benzeen en koolmonoxide in de lucht. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen, L 313.

Jaarverslagen Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen (FAVV), 2004, 2005, 2006

Liem et al. (1996), Levels of PCBs, PCDDs and PCDFs in human milk. Results from the second Round of a WHO-coordinated Exposure Study, *Organohalogen Compounds*, 30, 268-273.

Mc Arragher J.S. et al. (1994), Motor Vehicle emissions regulations and fuel specifications update, CONCAWE-report, No. 4/94, p. 61-63, Brussel.

Quass U. et al. (1997), Identification of Relevant Industrial Sources of Dioxins and Furans in Europe, *Materialien* 43, Landesumwamtamt Nordrhein-Westfalen.

Ramdahl T. et al. (1982), PAH emission from various sources and their evolution over the last decades. Proceedings of the NATO advanced Institute in Mobile Source Emissions Including Polycyclic Organic Species, Liège, Belgium. D. Reidel Publishing Company, NATO ASI Series, ISBN 90-277-1633-1.

Van Cleuvenbergen et al. (1994), Dioxins (PCDDs and PCDFs) in human milk from Flanders, Belgium: concentration levels and congeners profile, *Organohalogen Compounds*, 20, 2154-220.

Van Rompaey et al (2001), Emissies van dioxines en PAK's door gebouwenverwarming met vaste brandstoffen, Vito ref 2001/IMS/R/059.

VITO (1995), Stofdossier dioxines, Mol.

VITO (1998a), Analyses van dioxinedepositie in Vlaanderen, Mol.

VITO (1998b), Voorstel van normen voor dioxines in lucht en depositie, Mol.

VMM (1998a), Lozingen in de lucht 1996-1997, Erembodegem.

VMM (1998b), Luchtkwaliteit 1997, Erembodegem.

VMM (1998), Analyses van dioxinedepositie in Vlaanderen, Studie van VITO in opdracht van VMM, D/1998/6871/29.

VMM (2002), Luchtkwaliteit in het Vlaamse gewest 2001, Erembodegem.

VMM (2001) Lozingen in de lucht 1980-2000, Vlaamse Milieumaatschappij, Erembodegem

VMM (2002) Lozingen in de lucht 1980-2001, Vlaamse Milieumaatschappij, Erembodegem

Wevers M., De Fré R (2002), Meetcampagnes dioxines en PAK's: emissies door open vuren, open tonnetjes, kachels en allesbranders en analyses van roetstalen uit schouwen, Vito ref 2002/MIM/R/108.

WGO (1999) Guidelines for Air Quality, World Health Organisation, Geneva.

Yrjänheikki E.J. et al. (1989), Levels of PCBs, PCDDs and PCDFs in breast milk: results of WHO coordinated interlaboratory quality control studies and analytical field studies.

Auteurs voorgaande MIRA-rapporten

R. De Fré, M. Wevers, Vito (MIRA-T 2004, MIRA-T 2003, MIRA-T 2002, MIRA-T 2001, MIRA-S 2000, MIRA-T 1999, MIRA-T 1998, MIRA-2)

Christine Matheussen, Immissiemeetnetten Lucht, VMM (MIRA-T 2004, MIRA-T 2003, MIRA-T 2002)

Hugo Van Hooste, VMM (MIRA-T 2004, MIRA-T 2003, MIRA-T 2002, MIRA-T 2001)

Johan Brouwers, VMM (MIRA-S 2000, MIRA-T 1999)

G. Schoeters (MIRA-T 2001, MIRA-T 1998), C. Mensink, P. Viaene, J. Nouwen, Vito (MIRA-T 1998)

F. Candreva, DNV Industry (MIRA-1)

Lectoren

S. Acke, Vlaamse Gezondheidsinspectie (MIRA-T 2004, MIRA-T 2003)

R. Bouckaert, Bayer Antwerpen (MIRA-T 2004, MIRA-1)

L. De Bock, Opzoekingscentrum voor de wegenbouw (MIRA-T 2004, MIRA-T 2003, MIRA-T 2002, MIRA-T 2001)

M. D'heer, VMM (MIRA-T 2004, MIRA-T 2003, MIRA-T 2002)

E. De Brabanter, VMM (MIRA-T 2004)

M. Desmedt, VMM (MIRA-T 2004, MIRA-T 2002)

L. Deurinck, Belgische Petroleum Federatie (MIRA-T 2004, MIRA-T 2002, MIRA-S 2000)

- I. Dobbelaere, WES Onderzoek & Advies (MIRA-T 2004, MIRA-T 2002)
Dirk Gullentops, Figas (MIRA-T 2003)
- P. Hoet, Faculteit Geneeskunde, K.U.Leuven (AG 2005, MIRA-T 2004, MIRA-T 2003, MIRA-T 2002)
Jan Kegels, Umicore (AG 2005, MIRA-T 2004, MIRA-T 2003)
Maja Mampaey, Cel Milieu en Gezondheid, AMINAL (MIRA-T 2004, MIRA-T 2003)
- B. Naessens, AMINABEL, AMINAL (AG 2005, MIRA-T 2004, MIRA-T 2003, MIRA-T 2002, MIRA-T 2001)
M. Raemaekers, CLO (MIRA-T 2003, MIRA-T 2002)
Gert Verreet, Bescherming van water en marien milieu, Europese Commissie, Directoraat-generaal Leefmilieu (AG 2005)
- P. Van Den Bossche, Agoria Metalen & Materialen (MIRA-T 2003, MIRA-T 2002, MIRA-S 2000, MIRA-T 1999)
S. Van Volsem, VMM (MIRA-T 2003, MIRA-T 2002)
- H. Westyn, Milieu & Communicatie, Electrabel (MIRA-T 2004, MIRA-T 2003, MIRA-T 2002, MIRA-T 2001, MIRA-T 1999)
Jan L. Willems, Vakgroep Maatschappelijke Gezondheidskunde, UGent (MIRA-T 2003)
- A. D'Haese, A. De Wachter, OVAM (MIRA-T 2002)
G. Deckers, Union Minière Hoboken (MIRA-T 2002, MIRA-S 2000)
P. Decock, AMINABEL, AMINAL (MIRA-T 2002)
N. Fraeyman, UZ Gent (MIRA-T 2002)
J. Kretzschmar, Vito (MIRA-T 2002, MIRA-S 2000)
E. Roekens, VMM (MIRA-T 2002, MIRA-S 2000)
P. Schreurs, IWT (MIRA-T 2002, MIRA-S 2000)
F. Van Daele, SGS (MIRA-T 2002)
M. Van den Brande, Fluxys nv (MIRA-T 2002)
- D. Wildemeersch, Gezondheidsinspectie coördinatie, Departement WVC (MIRA-T 2002, MIRA-T 2001)
D. Aerts, AMINAL (MIRA-T 2001)
M. Besieux, Greenpeace (MIRA-T 2001)
M. Blondeel, AMINAL (MIRA-S 2000)
C. Delatter, VVSG (MIRA-T 2001)
- P. Faché, Afdeling Milieu en Natuur, Planning en Beleid, Provincie Limburg (MIRA-S 2000, MIRA-T 1998, MIRA-2)
P. Geuzens, C. Mensink, J. Nouwen, G. Schoeters, VITO (MIRA-T 1999)
P. Govaerts, Stralingsbescherming, SCK-CEN (MIRA-1)
L. Lavrijsen, Centrum voor Milieurecht, Universiteit Gent (MIRA-T 1999)
F. Lenders, Koepel van Vlaamse Kringloopcentra (MIRA-S 2000)
B. Nieuwejaers, AMINABEL, AMINAL (MIRA-T 1999, MIRA-T 1998)
B. Mazijn, Centrum voor Duurzame Ontwikkeling, Universiteit Gent (MIRA-T 1999)
F. Noyen, MiNa-Raad (MIRA-S 2000)
E. Poelman, Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek Oost-Vlaanderen (MIRA-T 1999)
W. Steurbaut, Vakgroep Gewasbescherming, RUG (MIRA-1)
V. Tryen, Febelhout (MIRA-S 2000)
L. Van Lieshout en E. Wauters, VMM (MIRA-S 2000)
J. Vermoes, Belgische Petroleum Federatie (MIRA-2)

C. Vandecasteele, Departement Chemische Ingenieurstechnieken, KUL (MIRA-1)

R. Van Grieken, Departement Scheikunde, UIA (MIRA-1)

MIRA-referenties

MIRA-1: pp. 275-276

MIRA-2: pp. 337-343

MIRA-T 1998: pp. 57-67

MIRA-T 1999: pp. 67-82

MIRA-S 2000: pp. 241-252, pp. 519-550

MIRA-T 2001: pp. 155-166

MIRA-T 2002: pp. 129-138

MIRA-T 2003: pp. 147-156

MIRA-T 2004: pp. 159-172

Begrippen

Bio-accumulatie: opstapeling van lichaamsvreemde stoffen in plantaardige en dierlijke weefsels.

Depositie: hoeveelheid van een stof of een groep van stoffen die uit de atmosfeer neerkomen in een gebied, uitgedrukt als een hoeveelheid per oppervlakte-eenheid en per tijdseenheid (bv. 10 kg SO₂/ha.j).

Dioxines: groep van 75 gechloroerde dibenzo(p)dioxines en 135 gechloroerde dibenzofuranen die worden gevormd bij de onvolledige verbranding van organisch materiaal in aanwezigheid van een chloorbron.

Dirty 17: som van de 17 toxische 2,3,7,8-chloorgesubstitueerde dibenzo(p)dioxines en dibenzofuranen. Deze som wordt uitgedrukt in TEQ (toxicologische equivalenten) waarbij elke individuele component een toxicologische equivalentiefactor (TEF) krijgt toegekend tussen 1 en 0,001.

Ecotoxicologisch: betreffende de toxische effecten op organismen of ecosystemen.

Emissiefactor: coëfficiënt die de activiteitsdata relateert aan een hoeveelheid van een chemisch product. Dit product is de bron van latere emissies. Emissiefactoren zijn dikwijls gebaseerd op een staal van berekende data, waarvan het gemiddelde wordt genomen om een representatieve emissiefactor te ontwikkelen. Deze geldt voor een gegeven activiteit onder een gekende set van operationele condities.

European Load Response test: Een testcyclus, geïntroduceerd door de Euro III emissiereglementering anno 2000 voor opaciteitsmetingen bij zware dieselmotoren.

European Stationary Cycle: Wordt samen geïntroduceerd met de ETC en ELR testen voor de emissiecertificatie van zware dieselmotoren in 2000. De ESC is een 13 stappen methode die moet toegepast worden bij de emissiemetingen op bussen en vrachtwagens in het kader van Richtlijn 1999/965/EG.

European Transient Cycle test: Deze methode is gebaseerd op een reële rijcyclus voor bussen en vrachtwagens.

Grenswaarde: waarde die wettelijk niet overschreden mag worden. Een overschrijding van deze waarde moet aanleiding geven tot het treffen van maatregelen.

Mengmelk: mengsel van melk afkomstig van meerdere melkveebedrijven.

No Observed Effect Concentration (NOEC): de hoogste concentratie waarbij geen nadelige effecten worden waargenomen. (toxicologie).

Persistent: niet of zeer moeilijk afbreekbaar.

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's): verzamelnaam van enkele honderden organische stoffen die verschillende benzeenringen als basisstructuur hebben. De meest bekende en tegelijk ook de meest toxische uit de reeks is benzo(a)pyreen.

Producten van onvolledige verbranding (POV's): chemische producten die ontstaan in een verbrandingsproces door zuurstoftekort en/of door een slechte procesvoering (bv. koolstofmonoxide, dioxines, PAK's).

richtlijn (Europese): een besluit dat bindend is voor de lidstaten wat betreft een in de richtlijn uitgedrukt te bereiken resultaat. De lidstaten zijn vrij de vorm en middelen te bepalen nodig om aan de richtlijn te voldoen. Bij niet naleving kan de Commissie een procedure inzetten krachtens art. 226 (ex. art. 169).

Richtwaarde: beleidsmatig na te streven milieukwaliteitsdoelstelling met opgave van tijdstippen voor de realisatie. Richtwaarden bepalen het kwaliteitsniveau dat zoveel mogelijk moet worden bereikt of gehandhaafd. Van richtwaarden kan afgeweken worden omwille van gewichtige redenen.

Streefwaarde: milieukwaliteitsdoelstelling waarbij geen nadelige effecten te verwachten zijn.

Afkortingen

B(a)P : benzo(a)pyreen

EF: emissiefactor.

EGW: emissiegrenswaarde.

ELR: European Load Response test

ERW: emissierichtwaarde.

ESC: European Stationary Cycle test

ETC: European Transient Cycle test

OSPAR: Oslo Parijs Conventie

PAK: polycyclische aromatische koolwaterstoffen

PCB: polychloorbiphenylen

POV: producten van onvolledige verbranding

TCDD: tetrachlorodibenzo-p-dioxine

TEF: toxiciteits equivalentie factor

TEQ : toxicologisch equivalent

Eenheden

kton: kiloton

$\mu\text{g}/\text{m}^3$: microgram per kubieke meter

$\mu\text{g}/\text{g}$: microgram per gram

$\mu\text{g}/\text{l}$: microgram per liter

Voorvoegsel eenheden

10^1	= da	(deca)	10^{-1}	= d	(deci)
10^2	= h	(hecto)	10^{-2}	= c	(centi)
10^3	= k	(kilo)	10^{-3}	= m	(milli)
10^6	= M	(mega)	10^{-6}	= μ	(micro)
10^9	= G	(giga)	10^{-9}	= n	(nano)
10^{12}	= T	(tera)	10^{-12}	= p	(pico)
10^{15}	= P	(peta)	10^{-15}	= f	(femto)

Afspraken cijferweergave

Europese decimale code: ,

Symbolen gebruikt in tabellen:

. = niet van toepassing

.. = gegevens niet beschikbaar

- = nihil (onbestaande)
 - 0 = minder dan 0,5 van de bestaande eenheid
 - 0,0 = minder dan 0,05 van de bestaande eenheid
- = voorlopig gegeven

[Terug naar Inhoudsopgave](#)