

NORMEN EN NOODZAAK: TARRAGROND, DDT EN DRINS

J.C. Hanekamp

HAN



Heidelberg Appeal Nederland

NORMEN EN NOODZAAK: TARRAGROND, DDT EN DRINS

J. C. Hanekamp, PhD, CEO *HAN*

In opdracht van de *Commissie Aardappel- en Bietengrond* heeft *HAN* een onafhankelijk onderzoek uitgevoerd naar het tarragrondvraagstuk in relatie tot het *Bouwstoffenbesluit*. In hoofdzaak zijn het vraagstuk van hergebruik in de landbouw en toepassing in werken aan de orde, waarbij de samenstellingswaarden voor DDT en drins in het *Bouwstoffenbesluit* de grootste rol spelen. Voedselveiligheid staat centraal in de beoordeling van samenstellingswaarden voor DDT en drins. Het onderzoek staat onder auspiciën van het bestuur van stichting *HAN*.

© *HAN*, 2005

All rights reserved. No part of this publication may be reproduced and/or published by print, photo-print, microfilm or any other means without the previous written consent of the editor. Citing this report is authorised with explicit reference to this report.

In case this report is the result of a research program commissioned by a third party, the rights and obligations of the contracting parties are subject to the relevant agreement concluded between the contracting parties. This report remains the intellectual property of *HAN*.

© *HAN*, 2005

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen of op enige andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever. Citeren is toegestaan met uitdrukkelijke vermelding van het onderliggende rapport.

Indien dit rapport is voortgekomen uit een onderzoeksopdracht van derden, is het de opdrachtgever toegestaan gebruik te maken van de onderzoeksresultaten onder de voorwaarden zoals vastgelegd in de betreffende overeenkomst. Onderliggend rapport blijft het intellectueel eigendom van *HAN*.

ISBN 90-76548-18-8

NUR 600

HAN

hjaap@xs4all.nl +31(0)79 346 03 04/+31(0)79 346 06 43 (fax)

www.stichting-han.nl

Index

HET HUIDIGE <i>BOUWSTOFFENBESLUIT</i>: VORM EN INHOUD	5
Vorm en inhoud: hoe werkt het?	5
Gechloreerde pesticiden en tarragrond: samenstellingswaarden	6
ECOTOXICOLOGISCHE OVERWEGINGEN: BESCHRIJVING EN COMMENTAAR	7
HUMAAN-TOXICOLOGISCHE OVERWEGINGEN: BESCHRIJVING EN COMMENTAAR	10
COMMENTAAR EN CONCLUSIES	12

HET HUIDIGE *BOUWSTOFFENBESLUIT*: VORM EN INHOUD

Vorm en inhoud: hoe werkt het?

Het *Bouwstoffenbesluit* (*BsB*) heeft tot doel de milieuhygiënische randvoorwaarden vanuit bodem- en oppervlaktewaterbescherming te geven voor het gebruik van secundaire en primaire bouwstoffen. Bij het stellen van deze randvoorwaarden is een afweging gemaakt tussen de verschillende milieuhygiënische doelstellingen:

- De bescherming van de kwaliteit van milieucompartimenten
- De vermindering van het gebruik van (eindige) primaire grondstoffen
- De vermindering van de hoeveelheid te storten afvalstoffen

Omdat het veelal onmogelijk is bouwstoffen toe te passen zonder enige belasting van de bodem, is bij het opstellen van het *BsB* gekozen voor een niet meer dan *marginale bodembelasting*. Op grond van het *marginale bodembelastingconcept* zijn de maximaal toelaatbare immissiewaarden voor *anorganische* stoffen opgesteld. Dit houdt in:

- Een zeer geringe verhoging van de gehalten van verontreinigde stoffen in de vaste fase van de bodem (1% van de gehalten van verontreinigende stoffen ten opzichte van de streefwaarden grond in 100 jaar, gemiddeld over één meter als homogeen te beschouwen standaardbodem)¹
- Bescherming van het grondwater op het niveau van de streefwaarden grondwater

Het *BsB* is brongericht (een uitdrukkingsvorm van voorzorg). Het brongerichte spoor kent een aantal belangrijke stelregels:

- Het *stand-still* principe is het centrale grondbeginsel
- Onnodige verontreiniging dient te worden vermeden
- Brongerichte aanpak prevaleert boven opruimen

Het doel van de brongerichte aanpak is primair het reduceren van emissies uit bronnen. In essentie is het brongerichte beleid een emissiebeleid. Brongericht beleid vertaalt zich in de systematiek van het *BsB* in emissiestandaarden (normen) die niet overschreden mogen worden. Emissie en immissie zijn door middel van het marginale bodembelastingconcept rekenkundig aan elkaar verbonden. Via uitloog- of percolatieproeven wordt een verwachting opgesteld van de emissie gedurende 100 jaar. In de huidige werkwijze van het *BsB* wordt deze emissie omgerekend naar concentraties in 1 meter bodem, waarbij aangenomen wordt dat er geen verliezen optreden door transport of afbraak, en waarbij de stof homogeen verdeeld is in het bodemcompartiment.

De afleidingssystematiek voor het *BsB* tot hoever een bepaalde stof mag uitloggen komt in het kort neer op het terugrekenen van een vastgelegde maximale immissie in de bodem op grond van de 1%-regel naar de emissie van de stof vanuit een bepaalde hoeveelheid opgebrachte bouwstof die bepaald wordt onder laboratoriumomstandigheden. Hierbij zijn een aantal uitgangspunten vastgelegd:²

¹ Edelman, Th. *Achtergrondgehalten van een aantal anorganische en organische stoffen in de bodem van Nederland; een eerste verkenning. RIN-rapport 83/8, 1983*, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem. [*Background-concentrations of a number of inorganic and organic compounds in Dutch soil; a first survey.*]

² Aalbers, Th.G.; de Wilde, P.G.M.; Rood, G.A.; Vermij, P.H.M.; Saft, R.J.; van de Beek, A.I.M.; Broekman, P.; Masereeuw, P.; Kamphuis, Ch.; Dekker, P.M.; Valentijn, E.A. *Milieuhygiënische kwaliteit van primaire en secundaire bouwmaterialen in relatie tot hergebruik en bodem- en oppervlaktewaterbescherming. RIVM rapport 771402006, RIZA rapport 93.042, 1993*, RIVM, Bilthoven. [*Environmental hygiene quality of primary and secondary building-materials in relation to soil and surface-water protection.*]

- (A) De normstelling is niet afhankelijk van de landelijke variaties in concentraties, met uitzondering van zeewaterbeïnvloede gronden
- (B) In de normstelling worden de bijdragen van andere bronnen niet verdisconteerd
- (C) Er wordt geen onderscheid gemaakt tussen primaire en secundaire grondstoffen
- (D) De normstelling is gebaseerd op een gemiddeld vastgelegd concentratie/emissie verloop in de tijd
- (E) De emissie treedt op naar één compartiment (óf grondwater óf oppervlaktewater óf vaste bodem)
- (F) De multifunctionaliteit van de compartimenten grondwater en oppervlaktewater moet gewaarborgd blijven

Met het marginale bodembelastingconcept wordt een landelijk gemiddelde achtergrondconcentratie vertaald in een lokaal functionerende immissienorm –omgezet in een emissienorm voor bouwmaterialen die in een laboratoriumsetting wordt gemonitord- met een nationale reikwijdte.

Voor *organische* stoffen zijn op grond van ecotoxicologische overwegingen samenstellingswaarden opgesteld. Deze samenstellingswaarden hebben hun oorspronkelijke basis in de *Milieukwaliteitsdoelstellingen Bodem en Water (MILBOWA)* en de achterliggende studie *Streven naar waarden* van het RIVM.³ Een derde basis voor de vaststelling van samenstellingswaarden is het afwezigheids criterium: de detectiegrens van het betreffende analytische apparaat vormt dus de grens. Deze derde afleidingssystematiek kent dus geen toxicologische maar een morele overweging: bepaalde stoffen dienen afwezig te zijn.

Gechloroerde pesticiden en tarragrond: samenstellingswaarden

In tarragrond zijn overschrijdingen geconstateerd voor minerale olie, DDD/DDE/DDT en aldrin/dieldrin/endrín. Bij minerale olie is het overigens zeer de vraag of het niet slechts een analytisch probleem betreft. Minerale olie zal hier verder niet aan bod komen.

Bij de bestrijdingsmiddelen DDD/DDE/DDT en aldrin/dieldrin/endrín worden, voor gronden met een laag humusgehalte, regelmatig individuele componenten boven de bepalingsgrens aangetoond terwijl de normwaarde voor de somparameter dan zelfs onder de bepalingsgrens kan liggen. Daardoor wordt de normwaarde overschreden.⁴ Meer dan 50% van de partijen tarragrond wordt niet als schone grond of MVR-grond gekwalificeerd. Dit belemmert de afzet en tast het imago van de agro-sector aan. Het is niet in overeenstemming met de verwachting van de minister van VROM in 1998 dat door de aanpassing van de toetsingsregels voor grond verreweg de meeste tarragrond als schoon gekwalificeerd zal worden.⁵

In het *BsB* en de aanverwant vrijstellingsregeling (*MVR*) zijn de volgende samenstellingswaarden vastgesteld (de *MILBOWA* waarden zijn bijgevoegd als vergelijkingsmateriaal):

³ *Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water (MILBOWA)*. Kamerstukken II, 1990/91, 21 990, nr. 1.

Van de Meent, D.; Aldenberg, T.; Canton, J.H.; Van Gestel C.A.M.; Slooff, W. *Streven naar waarden*. RIVM rapport nr. 670101001, 1990, RIVM, Bilthoven.

⁴ De Wilde, P.G.M.; A.F. Peekel, A.F.; Buykx, S.E.J. *Monitoring milieuhygiënische kwaliteit van bouwstoffen*. RIVM rapport 771402028/2002, 2002, RIVM, Bilthoven. [*Monitoring environmental hygiene quality of building materials.*]

⁵ Regeling van de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer van 25 juni 1999, nr.DBO/99179989, houdende aanpassing van een aantal waarden van bijlage 1 en 2 van het Bouwstoffenbesluit bodem- en oppervlaktewaterenbescherming, naar aanleiding van het project Evaluatie Hantering Streefwaarden en enkele aanpassingen als gevolg van de voortgang van een aantal technische ontwikkelingen.

Tabel 1 Beleidsnormen voor DDT/DDE/DDD en Aldrin/Dieldrin/Endrin

	<i>BsB</i> (mg/kg ds)	<i>MVR</i> (mg/kg ds)	<i>MILBOWA</i> ⁶ (mg/kg ds)	KMO richtlijn drinkwater ($\mu\text{g/l}$) ⁷	Commentaar
DDT/DDE/DDD	0.0025	0.01	-	0.05	<i>MVR</i> -waarden mo-
Aldrin (A)	0.0025	0.005	-	0.05	gen maximaal drie-
Dieldrin (D)	0.0005	(somwaarde	0.0005 ⁹	0.05	maal de toegestane
Endrin (E)	0.001	A/D/E)	-	0.05	SW overschrijden. ⁸

Vanwege het feit dat voor tarragrond bovengenoemde bestrijdingsmiddelen leiden tot een overschrijding van de samenstellingswaarden –waarmee tarragrond niet aangemerkt wordt als ‘schone grond’ waardoor het afvalstof/niet-afvalstof vraagstuk in toenemende mate aan de orde wordt gesteld- is het van belang deze stoffen onder de loep te nemen.

De in het verleden opgestelde samenstellingwaarden zijn gebaseerd op ecotoxicologische overwegingen, waarbij de gemiddelde Nederlandse achtergrondwaarden niet zijn meegewogen, aangezien die toentertijd niet beschikbaar waren. Daarnaast werd de aanwezigheid van DDT en drins en de verspreiding van deze stoffen via het verslepen van grond als ongewenst beschouwd. In hoeverre deze uitgangspunten (*stand-still* (het voorkómen van de verspreiding van onnodige verontreinigingen; zie boven) en ecotoxicologie) wel of niet zinvol zijn in relatie tot deze stoffen zal hieronder aan de orde worden gesteld. Overigens zal het *AW2000* onderzoek meer inzicht geven omtrent de aanwezigheid van DDT en drins in de Nederlandse bodem.

ECOTOXICOLOGISCHE OVERWEGINGEN: BESCHRIJVING EN COMMENTAAR

Het feit dat voor DDT en drins samenstellingswaarden zijn gedefinieerd is terug te voeren –zoals reeds vermeld- op ecotoxicologische overwegingen.¹⁰ Tevens is het zo dat volgens de *Technische Commissie Bodembescherming (TCB)* er geen reden is om aan te nemen dat bijvoorbeeld historische DDT-verontreiniging geringere ecotoxicologische risico's met zich meebrengt dan uit laboratoriumtoetsen blijkt.¹¹ Dat zou betekenen dat ondanks het feit dat deze bestrijdingsmiddelen sinds decennia niet meer worden toegepast, de samenstellingswaarden gehandhaafd zullen blijven ten behoeve van de bescherming van het milieucompartiment bodem. Wat betreft de uitspoelbaarheid van DDT en drins is het zo dat deze oude bestrijdingsmiddelen nauwelijks mobiel zijn in de bodemmatrix (zie onder).

Er zijn echter dwingende inhoudelijke redenen om af te zien van normering van niet meer toegepaste bestrijdingsmiddelen zoals DDT en drins. Ten eerste; aangezien DDT en drins niet meer worden toegepast in de agro-sector, is de aanwezigheid van deze stoffen in het milieu een historisch gegeven; de aanwezigheid van deze stoffen kan als zodanig niet meer beleidsmatig worden beïnvloed (dan alleen via grootschalige sanering met bijbehorende prohibitieve kosten). De stof-

⁶ Zie noot 3.

⁷ *Besluit Kwaliteitsdoelstellingen en metingen oppervlaktewateren (Besluit KMO)*, *Staatsblad*, **1983**, 606; **1991**, 45; **1994**, 89.

⁸ Zie noot 5; SW: samenstellingswaarde

⁹ Deze waarde is het ecotoxicologische verwaarloosbaar risiconiveau (VR) voor grond en sediment zoals vastgesteld in de *MILBOWA*. De MTR is een factor 100 hoger (0.05 mg/kg ds).

¹⁰ Zie daarvoor de *MILBOWA* en de achterliggende *RIVM* studie *Streven naar waarden*; noot 3.

¹¹ Van de Leemkule, M.A.; Van Hesteren, S.; Pruiksma, M.A. *Minimale bodemkwaliteit: een Gebruiksgerichte Benadering vanuit de ecologie. Deel 2: Immobiele Organische Microverontreinigingen. TCB R09 (1998)*, **1998**, TCB, Den Haag.

fen worden vanwege het verbod niet meer toegevoegd aan het milieu. Als gevolg van diffusie, adsorptie en chemische en microbiële afbraak zullen deze stoffen in de loop der tijd dus beneden de detectiegrens van analytische apparatuur ‘verdwijnen’, waarbij zij opgemerkt dat technologische innovatie de detectiegrenzen van analytische apparatuur zal laten dalen zodat deze bestrijdingsmiddelen bij steeds lagere concentraties kunnen worden gedetecteerd. Dat houdt dus in dat de detectie van deze stoffen als gevolg van technologische innovatie over een steeds langere tijd te monitoren zijn, los van de vraag of dat (eco)toxicologisch relevant is.

Ten tweede is het zo dat de biologische beschikbaarheid –en daarmee de toxiciteit van deze middelen- in de loop der jaren wel degelijk afneemt in weerwil van het commentaar van de *TCB*.¹² Hoewel de stoffen vele jaren na dato van gebruik meetbaar aanwezig zijn in de bodem blijkt de toxiciteit –en dus de biologische beschikbaarheid- te zijn gereduceerd. Daarmee worden allereerst de ecotoxicologische risico’s van dergelijke historische stoffen zondermeer overschat.¹³ Zoals Alexander stelt:¹⁴

‘Aging is toxicologically significant because the assimilation and acute and chronic toxicity of harmful compounds decline as they persist and become increasingly sequestered with time. Studies with mammals, for example, have shown that less 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) was absorbed after it had been in soil for 8 days than after a contact period of 10-15 h. The number of fruit flies (*D. melanogaster*), house flies (*Musca domestica*), and German cockroaches (*Blattella germanica*) killed by DDT and dieldrin declined markedly with increasing times of residence of these compounds in soil Similar but largely forgotten data were obtained many years earlier by Peterson et al., who found a marked and progressive reduction in toxicity to *D. melanogaster* as DDT persisted for 108 days in soil. An effect of aging on plants has also been noted with three herbicides: napropamide, simazine, and atrazine In each instance, toxicity was less than that anticipated based on analysis by the usually used procedures of vigorous extraction of the soil followed by chromatography. ...

Because exposure to persistent compounds is overestimated by currently used chemical methods, the risk is likewise being overestimated. Inasmuch as aging appears to occur in many and possibly most contaminated soils, the bioavailability of aged chemicals probably is being overestimated very frequently.’

Ook tal van andere organische stoffen dan oude bestrijdingsmiddelen vertonen afnemende biologische beschikbaarheid voor zelfs de kleinste organismen die eventuele toxische reponsen zouden vertonen bij blootstelling aan deze organische componenten.¹⁵

¹² Zie voor een zeer recente uitgave over biologische beschikbaarheid van contaminanten: *Bioavailability of Contaminants in Soils and Sediments. Processes, Tools and Applications*. Committee on Bioavailability of Contaminants in Soils and Sediments, Water Science and Technology Board, Division on Earth and Life Studies. National Research Council, **2004**, The National Academies Press, Washington, D.C.

Zie ook: Qiu, X.; Davis, J.W. *Environmental Bioavailability of Hydrophobic Organochlorines in Sediments – A Review. Remediation*, **2004**, spring, 55 – 84.

¹³ Kelsey, J.W.; Alexander, M. *Declining Bioavailability and Inappropriate Estimation of Risk of Persistent Compounds. Environmental Toxicology and Chemistry*, **1997**, 16(3), 582 – 585.

Robertson, B.K.; Alexander, M. *Sequestration of DDT and Dieldrin in Soil: Disappearance of Acute Toxicity but not the Compounds. Environmental Toxicology and Chemistry*, **1998**, 17(6), 1034 – 1038.

Morrison, D.; Robertson, B.K.; Alexander, M. *Bioavailability to Earthworms of Aged DDT, DDE, DDD, and Dieldrin in Soil. Environmental Science and Technology*, **2000**, 34, 709 – 713.

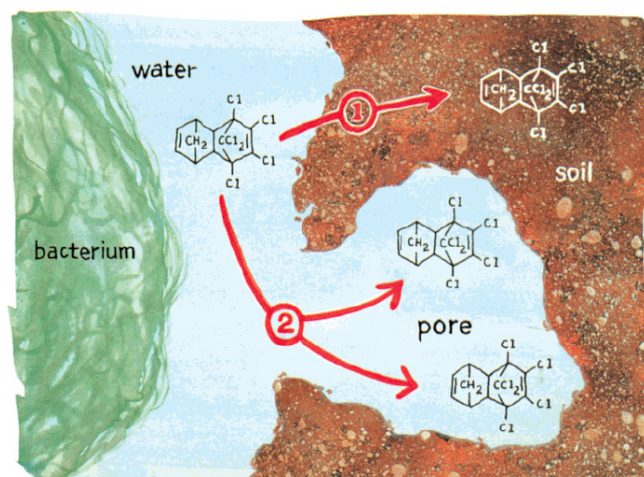
¹⁴ Alexander, M. *Aging, Bioavailability, and Overestimation of Risk from Environmental Pollutants. Environmental Science and Technology*, **2000**, 34(20), 4259 – 4265.

¹⁵ Alexander, M. *How toxic are chemicals in soil? Environmental Science and Technology*, **1995**, 29, 2713 – 2717.

Hatzinger, P.B.; Alexander, M. *Effect of aging of chemicals in soil on their biodegradability and extractability. Environmental Science and Technology*, **1995**, 29, 537 – 545.

Aan de hand van onderstaande figuur laat Alexander zien dat –in dit geval- aldrin zowel in de vaste fase kan worden geadsorbeerd alsmede in water in microporiën van de bodemmatrix buiten het bereik is van organismen zoals in dit geval een groundbacterie.

Figuur 1 Aldrin in de bodemmatrix¹⁶



Het gegeven dat de hier besproken bestrijdingsmiddelen na verloop van tijd nauwelijks meer biologisch beschikbaar zijn, maakt ook dat biochemische afbraak maar zeer traag verloopt. Desalniettemin is normering op ecotoxicologische gronden *zinloos* gezien de historische aanwezigheid van DDT en drins, naast het feit dat biologische beschikbaarheid afneemt (maar uiteraard nooit tot nul) waarmee toxiciteit voor organismen navenant afneemt. De vigerende normstellingen in relatie tot de historisch onvermijdelijke aanwezigheid van DDT en drins is dan ook betekenisloos aangezien betreffende normstellingen geen regulatorisch sturingspotentieel bevatten. Het feit dat in het *BsB* samenstellingswaarden worden gedefinieerd voor deze bestrijdingsmiddelen miskent op fundamenteel niveau het afnemen van de biologische beschikbaarheid en daarmee de ecotoxiciteit.

Daarnaast zullen als gevolg van diffusie –conform de Tweede Hoofdwet van de Thermodynamica- de concentraties van DDT en drins op de lange termijn uitmiddelen. Het *standstill* uitgangspunt van het huidige *BsB* is dan ook in strijd met de thermodynamische werkelijkheid. Het vervoeren van grond als gevolg van industriële activiteiten zal het onvermijdelijke diffusieproces slechts versnellen, en mogelijk de afbraaksnelheid –als gevolg van het ontsluiten van DDT en drins bij de mechanische handeling van fysieke scheiding van tarragrond van bieten en aardappelen- vergroten. Risico's zijn hier echter op geen enkele wijze aan verbonden.

Wat betreft ecotoxicologische risico's merkt Posthuma –in zijn notitie *Vernieuwing Bouwstoffenbesluit – de relatie met ecotoxicologische risico's* die opgesteld is ten behoeve van de Commissie Hendriks- nog op dat:¹⁷

Hatzinger, P.B.; Alexander, M. *Biodegradation of organic compounds sequestered in organic solids or in nanopores within silica particles. Environmental Toxicology and Chemistry*, **1998**, *16*, 2215 – 2221.

Nam, K.; Alexander, M. *Role of nanoporosity and hydrophobicity in sequestration and bioavailability: tests with model solids. Environmental Science and Technology*, **1998**, *32*, 71 – 74.

Alexander, R.R.; Alexander, M. *Genotoxicity of two polycyclic aromatic hydrocarbons declines as they age in soil. Environmental Toxicology and Chemistry*, **1999**, *18*, 1140 – 1143.

Alexander, R.R.; Alexander, M. *Bioavailability of genotoxic compounds in soils. Environmental Science and Technology*, **2000**, *34*, 1589 – 1593.

¹⁶ Zie noot 14.

‘Wanneer echter risiconiveaus onder werken worden ingeschat op basis van de bestaande kennis over de normstellingsprocedure en de daarin gehanteerde generieke worst-case benadering lijkt de volgende voorlopige conclusie gerechtvaardigd: de risico's van stoffenmengsels die in *de nabijheid van werken* door uitlozing ontstaan zouden in het algemeen (ruim) lager kunnen zijn dan het 5%-risiconiveau,’

De door ons schuingedrukte woorden geven aan dat Posthuma (direct of indirect) de generieke uitgangspunten van het *BsB* loslaat. De relatie tussen emissie en immissie wordt door Posthuma hier dus *lokaal* geduid in plaats van generiek. Bovendien wordt de inschatting gemaakt dat zelfs op *lokaal niveau* de ecotoxicologische risico's van *meetbaar* aanwezige en geëmitteerde stoffen aanzienlijk lager zouden kunnen zijn dan het 5%-risiconiveau. *Uit bovenstaande blijkt dat normering van DDT en drins op grond van ecotoxicologische overwegingen weinig overtuigend zijn. Ik concludeer dan ook dat normering op grond daarvan overbodig is.*

Humaan-toxicologische overwegingen: beschrijving en commentaar

In hoeverre normstelling op grond van humaan-toxicologische overwegingen noodzakelijk is ten aanzien van DDT en drins in tarragrond behoeft een analyse van blootstelling.

Tabel 2 Carcinogeniteitsclassificatie, normen en blootstelling

	Classificatie ¹⁸	TDI ¹⁹ ($\mu\text{g}/\text{kgbw d}$)	MTR _{hum} ²⁰ ($\mu\text{g}/\text{kgbw d}$)	Achtergrond blootstelling ($\mu\text{g}/\text{kgbw d}$) ²¹
DDT/DDE/DDD	Groep 2B ²²	0.5	0.5	< 0.1 (somwaarde)
Aldrin (A)	Groep 3 ²³	0.1	0.1	
Dieldrin (D)	Groep 3 ²⁴	(som)	0.1	< 0.04 (som A, D, E)
Endrin (E)	Groep 3 ²⁵	0.2	0.2	

¹⁷ Posthuma, L. *Vernieuwing Bouwstoffenbesluit. De Relatie met Ecotoxicologische Risico's*. 2003, RIVM.

¹⁸ IARC: International Agency for Research on Cancer is te bezoeken op de website <http://www.iarc.fr/> (laatst bezocht op 16-11-2004). De carcinogeniteitsgroepaanduidingen zijn als volgt (IARC):

Group 1: The agent (mixture) is carcinogenic to humans. The exposure circumstance entails exposures that are carcinogenic to humans.
Group 2 (two classifications):
Group 2A: The agent (mixture) is probably carcinogenic to humans. The exposure circumstance entails exposures that are probably carcinogenic to humans.
Group 2B: The agent (mixture) is possibly carcinogenic to humans. The exposure circumstance entails exposures that are possibly carcinogenic to humans.
Group 3: The agent (mixture, or exposure circumstance) is not classifiable as to carcinogenicity in humans.
Group 4: The agent (mixture, exposure circumstance) is probably not carcinogenic to humans.

¹⁹ TDI: Tolerable Daily Intake (Aanvaardbare Dagelijkse Blootstelling; oraal) in $\mu\text{g}/\text{kgbw d}(\text{ag})$; kgbw: kg body-weight. MTR: Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau.

²⁰ MTR: Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau.

²¹ Baars, A.J.; Theelen, R.M.C.; Janssen, P.J.C.M.; Hesse, J.M.; van Apeldoorn, M.E.; Meijerink, M.C.M.; Verdam, L.; Zeilmaker, M.J. *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report 711701 025, 2001, RIVM, Bilthoven.

²² Zie <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol53/04-ddt.htm> (laatst bezocht op 16-11-2004).

²³ Zie <http://www.inchem.org/documents/iarc/suppl7/aldrin.html> (laatst bezocht op 16-11-2004).

²⁴ Zie <http://www.inchem.org/documents/iarc/suppl7/dieldrin.html> (laatst bezocht op 16-11-2004).

De blootstelling is voor de hier besproken stoffen voor het overgrote deel terug te voeren op voedselconsumptie. Uit bovenstaande blijkt dat de dagelijkse blootstelling aan DDT (inclusief metabolieten) en drins onder de *TDI*-waarden liggen.²⁶ De *Food and Drug Administration (FDA)* heeft recent de *Total Diet Study* gepubliceerd waarin onder andere een scala van *market baskets* zijn geanalyseerd op de aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen.²⁷ Onderstaand staan de relevante bestrijdingsmiddelen en producten opgesomd:

Tabel 3 De FDA market basket studie 2003; geselecteerde middelen en producten

Product	N	Mean (ppm) ²⁸	Min (ppm)	Max (ppm)
DDT				
White potato, baked with skin (<i>o,p</i>) ²⁹	6	0.0004	0.0002	0.0010
French fries, frozen, heated (<i>p,p</i>) ³⁰	1	0.0005	0.0005	0.0005
White potato, baked with skin (<i>p,p</i>)	17	0.0017	0.0006	0.0050
Potato chips (<i>p,p</i>)	4	0.0009	0.0006	0.0010
French fries, fast-food (<i>p,p</i>)	1	0.0004	0.0004	0.0004
Sugar cookies, commercial	2	0.0005	0.0003	0.0007
Dieldrin				
French fries, frozen, heated	11	0.0006	0.0001	0.0020
Mashed potatoes, from flakes	2	0.0002	0.0001	0.0003
White potato, boiled without skin	3	0.0005	0.0001	0.0008
White potato, baked with skin	9	0.0011	0.0001	0.0040
Potato chips	11	0.0010	0.0003	0.0040
Scalloped potatoes, homemade	2	0.0003	0.0001	0.0005
Sweet potato, fresh, baked	2	0.0006	0.0005	0.0006
French fries, fast-food	8	0.0004	0.0001	0.0007
Salisbury steak with gravy, potatoes, and vegetable, frozen meal, heated	6	0.0002	0.0001	0.0003
Turkey with gravy, dressing, potatoes, and vegetable, frozen meal, heated	2	0.0002	0.0001	0.0003
Caramel candy	1	0.0002	0.0002	0.0002
Endrin (keton)				
White potato, baked with skin	1	0.0004	0.0004	0.0004

Hoewel deze *market baskets* studies zijn verricht in de Verenigde Staten, geeft dit overzicht een aardig beeld van de potentiële blootstelling van mensen via deze producten aan DDT en drins. Drie rekenvoorbeelden ter illustratie geven aan op welke niveaus consumptie dient plaats te vinden om de *TDI* te bereiken. Uitgaand van een persoon met een gewicht van 75 kg, is op basis van de *TDI* een blootstelling van 0.0375 mg *DDT*/dag toegestaan. *French fries* (thuis gebakken friet)

²⁵ Zie <http://www.inchem.org/documents/iarc/vol05/endrin.html> (laatst bezocht op 16-11-2004).

²⁶ Zie noot 21.

²⁷ *Food and Drug Administration Total Diet Study. Summary of Residues Found, Ordered by Pesticide. Market Baskets, 91-3 – 01-4. 2003.* Zie de website <http://www.cfsan.fda.gov/~comm/tds-res.html> (laatst bezocht op 16-11-2004).

²⁸ ppm: parts per million; mg/kg product.

²⁹ De *ortho,para* isomeer van DDT.

³⁰ De *para,para* isomeer van DDT

bevatten volgens bovenstaande tabel gemiddeld 0.0005 mg DDT/kg friet zodat 75 kg friet per dag geconsumeerd dient te worden om aan de DDT *TDI* te komen. Voor *dieldrin* is de toegestane blootstelling per dag voor dezelfde persoon 0.0075 mg/dag. Dezelfde gebakken friet bevatten gemiddeld 0.0006 mg dieldrin/kg friet zodat 12.5 kg friet per dag geconsumeerd dient te worden om aan de dieldrin *TDI* te komen. Voor caramel zou dat op grond van dezelfde uitgangspunten een dagelijkse consumptie van 37.5 kg vragen om de *dieldrin TDI* te bereiken. Onderstaande tabel, afkomstig uit het *RIVM* rapport over bodemgebruikswaarden, vat de blootstelling van DDT en drins via voedsel samen, alhoewel de blootstellingschattingen –vergeleken met de *FDA* studie– aan de ruime kant lijken.³¹

Tabel 3 Achtergrondblootstelling (AB) en belangrijkste bronnen, in relatie tot MTR_{humaan}

	AB ($\mu\text{g}/\text{kgbw d}$)	AB als % MTR	AB belang- rijkste route	Risico- niveau	MTR_{hum} ($\mu\text{g}/\text{kgbw d}$)
DDT	< 0.1	20%	Voedsel	MTR-AB	0.5
DDE	< 0.1	20%	Voedsel	MTR-AB	0.5
DDD	< 0.1	20%	Voedsel	MTR-AB	0.5
Aldrin	< 0.04	40%	Voedsel	MTR-AB	0.1
Dieldrin	< 0.04	40%	Voedsel	MTR-AB	0.1
Endrin	< 0.04	20%	Voedsel	MTR-AB	0.2

Wat betreft eventuele carcinogeniteit van DDT en drins geeft de *IARC* classificatie aan dat geen van de verbindingen als carcinogeen wordt aangeduid. *Cancer Facts and Figures 2002 – 2004* geven bovendien aan dat lage dosis blootstelling aan historische bestrijdingsmiddelen niet wordt geassocieerd met kanker bij mensen.³²

COMMENTAAR EN CONCLUSIES

Ecotoxicologische normering voor DDT en drins in het *BsB* is zinloos en daarmee overbodig. Hoewel de afbraak traag is, zijn deze stoffen niet of nauwelijks biologische beschikbaar. De feitelijke (eco)toxiciteit is dus hoegenaamd afwezig. Verplaatsen van tarragrond met de onvermijdelijke aanwezigheid van deze stoffen vormt dan ook geen enkel risico.³³ Daarnaast worden deze stoffen reeds lange tijd niet meer toegepast in de agro-sector en de aanwezigheid in het milieu is daarmee een onvermijdelijke erfenis uit het verleden. Het sturingspotentieel van het *BsB* ten aanzien van deze stoffen is om die reden afwezig aangezien ze overal in het milieu voorkomen. De bestuurlijke, technisch-analytische en economische inspanningen –bijvoorbeeld ten aanzien van monitoring– zijn echter hoog. De kosteneffectiviteit van normering van deze stoffen in de context van het huidige *BsB* is dan ook nihil.

Ten aanzien van de humane toxicologie vindt blootstelling voornamelijk plaats via voedsel. Het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR_{humaan}) is in het *RIVM* rapport over Bodemgebruikswaarden (BGW) gekozen als de beschermingsgrondslag voor blootstelling aan niet-carcinogene stoffen,

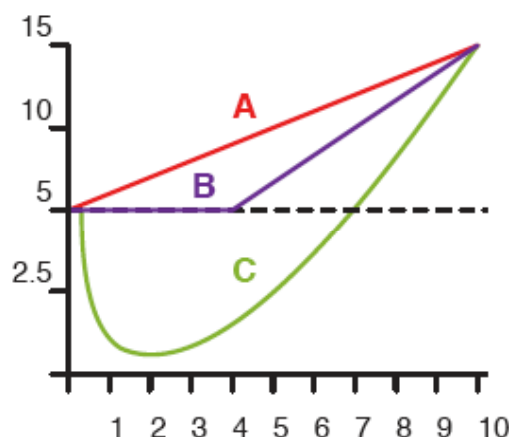
³¹ Van Wezel, A.P.; de Vries, W.; Beek, M.; Otte, P.F.M.; Lijzen, J.P.A.; Mesman, M.; Van Vlaardingen, P.L.A.; Tuinstra, J.; van Elswijk, M.; Römkens, P.F.A.M.; Bonten, L. *Bodemgebruikswaarden voor landbouw, natuur en waterbodem. Technisch wetenschappelijke afleiding van getalswaarden. RIVM rapport 711701031/2003*, 2003, RIVM, Bilthoven, p. 99.

³² Zie http://www.cancer.org/docroot/STT/stt_0.asp voor het downloaden van de rapporten.

³³ Zie *Nuchter omgaan met risico's. RIVM rapport 251701047/2003*, 2003, Milieu- en Natuurplanbureau (MNP) – RIVM, Bilthoven.

zoals DDT en drins.³⁴ Deze systematiek is gebaseerd op een lineaire extrapolatie van hoge blootstelling zoals wordt gebruikt bij dierexperimenten naar lage blootstelling. Onderstaand is dat weergegeven met A en B. Model A (de *linear non-threshold* model) wordt gebruikt voor (genotoxische) carcinogenen; model B (de *linear threshold* model) voor niet-carcinogenen. Uitgaande van het feit dat besproken bestrijdingsmiddelen niet als carcinogenen worden aangemerkt door het IARC wordt model B gebruikt om MTRs af te leiden voor de DDT en drins blootstellingen op grond waarvan blootstelling via voedsel kan worden beoordeeld.

Figuur 1 Toxicologische extrapolaties



[In the above figure tumours per animal are depicted on the y-axis, with the related dose on the x-axis. The animal control group (not exposed to the carcinogen) is depicted by means of the black horizontal dotted line at the 5-level on the y-axis. The hormetic model C predicts a lower amount of tumours than the control group when exposure levels of the carcinogen are below 7. The hormesis concept challenges the axiom and use of low-dose linearity in estimating cancer risks, and emphasizes that there are thresholds for carcinogens.]³⁵

In toenemende mate wordt echter getwijfeld aan toxicologische modellen A en B.³⁶ Voor de goede orde; beide modellen zijn assumptief van karakter. Aangenomen wordt bijvoorbeeld dat voor (genotoxische) carcinogenen elke blootstelling een risico is. Negatief geformuleerd: *geen dosis – geen kanker*. Model C als fundamentele beschrijving van dosis – respons relaties staat steeds meer in de wetenschappelijke belangstelling. Een andere naam voor model C is hormese.³⁷

'Hormesis is an adaptive response to low levels of stress or damage resulting in improved fitness for some physiological systems for a finite period. In more specific terms, hormesis is defined as modest overcompensation to a disruption in homeostasis. The key conceptual features of hormesis are the disruption of homeostasis, the modest overcompensation, the reestablishment of homeostasis and the adaptive nature of the process. ...'

³⁴ Zie noot 21.

³⁵ Calabrese, E.J.; Baldwin, L.A. *Toxicology Rethinks its Central Belief. Hormesis Demands a Reappraisal of the Way Risks are Assessed. Nature*, **2003**, 421, 691 – 692.

³⁶ Calabrese, E.J. *Overcompensation Stimulation: A Mechanism for Hormetic Effects, Critical Reviews in Toxicology*, **2001**, 31(4&5), 425 – 470.

Rozman, K.K., Dou, J. *Scientific foundations of hormesis. Part 2. Maturation, strengths, limitations, and possible applications in toxicology, pharmacology, and epidemiology. Critical Reviews in Toxicology*, **2003**, 33 (3-4), 451 – 462.

Zie verder: BELLE (Biological Effects of Low Level Exposure) www.belleonline.com (laatst bezocht op 16-11-2004).

³⁷ Calabrese, E.J.; Baldwin, L.A. *Hormesis: A Generalizable and Unifying Hypothesis. Critical Reviews in Toxicology*, **2001**, 31(4&5), 353 – 424.

Niet willekeurig welke dosis doet dus schade aan organismen; organismen passen zich binnen een bepaalde dosis-bandbreedte aan aan potentieel schadelijke stoffen. (Het bekendste voorbeeld van hormese is overigens zuurstof.³⁸) Dit aanpassingsvermogen aan toxicologische verstoringen resulteert in een grotere *fitness* van het blootgestelde organisme. Er is dan ook alle reden voor om *toxicological insignificant exposure levels* (TIE) te definiëren waar beneden blootstelling aan potentieel toxische stoffen niet meer relevant is voor normering.³⁹ Wiener definieert het milieuvraagstuk wat betreft de aanwezigheid van contaminanten in relatie tot het hormese concept als volgt:⁴⁰

'... hormesis redefines our notion of "pollution" and "contamination." It questions the premise that "pollutants" are unmitigated bads. This is radical because modern environmentalism is built in large part on the dichotomies of good versus evil, clean versus dirty, natural versus unnatural. ... The most radical implication of hormesis and risk-risk tradeoffs is the deradicalization of environmental discourse. Things are not either bad or good: they are both. The world is not a simple battle between good and evil: it is a series of complex tradeoffs among competing goods, and among countervailing risks. The hard question is not whether something is bad or good, it is how much is too much or too little; it is finding the point of optimality amidst risks on all sides. The regime we now have is too often radical in its stark dichotomies; the future may be radical in its moderation.'

Getuige de huidige blootstelling van mensen aan DDT en drins –voornamelijk via voedsel- die fors lager is dan de *TDIs* die op hun beurt gebaseerd zijn op een over-conservatief toxicologisch model (B), is het zondermeer rationeel en kosteneffectief af te zien van normering ook op grond van humaan-toxicologische overwegingen. *DDT en drins behoeven dan ook noch op eco- noch op humaan-toxicologische gronden normering.*⁴¹

³⁸ Zie bijvoorbeeld: Finkel, T.; Holbrook, N.J. *Oxidants, oxidative stress and the biology of ageing. Nature*, **2000**, 408, 239 – 247.

³⁹ Rulis, A.M. *Threshold of regulation: Options for handling minimal risk situations*. In: *Food Safety Assessment*. **1992**, ACS Symposium Series 484, 132 – 139.

Zie ook: Hanekamp, J.C. Wijnands, R.J. *Analytical technology, risk analysis and residues of veterinary substances: A précis and a proposal for coherent and logical clinical residue legislation. Joint FAO-WHO Technical Workshop on Residues of Veterinary Drugs without ADI/MRL (Bangkok, Thailand 24-26 August 2004)*, **2004**, working document.

⁴⁰ J.B. Wiener, *Hormesis and the Radical Moderation of Law. Human & Experimental Toxicology*, **2001**, 20(3), 162 – 164. (Zie ook <http://www.belleonline.com/n13v92.html> laatst bezocht op 16-11-2004).

Zie ook: F.B. Cross, *Legal Implications of Hormesis. Humans & Experimental Toxicology*, **2001**, 20(3), 156 – 158. (Zie ook <http://www.belleonline.com/n2v92.html> laatst bezocht op 16-11-2004).

⁴¹ Zie voor een recente studie naar biologische beschikbaarheid en carcinogene verbindingen (te weten Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAKS; PAHs in het Engels)) in relatie tot humaan-toxicologische effecten: Shor, L.M.; Kosson, D.S.; Rockne, K.J.; Young, L.Y.; Taghon, G.L. *Combined Effects of Contaminant Desorption and Toxicity on Risk from PAH Contaminated Sediments. Risk Analysis*, **2004**, 24(5), 1109 – 1120. Hun conclusie is in lijn met met datgene in dit rapport besproken:

'The EPA has estimated that 10% of the sediment underlying U.S. surface waters are "sufficiently contaminated with toxic pollutants to pose potential risks to humans Since all contaminated sediment cannot possibly be treated, more accurate ways of predicting relative risk are urgently needed. In this study, consideration for the combined effect of compound-specific bioavailability and toxicity resulted in risk estimates up to 2 orders of magnitude lower than those calculated using EPA default parameters. ...'