

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKGEZONDHEID EN MILIEUHYGIËNE
BILTHOVEN

Rapportnr. 770501014

Achtergrondgehalten van dioxinen
in de Nederlandse bodem.

R. van den Berg, R. Hoogerbrugge,
G.S. Groenemeijer, L.F.L. Gast en A.K.D. Liem

april 1994

Uitvoerende laboratoria:
Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek
Laboratorium voor Organisch Analytische Chemie

Adres:
Antonie van Leeuwenhoeklaan 9
Postbus 1
3720 BA Bilthoven

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van de Hoofdinspecties en Directies van de ministeries van VROM, WVC en LNV en in overleg met de Interdepartementale Coördinatiecommissie Dioxinen, bestaande uit vertegenwoordigers van genoemde ministeries en het RIVM, in het kader van project Persistente Stoffen (770501).

VERZENDLIJST

1-5	Hoofdinspectie van de Volksgezondheid, belast met het toezicht op de Hygiëne van het Milieu
6	Directeur-Generaal Volksgezondheid
7	Plv. Directeur-Generaal Volksgezondheid
8	Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer - dr.ir. B.C.J. Zoeteman
9-13	Hoofdinspectie Gezondheidsbescherming
14	Hoofdinspectie voor de Geestelijke Volksgezondheid
15-18	Geneeskundige Hoofdinspectie van de Volksgezondheid
19-23	Veterinaire Hoofdinspectie van de Volksgezondheid
24	Directeur van de Directie Afvalstoffen
25	Directeur van de Directie Bodem
26-29	Directie Voeding en Veiligheid van Produkten
30-34	Directie Milieu, Kwaliteit en Voeding (Ministerie van LNV)
35-38	Directie Voedings- en Veterinaire Aangelegenheden en Produktveiligheid
39-43	Directie Voedings- en Kwaliteitsaangelegenheden (Ministerie van LNV)
44-48	Voorzitter Interdepartementale Coördinatiecommissie Dioxineproblematiek
49-55	Regionale Inspecties van de Volksgezondheid voor de Hygiëne van het Milieu in de provincies Groningen, Friesland en Drenthe, Gelderland, Noord-Holland, Zuid-Holland, Zeeland en Noord-Brabant
56-63	Regionale Inspecties Gezondheidsbescherming te Alkmaar, Amsterdam, Goes, 's-Gravenhage, Leeuwarden, Nijmegen, Rotterdam en Utrecht
64-75	Voorzitter Interdepartementale Begeleidingscommissie Onderzoek Dioxinen
76	Bureau Voorlichting Gezondheidszorg Buitenlanders
77-78	RIKILT/IVVO
79	TNO
80	Drs. A.A. Sein
81-112	alle gebruikers/eigenaren van percelen
113	Depot van Nederlandse publikaties en Nederlandse bibliografie
114	Directie RIVM
115	Prof. dr. ir. C. v.d. Akker
116	Ir. F. Langeweg
117	Dr. H.A. van 't Klooster
118	Drs. L.H.M. Kohsiek
119	Ir. A.H.M. Bresser
120	Dr. R.M. van Aalst
121	Dr. D. Onderdelinden
122	Dr. F.J.J. Brinkmann
123	Drs. A. van der Giessen
124	Dr. W.H. Könemann
125	Mw. Drs. A.G.A.C. Knaap
126	Dr. ir. H.J.G.M. Derks
127	Drs. M. Olling
128	Dr. P. van Zoonen
129	Hoofd Bureau Voorlichting en Public Relations
130-132	Projectgroep Dioxine-onderzoek RIVM
133-143	Auteurs en medewerkers

144	Bureau Projecten- en Rapportenregistratie
145	Bibliotheek RIVM
146-160	Reserve-exemplaren

VOORWOORD

Aan dit onderzoek hebben naast de auteurs ook anderen belangrijke bijdragen geleverd: H.A. Vissenberg (LBG, monsterneming en fysisch-chemische bodemanalyses), S. Budding (LBG, fysisch-chemische bodemanalyses), M. 't Hart (ECO, koolstofanalyses), en A.C. den Boer, R.S. den Hartog en A.P.J.M. de Jong (dioxine-analyses).

Bovendien, en zeker niet in het minst, zijn wij dank verschuldigd aan de eigenaren/gebruikers van de percelen die bemonsterd zijn voor dit onderzoek naar achtergrondgehalten. Alle eigenaars/gebruikers zijn via een separaat schrijven op de hoogte gesteld van de op hun perceel vastgestelde gehalten.

Bij het schrijven van het rapport is dankbaar gebruik gemaakt van de discussies met Hans van Jaarsveld (LLO), Wout Slob en Janneke Hoekstra (beiden CWM).

INHOUDSOPGAVE

Verzendlijst	ii
Voorwoord	iv
Inhoudsopgave	v
Abstract	vi
Summary	vii
Samenvatting	1
1 INLEIDING	3
2 MATERIAAL EN METHODEN	4
2.1 Monsterneming	4
2.1.1 Monsternemingspunten	4
2.1.2 Werkwijze bij monsterneming	4
2.1.3 Monsterbewerking en -opslag	7
2.2 Fysisch-chemische bodemanalyses	7
2.3 Analyseprocedure voor de bepaling van PCDD's en PCDF's in grond	8
2.3.1 Monstervoorbewerking: ontsluiting, extractie en zuivering	9
2.3.2 Identificatie en kwantificering van PCDD- en PCDF-congeneren met behulp van GC/MS	9
2.3.3 Validatie-onderzoek van de gebruikte analysemethode	10
2.3.4 Patroonherkenning dioxinen en furanen in grond	11
3 RESULTATEN	12
4 DISCUSSIE	13
4.1 Resultaten validatieonderzoek analysemethode	13
4.2 De gehalten in relatie tot elkaar	13
4.3 De gehalten in relatie tot eerdere metingen	14
4.4 Relatie depositie en gehalte in grond	15
4.5 Hoofdcomponentenanalyse	20
5 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	23
REFERENTIES	25
RIVM-STANDARD OPERATING PROCEDURES EN INTERNE MEMO'S	31
Tabellen 1-9	32
Bijlagen A-E	45

ABSTRACT

Thirty-two grassland sites, distributed over the Netherlands, were sampled to determine 'background' concentrations of dioxins. The sites were chosen on the basis of calculations using a model for a large-scale distribution and deposition of dioxins from especially waste incinerators. Sampling procedure, sample processing and physico chemical analyses are described. Special attention is given to the analytical procedure, the recoveries and the repeatability. 'Background' concentrations from 1.8 to 16.4 ng I-TEQ kg⁻¹ were determined for the layer 0-5 cm below surface level. These concentrations reflect the concentrations to be expected as 'background' concentrations in Dutch soils. It appeared appropriate to predict the concentrations in the soil from the deposition data, not only for 'background' sites but also for sites in the vicinity of waste incinerators. From the viewpoint of policy-making further research was not recommended. Additional studies may be undertaken for scientific reasons, increase in knowledge on the behaviour of dioxins.

SUMMARY

In addition to the research into dioxin concentrations in the soil in the vicinity of waste incinerators (WIs) it was useful to determine the 'background' concentrations (concentrations caused by diffuse distribution) in the Netherlands. The study set up was also seen as a possibility to validate the deposition model (OPS) used to generally model the distribution of contaminants and in this case dioxins. The analytical procedure was also part of the research. In August 1991 32 sites, pastures without any tillage during the previous 20 years and distributed over the country, were sampled.

The recoveries from the analytical procedure (incl. processing) for sand and peat soil samples amounted to about 95% and the distribution in the recoveries (repeatability) to about 10% (RSD). The recovery for clay was about 20%. This implies that the concentrations for clay soil samples might have been five times higher in reality than the results reported. No correction has taken place because of lack of information on the precise way of correction.

In this sampling round of 'background' sites concentrations of 1.8 to 16.4 ng I-TEQ kg⁻¹ were determined for the layer 0-5 cm below surface level (cm-sl). These concentrations were comparable to those found earlier on 'background' sites during the WI study and with the concentrations determined on comparable sites outside the Netherlands. The concentrations determined are considered representative for non-sludge treated grasslands. On other sites, where soil tillage and processing has taken place, lower concentrations are expected, unless local sources are present. It is concluded that, in general, 'background' concentrations in Dutch soils vary from 2 to 10 ng kg⁻¹, with a maximum of 20.

Although for five samples the signal values for pastures (10 ng kg⁻¹) were found, only a limited contribution to the levels in milk is expected and no actions have to be taken. The same goes for the direct exposure of the local population.

For the total studied sites (WIs and 'background') a linear relation can be derived between (the logarithm of) the total dioxin content of the 0-10 cm-sl layer, calculated from the measurements, and (the logarithm of) the same level calculated on basis of the deposition in ng m⁻² j⁻¹ and the time during which deposition has taken place. This relation did not differ significantly from a 1:1 relation. Although a significant difference was shown by means of statistical analyses between the two sets of data (WIs versus 'background' sites) it is demonstrated that on the basis of the calculated deposition a reasonably reliable prediction of the concentration in the soil can be made (one order of magnitude).

Based on this comparison of 'deposition calculated' and 'measured' concentrations, it is concluded that the assumptions made to perform this comparison are acceptable and that the deposition model provides a good first estimate.

In the principal component analysis the 'background' sites with respect to the composition of the congeners are concluded to be not particularly focused, as are the patterns of soil samples from specific sources (WIs, cable or car incineration sites, or sites with a pentachlorophenol contamination).

Based on this study, a broad survey on the Dutch soils is concluded not to be necessary.

A study for the sites with unexpected high concentrations might be worthwhile to determine whether these concentrations are due to an incident or to consistently increased concentrations. In this last case research for determining sources should follow.

From a scientific point of view, a study into the presence of dioxins in the deeper soil layers might be interesting, but it would not seem to be of value for further policy developments.

SAMENVATTING

In aanvulling op het onderzoek naar dioxinegehalten in de grond rond AVI's en andere bronnen werd het zinvol geacht vast te stellen welke gehalten in Nederland als achtergrond (als gevolg van diffuse verspreiding) gevonden zouden worden. Daartoe werd een onderzoek gestart met als tweede doelstelling een validatie van de berekeningen van de depositie in Nederland die opgetreden is als gevolg van grootschalige verspreiding van de emissies van dioxinen uit AVI's en andere bronnen.

Op basis van de depositiekaart met de gegevens van de situatie eind 1989/begin 1990 toen alle AVI's nog in bedrijf waren, is een bemonsteringsprogramma over heel Nederland opgezet dat in augustus 1991 is uitgevoerd. De 32 monsterlokaties waren graslandpercelen die de laatste 20 jaar geen grondbewerking hadden ondergaan.

In deze bemonstering van achtergrondlokaties (graslanden) in Nederland zijn gehalten van 1,8 tot 16,4 ng I-TEQ kg⁻¹ vastgesteld voor de 0-5 cm-mv-laag. Deze gehalten komen overeen met de eerder (tijdens AVI-onderzoek) voor dezelfde dieptelaag voor achtergrondlokaties vastgestelde gehalten en met in het buitenland gemeten gehalten.

De gevonden gehalten worden als representatief gezien voor niet met slib behandelde graslandpercelen. Op andere dan graslandpercelen, waar wel grondbewerking wordt toegepast, worden lagere gehalten verwacht tenzij sprake is van lokale bronnen.

Geconcludeerd kan worden dat de achtergrondgehalten in de verschillende Nederlandse gronden waarschijnlijk variëren van 2 tot 10, maximaal 20 ng kg⁻¹.

De recoveries van de analytische procedure (incl. opwerking) voor zand- en veenmonsters bedragen ca. 95% en de spreiding in de recoveries (herhaalbaarheid) ca. 10% (RSD). De recovery voor klei is ca. 20%. Dit impliceert, dat de gehalten voor kleigrond in werkelijkheid een factor 5 hoger kunnen zijn dan de vermelde resultaten. Hiervoor is bij de verdere berekeningen niet gecorrigeerd omdat onvoldoende informatie beschikbaar is over de precieze wijze van uitvoering daarvan.

Een vijftal monsters uit deze bemonstering overschrijden de in 1987 voorgestelde signaleringswaarde voor veeveeltgebieden (10 ng kg⁻¹). Er kan echter gesteld worden dat deze lichte overschrijdingen slechts een beperkte bijdrage aan het gehalte in melk (1 pg per gram melkvet) zullen leveren. In die zin hoeven geen acties ondernomen te worden. Hetzelfde geldt ook met betrekking tot de directe blootstelling van de lokale bevolking.

Hoewel door middel van statistische analyses een significant onderscheid aangetoond kan worden tussen de twee datasets (AVI's e.d. ten opzichte van achtergrondlokaties) is toch besloten de dataset als één geheel te beschouwen gezien de geringe verschillen in verklaarde variantie en alle onzekerheden in de aannames bij de berekeningen. Voor de set van beschouwde lokaties (AVI's en achtergrond) kan een lineaire relatie worden vastgesteld tussen (de logaritme van) het totaal-gehalte dioxinen in de 0-10 cm-laag ("gemeten" gehalte), berekend uit de metingen, en (de logaritme van) het gehalte berekend op basis van de depositie in ng m⁻² j⁻¹ en de tijdsperiode gedurende welke depositie heeft plaatsgevonden ("berekende" gehalte). De gevonden relatie bleek niet significant te verschillen van een 1:1-relatie.

Op grond van de berekende depositie kan een redelijk betrouwbare voorspelling van het gehalte in de bodem (factor 3 naar beide zijden, dus één orde grootte) worden gedaan.

Op basis van deze vergelijking tussen "gemeten" en "berekende" gehalten wordt geconcludeerd dat de aannames die gedaan zijn om deze vergelijking te kunnen uitvoeren, redelijke aannames zijn geweest. Het depositiemodel sluit goed aan bij de metingen.

Uit de hoofdcomponentenanalyse wordt geconcludeerd dat de achtergrondlokaties wat

betreft de congenerensamenstelling een patroon hebben dat minder uitgesproken in een bepaalde richting wijst dan de patronen van monsters die belast zijn door een specifieke bron (AVI's, brandplaatsen of pentachloorfenolverontreiniging).

Op basis van dit onderzoek kan gesteld worden dat een breedschalig nader onderzoek niet zinvol is. Mogelijk zou alleen rond de lokaties waar verhoogde gehalten vastgesteld zijn (Ede, Waarland) nadere monsterneming kunnen plaatsvinden om vast te stellen of het om een incident gaat of om systematisch verhoogde gehalten. In het laatste geval zou brononderzoek kunnen volgen.

Vanuit wetenschappelijk oogpunt zou onderzoek gericht op het in de diepte in de bodem voorkomen van dioxinen nog interessant zijn, maar dit levert geen wezenlijke bijdrage aan de verdere beleidsontwikkeling.

1 INLEIDING

In de zomer van 1989 werden verhoogde gehalten van polychloordibenzo-p-dioxinen en polychloordibenzofuranen (kortweg dioxinen) geconstateerd in koemelk afkomstig van melkveebedrijven uit het Lickebaertgebied. Deze gehalten lagen hoger dan de daarvoor geldende norm. Daarom werd besloten tot een tijdelijk verbod tot gebruik voor menselijke of dierlijke consumptie van melk en vlees afkomstig uit dit gebied. Omdat de afvalverbrandingsinstallatie ter plaatse als belangrijke bron werd gezien, werd het nodige onderzoek hiernaar gestart, waarbij ook de emissies van dioxinen door andere afvalverbrandingsinstallaties (AVI's) en de verspreiding ervan in het milieu werden onderzocht en met name in de nabije omgeving van de AVI's (Slob et al., 1992).

Er konden in eerste instantie geen consistente relaties tussen gehalten in melk en emissies vastgesteld worden. Daarom werd een model ontwikkeld, waarin de route via grond naar de koe een rol bleek te spelen (Slob et al., 1993). Als gevolg van de inname van kleine hoeveelheden grond door de koe bij het eten van gras kan afhankelijk van de verontreinigingsgraad die de bodem als gevolg van depositie bereikt heeft, grond significant bijdragen aan de uiteindelijke gehalten in koemelk (maximaal 20% - Zaanstad; Slob et al., 1993).

Op basis van deze analyse zijn rond een aantal AVI's onderzoeken naar het gehalte in de grond uitgevoerd. In relatie tot een enkel achtergrondmonster bleken de AVI-monsters inderdaad hoge gehalten te hebben (De Jong et al., 1990, 1991).

Achtergrondgehalten zijn hierbij gedefinieerd als de gehalten die in de Nederlandse gronden worden aangetroffen als gevolg van de diffuse verspreiding van dioxinen en dus niet als de gehalten zonder antropogene beïnvloeding. Dit laatste is niet mogelijk omdat in geheel Nederland sprake is van depositie van dioxinen.

In aanvulling op bovengenoemd onderzoek werd het zinvol geacht vast te stellen welke gehalten in Nederland als achtergrond gevonden zouden worden. Daartoe werd een onderzoek gestart met als tweede doelstelling een validatie van de berekeningen van de depositie (Schutter en Van Jaarsveld, 1993; Slob et al., 1992) in Nederland die opgetreden is als gevolg van grootschalige verspreiding van de emissies van dioxinen uit AVI's en andere bronnen.

Daarom is op basis van de depositiekaart met de gegevens van de situatie eind 1989/begin 1990 toen alle AVI's nog in bedrijf waren, een bemonsteringsprogramma opgezet dat in augustus 1991 is uitgevoerd.

Dit rapport beschrijft de resultaten van dat onderzoek. In hoofdstuk 2 worden de monsterneming, monsterbewerking en de (fysisch-)chemische analyses beschreven. Hoofdstuk 3 beschrijft de analyseresultaten en in hoofdstuk 4 worden de resultaten besproken in relatie tot elkaar, tot de eerdere bemonsteringen rond AVI's en andere bronnen en tot gegevens uit het buitenland. Vervolgens wordt getracht relaties te leggen ten aanzien van depositiegegevens en eventuele bronverschillen. Afgesloten wordt met conclusies en aanbevelingen.

2 MATERIAAL EN METHODEN

2.1 Monsterneming

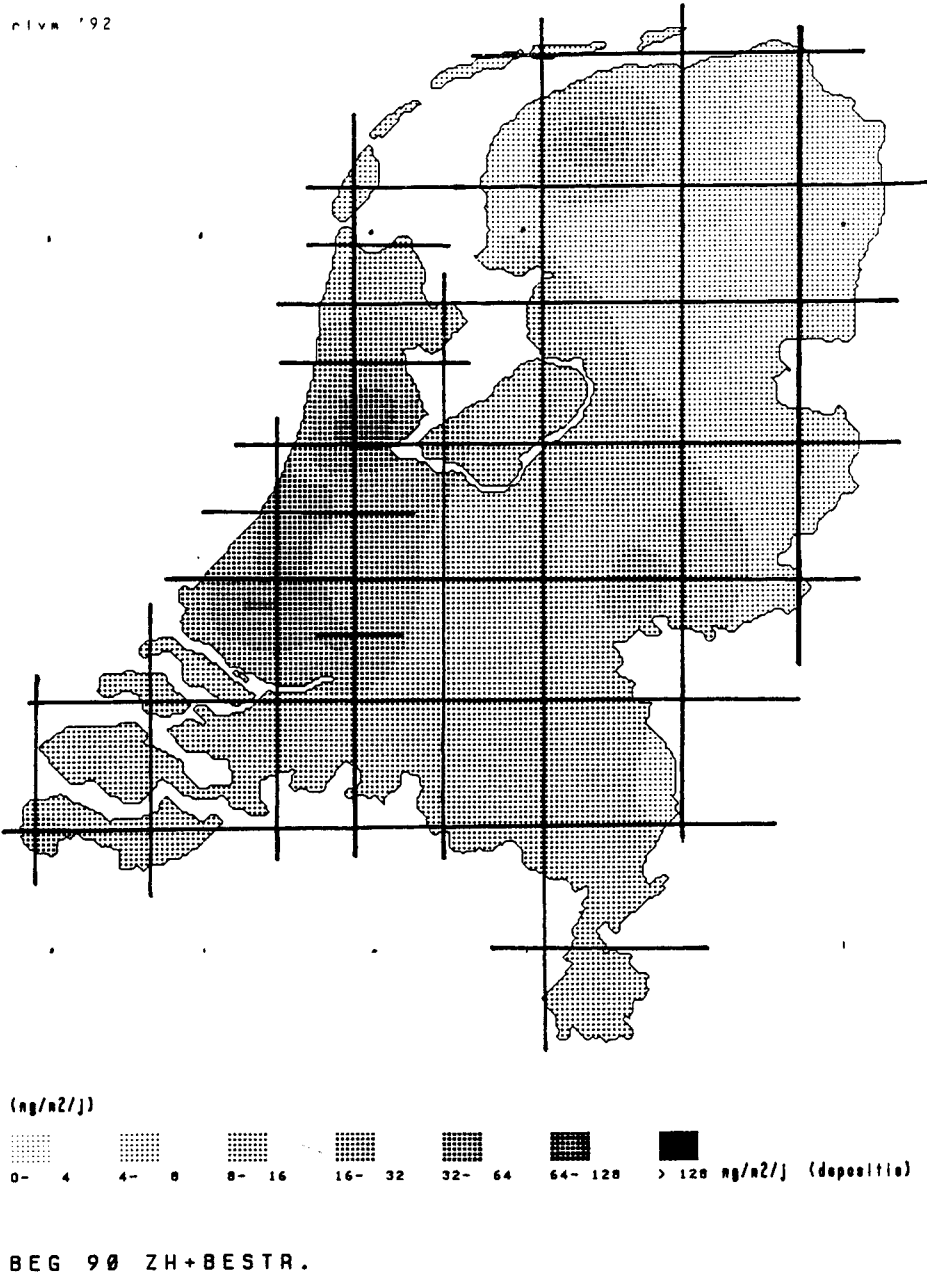
2.1.1 Monsternemingspunten

De lokaties voor het nemen van de monsters werden als volgt vastgesteld. Een grid van 40 x 40 km² werd op de kaart van Nederland gelegd. Op deze kaart stond ook de berekening van de depositie van dioxinen als gevolg van emissies uit AVI's en andere bronnen in Nederland en omliggende landen weergegeven volgens de toestand van eind 1989/begin 1990. Deze berekeningen werden uitgevoerd op basis van de emissiemetingen en -schattingen van 1989/1990 (Schutter en Van Jaarsveld, 1993; Van Jaarsveld en Schutter, 1990). In 1990 werd een viertal AVI's (Alkmaar, Zaanstad, Leiden en Leeuwarden) gesloten, maar omdat het gehalte in de bodem bepaald wordt door het gehele depositieverleden (zie hoofdstuk 4) werd hiermee bij het vaststellen van het grid en/of de lokaties geen rekening gehouden. Besloten werd om op of in de nabijheid van de knooppunten van het grid te bemonsteren. Als voorwaarde gold hierbij dat bij de monsterneming in een lokaal depositiegebied van een AVI sprake moest zijn van een minimale afstand van 10 km tot de AVI. Over de provincies Noord- en Zuid-Holland werd een extra monsternemingsgrid uitgezet omdat een grotere variatie in gehalten werd verwacht als gevolg van de invloed van de verschillende AVI's in dit gebied. De monsterlokaties dienden graslandpercelen te zijn die de laatste 20 jaar geen grondbewerking hadden ondergaan. De gebruiker en/of eigenaar diende akkoord te gaan met de monsterneming; hierbij werd anonimiteit gegarandeerd. Figuur 1 geeft de kaart met de knooppunten en depositiegebieden weer. Uiteindelijk werden totaal 32 lokaties bemonsterd. Figuur 2 geeft de ligging van de lokaties en de bijbehorende monstercodes weer. Rapportage van de lokaties heeft plaats op basis van gemeentenaam en de x- en y-coördinaat (op vijf kilometer nauwkeurig). Van elk perceel werd een situatieschets gemaakt inclusief de raaien met de punten van monsterneming. Bij de monsterneming werd tevens een enquête uitgevoerd. Tabel 1 geeft de relevante gegevens. Schets en enquête zijn conform SOP nr. LBG/410/00 uitgevoerd.

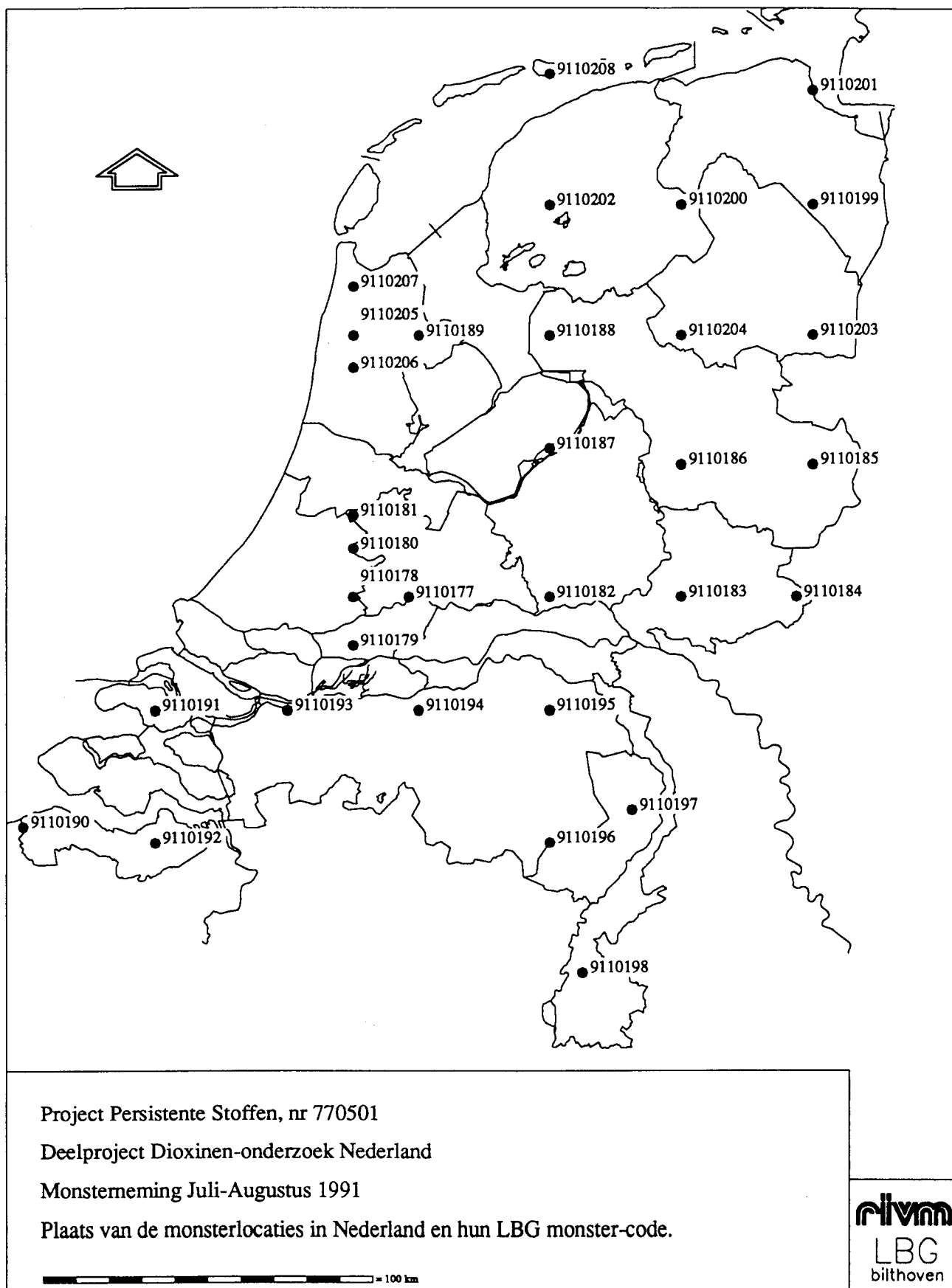
2.1.2 Werkwijze bij monsterneming

De monsterneming werd uitgevoerd volgens SOP nrs. LBG/410/00 en LBG/401/00. In grote lijnen hield dit in dat op ieder perceel een mengmonster van 40 steken werd genomen, waarbij de steken verdeeld waren over raaien. Deze raaien maakten een hoek van $\pm 45^\circ$ met de vermoede bewerkingsrichting en waren niet langer dan tweemaal de lengte van de korte zijde van het perceel. Op ieder monsterpunt werden blad en stengels verwijderd waarna met een graszode-monsterboor een tweetal steken werd genomen (middellijn 0,2 cm) van de bodem inclusief zode. De eerste van 0-5 cm-maaiveld (cm-mv) en daarna uit het ontstane gat de tweede van 5-10 cm-mv. Alle steken werden per lokatie en laagdiepte verzameld in een glazen pot. Dit resulteerde in een totale monstergrootte van tussen de 400 en 1000 g grond (droge stof).

Om de volumieke dichtheid van de grond te kunnen vaststellen werden op de lokatie ook 10 monsters genomen van 1-6 cm-mv in grondmonsterringen (pF-ringen) met een bekend volume. Deze monsters werden per ring verpakt in een plastic zak.



Figuur 1. Dioxinen-depositiekaart volgens de situatie eind 1989/begin 1990 (Schutter en Van Jaarsveld (1993). De knooppunten van het 40 x 40 km² grid, dat op de kaart is gelegd, vormden in principe de bemonsteringslokaties.



Figuur 2. Ruimtelijke weergave van de definitieve monsterlocaties op de kaart van Nederland.

Om een indruk te krijgen van de ruimtelijke spreiding in de dioxinegehalten op perceelsniveau werden op de lokatie Broekland vijf willekeurige stukken van 0,3 x 0,3 m² afzonderlijk bemonsterd op een onderlinge afstand van steeds ongeveer 30 m. Van deze stukken grasland werden 40 stekken van de 0-5 cm-mv laag genomen.

Drie monsters werden genomen ten behoeve van ontsluitingstesten door het Laboratorium voor Organisch Analytische Chemie (LOC). Deze monsters van ca. twee kilogram droog materiaal werden na het verwijderen van blad en stengels met een schep verzameld. Het betrof de 0-10 cm-mv laag van de percelen te Broekland (zand, LBG monstercode 9110186), Meije (veen, LBG monstercode 9110180) en IJsselstein (klei, LBG monstercode 9110209).

2.1.3 Monsterbewerking en -opslag

Alle monsters werden gedroogd bij 40 °C en vervolgens in afgesloten glazen potten opgeslagen bij kamertemperatuur.

Alleen de mengmonsters van de stekken van 0-5 cm-mv werden in bewerking genomen. De voorbehandeling van deze monsters bestond na het drogen bij 40 °C, uit het zeven over een zeef van 2 mm; hierbij werden zonodig droge aggregaten verkruid (volgens SOP nr. LBG/201, aangevuld door SOP nr. LBG/212).

Een deel van elk monster (ongeveer 100 g d.s.) werd aangeleverd aan het LOC voor analyse op dioxinen. Een tweede deel (ongeveer 20 g d.s.) aan het Laboratorium voor Ecotoxicologie (ECO) voor een totaal-koolstofanalyse. Een derde deelmonster werd gebruikt voor de bepaling van pH en carbonaat door het Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek (LBG). Het overige deel werd weer opgeslagen.

2.2 Fysisch-chemische bodemanalyses

De volumieke dichtheid werd voor elke lokatie berekend als gemiddelde van de volumieke dichtheid uit de serie van tien per lokatie separaat genomen pF-ringmonsters. Deze dichtheid werd bepaald door het vaste volume aan grond te wegen na het drogen bij 105 °C (conform SOP nr. LBG/211/00).

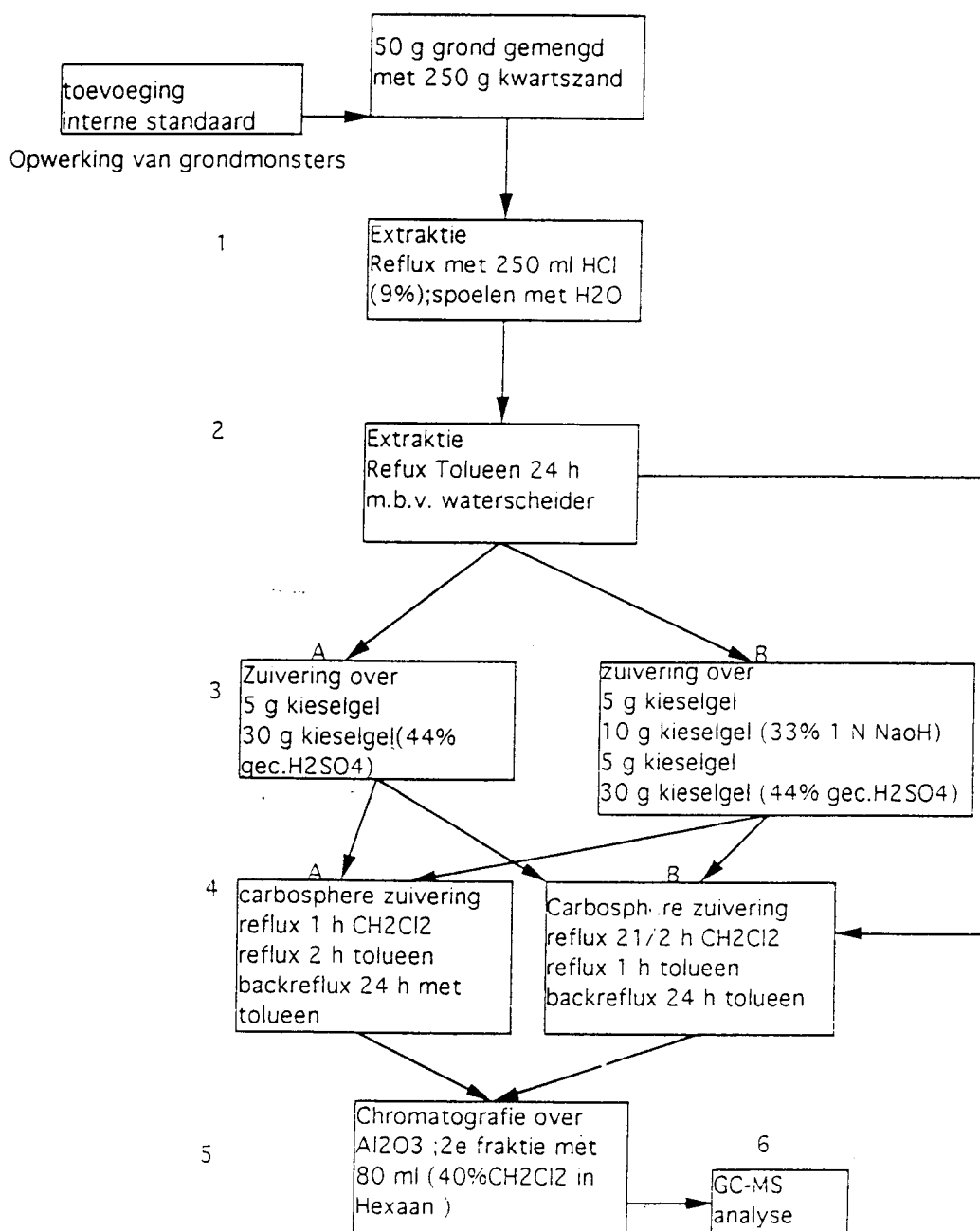
Per lokatie werden in het mengmonster de volgende bepalingen uitgevoerd:

- totaal-koolstof met een Carlo Erba Elemental Analyser op de klassieke Pregel en Dumas methode (SOP nr. ECO/197/00);
- pH-H₂O en pH-KCl in een grondsuspensie van één deel grond op vijf delen H₂O, respectievelijk een oplossing van 1 mol KCl l⁻¹ (SOP nr. LBG/205/00);
- indien de pH-H₂O hoger dan 6,5 was werd het carbonaatgehalte middels het Scheiblerapparaat bepaald dat het geproduceerde kooldioxyde meet na het toevoegen van een overmaat zoutzuur aan een bekende hoeveelheid grond (SOP nr. LBG/102/00). Indien de pH-H₂O lager was dan 6,5 werd aangenomen dat in het monster geen carbonaat aanwezig was en het organische-koolstofgehalte dus gelijk was aan het totaal-koolstofgehalte; anders diende het organische-koolstofgehalte berekend te worden door het totaal-koolstofgehalte te corrigeren voor het aanwezige carbonaat.

2.3 Analyseprocedure voor de bepaling van PCDD's en PCDF's in grond

De bepaling van de zeventien 2,3,7,8-chloorgesubstitueerde PCDD's en PCDF's is in principe uitgevoerd volgens standaardwerkwijzen en zijn intern in de vorm van Standard Operating Procedures vastgelegd (SOP nrs. LOC/145/01; LOC/113/01; LOC/235/00 en LOC/114/00). De optimalisatie van de methode is gericht geweest op de bepaling van het dioxinegehalte uitgedrukt in 2,3,7,8-TCDD-equivalenten (TEQ's) en is schematisch weergegeven in Figuur 3. In de paragrafen 2.3.1 en 2.3.2 zullen de gevolgde werkwijzen bij respectievelijk de isolatie en analyse in het kort worden toegelicht.

Figuur 3. Schematische weergave van de methode voor de bepaling van PCDD's en PCDF's in grond



Voorafgaande aan de analyse van de monsters is de gehanteerde bepalingmethode gevalideerd. De uitvoering van dit validatie-onderzoek is beschreven in paragraaf 2.3.3., het resultaat in paragraaf 4.1.

2.3.1 Monstervoorbewerking: ontsluiting, extractie en zuivering

Ontsluiting en extractie van grondmonsters

Een deelmonster van 50 g droge grond is gemengd met 250 g kwartzand. Vervolgens is een mengsel toegevoegd van $^{13}\text{C}_{12}$ -gelabelde referentiestoffen van PCDD's en PCDF's (Cambridge Isotope Laboratories, Woburn, MA, USA) op een additieniveau van 10 ng per congener per kg droge grond. Het materiaal is vervolgens overgebracht in een refluxeenheid en onderworpen aan een ontsluitingsprocedure met een 9% (v/v) zoutzuuroplossing. Na een refluxtijd van 24 uur is het ontsloten materiaal gespoeld met water. Het materiaal is vervolgens gedurende 24 uur geëxtraheerd met toluen. De procedure is beschreven in SOP nr. LOC/145.

Zuivering van extracten van grondmonsters

De toluenextracten zijn daarna in drie stappen gezuiverd. De zuiveringsmethode beoogt de verwijdering van matrixcomponenten en meegeëxtraheerde organische verbindingen die de uiteindelijke GC/MS-analyse kunnen verstoren (interferenties). De zuiveringsmethode omvat (facultatief) een kolomchromatografische zuivering over silicagel geïmpregneerd met zwavelzuur, adsorptiechromatografie over actieve kool (Carbosphere) en een fractionering over aluminiumoxyde. De silicagelstap leidt tot oxydatie van matrixbestanddelen en diverse organische verbindingen (SOP nr. LOC/113/01). De actieve kool leidt tot een scheiding tussen planaire, waaronder de PCDD's en PCDF's, die door de actieve kool worden vastgehouden, en niet of minder planaire verbindingen. De PCDD's en PCDF's worden vervolgens teruggewonnen door middel van backflush met toluen. De aluminiumoxyde-fractionering leidt tot een verdere scheiding tussen de PCDD/F-fractie en andere nog in het extract aanwezige residuen (waaronder PCB's) (Liem et al., 1990). Het gezuiverde extract wordt voorzichtig drooggedampt en tenslotte opgenomen in 50 μl van een oplossing van de injectiestandaard $^{13}\text{C}_6$ -1,2,3,4-TCDD in toluen. De werkwijze is in detail beschreven in SOP nr. LOC/113/01.

Bij de analyse van de grondmonsters met LBG monstercode 9110177 tot en met 9110193 werden interferenties van onbekende origine waargenomen. Op grond hiervan is een extra zuivering uitgevoerd over actieve kool en aluminiumoxyde. Aangezien de interne standaarden ook deze extra stappen hebben ondergaan, mag worden verondersteld dat deze extra stap geen invloed zal hebben op het uiteindelijke analyseresultaat. Vermoed werd dat de stap over silicagel tot introductie van de interferenties had geleid. De silicagelstap is in de analyse van de grondmonsters met LBG monstercode 9110194 tot en met 99110208 derhalve achterwege gelaten. Dit bleek inderdaad een gunstige invloed te hebben op de algehele performance van de methode. De silicagelstap is derhalve als 'facultatief' in de standaard methode opgenomen.

2.3.2 Identificatie en kwantificering van PCDD- en PCDF-congeneren met behulp van GC/MS

De bepaling van de PCDD's en PCDF's in het gezuiverde extract is uitgevoerd met behulp van gaschromatografie met hoog oplossend vermogen massaspectrometer (GC/MS).

De GC/MS-analyses zijn uitgevoerd met een VG Autospec dubbelfocuserende massaspectrometer (Fisons Instruments, Manchester, UK) gekoppeld aan een HP 5890A gaschromatograaf (Hewlett Packard, Palo Alto, USA). Besturing en data-acquisitie vindt daarbij plaats met behulp van een geïntegreerd datasysteem.

Voor de gaschromatografische scheiding van de PCDD's en PCDF's is gebruik gemaakt van een capillaire fused silica kolom met een polaire stationaire fase Rtx-2330. De massaspectrometrische detectie is uitgevoerd door monitoring (Selected Ion Recording, SIR) van de twee meest intense moleculaire ionen van het chloorisotoopcluster van zowel de $^{13}\text{C}_{12}$ -gelabelde als ongelabelde tetra- tot octagechloroerde PCDD's en PCDF's alsmede die van de $^{13}\text{C}_6$ -gelabelde 1,2,3,4-TCDD. De MS-detectie is uitgevoerd bij een resolutie van 5000:1.

Voorafgaande aan de opwerking zijn $^{13}\text{C}_{12}$ -gelabelde interne standaarden toegevoegd, die als gidsstoffen dienen voor de identificatie en kwantificering van de te bepalen PCDD's en PCDF's.

Bij positieve identificatie is voldaan aan criteria vastgesteld voor de retentietijd, de isotoopratio van de twee moleculaire ionen uit het chloorisotoopcluster en de signaal/ruis-verhouding. De kwantificering is uitgevoerd door vergelijking van de piekoppervlakken van de moleculaire ionen van de te bepalen component met die van de corresponderende $^{13}\text{C}_{12}$ -gelabelde interne standaard. Verondersteld is dat de component en zijn $^{13}\text{C}_{12}$ -gelabelde analoog zich tijdens de analyseprocedure overeenkomstig gedragen.

De efficiency van de opwerking is gecontroleerd door bepaling van de recoveries van de $^{13}\text{C}_{12}$ -gelabelde interne standaarden. Deze recovery wordt berekend door de verhouding te bepalen van het piekoppervlak van deze verbinding ten opzichte van die van de $^{13}\text{C}_6$ -gelabelde injectiestandaard 1,2,3,4-TCDD, en deze verhouding te vergelijken met die uit de GC/MS-analyse van een extern standaardmengsel. Voor de recovery van de $^{13}\text{C}_{12}$ -gelabelde interne standaarden wordt een criterium gehanteerd van ten hoogste 130%.

De bepalingsgrens bedraagt voor de verschillende congenen circa $0,1 \text{ ng kg}^{-1}$ droge stof en op TEQ-basis circa $0,5 \text{ ng I-TEQ kg}^{-1}$ droge stof.

De werkwijze is in detail beschreven in RIVM.SOP LOC/235/00 en SOP LOC/114/00.

2.3.3 Validatie-onderzoek van de gebruikte analysemethode

Aan de hand van toevoegingen aan klei, veen en zand (zie 2.1.2) is de juistheid en herhaalbaarheid van de methode onderzocht. Daartoe is op drie verschillende concentratieniveaus (incl. blanco- grond) een mengsel toegevoegd van de zeventien te bepalen PCDD's en PCDF's. Na de additie werd, alvorens de monsters in bewerking te nemen, 24 uur gewacht. Vervolgens zijn de monsters onderworpen aan de in 2.3.1 en 2.3.2 beschreven analysemethode (inclusief silicastap).

De additieniveaus bedroegen voor iedere congener respectievelijk $0, 5$ en 20 ng kg^{-1} droge grond, op TEQ-basis, corresponderend met respectievelijk $0, 14$ en $58 \text{ ng I-TEQ kg}^{-1}$ droge grond. De validatie is voor elke grondsoort en voor elk additieniveau in drievoud uitgevoerd (27 afzonderlijke bepalingen).

De gevonden concentraties zijn voor elk van de congenen en voor het totaal gehalte uitgedrukt in I-TEQ, beschreven als functie van het additieniveau met behulp van lineaire regressie. Uit de regressie-coëfficiënt is de terugwinning van de toegevoegde standaarden bepaald. Uit de afwijkingen van de afzonderlijke meetgegevens ten opzichte van de regressielijn, is de relatieve fout geschat voor toevoegingen van $14 \text{ ng I-TEQ kg}^{-1}$ droge grond (5 ng voor de individuele congenen).

Aangezien de variantie op het niveau van de laagste toevoeging aanzienlijk lager is dan op het hoogste niveau, is gebruik gemaakt van gewogen lineaire regressie (SOP nr. LOC/106-/02).

2.3.4 Patroonherkenning dioxinen en furanen in grond

Om de verhoudingen van de concentraties van de diverse congenere systematisch te bestuderen is een hoofdcomponentenanalyse uitgevoerd (ook wel Principal Component Analysis; PCA). De hoofdcomponenten (PC's) van een dataset zijn lineaire combinaties van de oorspronkelijke variabelen (de congenere) waarbij de eerste hoofdcomponent is gedefinieerd als de richting die de meeste variantie van de dataset beschrijft. De tweede hoofdcomponent is loodrecht op en ongecorrleerd met de eerste hoofdcomponent en beschrijft zoveel mogelijk van het restant van de variantie.

De onderzochte dataset bestaat uit de gegevens die vermeld zijn in dit rapport aangevuld met de gegevens over concentraties dioxinen en furanen in grond afkomstig van: Bomme-lerwaard (Liem et al., 1990), Zaandam (De Jong et al., 1991), Lickebaert en Bergambacht (De Jong et al., 1990), Leeuwarden (Matthijssen et al., 1991) en in verbrandingsresten te Amsterdam (Liem et al., 1991). Hiermee bestaat de totale dataset uit de resultaten van 74 monsters.

Als voorbewerking zijn op de gegevens de volgende schalingen toegepast: 1) voor elk monster een gelijke som van "concentraties" en 2) voor elke congener dezelfde standaarddeviatie. De consequentie van deze schaling is dat niet de absolute gehalten van belang zijn maar de verhouding van de diverse congenere en dat elke congener *a priori* even informatief wordt verondersteld.

3 RESULTATEN

In Tabel 2 zijn de resultaten gegeven van de fysisch-chemische bodemanalyses. De pH-H₂O van de bodemonsters loopt uiteen van 4,9 tot 6,9 en de pH-KCl van 4,2 tot 6,7. De organische-koolstofgehalten variëren van 2,5 tot 27,6 procent. De volumieke massa van de droge grond, ofwel bulkdichtheid van de monsters varieert met het bodemtype van een veenbodem (Mijdrecht) met 448 kg m⁻³ tot een zandbodem (Broekland) met 1337 kg m⁻³. Hoewel de variaties in bulkdichtheid en organische-koolstofgehalten in de bovenlaag van de Nederlandse bodems nog groter kunnen zijn (De Bakker en Locher, 1990), lijken deze monsters toch een redelijke steekproef voor Nederland te vormen.

In Tabel 3 zijn de resultaten van het validatie-onderzoek voor de verschillende congenere en het dioxinegehalte uitgedrukt in toxiciteitsequivalenten (I-TEQ) samengevat.

Tabel 4 geeft naast een herhaling van enkele belangrijke fysisch-chemische parameters de gemeten dioxinegehalten in I-TEQ's: internationaal overeengekomen toxiciteitsequivalenten ten opzichte van 2,3,7,8-TCDD. De gehalten in de 32 monsters varieert van 1,8 tot 16,4 ng I-TEQ kg⁻¹. Het 50- en 90-percentiel ligt op 3,7 respectievelijk 12,4 ng kg⁻¹. Bijna 70 % van de monsters heeft een gehalte lager dan 5 ng kg⁻¹.

In Tabel 4 zijn eveneens de gehalten van de monsters voor het ruimtelijke-spreidingsonderzoek gegeven. Het gehalte van deze vijf monsters van de lokatie Broekland varieert van 1,5 tot 2,8 ng kg⁻¹, terwijl het mengmonster in de brede bemonstering een gehalte van 3,2 ng kg⁻¹ had.

4 DISCUSSIE

4.1 Resultaten validatieonderzoek analysemethode

Het validatie-onderzoek geeft een indicatie in welke mate met de gehanteerde analysemethode de in het monster aanwezige dioxinefracties uit het monster kunnen worden geïsoleerd en vervolgens kunnen worden gemeten. Indien de toegevoegde standaarden na 24 uur niet volledig kunnen worden teruggevonden (%Terug is dan kleiner dan 100%) kan dit duiden op een zodanige adsorptie van de component aan het grondmateriaal, dat met de toegepaste monstervoorbewerkingstechniek niet alles kan worden teruggewonnen.

Uit Tabel 3 kan worden afgeleid, dat de recovery ("%Terug") op I-TEQ basis voor zand en veen ca. 95% bedraagt. De spreiding in de recoveries (herhaalbaarheid) suggereren een spreiding in de monsters van ca. 10% (RSD).

De recovery voor klei is ca. 20%. Dit impliceert, dat de gehalten voor kleigrond in werkelijkheid een factor 5 hoger kunnen zijn dan de vermelde resultaten. Hiervoor is bij de verdere berekeningen niet gecorrigeerd omdat onvoldoende informatie (uitgevoerd met slechts één grond) beschikbaar was om de precieze wijze van correctie voor alle kleigronden vast te stellen.

De juistheid en herhaalbaarheid van de hoger gechloroerde congenen zijn slechter dan die van de lagere gechloroerde congenen. Dit is te verklaren uit de relatief lage concentratieniveaus die in het onderhavige validatie-onderzoek zijn bestudeerd.

4.2 De gehalten in relatie tot elkaar

Indien uitgegaan wordt van een log-normale verdeling van de waargenomen gehalten kan een mediaan van 4,3 ng I-TEQ kg⁻¹ worden berekend, terwijl 95% van de waarnemingen tussen 1,4 en 13,9 ng kg⁻¹ mag worden verwacht. Indien voor de dichtheid wordt gecorrigeerd en dus het gehalte op volumebasis wordt uitgedrukt, worden dit respectievelijk 4,3 en 1,6 tot 11,2 µg I-TEQ m⁻³. Het gehalte van lokatie 182 (Ede) ligt wel buiten dit interval maar ligt nog onder de 99%-betrouwbaarheidsgrens (18,1 µg m⁻³). Dit punt mag daarom niet als uitbijter beschouwd en behandeld worden. Door een combinatie van toevalligheden kan een dergelijk gehalte waargenomen worden.

De onzekerheid in het gehalte wat betreft de ruimtelijke spreiding is beperkt onderzocht op de lokatie Broekland. Voor monsternemingen op ongeveer 30 m afstand van elkaar wordt uitgaande van een normale verdeling een gemiddeld gehalte van 3,0 µg m⁻³ (2,2 ng kg⁻¹) gevonden met een 95%-betrouwbaarheidsinterval van 2,4 tot 3,6 µg m⁻³ (standaarddeviatie van 23 %). Het monster dat meegenomen is in de achtergrondbepaling en dat is opgebouwd uit 40 steken over hetzelfde perceel heeft een gehalte van 4,3 µg m⁻³. Dit gehalte is hoger dan de mediaan, maar ligt ruim binnen het 95%-gebied voor de waarnemingen (1,6 tot 4,4 µg m⁻³).

De gehalten kunnen als representatief voor graslandlokaties gezien worden omdat op de meeste van deze lokaties in de laatste 15-20 jaar grondbewerking is toegepast. De relatie met de ruimtelijke spreiding van de depositie komt in 4.4 aan de orde.

Omdat op de hier bemonsterde lokaties geen sprake is geweest van grondbewerking en depositie met uitzondering van lokale bronnen de belangrijkste bron is, mag verwacht

worden dat op andere lokaties (bouwland, bos) in de vergelijkbare bodemlaag van 0-5 cm-mv dezelfde gehalten aangetroffen worden. Wat betreft de lokale bronnen zou slibtoepassing een belangrijke rol kunnen spelen (zie 4.3).

Bij de hier onderzochte lokaties lijkt volgens Tabel 1 geen slib toegepast te zijn. Het verhoogde gehalte op lokatie 182 (Ede) zou hierop kunnen wijzen. Nader onderzoek zou dit moeten uitwijzen.

In relatie tot de in 1987 door Van Zorge voorgestelde signaleringswaarden voor veeteeltgebieden van 10 ng kg^{-1} en voor woongebieden van 1000 ng kg^{-1} geldt dat de laatste in ieder geval door geen enkel monster uit deze bemonstering wordt overschreden, hetgeen overigens ook voor de AVI-lokaties het geval is. Een vijftal monsters uit deze bemonstering overschrijden wel de signaleringswaarde voor veeteeltgebieden (10 ng kg^{-1}). Door een analogie te trekken met de gehalten die direct rond de AVI-lokaties Rijnmond, Leeuwarden en Zaanstad gevonden zijn, kan op basis van de conclusies van Slob et al. (1993) geconcludeerd worden dat deze lichte overschrijdingen slechts een beperkte bijdrage aan het gehalte in melk (maximaal $1,6 \text{ pg TEQ per gram melkvet}$ - Zaanstad) zullen leveren. Daarom hoeven geen acties ondernomen te worden gezien het feit dat ook deze licht verhoogde gehalten nog steeds minstens een factor 10 lager liggen dan de hoogste gehalten in Zaanstad. Met betrekking tot de directe blootstelling van de mens (door ingestie van grond of dermaal contact met grond) kan, in analogie aan een dergelijke analyse voor Leeuwarden (Matthijssen et al., 1991) ook geconstateerd worden dat de in dit onderzoek gevonden licht verhoogde gehalten geen acties vragen. Onderzoek naar de oorzaak voor deze licht verhoogde gehalten op deze vijf lokaties is niet uitgevoerd.

4.3 De gehalten in relatie tot eerdere metingen

De in deze bemonstering waargenomen gehalten van $1,8$ tot $16,4 \text{ ng I-TEQ kg}^{-1}$ voor de 0-5 cm-mv-laag komen overeen met de eerder voor dezelfde dieptelaag voor achtergrondlokaties vastgestelde gehalten, die varieerden van 2 tot $10 \text{ ng I-TEQ kg}^{-1}$ (Tabel 5, Hoogovens, Bergambacht, deel Leeuwarden). De hoogst gemeten gehalten in onderhavig onderzoek liggen op hetzelfde niveau als de laagst gemeten gehalten voor dezelfde dieptelaag van lokaties rond de AVI's. Hierbij speelt natuurlijk de afstand tot de AVI een belangrijke rol. Op dit laatste aspect wordt ook in de volgende paragrafen ingegaan.

De in deze bemonstering vastgestelde gehalten komen overeen met de voor achtergrondlokaties in het buitenland vastgestelde gehalten (Tabel 6: meer diffuus verontreinigde lokaties, Tabel 7: lokaal verontreinigde terreinen). Als achtergrondgehalten worden gehalten tot in het algemeen 10 , maximaal 20 ng kg^{-1} gevonden (landelijk gebied en bouwland i.h.a. lager dan grasland en bos); in de Oh- of Of-horizont van bossen kunnen de gehalten oplopen tot 100 ng kg^{-1} , gehalten die ook in de buurt van meer industriële lokaties, afvalverbrandingsinstallaties en steden/wegen worden vastgesteld. Gehalten hoger dan 100 ng kg^{-1} worden op bouwland en grasland alleen geconstateerd als sprake is van enigerlei vorm van slibtoepassing op de bodem; gehalten tot ongeveer 250 ng kg^{-1} zijn dan geen uitzondering. Gehalten orde grootten hoger dan 100 ng kg^{-1} worden alleen waargenomen als sprake is van ongecontroleerde activiteiten of ongevallen, zoals: toepassing verontreinigde afvalolie (Times Beach en Missouri), kabelbrandrijen (Nederland en Duitsland), metaalsmelterijen (Duitsland, Oostenrijk), pesticidenproducerende of -gebruikende bedrijven (Tsjechië, Duitsland, Finland, Italië, USA), chemische afvalstorten (Duitsland) en metaalruigwinning (Spanje, Taiwan).

4.4 Relatie depositie en gehalte in grond

Dioxinen zijn bijzonder stabiel en immobiel in de bodem. Biologische en chemische afbraak zijn niet bekend of zeer traag. Alleen fotochemische afbraak kan een rol spelen, maar dan alleen in de bovenste millimeters van de bodem. Omdat dioxinen bijzonder hydrofobe stoffen zijn ($\log K_{ow} > 6$), vindt ook geen transport met infiltrerend regenwater (uitspoeling) plaats en zullen de dioxinen zich permanent ophouden in de bovenste centimeters van de bodem. Alleen verdamping kan enigszins tot afname van gehalten leiden. Als gevolg van de processen verdamping en fotochemische afbraak zijn halfwaardetijden in de bodem van één tot enkele tientallen jaren gerapporteerd.

Omdat dioxinen zo stabiel en immobiel zijn, zullen de gehalten van de dioxinen een goede afspiegeling vormen van de jarenlange depositie en kan de depositiemodellering dus geïjkt worden aan de in de bodem vastgestelde gehalten wanneer ook de periode bekend is waarin depositie heeft plaatsgevonden.

Naast de gegevens van de in dit rapport beschreven brede Nederlandse bemonstering worden voor deze relatie ook de resultaten van de AVI-bemonsteringen meegenomen.

Om een relatie te kunnen leggen tussen het gehalte en de depositie dienen de gehalten per volume-eenheid in plaats van per massa-eenheid grond te worden uitgedrukt. De relatie hiertussen is de volumieke massa van de droge grond ρ_d :

$$C_v = C_s * \rho_d \quad [1]$$

waarin:	C_v	: dioxinegehalte per volume-eenheid	[ng m ⁻³]
	C_s	: dioxinegehalte per massa-eenheid	[ng kg ⁻¹]
	ρ_d	: volumieke massa van de droge grond	[kg m ⁻³].

In Bijlage A wordt beschreven hoe voor een monster waarvoor geen dichtheid bepaald is, deze afgeleid kan worden uit het organische-koolstofgehalte. Deze methodiek hoefde niet op de hier besproken monsters van de brede Nederlandse bemonstering te worden toegepast, maar wel op monsters waarmee later een vergelijking wordt gemaakt.

Op basis van de gehalten uitgedrukt per volume-eenheid (Tabellen 4 en 5) kan de hoeveelheid dioxinen in de grond per m² berekend worden door de gehalten te sommeren over alle dieptelagen. Hierbij is er vanuit gegaan dat dioxinen zich in onbewerkte graslanden niet verder verspreid hebben dan de bovenste 10 cm van de bodem. Dit lijkt bevestigd te worden door de beperkte metingen die op een aantal AVI-lokaties zijn uitgevoerd (zie Tabel 5).

In die gevallen dat er van de laag 5-10 cm geen gehalte bepaald is (ook onderhavig onderzoek), is aangenomen dat het gehalte in de 0-10 cm laag lineair afneemt van een maximum in de toplaag naar nul op 10 cm-mv. Deze vooronderstelling is moeilijk te toetsen gezien de dieptelagen waarover de monsterneming heeft plaatsgevonden, maar lijkt voor Zaanstad beter te kloppen dan voor de Lickebaert-monsters. De vergelijking voor berekening van het gehalte van 5-10 cm $C_{v,5-10}$ gebaseerd op het gehalte van 0-5 cm $C_{v,0-5}$ is als volgt:

$$C_{v,5-10} = C_{v,0-5} / 3 \quad [2]$$

waarin: $C_{v,x-y}$: dioxinegehalte in de bodemlaag van x tot y cm-mv [$\mu\text{g m}^{-3}$].

Voor de opbouw van de verschillende profielen gelden de volgende rekenregels:

$$D = (C_{v,0-1} + C_{v,1-2} + 8 * C_{v,2-10}) / 10 \quad [3a]$$

$$D = (2 * C_{v,0-2} + 8 * C_{v,2-10}) / 10 \quad [3b]$$

$$D = (5 * C_{v,0-5} + 5 * C_{v,5-10}) / 10 \quad [3c]$$

waarin: D : dioxinegehalte; hoeveelheid dioxinen per m^2 [$\mu\text{g m}^{-2}$].

In de Tabellen 8 en 9 zijn de resultaten van deze berekeningen gegeven voor respectievelijk de brede Nederlandse bemonstering en de AVI-monsters.

Om een relatie te leggen met de deposities is het noodzakelijk deze te kennen. Hiervoor zijn slechts schattingen beschikbaar gebaseerd op zeer beperkte emissiemetingen (Slob et al., 1992). Bovendien betreft dit emissies van recente datum, terwijl voor relaties met de bodemgehalten de deposities over de voorbije jaren ook van belang zijn en die zijn onbekend. Daarom wordt voor het leggen van relaties aangenomen dat de meest recente depositieschattingen afgeleid van de emissiemetingen in 1990 representatief zijn voor de periode waarin de AVI open is geweest.

In Tabel 8 zijn ook de depositiecijfers voor de meetlocaties van onderhavige studie gegeven. Deze zijn op verzoek door het Laboratorium van Luchtonderzoek (LLO) aangeleverd (Bijlage C). Omdat de depositiecijfers op een $10 \times 10 \text{ km}^2$ grid gegeven zijn, diende de lokatiespecifieke depositie berekend te worden, waarbij steeds het gemiddelde van de dichtsbijzijnde knooppunten werd genomen.

Separaat zijn de depositiegegevens van de AVI-locaties berekend (gegeven in Tabel 9), waarbij de x- en y-coördinaten tot op 50 m nauwkeurig werden gebruikt. Deze nauwkeurigheid is nodig in verband met de snelle gradiënt in de depositie dichtbij de bron. In Bijlage D zijn de oorspronkelijke gegevens van het LLO gegeven, in vergelijking met gegevens die bij eerdere berekeningen gebruikt zijn.

Naast de depositie zelf is ook het aantal jaren van gebruik en dus emissie en depositie van belang. De betrokken AVI's: Zaanstad, Leeuwarden, Rijnmond en Alkmaar zijn in gebruik sinds respectievelijk 1976, 1974, 1973 en 1972 (Bijlage D, Tabel D.2). Dit betekent een depositiehistorie van respectievelijk 14, 16, 16 en 20 jaar voor het tijdstip van monsterneming.

Voor de achtergronddepositie in Nederland is voor deze analyse met een tijdsduur van 20 jaar gerekend.

Dit betekent dat het geaccumuleerde dioxinegehalte per m^2 in de 0-10 cm-mv-laag als volgt uit de depositiegegevens kan worden berekend:

$$D_r = T_{dep} * J \quad [4]$$

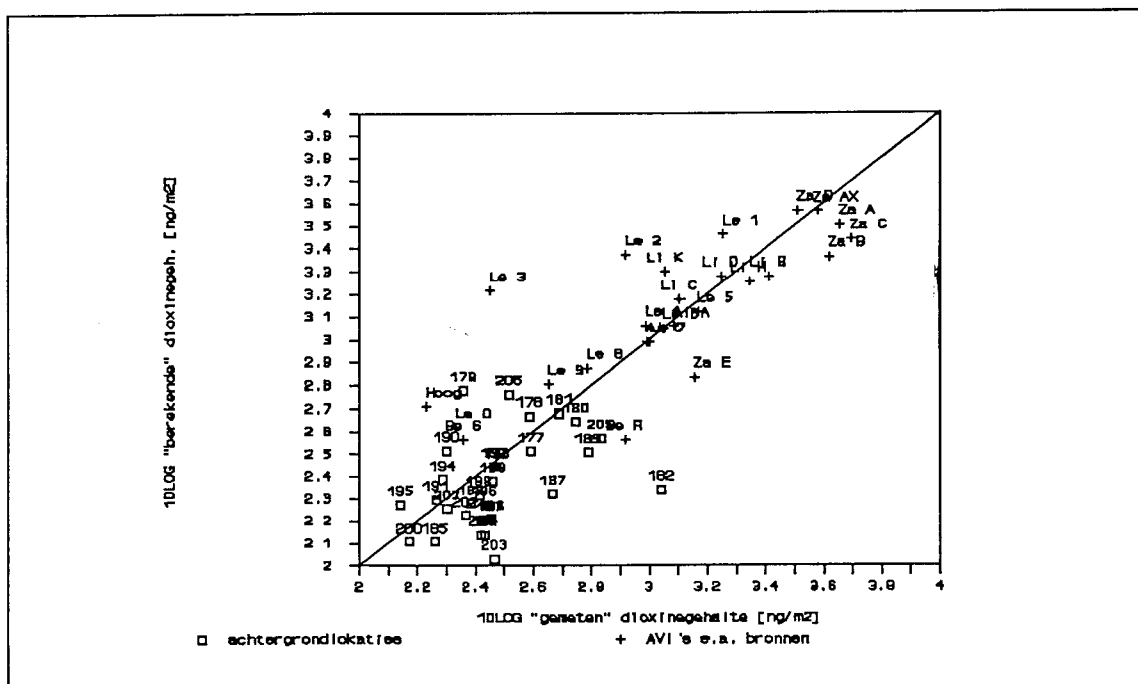
waarin D_r : dioxinegehalte berekend uit depositie [ng m^{-2}]
 T_{dep} : totale (natte+droge) depositie per jaar [$\text{ng m}^{-2} \text{ j}^{-1}$]

J : aantal depositiejaren

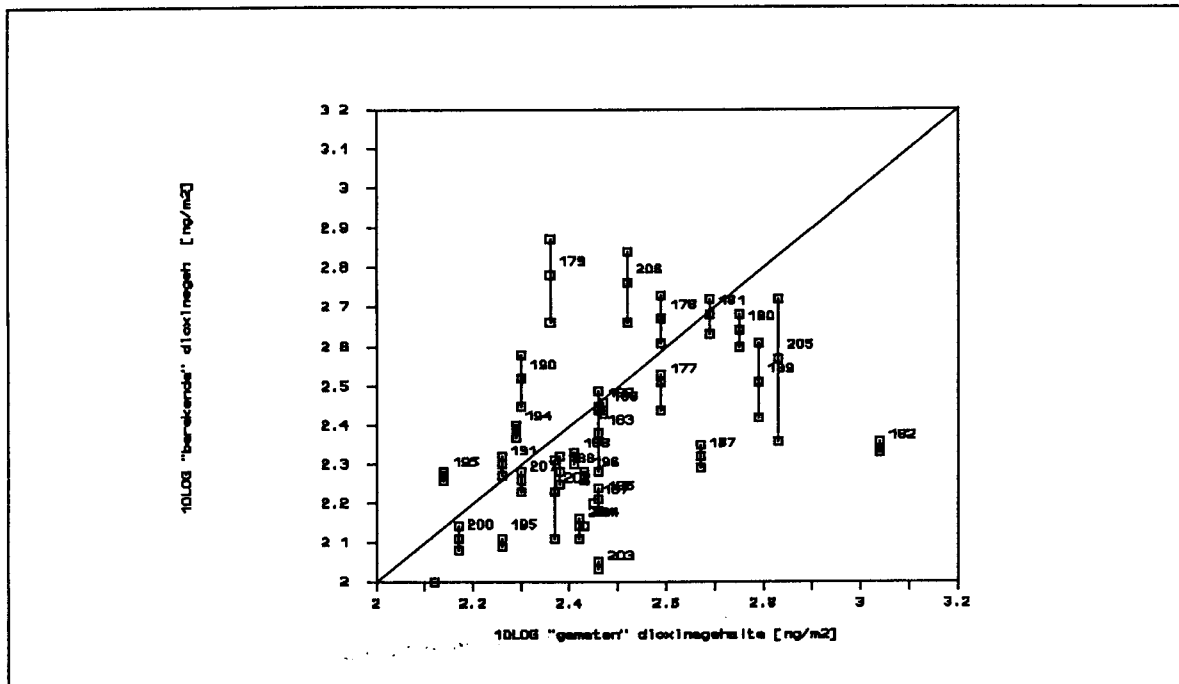
[j].

In Figuur 4 zijn de uit de depositiegegevens "berekende" gehalten (volgens formule 4) uitgezet tegen de "gemeten" gehalten in de 0-10 cm-mv-laag, berekend volgens de formules 3a-3c. Als referentie is de lijn weergegeven die een 1:1-relatie inhoudt.

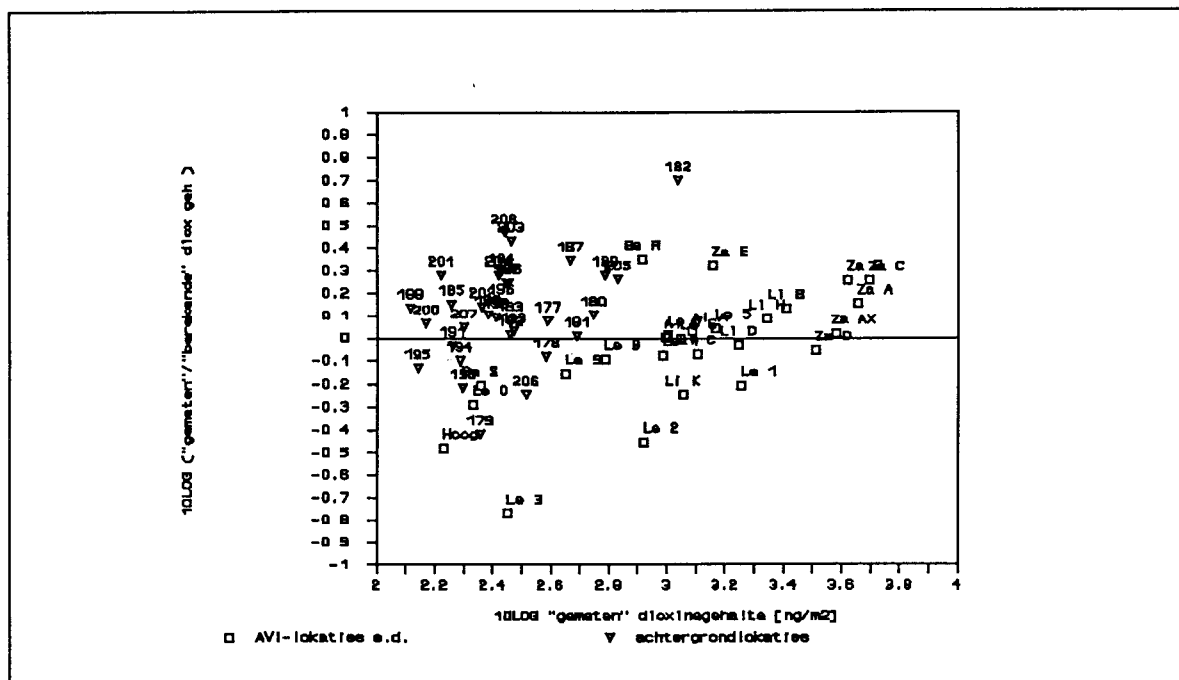
Er wordt een significante relatie gevonden tussen het "berekende" en het "gemeten" gehalte, een relatie die niet sterk verbeterd als monsterpunt 182 als uitschieter wordt beschouwd. Door middel van een F-toets op de kwadratensommen van de residuen kan geen significant verschil aangetoond worden tussen de 1:1-relatie en de door regressie (Bijlage E) berekende lijn ($F(2,56)=1,31$). Door middel van een soortgelijke F-toets kan getoetst worden of deze relatie voor de twee datasets: AVI's e.d. en achtergrondlocaties significant van elkaar verschillen en dus afzonderlijk beschouwd/behandeld moeten worden (Bijlage E). Inderdaad volgt uit een dergelijke toetsing dat de regressies voor AVI's e.d. en achtergrondlocaties significant van elkaar verschillen. Maar, de verklaarde variantie wordt slechts beperkt verhoogd werd (van 71,8 naar 82,4 %) door de aanname dat er verschil is tussen de twee datasets. Gezien de onzekerheden die een rol spelen bij het vaststellen van zowel "gemeten" als "berekende" gehalten: onzekerheden in metingen (ruimtelijke variabiliteit) en extrapolatie van 0-5 naar 0-10 cm-mv en andere aannames, respectievelijk onzekerheden in emissies (grootte en duur), verschillen in extrapolaties van "gemeten" en "berekende" gehalten tussen beide datasets is besloten de dataset als één geheel te beschouwen. Bovendien wordt er vanuit gegaan dat voorspellingen over "te meten" gehalten direct kunnen worden afgeleid van de uit de depositiegegevens "berekende" gehalten (verklaarde variantie daalt naar 71,5 %). Hierbij wordt voor AVI-locaties slechts een kleine fout gemaakt ten opzichte van de regressielijn. Voor de achtergrondlocaties geldt dat in het algemeen te lage gehalten voorspeld worden.



Figuur 4. Uit de depositiegegevens berekende dioxinegehalten in de 0-10 cm-mv laag als functie van de gemeten gehalten, voor de Nederlandse achtergrondlocaties en de lokaties rond AVI's en andere bronnen.



Figuur 5. Uit de depositiegegevens berekende dioxinegehalten in de 0-10 cm-mv laag als functie van de gemeten gehalten, voor de achtergrondlocaties, waarbij de onzekerheden in de depositiegegevens (Bijlage C) zijn vertaald in variaties in berekende gehalten.



Figuur 6. Verhouding tussen "gemeten" en "berekende" dioxinegehalte als functie van het "gemeten" gehalte.

Ditzelfde wordt duidelijk uit het feit dat in het algemeen hogere gehalten worden gemeten dan berekend, vooral voor de achtergrondlokaties, waar 25 van de 32 lokaties een hoger "gemeten" dan "berekend" gehalte hebben. Gemiddeld (geometrisch) over alle lokaties (58) is de verhouding "gemeten"/"berekend" 1,10. Het bijbehorende 95%-betrouwbaarheidsinterval loopt van 0,94 tot 1,28 en bevat dus de waarde 1. Dit bevestigt dus de eerdere keuze om de 1:1 relatie te gebruiken voor voorspelling van "gemeten" gehalten.

Verklaringen voor de hogere "gemeten" gehalten kunnen zijn: een hogere depositie dan waarmee gerekend is, een depositie gedurende een langere periode dan aangenomen, de aanwezigheid van lokale bronnen. Onderzoek naar een verklaring is niet uitgevoerd. Omdat de voor de achtergrondlokaties "berekende" gehalten gebaseerd zijn op de depositie in een 5x5 km² vlak en deze weer zijn berekend uit de depositie op de hoekpunten van een 10 x 10 km² is onderzocht of minimum- en maximumdepositie in een dergelijk 10x10-vak tot andere uitspraken aanleiding geven. Dit is niet het geval; daarvoor zijn de variaties in depositieniveaus te klein (Figuur 5).

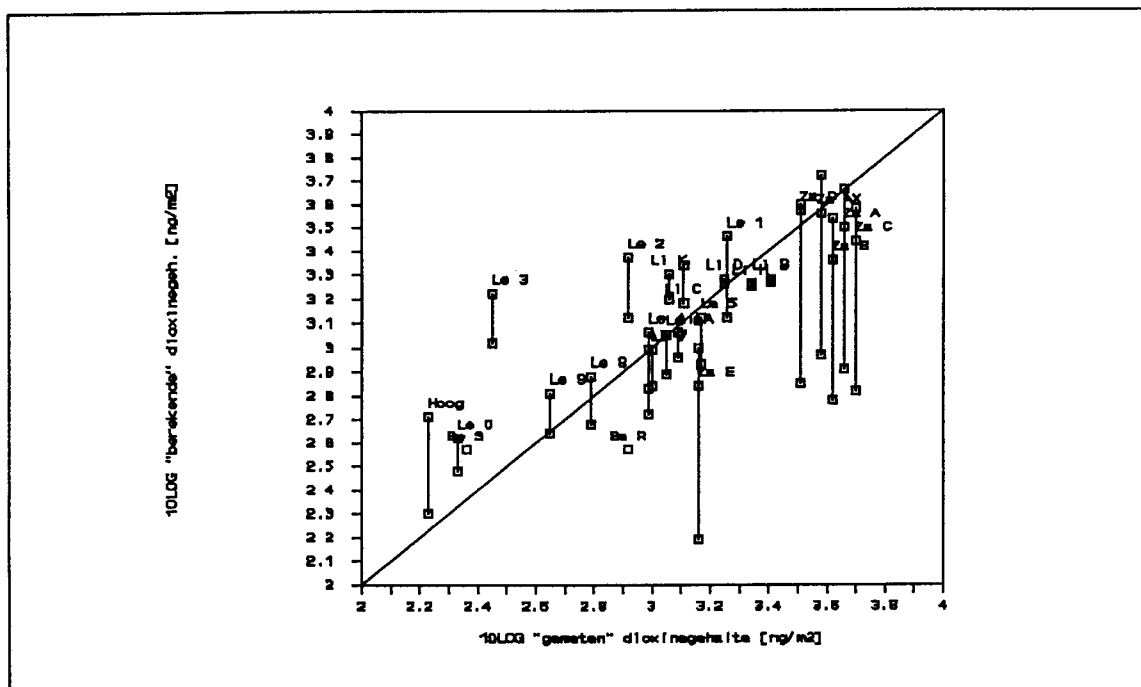
Voor een aantal lokaties zoals bijvoorbeeld Leeuwarden 3 is sprake van een minder lange depositiehistorie als gevolg van grondbewerking (opsputten of ploegen) zodat hier lagere gehalten (in de toplaag van 0-5 cm-mv) verwacht mogen worden, hetgeen ook uit de Figuren 4 en 6 blijkt. Dit wordt eveneens bevestigd door Schutter en Van Jaarsveld (1993) bij de presentatie van de modelberekeningen voor de verspreiding van dioxinen in Nederland.

Voor de totale dataset kan geen relatie worden vastgesteld tussen de verhouding "gemeten"/"berekend" gehalte en het "gemeten" gehalte zelf (Figuur 6) en hieruit kunnen dus geen suggesties voor verdere verbeteringen van de modelvorming worden afgeleid. Ook in dit geval blijken de twee datasets natuurlijk significant van elkaar te verschillen, omdat slechts een rekenkundige bewerking is uitgevoerd.

Voor de AVI-lokaties geldt nog sterker dan voor de achtergrondlokaties dat de onzekerheden in de emissie- en dus depositiecijfers groot zijn en in het verleden heel anders geweest kunnen zijn. Dit geldt met name voor de lokatie Zaanstad. Indien de gegevens voor de emissiemetingen zonder de uitschieter (Matthijssen et al., 1990) worden gebruikt (Figuur 7) kan geen eenduidige relatie meer tussen "gemeten" gehalte en depositie worden vastgesteld voor de AVI-lokaties. Ook deze metingen hebben daarom bijgedragen aan de conclusie dat de uitschieter niet als uitschieter behandeld moet worden (hetgeen bij de evaluatie in dit rapport is gebeurd) of de emissies in het verleden hoger zijn geweest. Slob et al. (1992) concluderen tot het laatste op basis van de relatie van de depositie met de concentraties in melkvet.

Om een indruk te krijgen van de betrouwbaarheid waarmee een te meten gehalte voorspeld kan worden op basis van een gegeven depositie (of "berekend" gehalte) kan een schatting hiervoor berekend worden als één trekking uit een steekproef bij een bepaald "berekend" gehalte. Hieruit volgt dat het gehalte binnen één orde grootte (factor 3 naar beide zijden) kan worden voorspeld (Bijlage E).

Op basis van de vergelijking van "gemeten" en "berekende" gehalten van zowel AVI- als achtergrondlokaties kan geconcludeerd worden dat de aannames over "verdwijnen"processen die gedaan zijn om deze vergelijking te kunnen uitvoeren, redelijke aannames zijn geweest. Indien mechanismen zoals omzetting van dioxinen, uitspoeling, vervluchtiging,



Figuur 7. Uit de depositiegegevens berekende dioxinegehalten in de 0-10 cm-mv laag als functie van de gemeten gehalten, voor de lokaties rond AVI's en andere bronnen, waarbij verschillende emissiecijfers (Bijlage D; Tabel D.1) zijn gebruikt voor berekening. Let op de grote invloed bij Zaanstad.

opname door gewassen niet verwaarloosbaar zouden zijn, zouden lagere gehalten berekend zijn en het verschil ten opzichte van gemeten gehalten groter zijn geweest.

4.5 Hoofdcomponentenanalyse

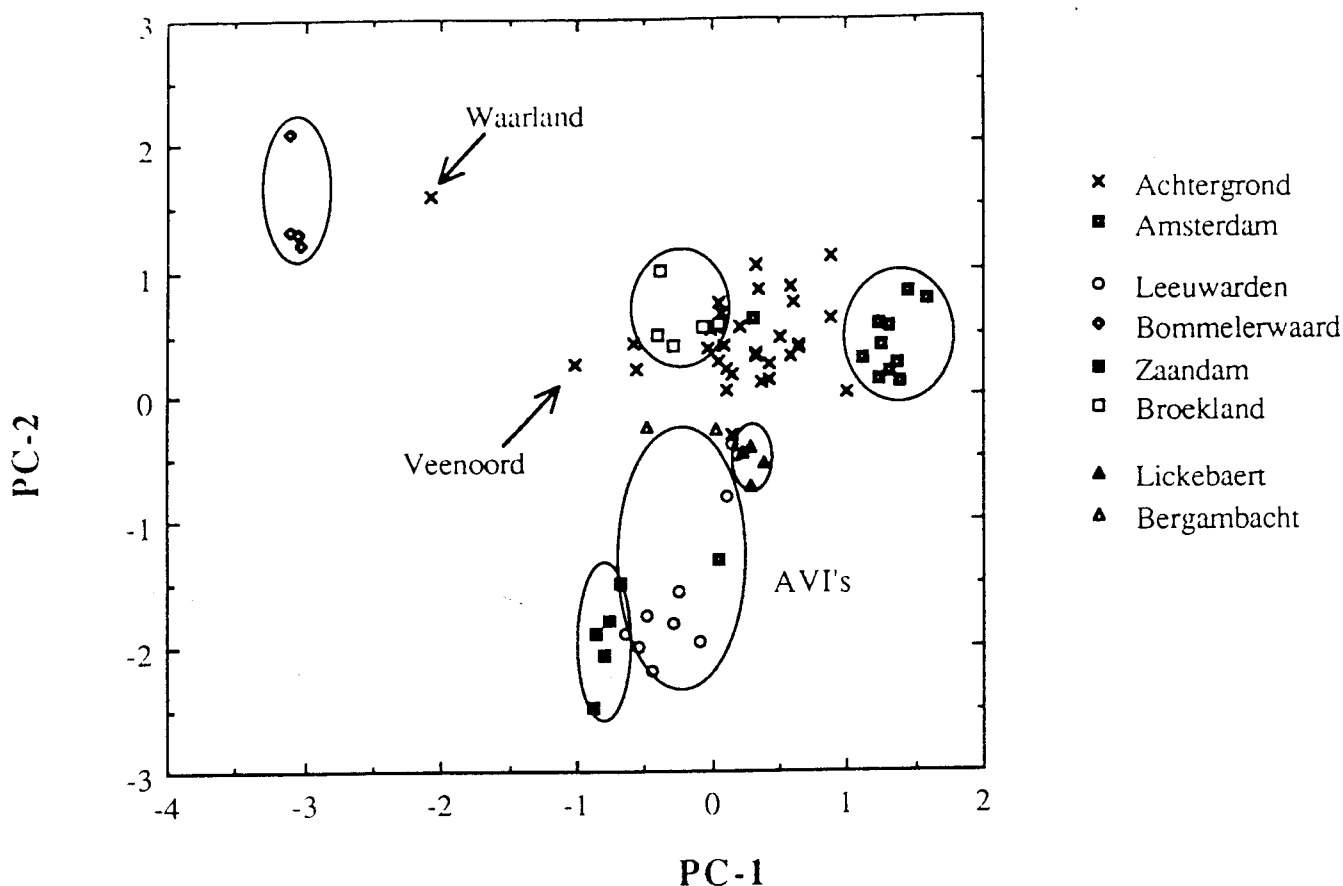
Voor de dataset bestaande uit de in dit rapport behandelde lokaties en nog enkele andere lokaties (genoemd in 2.3.4) beschrijven de eerste twee hoofdcomponenten respectievelijk 37.3 en 21.1 % van de variantie. Dit betekent dat het plot van deze twee hoofdcomponenten bijna 60 % van de variantie toont. (Ter vergelijking, een plot van twee willekeurig gekozen congenere beschrijft ongeveer 12 % van de variantie).

In Figuur 9a zijn de projecties van alle monsters op de hoofdcomponenten weergegeven (Figuur 9b toont het midden van Figuur 9a uitvergroot). In dit plaatje vallen drie groepen op namelijk grondmonsters genomen in/bij 1) Bommelerwaard, 2) diverse AVI's (Zaandam, Leeuwarden en AVR) en 3) de verbrandingsplaatsen te Amsterdam. De overgrote meerderheid van de monsters afkomstig uit dit onderzoek valt hier min of meer tussen in. Kennelijk hebben de achtergrondmonsters een patroon dat minder uitgesproken in een bepaalde richting wijst dan de patronen van monsters die belast zijn door een specifieke bron. Een dergelijk resultaat was te verwachten aangezien in achtergrondmonsters makkelijk contaminaties van diverse bronnen kunnen optreden.

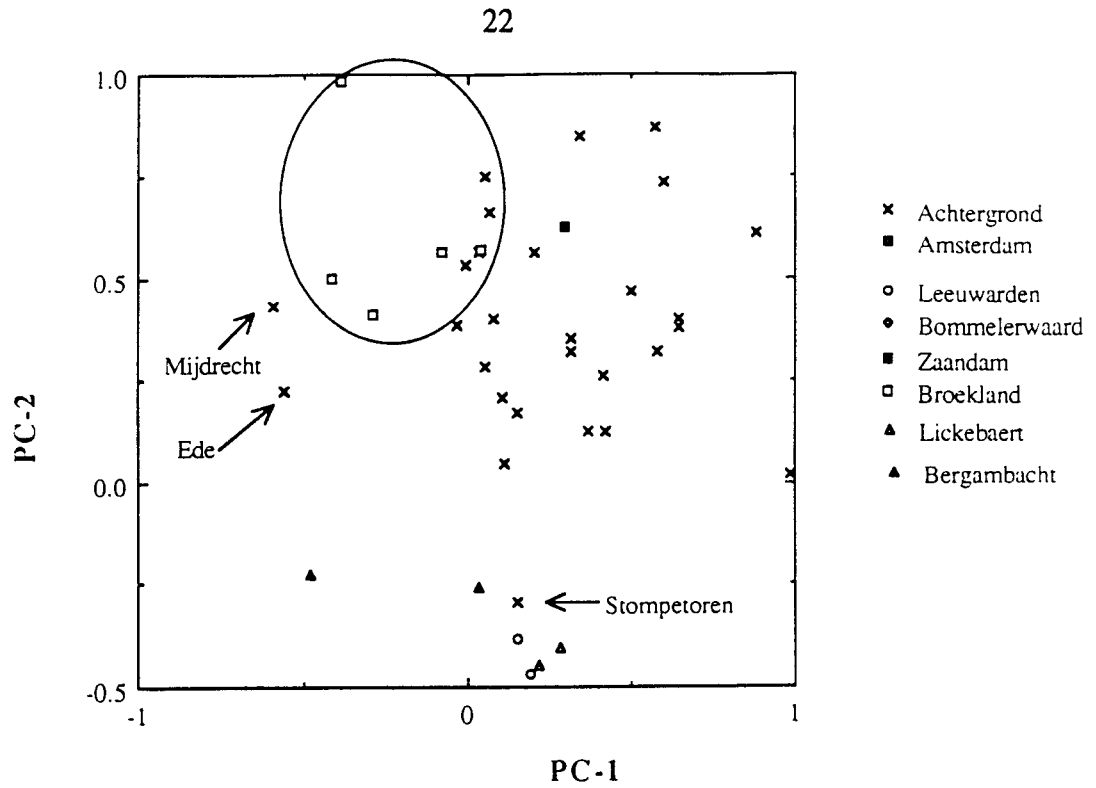
Een achtergrondmonster dat wel een specifiek patroon lijkt te hebben is het grondmonster dat afkomstig is uit Waarland en dat sterke overeenkomst vertoont met de monsters uit de Bommelerwaard die weer sterke overeenkomst vertonen met het dioxinen- en furanenpatroon zoals dat wordt aangetroffen in pentachloorfenol.

Voor de interpretatie van de gevonden verschillen kunnen de projecties van de congenen op de hoofdcomponenten gebruikt worden. Deze zijn weergegeven in Figuur 9c. Vergelijking van de Figuren 9a en 9c leert dat de monsters afkomstig uit de Bommelerwaard (en Waarland) kennelijk relatief hoge concentraties van de hoog gechloroerde dioxinen en furanen hebben en dat de monsters afkomstig uit de omgeving van afvalverbrandingsinstallaties relatief hoge concentraties dioxinen vertonen ten opzichte van monsters van verbrandingsplaatsen waar relatief hoge concentraties furanen worden aangetroffen. Deze laatste constatering is consistent met de relatieve verhoudingen van dioxinen en furanen gevonden in koemelk afkomstig van melkveebedrijven in de omgeving van AVI's en kabelbranderijen (Liem et al., 1991).

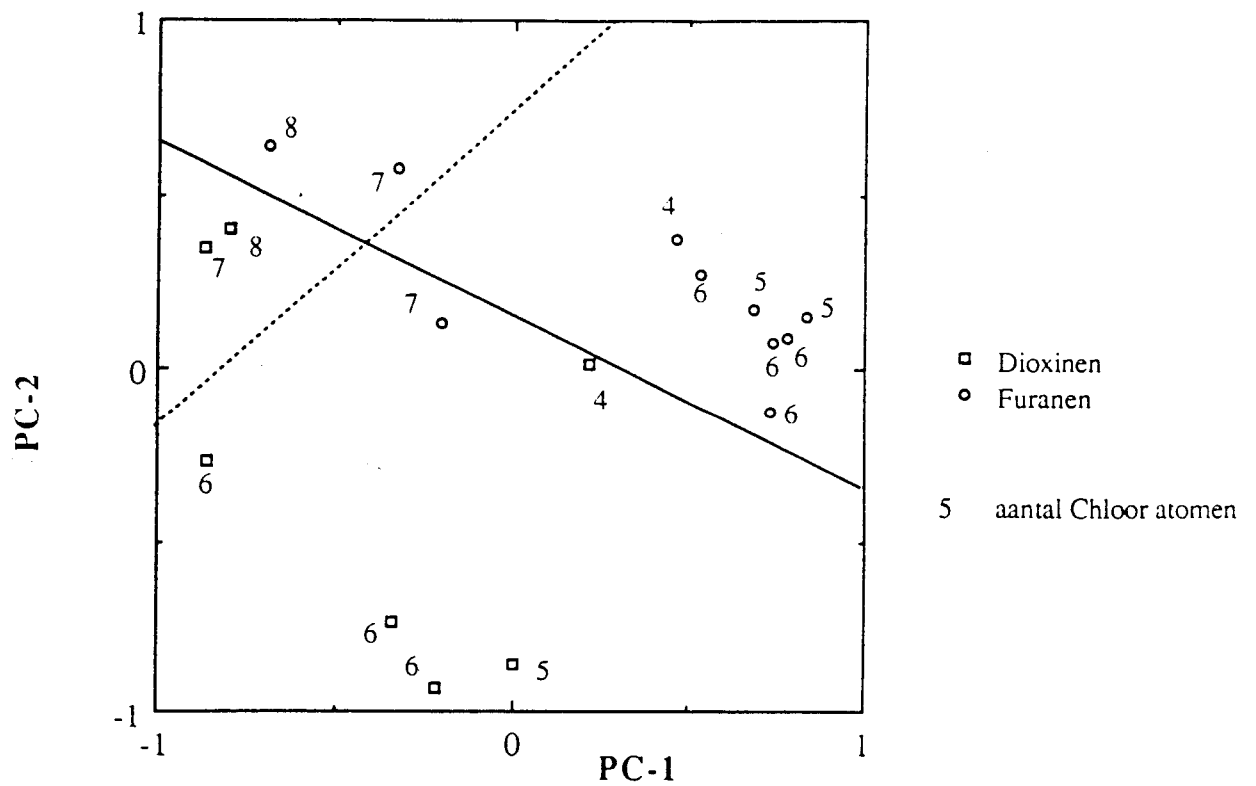
Ter illustratie van de invloed van analytische herhaalbaarheid/reproduceerbaarheid van de resultaten zijn de controlemonsters "Broekland" expliciet aangegeven met een omhullende ellips. Bij vergelijking van de patronen van de diverse AVI's valt op dat die uit de omgeving van Leeuwarden over een groter gebied van de plot verspreid liggen dan van de anderen. Bij nadere bestudering blijkt een relatie tussen de afstand tot de (voormalige) bron en de plaats in de plot te bestaan. Zodanig dat lokaties dicht bij de bron onderin de bijbehorende ellips liggen en lokaties ver (5-10 km) van de bron liggen boven in.



Figuur 9a. Projecties van genormaliseerde gehalten van PCDD en PCDF-congeneren in grond op de eerste twee hoofdcomponenten. De monsters zijn afkomstig van achtergrondlocaties en lokaties rond AVI's en andere bronnen.



Figuur 9b. Middendeel van Figuur 9a uitvergroot.



Figuur 9c. Projecties van de congenen op de eerste twee hoofdcomponenten.

5 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

De recoveries van de analytische procedure (incl. opwerking) voor zand- en veenmonsters bedragen ca. 95% en de spreiding in de recoveries (herhaalbaarheid) ca. 10% (RSD). De recovery voor klei is ca. 20%. Dit impliceert, dat de gehalten voor kleigrond in werkelijkheid een factor 5 hoger kunnen zijn dan de vermelde resultaten. Hiervoor is bij de verdere berekeningen niet gecorrigeerd.

De juistheid en herhaalbaarheid van de hoger gechloroerde congenen zijn slechter dan die van de lagere gechloroerde congenen. Dit is te verklaren uit de relatief lage concentratieniveaus die in het onderhavige validatie-onderzoek zijn bestudeerd.

In deze bemonstering van achtergrondlocaties in Nederland zijn gehalten van 1,8 tot 16,4 ng I-TEQ kg⁻¹ vastgesteld voor de 0-5 cm-mv-laag. Deze gehalten komen overeen met de eerder (tijdens AVI-onderzoek) voor dezelfde dieptelaag voor achtergrondlocaties vastgestelde gehalten, die varieerden van 2 tot 10 ng I-TEQ kg⁻¹. De achtergrondgehalten komen overeen met in het buitenland gemeten gehalten.

De gevonden gehalten worden als representatief gezien voor niet met slib behandelde graslandpercelen. Op andere dan graslandpercelen, waar wel grondbewerking wordt toegepast, worden lagere gehalten verwacht tenzij sprake is van lokale bronnen.

Geconcludeerd kan worden dat de achtergrondgehalten in Nederlandse gronden waarschijnlijk variëren van 2 tot 10, maximaal 20 ng kg⁻¹.

De ruimtelijke variatie in gehalten is voor één lokatie (Broekland) onderzocht. De standaarddeviatie voor de gemeten gehalten is 23%. De ruimtelijke variatie is daarmee groter dan de spreiding als gevolg van de analyse (standaarddeviatie 10%).

Een vijftal monsters uit deze bemonstering overschrijden de signaleringswaarde voor veeteeltgebieden (10 ng kg⁻¹). Door een analogie te trekken met de gehalten die direct rond de AVI-locaties Rijnmond, Leeuwarden en Zaanstad gevonden zijn, kan op basis van de conclusies van Slob et al. (1993) gesteld worden dat deze lichte overschrijdingen slechts een beperkte bijdrage aan het gehalte in melk (1 pg per gram melkvet) zullen leveren. In die zin hoeven geen acties ondernomen te worden. Hetzelfde geldt ook met betrekking tot de directe blootstelling van de lokale bevolking.

Deze hogere gehalten op achtergrondlocaties kunnen niet verklaard worden door navenant hogere deposities en moet dus aan een andere factor toegeschreven worden, die geen onderwerp van onderzoek is geweest.

Geen van de geanalyseerde monsters kan als uitbijter beschouwd en dus behandeld worden.

Voor de set van beschouwde locaties (AVI's en achtergrond) kan een lineaire relatie worden vastgesteld tussen (de logaritme van) het totaal-gehalte dioxinen in de 0-10 cm-laag, berekend uit de metingen, en (de logaritme van) het gehalte berekend op basis van de depositie in ng m⁻² j⁻¹ en de tijdsperiode gedurende welke depositie heeft plaatsgevonden. De gevonden relatie bleek niet significant te verschillen van een 1:1-relatie. Dit werd ook geconstateerd op basis van de verhouding "(log) gemeten" en "(log) berekend", die voor alle monsters tezamen een waarde van 1,10 geeft, met een 95%-betrouwbaarheidsinterval van 0,94 tot 1,28, dus inclusief de waarde 1,0. Hoewel door middel van statistische analyses een significant onderscheid aangetoond worden tussen de twee datasets (AVI's e.d. ten opzichte van achtergrondlocaties) blijkt dat op grond van de

berekende depositie een redelijk betrouwbare voorspelling (factor 3 naar beide zijden, dus één orde grootte) van het gehalte in de bodem kan worden gedaan.

Op basis van deze vergelijking tussen "gemeten" en "berekende" gehalten kan geconcludeerd worden dat de aannames die gedaan zijn om deze vergelijking te kunnen uitvoeren, redelijke aannames zijn geweest. Indien mechanismen zoals omzetting van dioxinen, uitspoeling, vervluchtiging, opname door gewassen niet verwaarloosbaar zouden zijn, zouden juist lagere "gemeten" gehalten verwacht zijn. Ook aannames als extrapolatie van 0-5 naar 0-10 cm-mv en de gebruikte gegevens in emissies (grootte en duur) lijken redelijk te zijn. Het depositiemodel sluit goed aan bij de metingen, hetgeen voor de monsters van de lokatie Leeuwarden ook al is geconstateerd (Schutter en Van Jaarsveld, 1993).

In tegenstelling tot de totaal beschouwde dataset (achtergrondlokaties en AVI's) geldt voor de achtergrondlokaties dat voor een groot deel van de lokaties (25 van de 32) een hogere waarde wordt "gemeten" dan "berekend" op basis van de depositie (mediaan 1,32; 95%-betrouwbaarheidsinterval 1,10-1,58). Verklaringen voor de hogere "gemeten" gehalten kunnen zijn: een hogere depositie dan waarmee gerekend is, een depositie gedurende een langere periode dan aangenomen, of de aanwezigheid van lokale bronnen. Een andere mogelijkheid is dat het gehalte in de 5-10 cm-laag anders is (verdeeld) dan is aangenomen bij de berekening (lineair naar nul in de 0-10 cm-laag) veld. Onderzoek naar een verklaring is niet uitgevoerd, maar lijkt gezien de geconstateerde gehalten en de betrouwbaarheid waarmee deze kunnen worden voorspeld, niet noodzakelijk.

Uit de hoofdcomponentenanalyse wordt geconcludeerd dat de achtergrondlokaties wat betreft de congenerensamenstelling een patroon hebben dat minder uitgesproken in een bepaalde richting wijst dan de patronen van monsters die belast zijn door een specifieke bron (AVI's, brandplaatsen of pentachloorfenolverontreiniging).

Het achtergrondmonster uit Waarland, dat ook een relatief hoog gehalte ($12,5 \text{ ng kg}^{-1}$) heeft, lijkt wel een specifiek patroon te hebben dat sterke overeenkomst vertoont met de monsters uit de Bommelerwaard die weer sterke overeenkomst vertonen met het dioxinen- en furanen-patroon zoals dat wordt aangetroffen in pentachloorfenol. Mogelijk speelt toepassing van slib verontreinigd met pentachloorfenol een rol hierin.

Bij vergelijking van de patronen van de diverse AVI's valt op dat die uit de omgeving van Leeuwarden over een groter gebied van de plot verspreid liggen dan van de anderen, hetgeen een relatie lijkt te hebben met de afstand tot de (voormalige) bron. Lokaties dicht bij de bron liggen in het AVI-gebied en lokaties ver (5-10 km) van de bron liggen meer richting achtergrondlokaties.

Op basis van dit onderzoek kan, mede gezien het ingezette emissiebeleid waarin sprake is van sterke reducties van emissies, gesteld worden dat een breedschalig nader onderzoek niet zinvol is, ook niet vanuit het oogpunt van te verwachten effecten als gevolg van de vastgestelde gehalten. Mogelijk zou alleen rond de lokaties waar verhoogde gehalten vastgesteld zijn (Ede, Waarland) nadere monsterneming kunnen plaatsvinden om vast te stellen of het om een incident gaat of om systematisch verhoogde gehalten. In het laatste geval zou bron-onderzoek kunnen volgen.

Vanuit wetenschappelijk oogpunt zou onderzoek gericht op het in de diepte in de bodem voorkomen van dioxinen nog interessant zijn, maar dit levert geen wezenlijke bijdrage aan de verdere beleidsontwikkeling.

REFERENTIES

- Bakker, H. de, en W.P. Locher. 1990. Bodemkunde van Nederland. Deel 1. Algemene bodemkunde. Malmberg, Den Bosch.
- Berlincioni, M., and A. di Domenico. 1987. Polychlorodibenzo-p-dioxins and polychlorodibenzofurans in the soil near the municipal incinerator of Florence, Italy. *Environ. Sci. Technol.*, 21, 1063-1069.
- Birmingham, B. 1990. Analysis of PCDD and PCDF patterns in soil samples: use in the estimation of the risk of exposure. *Chemosphere*, 20, 807-814.
- Boos, R., A. Himsl, F. Wurst, T. Prey, K. Scheidl, G. Sperka, and O. Gläser, 1992. Determination of PCDDs and PCDFs in soil samples from Salzburg, Austria. *Chemosphere*, 25, 283-291.
- Bremmer, H.J., A.P.M.J. de Jong, A.J.C.M. Matthijsen, M.A.A. Schutter, en A.A. Sein, 1991. Dioxines bij de sinterfabriek van Hoogovens. Rapportnummer 730501022, RIVM, Bilthoven.
- Broman, D., C. Nät, C. Rolff, and Y. Zebühr, 1990. Analysis of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD) and polychlorinated dibenzofurans (PCDF) in soil and digested sewage sludge from Stockholm, Sweden. *Chemosphere*, 21, 1213-1220.
- Creaser, C.S., A.R. Fernandes, A. Al-Haddad, S.J. Harrad, R.B. Homer, P.W. Skett, and E.A. Cox, 1989. Survey of background levels of PCDDs & PCDFs in UK soils. *Chemosphere*, 18, 767-776.
- Creaser, C.S., A.R. Fernandes, S.J. Harrad, and E.A. Cox, 1990. Levels and sources of PCDDs and PCDFs in urban British soils. *Chemosphere*, 21, 931-938.
- Crummett, W.B., 1981. Letters: Origin of chlorinated dioxins. *Science*, 213, 1059-1060.
- Deister, U., and R. Pommer, 1991. Distribution of PCDD/F in the vicinity of the hazardous waste incinerator at Swabach. *Chemosphere*, 23, 1643-1651.
- Domenico, A. di, Silano, V., G. Viviano, and G. Zapponi, 1980. Accidental release of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) at Seveso, Italy. IV. Vertical distribution of TCDD in soil. *Ecotox. Environ. Safety*, 4, 327-338.
- Eduljee, G.H., D.H.F. Atkins, and A.E. Eggleton, 1986. Observations and assessment relating to incineration of chlorinated chemical wastes. *Chemosphere*, 15, 1577-1584.
- Gälli, R., J. Krebs, M. Kraft, and M. Good, 1992. PCDDs and PCDFs in soil samples from Switzerland. *Chemosphere*, 24, 1095-1102.
- Gelbert, G., G. Hasselbach, S. Georgh, and H. Brunn, 1992. Chlorkohlenwasserstoffe (Dioxine und Furane, PCB, Pestizide) und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

in Acker- und Grünlandböden - Ergebnisse aus längjährigen Klärschlamm-Feldversuchen. *Agribiol. Res.*, 45, 77-87.

Gonzalez, M.J., B. Jimenez, M. Fernandez, and L.M. Hernandez, 1991. PCBs, PCDDs and PCDFs in soil samples from uncontrolled burning of waste electrical material for metal reclamation. *Toxicol. Environm. Chem.*, 33, 169-179.

Hagenmaier, H.-P., 1990. Untersuchungen von ausgewählten Böden und Pflanzen auf Dioxine und Furane. UBA-FB 89-157, Umweltbundesamt, Berlin.

Hagenmaier, H., J. She, and C. Lindig, 1992. Persistence of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in contaminated soil at Maulach and Rastatt in Southwest Germany. *Chemosphere*, 25, 1449-1456.

Harrad, S.J., A.R. Fernandes, C.S. Creaser, and E.A. Cox, 1991. Domestic coal combustion as a source of PCDDs and PCDFs in the British environment. *Chemosphere*, 23, 255-261.

Harrad, S.J., T.A. Malloy, M.A. Khan, and T.D. Goldfarb, 1991. Levels and sources of PCDDs, PCDFs, chlorophenols (CPs) and chlorobenzenes (CBzs) in composts from a municipal yard waste composting facility. *Chemosphere*, 23, 181-191.

Harrad, S.J., and K.C. Jones, 1992. A source inventory and budget for chlorinated dioxins and furans in the United Kingdom environment. *Sci. Total Environm.*, 126, 89-107.

Heida, H., and K. Olie, 1985. TCDD and chlorinated dibenzofurans in top soil and biological samples from a contaminated refuse dump. *Chemosphere*, 14, 919-924.

Heida, H., K. Olie, and J. Wever, 1989. PCDDs and PCDFs in the environment as a result of outdoor chemical waste burning at the Diemerzeedijk-Amsterdam. *Chemosphere*, 18, 1025-1030.

Hembrock-Heger, A., 1990. PCDD/PCDF-levels in soils and plants of Northrhine-Westfalia. *Organohal. Comp.*, 1, 475-478.

Holoubek, I., et al., 1992. Project TOCOEN. The fate of selected organic pollutants in the environment. Part X. The PCBs, PCDDs and PCDFs in soils from Czechoslovakia - preliminary study. *Toxicol. Environm. Chem.*, 36, 105-114.

Huang, C.-W., H. Miyata, J.-R. Lu, S. Ohta, T. Chang, and T. Kashimoto, 1992. Levels of PCBs, PCDDs and PCDFs in soil samples from incineration sites for metal reclamation in Taiwan. *Chemosphere*, 24, 1669-1676.

Jong, A.P.J.M. de, R. van den Berg, J.A. Marsman, R.S. den Hartog, A.C. den Boer, A.K.D. Liem, S. van den Berg, P.R. Kootstra, R. Hoogerbrugge, en H.A. van 't Klooster, 1991. Dioxinegehalten in grond van weilanden in de omgeving van de afvalverbrandingsinstallatie te Zaandam. Rapportnummer 730501021, RIVM, Bilthoven.

Jong, A.P.J.M. de, S. van den Berg, A.K.D. Liem, R. van den Berg, en H.A. van 't Klooster. 1990. Onderzoek naar het dioxinegehalte in grond van weilanden in het Lickebaertgebied. Rapportnummer 730501011, RIVM, Bilthoven.

Jürgens, H.-J., and R. Roth, 1989. Case study and proposed decontamination steps of the soil and groundwater beneath a closed herbicide plant in Germany. *Chemosphere*, 18, 1163-1169.

Kimbrough, R.D., C.D. Carter, J.A. Liddle, R.E. Cline, and P.E. Phillips, 1977. Epidemiology and pathology of a tetrachlorodibenzodioxin poisoning episode. *Arch. Environ. Health*, 32, 77-85.

Kitunen, V.H., and M.S. Salkinoja-Salonen. 1990. Soil contamination at abandoned sawmill areas. *Chemosphere*, 20, 1671-1677.

Kjeller, L.-O., K.C. Jones, A.E. Johnston, and C. Rappe, 1991. Increases in the polychlorinated dibenzo-p-dioxin and -furan content of soil and vegetation since the 1840s. *Environ. Sci. Technol.*, 25, 1619-1627.

Korber, H.-G., 1992. PCDD und PCDF in Klärschlämmen und Böden. Eine Bestandsaufnahme. *Gewässerschutz, Wasser Abwasser*, 136, 235-244.

Liem, A.K.D., K. Olie, A.P.J.M. de Jong, R.M.C. Theelen, J.A. Marsman, A.C. den Boer, G.S. Groenemeijer, R.S. den Hartog, A. van Laar, G. van den Werken, R. Hoogerbrugge, A.G.A.C. Knaap, H.A. van 't Klooster, C.A. van der Heijden, 1989. Dioxinen en dibenzofuranen in koemelk afkomstig van melkveebedrijven in het Rijnmondgebied en enkele andere locaties in Nederland. Rapportnummer 748762001, RIVM, Bilthoven.

Liem, A.K.D., A.P.J.M. de Jong, A.G.A.C. Knaap, F.J.J. Brinkmann, R.M.C. Theelen, H.J.G.M. Derks, en H.A. van 't Klooster, 1990. Onderzoek dioxinen in enkele grond- en slibmonsters uit de Bommelerwaard. Rapportnummer 730501007, RIVM, Bilthoven.

Liem, A.K.D., A.P.J.M. de Jong, J.A. Marsman, A.C. den Boer, G.S. Groenemeijer, R.S. den Hartog, G.A.L. de Korte, R. Hoogerbrugge, and H.A. van 't Klooster, 1990. A rapid clean-up procedure for the analysis of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in milk samples. *Chemosphere* 20, 843-850.

Liem, A.K.D., J.H. van Wijnen, K. Olie, and J.A. van Zorge, 1991. Soil contamination with PCDDs and PCDFs of small (illegal) scrap wire and scrap car incineration sites. Reportnr. 638803001, RIVM, Bilthoven.

Liem, A.K.D., R. Hoogerbrugge, P.R. Kootstra, E.G. van der Velde en A.P.J.M. de Jong, 1991. Occurrence of dioxins in cow's milk in the vicinity of municipal waste incinerators and a metal reclamation plant in the Netherlands. *Chemosphere* 23, 1675-1684.

Matthijssen, A.J.C.M., R. van den Berg, H.J.G.M. Derks, J.A. van Jaarsveld, A.P.J.M. de Jong, W. Slob, R.M.C. Theelen, en A.A. Sein, 1991. Evaluatie van de relaties van dioxine-emissiemetingen aan de OLAF-Leeuwarden met gehalten in grond en melk in de omge-

ving. Rapportnummer 730501027, RIVM, Bilthoven.

McLachlan, M.S., and M. Reissinger, 1990. The influence of sewage sludge fertilization on the PCDD/F concentration in soil. An example from Northeastern Bavaria. *Organohal. Comp.*, 1, 577-582.

McLaughlin, D.L., R.G. Pearson, and R.E. Clement, 1989. Concentrations of chlorinated dibenzo-p-dioxins (CDD) and dibenzofurans (CDF) in soil from the vicinity of a large refuse incinerator in Hamilton, Ontario. *Chemosphere*, 18, 851-854.

Mineiro, R., E. De Felip, A. di Domenico, F. Ferri, N. Iacovella, E. Scotto di Tella, L. Turrio Baldassarri, and F. Volpi, 1991. Polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzodioxins (PCDDs), and dibenzofurans (PCDFs) in the soil of an industrial site. *Dioxin '91*. Abstract 132b, p. 341.

Morselli, L., S. Zappoli, A. Liberti, M. Rotatori, and E. Brancaleoni. 1989. Evaluation and comparison of organic and inorganic compounds between emission and immission samples from municipal solid waste incinerator. *Chemosphere*, 18, 2263-2273.

Müller, U., V. Hennings, and A. Horn, 1992. Hintergrundbelastung niedersächsischer Böden mit polychlorierter Biphenylen und Polychlordibenzodioxinen/-furanen. *Wasser+Boden*, 9, 571-576.

Norco, J.E., 1990. Dioxin/furan contamination in the vicinity of an electric wire reclamation incinerator. *Organohal. Comp.*, 1, 583-586.

NRW, 1990. NRW-Messprogramm 'Chloraromaten - Herkunft und Transfer'. Abschlussbericht, 1991. 270/91 Min. Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.

Pearson, R.G., D.L. McLaughlin, and W.D. McIlveen, 1990. Concentrations of PCDD and PCDF in Ontario soils from the vicinity of refuse and sewage sludge incinerators and remote rural and urban locations. *Chemosphere*, 20, 1543-1548.

Pehlivan, M., and A.D. Bedük, 1992. Quantitative determination of polychlordibenzodioxins and polychlordibenzofurans found on the roadsides of autobahns. *Anal. Lett.*, 25, 2107-2122.

Prinz, B., G.H.M. Krause, and L. Radermacher, 1990. Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane. Untersuchungen zur Belastung von Gartenböden und Nahrungspflanzen. *Staub-Reinh. Luft*, 50, 377-381.

Prinz, B., G.H.M. Krause, and L. Radermacher, 1991. Criteria for the evaluation of dioxins in the environment. *Chemosphere*, 23, 1743-1761.

Rappe, C., and L.-O. Kjeller, 1987. PCDDs and PCDFs in environmental samples: air, particulates, sediments and soil. *Chemosphere*, 16, 1775-1780.

- Rappe, C., L.-O. Kjeller, and S.-E. Kulp, 1991. Levels, profile and pattern of PCDDs and PCDFs in samples related to the production and use of chlorine. *Chemosphere*, 23, 1629-1636.
- Reed, L.W., G.T. Hunt, B.E. Maseil, M. Hoyt, D. Keefe, and P. Hackney, 1990. Baseline assessment of PCDDs/PCDFs in the vicinity of the Elk River, Minnesota generating station. *Chemosphere*, 21, 159-171.
- Riss, A., H. Hagenmaier, und W. Rotard, 1990a. Wirkungen von Dioxinimmissionen auf Boden, Grünlandaufwuchs und Kuhmilch - Fallstudie anhand einer Metallrückwinnungsanlage in Österreich. VDI-Bericht Nr. 837: Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden. VDI, Düsseldorf.
- Riss, A., H. Hagenmaier, U. Weberuss, C. Schlatter, and R. Wacker, 1990b. Comparison of PCDD/PCDF levels in soil, grass, cow's milk, human blood and spruce needles in an area of PCDD/PCDF contamination through emissions from a metal reclamation plant. *Chemosphere*, 21, 1451-1456.
- Riss, A., P. Weiss, W. Hartl, and H. Hagenmaier, 1990c. PCDD/PCDF and PCB in soils of an industrialized urban area (Linz/Upper Austria). *Organohal. Comp.*, 4, 421-423.
- Rotard, W., 1991. Analysenbericht zur Untersuchung der Boden-, Staub-, Abwasser- und Luftproben auf PCDD/PCDF. WaBoLu, BGA, Berlin.
- Rotard, W., W. Christmann, and W. Knoth, 1990. Paper sludge deposits - highly contaminated with PCDD/PCDF. *Dioxin '90*.
- Rotard, W., W. Christmann, and W. Knoth, 1991. Background levels of PCDD/PCDF in soils of western Germany. *Dioxin '91*. Abstract 116, p. 323.
- Schutter, M.A.A., en J.A. van Jaarsveld, 1993. Verspreiding en depositie van dioxinen in Nederland. RIVM-rapportnr. 730501036, RIVM, Bilthoven.
- Sievers, S., and P. Friesel, 1989. Soil contamination patterns of chlorinated organic compounds: looking for the source. *Chemosphere*, 19, 691-698.
- Slob, W., L.M. Troost, M. Krijgsman, J. de Koning, en A.A. Sein, 1992. Verbranding huishoudelijk afval in Nederland. Emissies optredend bij verbranding. Verspreiding en risico's van dioxinen. RIVM-rapportnr. 730501043, RIVM, Bilthoven.
- Spindelbalker, C., A.Riss, J. Hackl, H. Hojesky, E. Kasperowski, M. Müllebner, H. Nowak, und R. Pescheck, 1990. Montanwerke Brixlegg. Wirkungen auf die Umwelt. Monographien Bd. 25., Umweltbundesamt, Wien.
- Stenhouse, I.A., and K.S. Badsha, 1990. PCB, PCDD and PCDF concentrations in soils from the Kirk Sandall/ Edenthorpe/ Barnby Dun area. *Chemosphere*, 21, 563-573.

- Umlauf, G., A. Reischl, M. McLachlan, M. Reissinger, O. Hutzinger, D. Martinetz, L. Weissflog, and K. Wenzel, 1990. Levels of chlororganics and PAHs in the former GDR. *Organohal. Comp.*, 1, 237-242.
- Wendling, J., F. Hileman, R. Orth, T. Umbreit, E. Hesse, and M. Gallo, 1989. An analytical assessment of the bioavailability of dioxin contaminated soils to animals. *Chemosphere*, 18, 925-932.
- Wenning, R.J., D.J. Paustenbach, M.A. Harris, and H. Bedbury, 1993. Principal components analysis of potential sources of polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran residues in surficial sediments from Newark Bay, New Jersey. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 24, 271-289.
- Wijbenga, A. (provincie Z.Holland), 1991. persoonlijke communicatie.
- Wijnen, J.H. van, A.K.D. Liem, K. Olie, and J.A. van Zorge, 1992. Soil contamination with PCDDs and PCDFs of small (illegal) scrap wire and scrap car incineration sites. *Chemosphere*, 24, 127-134.
- Wingert, E., und U. Reinhardt, 1990. *Der Stern*, 12-17.
- Yanders, A.F., C.E. Orazio, R.K. Puri, and S.Kapila. 1989. On translocation of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin: time dependent analysis at the Times Beach experimental site. *Chemosphere*, 19, 429-432.
- Young, A.L., W.J. Cairney, and C.E. Thalken. 1983. Persistence, movement and decontamination studies of TCDD in storage sites massively contaminated with phenoxy herbicides. *Chemosphere*, 12, 713-726.
- Young, A.L., L.G. Cockerham, and C.E. Thalken, 1987. A long-term study of ecosystem contamination with 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin. *Chemosphere*, 16, 1791-1815.
- Zemek, A., and A. Kocan, 1991. 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in soil samples from a trichlorophenol-producing plant. *Chemosphere*, 23, 1769-1776.

RIVM-STANDARD OPERATING PROCEDURES EN INTERNE MEMO'S

Berg, R. van den, en H. van Jaarsveld. Dioxineproject, voorstel grondbemonstering Nederland. Bilthoven, RIVM, November 1990, 2 pp.

Liem, A.K.D. Onderzoek dioxinegehalten in grond. Bilthoven, RIVM, 43/93 LOC/GG, 18 Januari 1993, 6 pp.

SOP nr. ECO/197/00: Analysevoorschrift voor de bepaling van elementair koolstof, waterstof en stikstof m.b.v. de Carlo Erba Elementair Analyser mod. 1106. Bilthoven, RIVM, 1991, 10 pp.

SOP nr. LBG/102/00: Bepaling van het carbonaatgehalte in grond m.b.v. een schleiblerapparaat. Bilthoven, RIVM, 1991, 3 pp.

SOP nr. LBG/201/00: Voorbehandeling van grondmonsters voor fysisch-chemische bodemanalyses. Bilthoven, RIVM, 1991, 3 pp.

SOP nr. LBG/205/00: Bepaling van de pH in grond. Bilthoven, RIVM, 1991, 2 pp.

SOP nr. LBG/211/00: Bepaling van de dichtheid van grond. Bilthoven, RIVM, 1992, 3 pp.

SOP nr. LBG/212/00: Voorbehandeling van grondmonsters ten behoeve van onderzoek van toxische niet-vluchtige verbindingen. Bilthoven, RIVM, 1992, 3 pp.

SOP nr. LBG/410/00: Monsterneming van grasland voor analyse op niet-vluchtige verbindingen. Bilthoven, RIVM, 1992, 5 pp.

SOP nr. LOC/106/02: Regres V2.0: Kalibratie m.b.v. (gewogen) lineaire regressie. Bilthoven, RIVM, Januari 1994, 15 pp.

SOP nr. LOC/113: De isolatie van PCDD's en PCDF's en facultatief de 3 planaire PCB's uit extracten van melk, vet, vlees, plantaardig materiaal, grond vliegstof en elektrofilteras m.b.v. actieve kool, aluminiumoxyde en (facultatief) multilayer-silica. Bilthoven, RIVM, Mei 1992, 11 pp.

SOP nr. LOC/114: Verwerking van ruwe data van GC/MS analyse van dioxine-extracten verkregen via SOP.LOC/115/01 en SOP.LOC/235/00. Bilthoven, RIVM, Januari 1993, 52 pp.

SOP nr. LOC/145/01: De extractie van polychloordibenzo-p-dioxinen en polychloordibenzofuranen uit grond en plantaardige matrices. Bilthoven, RIVM, Mei 1992, 7 pp.

SOP nr. LOC/235/00: Analyse van 2,3,7,8 polychloordibenzo-p-dioxinen en 2,3,7,8 polychloordibenzofuranen in abiotisch materiaal. Bilthoven, RIVM, Februari 1992, 39 pp.

Tabel 1. Gegevens van de percelen op de bemonsterde lokaties

LBG mon- stercode	Locatie	Prov.	Krtbl.	Mv-h [m]	Datum	X- coörd.	Y- coörd.	Bodem- type	Bod- verb.	Jaar verb.	Type bodem- verbetering	Bodemgebruik	Bemesting	Opp. [ha]
9110177	IJsselstein	Utr	38 F	+0,5	220791	132000	445000	klei	ja	1940	afgevlēt	weide	drijfmest (afkomstig van eigen bedrijf), kunstmest	3,5
9110178	Langeweide	Z-H	38 B	-1,6	240791	115000	445000	klei	nee	1985	doorgezaaid	weide, kuilgras	drijfmest (runderen) (afkomstig van eigen bedrijf), kunstmest	1,75
9110179	Molenaarsgraaf	Z-H	38 D	-1,2	240791	115000	430000	klei	nee	-	-	weide, kuilen	stalmest (afkomstig van eigen bedrijf), kunstmest	1,5
9110180	Meije	Utr	31 D	-1,7	250791	115000	460000	veen	nee	-	-	weide, kuilen	drijfmest (afkomstig van eigen bedrijf), kunstmest	1,15
9110181	Mijdsrecht	Utr	31 B	-4,4	250791	115000	470000	veen	ja	1950	geploegd	weide, hooien/kuilen	stalmest (afkomstig van eigen bedrijf), kunstmest	2,2
9110182	Ede	Gld	32 H	+10,1	300791	175000	445000	zand	nee	-	-	weide	stal- en drijfmest (afkomstig van eigen bedrijf)	1
9110183	Laag-Keppel	Gld	40 F	+11,3	310791	215000	445000	klei	nee	-	-	weide, hooien/kuilen	drijfmest (afkomstig van eigen bedrijf), kunstmest	1
9110184	Winterswijk	Gld	41 E	+33,3	010891	250000	445000	zand	nee	-	-	weide	onbekend	0,8
9110185	Saasveld	Ov	28 H	+14,0	020891	253000	485000	klei	nee	-	-	weide	drijf- en stalmest (varkens) (afkomstig uit de omgeving)	1,57
9110186	Broekland	Ov	27 H	+3,9	020891	215000	485000	zand	ja	1966	ingezaaid	weide	drijf- en stalmest (varkens) (afkomstig uit de omgeving), geen kunstmest	0,5
9110187	Biddinghuizen	Flv	26 F	-3,1	050891	175000	490000	klei	nee	1970	aanleg polder	kuilen (weide/hooien)	drijf- en kunstmest	6
9110188	Urk	Flv	20 F	-2,1	060891	175000	525000	zand	nee	-	-	hooien, weide	drijfmest (van buurman), kunstmest	1,33
9110189	Onderdijk	N-H	14 H	-1,8	060891	135000	525000	klei	nee	-	-	weide	kunstmest	1
9110190	Cadzand	Zld	48 C	+0,8	070891	015000	375000	klei	nee	-	-	weide	kunstmest	0,88
9110191	Dreischor	Zld	42 F	+0,4	070891	055000	410000	zavel	ja	1954	ingezaaid (na de ramp in 1953)	weide	geen	1
9110192	Kuitaard	Zld	55 A	+1,3	070891	055000	370000	klei	nee	-	-	weide	kunstmest	2

Verklaring van de gebruikte afkortingen:

Prov. : Provincie

Krtbl. : Topografische kaartblad indeling, schaal 1:25000

Mv-h : Maaiveldshoogte volgens de topografische kaart in meters ten opzichte van N.A.P.

Datum : Datum van de monsterneming

X-coörd. : X-coördinaat in meters, op vijf kilometer nauwkeurig

Y-coörd. : Y-coördinaat in meters, op vijf kilometer nauwkeurig

Bod.verb. : Of er op het perceel bodemverbetering toegepast is

Jaar verb. : Jaar waarin de (laatste) bodemverbetering is uitgevoerd

Opp. : Globale oppervlakte van het perceel in 10⁴ vierkante meters

Vervolg Tabel 1. Gegevens van de percelen op de bemonsterde lokaties

LBG mon- ster-code	Locatie	Prov.	Krtbl.	Mv-h [m]	Datum	X- coörd.	Y- coörd.	Bodem- type	Bod.- Jaar verb.	Type bodem- verbetering	Bodemgebruik	Bemesting	Opp. [ha]
9110193	Klundert	N-Br	43 H	-1,0	070891	095000	410000	klei	ja	1953	inzaaien	kunstmest	1,5
9110194	Drunen	N-Br	44 H	+3,1	070891	135000	410000	zand	ja	1968	gefreesd/geploegd en ingezaaid	stal mest (varkens), drijfmest (rundvee) (afkomstig van eigen bedrijf)	1,5
9110195	Volkel	N-Br	45 H	+18,4	090891	175000	410000	zand	ja	1965	begin jaren '60 bieten gestaan	kunstmest (soms)	0,35
9110196	Maarheeze	N-Br	57 F	+23,9	080891	175000	370000	klei	ja	1960	ingezaaid	drijfmest (varkens, soms)	0,5
9110197	Sevenum	Lim	52 G	+25,4	080891	200000	380000	zand	nee	-	-	drijfmest (varkens), kunstmest	1
9110198	Munstergeleen	Lim	68 D 60 C	+57,5 +62,5	080891	185000	330000	löss	nee	-	-	kunstmest	0,5 0,2
9110199	Gieterveen	Drn	12 H	+3,1	140891	255000	565000	veen	nee	-	-	kunstmest	0,9
9110200	Haule	Frl	11 F	+7,0	130891	215000	565000	zand	nee	-	-	geen sinds 1965	1,32
9110201	Bierum	Gr	7 F	+0,7	140891	255000	600000	klei	ja	1968	bouwland geweest	drijf- en stal mest (afkomstig van eigen bedrijf), kunstmest	1,3
9110202	Sijbrandaburen	Frl	10 F	-0,1	130891	175000	565000	klei	nee	-	-	drijfmest (afkomstig van eigen bedrijf), kunstmest (soms)	1,8
9110203	Veenoord	Drn	17 H	+14,3	130891	255000	525000	zand	nee	-	-	stal- en drijfmest (afkomstig van eigen bedrijf), kunstmest	1,30
9110204	Ruinerwold	Drn	21 F	+2,3	130891	215000	525000	zand	nee	-	-	drijfmest (afkomstig van eigen bedrijf), kunstmest	1,6
9110205	Waarland	N-H	14 D	-1,7	150891	115000	525000	zavel	ja	1960	ingezaaid	drijf- en stal mest, kunstmest	2,5
9110206	Stompeteren	N-H	19 B	-3,2	150891	115000	515000	klei	nee	-	-	drijfmest (afkomstig van eigen bedrijf), kunstmest	2,5
9110207	Wieringerwaard	N-H	14 E	-1,9	150891	115000	540000	klei	nee	-	-	kunstmest	2,25
9110208	Ballum	Frl	1 H	+1,2	140891	175000	605000	klei	ja	1958	ruilverkaveling; geëgaliseerd	stal mest (afkomstig van eigen bedrijf), kunstmest	1,4

Verklaring van de gebruikte afkortingen:

- Prov. : Provincie
 Krtbl. : Topografische kaartblad indeling, schaal 1:25000
 Mv-h : Maaiveldshoogte volgens de topografische kaart in meters ten opzichte van N.A.P.
 Datum : Datum van de monsterneming
 X-coörd. : X-coördinaat in meters, op vijf kilometer nauwkeurig
 Y-coörd. : Y-coördinaat in meters, op vijf kilometer nauwkeurig
 Bod.verb. : Of er op het perceel bodemverbetering toegepast is
 Jaar verb. : Jaar waarin de (laatste) bodemverbetering is uitgevoerd
 Opp. : Globale oppervlakte van het perceel in 10⁴ vierkante meters

Tabel 2. Fysisch-chemische analysegegevens van de bodemmonsters

LBGmonster- code	Locatie	pH-H ₂ O [-log H ⁺]	pH-KCl [-log H ⁺]	Carbo- naat* [%CaCO ₃]	Totaal C [%C]	Organi- sch C [% C]	Gemiddelde dichtheid		
							[kg ds. m ³]	St.gr.	St.dev.
9110177	IJsselstein	6,7	6,4	1,1	6,8	6,7	1064	10	158
9110178	Langeweide	5,0	4,4	•	16,1	16,1	751	10	86
9110179	Molenaarsgraaf	5,7	5,1	•	14,7	14,7	684	10	48
9110180	Meije	5,6	5,0	•	22,0	22,0	676	10	59
9110181	Mijdrecht	4,9	4,5	•	27,6	27,6	448	10	76
9110182	Ede	6,7	6,3	0,9	9,5	9,4	1187	10	156
9110183	Laag-Keppel	5,3	4,5	•	5,6	5,6	982	10	75
9110184	Winterswijk	5,3	4,2	•	4,8	4,8	1128	10	79
9110185	Saasveld	5,7	5,0	•	7,9	7,9	756	10	104
9110186	Broekland	6,0	5,3	•	4,2	4,2	1337	10	61
9110187	Biddinghuizen	6,9	6,5	4,3	8,6	8,1	1247	10	174
9110188	Urk	5,4	4,7	•	6,2	6,2	1102	10	128
9110189	Onderdijk	5,1	4,5	•	11,2	11,2	762	8	119
9110190	Cadzand	6,8	6,6	8,8	7,2	6,1	1066	10	99
9110191	Dreischor	6,5	6,3	0,5	4,3	4,2	1017	10	63
9110192	Kuitaard	5,7	5,1	•	7,7	7,7	988	10	111
9110193	Klundert	6,8	6,7	3,4	5,9	5,5	1086	10	133
9110194	Drunen	5,9	5,3	•	2,5	2,5	1318	10	38
9110195	Volkel	5,3	4,3	•	4,0	4,0	1152	10	103
9110196	Maarheeze	6,0	5,0	•	5,4	5,4	1154	10	141
9110197	Sevenum	5,3	4,4	•	6,8	6,8	1172	9	95
9110198	Munstergeleen	6,4	5,8	•	3,2	3,2	1176	9	85
9110199	Gieterveen	5,3	4,4	•	13,1	13,1	752	10	240
9110200	Haule	4,9	3,7	•	6,6	6,6	1114	10	100
9110201	Bierum	5,9	5,2	•	5,6	5,6	1143	10	150
9110202	Sijbrandaburen	6,2	5,6	•	9,2	9,2	915	10	108
9110203	Veenoord	5,6	4,6	•	9,9	9,9	1094	10	182
9110204	Ruinerwold	5,5	4,8	•	5,0	5,0	1235	10	71
9110205	Waarland	5,6	5,1	•	12,9	12,9	815	10	127
9110206	Stompvoren	6,1	5,6	•	9,6	9,6	911	10	92
9110207	Wieringerwaard	6,1	5,5	•	7,1	7,1	1002	10	118
9110208	Ballum	5,9	5,3	•	9,2	9,2	1011	10	133
9110363	Broekland 6	**	**	**	3,6	3,6	**	**	**
9110364	Broekland 7	**	**	**	5,5	5,5	**	**	**
9110365	Broekland 8	**	**	**	5,1	5,1	**	**	**
9110366	Broekland 9	**	**	**	4,6	4,6	**	**	**
9110367	Broekland 10	**	**	**	4,6	4,6	**	**	**

* Het carbonaatgehalte is alleen gemeten als de pH-H₂O groter is dan 6,5 omdat het gehalte bij een lagere pH in theorie nul is.

** Deze parameters zijn alleen gemeten in het monster 9110186 van dezelfde locatie.

De afkorting "St.gr." staat voor Steekproefgrootte, "St.dev." staat voor Standaarddeviatie.

Tabel 4. Dioxinegehalten van de achtergrondlocaties in Nederland

Monstercode	Locatie	Afkorting code	Diepte [cm-mv]	Organisch C [% C]	Gemiddelde dichtheid [kg ds.m ⁻³]	Dioxinegehalten [ng I-TEQ kg ⁻¹]	Dioxinegehalten [µg I-TEQ m ⁻³]
9110177	IJsselstein	177	0-5	6,7	1064	5,5	5,9
9110178	Langeweide	178	0-5	16,1	751	7,7	5,8
9110179	Molenaarsgraaf	179	0-5	14,7	684	5,0	3,4
9110180	Meije	180	0-5	22,0	676	12,4	8,4
9110181	Mijdrecht	181	0-5	27,6	448	16,4	7,3
9110182	Ede	182	0-5	9,4	1187	13,9	16,5
9110183	Laag-Keppel	183	0-5	5,6	982	4,4	4,3
9110184	Winterswijk	184	0-5	4,8	1128	3,6	4,1
9110185	Saasveld	185	0-5	7,9	756	3,6	2,7
9110186	Broekland	186	0-5	4,2	1337	3,2	4,3
9110187	Biddinghuizen	187	0-5	8,1	1247	5,6	7,0
9110188	Urk	188	0-5	6,2	1102	3,3	3,6
9110189	Onderdijk	189	0-5	11,2	762	12,1	9,2
9110190	Cadzand	190	0-5	6,1	1066	2,8	3,0
9110191	Dreischor	191	0-5	4,2	1017	2,7	2,7
9110192	Kuitaard	192	0-5	7,7	988	4,4	4,3
9110193	Klundert	193	0-5	5,5	1086	4,1	4,5
9110194	Drunen	194	0-5	2,5	1318	2,2	2,9
9110195	Voikel	195	0-5	4,0	1152	1,8	2,1
9110196	Maarheeze	196	0-5	5,4	1154	3,5	4,0
9110197	Sevenum	197	0-5	6,8	1172	3,6	4,2
9110198	Munstergeleen	198	0-5	3,2	1176	3,3	3,9
9110199	Gieterveen	199	0-5	13,1	752	2,6	2,0
9110200	Haule	200	0-5	6,6	1114	2,0	2,2
9110201	Bierum	201	0-5	5,6	1143	2,2	2,5
9110202	Sijbrandaburen	202	0-5	9,2	915	3,8	3,5
9110203	Veenoord	203	0-5	9,9	1094	4,0	4,4
9110204	Ruinerwold	204	0-5	5,0	1235	3,2	4,0
9110205	Waarland	205	0-5	12,9	815	12,5	10,2
9110206	Stompetoren	206	0-5	9,6	911	5,4	4,9
9110207	Wieringerwaard	207	0-5	7,1	1002	3,0	3,0
9110208	Ballum	208	0-5	9,2	1011	4,1	4,1
9110363	Broekland 6	363	0-5	3,6	1337	1,5	2,0
9110364	Broekland 7	364	0-5	5,5	1337	2,0	2,7
9110365	Broekland 8	365	0-5	5,1	1337	2,6	3,5
9110366	Broekland 9	366	0-5	4,6	1337	2,8	3,7
9110367	Broekland 10	367	0-5	4,6	1337	2,3	3,1

Tabel 5. Dioxinegehalte en enkele belangrijke fysisch-chemische gegevens van bodemonsters genomen rond AVI-lokaties en enkele andere lokaties, die in het kader van dat onderzoek bemonsterd zijn.

Monstercode	Locatie	Afkorting code	Diepte [cm-mv]	Organisch C [% C]	Berekend organisch C [% C]	Gemiddelde dichtheid [kg ds.m ⁻³]	Berekende dichtheid [kg ds.m ⁻³]	Dioxinegehalte [ng I-TEQ kg ⁻¹]	Dioxinegehalte [µg I-TEQ m ⁻³]
9010294	Hoogovens	Hoog	0-5	11,3		981		2,6	2,6
1 9010244	Leeuwarden	Le 1	0-5	9,7		1385		19,5	27,0
2 9010246	Leeuwarden	Le 2	0-5	3,0		1559		8,0	12,5
3 9010248	Leeuwarden	Le 3	0-5	0,9		1511		2,8	4,2
4 9010251	Leeuwarden	Le 4	0-5	1,4		1326		11,0	14,6
5 9010253	Leeuwarden	Le 5	0-5	2,6		976		22,6	22,1
6 9010255	Leeuwarden	Le 6	0-5	9,4		877		19,1	16,8
7 9010257	Leeuwarden	Le 7	0-5	12,2		890		17,0	15,1
8 9010259	Leeuwarden	Le 8	0-5	15,8		688		13,3	9,2
9 9010261	Leeuwarden	Le 9	0-5	14,7		564		11,9	6,7
10 9010263	Leeuwarden	Le 10	0-5	4,4		1289		2,5	3,2
B1	Lickebaert	Li B1	0-1	14,9			813	22,0	17,9
B2	Lickebaert	Li B2	1-2	12,0			914	27,0	24,7
B3	Lickebaert	Li B3	2-10	8,4			1038	26,0	27,0
B	Lickebaert	Li B	0-5		11,6	892			
C1	Lickebaert	Li C1	0-1	7,8			1059	22,0	23,3
C2	Lickebaert	Li C2	1-2	6,2			1114	13,0	14,5
C3	Lickebaert	Li C3	2-10	5,7			1131	10,0	11,3
C	Lickebaert	Li C	0-5		6,4	1050			
D1	Lickebaert	Li D1	0-1	15,1			807	25,0	20,2
D2	Lickebaert	Li D2	1-2	12,5			896	28,0	25,1
D3	Lickebaert	Li D3	2-10	8,9			1021	16,0	16,3
D4	Lickebaert	Li D4	10-50	4,4			1176	1,0	1,2
D	Lickebaert	Li D	0-5		12,1	926			
H1	Lickebaert	Li H1	0-1	22,4			555	51,0	28,3
H2	Lickebaert	Li H2	1-2	18,6			686	55,0	37,7
H3	Lickebaert	Li H3	2-10	10,6			962	19,0	18,3
H4	Lickebaert	Li H4	10-50	7,5			1069	1,0	1,1
H	Lickebaert	Li H	0-5		17,2	848			
K1	Lickebaert	Li K1	0-1	16,0			776	18,0	14,0
K2	Lickebaert	Li K2	1-2	12,7			889	21,0	18,7
K3	Lickebaert	Li K3	2-10	9,1			1014	10,0	10,1
K	Lickebaert	Li K	0-5		12,4	891			
R1	Bergambacht	Be R1	0-1	14,0			845	9,0	7,6
R2	Bergambacht	Be R2	1-2	11,4			934	3,0	2,8
R3	Bergambacht	Be R3	2-10	9,6			996	9,0	9,0
R	Bergambacht	Be R	0-5		11,4	1091			
S1	Bergambacht	Be S1	0-1	13,2			872	5,0	4,4
S2	Bergambacht	Be S2	1-2	9,5			1000	1,0	1,0
S3	Bergambacht	Be S3	2-10	6,7			1096	2,0	2,2
S	Bergambacht	Be S	0-5		9,5	960			
A1 9010117	Zaanstad	Za A1	0-2	30,0			292	252,0	73,6
A2 9010119	Zaanstad	Za A2	2-10	14,4			831	46,0	38,2
A	Zaanstad	Za A	0-5		25,3	564			
B1 9010120	Zaanstad	Za B1	0-2	17,2			734	60,0	44,0
B2 9010122	Zaanstad	Za B2	2-10	11,4			934	44,0	41,1
C1 9010123	Zaanstad	Za C1	0-2	23,2			527	207,0	109,1
C2 9010124	Zaanstad	Za C2	2-10	16,1			772	45,0	34,7

Monstercode	Locatie	Afkorting code	Diepte [cm-mv]	Organisch C [% C]	Berekend organisch C [% C]	Gemiddelde dichtheid [kg ds.m ⁻³]	Berekende dichtheid [kg ds.m ⁻³]	Dioxinegehalte [ng I-TEQ kg ⁻¹]	Dioxinegehalte [µg I-TEQ m ⁻³]
C3 9010125	Zaanstad	Za C3	10-50	7,3			1076	5,0	5,4
D1 9010127	Zaanstad	Za D1	0-2	19,8			644	82,0	52,8
D2 9010128	Zaanstad	Za D2	2-10	15,8			782	35,0	27,4
D3 9010129	Zaanstad	Za D3	10-50	14,6			824	2,0	1,6
E1 9010131	Zaanstad	Za E1	0-2	7,8			1059	13,0	13,8
E2 9010132	Zaanstad	Za E2	2-10	3,4			1210	12,0	14,5
AX 9210075	Zaanstad	Za AX	0-5			590		97,1	57,3
A1 9210308	Alkmaar	Al A1	0-2	9,5			1000	17,1	17,1
A2 9210309	Alkmaar	Al A2	2-10	5,9			1124	9,8	11,0
A 9210310	Alkmaar	Al A	0-5	5,0		1160			
C1 9210311	Alkmaar	Al C1	0-2	10,4			969	10,8	10,5
C2 9210312	Alkmaar	Al C2	2-10	5,8			1128	8,6	9,7
C 9210313	Alkmaar	Al C	0-5	6,8		1022			

Vervolg Tabel 5. Dioxinegehalte en enkele belangrijke fysisch-chemische gegevens van bodemonsters genomen rond AVI-lokaties en enkele andere lokaties, die in het kader van dat onderzoek bemonsterd zijn.

Tabel 6. Gegevens over het regionale voorkomen van dioxinen in grond [op basis van ng TEQ/kg droge stof] buiten Nederland.

* alleen 2,3,7,8-TCDD

TEQ-gehalte berekend met behulp van de methode van Birmingham, 1990.

@ TEQ-gehalte berekend op basis minimaal/maximaal gegeven gehalten.

+ TEQ-gehalte als BGA-TEQ

referentie	aantal monsters	gehalte in ng TEQ/kg ds		diepte monstername- ming [cm-mv]	opmerkingen t.a.v. lokatie	
		minimum	maximum			
Creaser et al., 1989	66	0.63 #	38.7 #	0-5	landelijk gebied stedelijk gebied achtergrond Ierland	Engeland 50x50 km grid
	12	2.3 #	90.8 #			
			12.0 #			
Rotard et al., 1991	7	0.3	2.7		bouwland grasland bos	Duitsland
	7	0.7	29.5			
	15	5.4	112.1			
Birmingham, 1990	30	nd	2.2 #		landelijk gebied, stedelijk gebied industriële gebied	Ontario (Can.) en Midwesten (USA)
	47	nd	78.5 #			
	20	1.7 #	101.8 #			
NRW, 1991	69	0.6	11.2	0-10	landelijk gebied stedelijk gebied	Duitsland
	28	0.8	27.3			
Rappe and Kjeller, 1987	3	1.4	5.6		landelijk gebied industriële gebied	Europa
	2	55.2	250.7			
Pearson et al., 1990	23	nd	55.3 #@	0-5	stedelijk gebied, AVI landelijk gebied stedelijk gebied, achtergrond	Ontario, Canada
	43	nd	2.8 #@			
	29	nd	110.1 #@			
Creaser et al., 1990	19	12.0 #	139.9 #	0-5	stedelijk gebied	Engeland
Rotard, 1991	4	10.8	1975.7	0-10	Halle Bezirk	Duitsland
Morselli et al., 1989	5	11 #	65 #	0-15	AVI omgeving	Italië
Berlincioni and DiDomenico, 1987	7	nd	9.1 #	0-5	onbewerkt, AVI bewerkt land	Italië, Florence
	5	2.1 #	4.0 #			
McLaughlin et al., 1989	11	0.05 #	40.8 #	0-5	AVI Hamilton achtergrondniveaus	Ontario, Canada
	3	0.8 #	36.1 #			
Stenhouse and Badsha, 1990	12	3	20	0-5	chem. afval- verbranding	Doncaster, Engeland
Edujee et al., 1986	8	4.1 #	38.8 #		chem. afvalverbr. achtergrondniveaus	Schotland Z. Engeland
	4	3.7 #	173.3 #			
Reed et al., 1990		0.8	9.2	0-2.5	electriciteitscentrale	USA, Minnesota
Boos et al., 1992	5	1.6	3.8	0-10	landelijk gebied stedelijk gebied industriële gebied achtergrond Alpen	Salzburg, Oostenrijk
	13	2.0	8.6			
	5	4.1	12.5			
	1	1.3				
Galli et al., 1992	8	0.9	26.1	0-10	grasvelden	Noord Zwitserland
	4	2.9	9.3	0-5	bosgrond	
	4	0.5	2.2	0-20	landbouwgrond	
	20	0.5	15.6	0-10	grasland	
Harrad et al., 1991	1	0.52 0.97			archieffmonster 1927 archieffmonster 1877	Woburn, Eng. Engeland
Pehlivan and Bedük, 1992		5 +	32 +		grond rond autoweg	Turkije
Holoubek et al., 1992	11	nd	5		TOCOEN-lokaties precoated gravel Uzin rond AVI	Tsjechoslowakije Bohemen Bratislava
	3	nd	18000			
	13	0.4 #	93.9 #			
Gelbert et al., 1992	4	3.8 +	18.1 +	0-25	bouwland met slib	Duitsland
	3	12 +	173 +	0-10	grasland met slib	
	3	5 +	7 +	0-25	bouwland met compost van huish. afval	

referentie	aantal monsters	gehalte in ng TEQ/kg ds		diepte monstername [cm-mv]	opmerkingen t.a.v. lokatie
		minimum	maximum		
Müller et al., 1992	19 15 8 8 19 15 8 8	0.2 + 0.9 + 3.4 + 4.7 + 0.7 + 0.6 + 7.2 + 4.2 +	5.8 + 7.2 + 48.4 + 75.1 + 2.3 + 10.0 + 83.1 + 51.1 +	0-30 0-5 0-5 Oh hor. 0-30 0-5 0-5 Oh hor.	bouwland Nedersaksen, grasland stedelijk Duitsland bos gebied bos bouwland grasland landelijk bos gebied bos
Hagenmaier, 1990	9 15	0.1 4.4	2.2 261.2		zonder slibdeponie, Duitsland met slibdeponie
Rotard et al., 1990	16	0.3	149.2		slibresidu papierfabriek op land Duitsland
Spindelbalker u.a., 1990 Riss u.a., 1990a Riss et al., 1990b	20 1 1	3	332 5 19	0-5	metaalsmelterij Brixlegg verkeersweg Oostenrijk bos
Korber, 1992	13 6 1	2.5 + 3.5 + 6.2 +	6.1 + 7.7 + 6.2 +		bouwland slibbehandeld Duitsland bouwland niet slibbehandeld grasland
Kjeller et al., 1991	13	0.50	4.59	0-23	archieffmonsters 1846-1986 Rothamstead, Engeland
Broman et al., 1990	4 4	13 9	49 31	15-25	bouwland, langs weg Stockholm bouwland, niet langs weg Zweden
Hembrock-Heger, 1990	19 9 3 6 2 2	2 + 3 + 1 + 6 + 2 + 32 +	9.5 + 8 + 11 + 75 + 8 + 75 +	0-30 0-30 0-10 0-10 0-5 Of/Oh hor.	bouwland met slib NR Westfalen bouwland zonder slib Duitsland grasland bevloeid grasland bosgrond bosgrond Of/Oh horizont
Deister and Pommer, 1991	25 3	0.2 + 3.7 +	8.86 + 20.7 +	0-30 0-2	chemisch afvalverbranding Swabach Duitsland resp. 0-30 en 0-2 cm-mv
McLachlan and Reisinger, 1990	1 2 1	3.7 + 15 + 0.84 +	9.4 +	0-30 0-20 0-30	bouwland met slib Duitsland grasland met slib bouwland zonder slibtoepassing
Prinz et al., 1991	4 3 1	27.4 + 2.5 + 6.8 +	78.8 + 20 +	0-20/30	kabelverbranding Dortmund, op afstand Duitsland achtergrond, Münster
Umlauf et al., 1990	5	4.2 #	28.1 #	0-10	Halle-Leipzig Duitsland
Riss et al., 1990c	13 1 1	1.6 62 + 12 +	14.4		grasland industrie Linz, bos, humuslaag industrie Oostenrijk bos, humuslaag achtergrond
Harrad et al., 1991	2 2	1 4.4	1.3 7.4		grond rond compostfabriek campus Univ. Stony Brook New York, USA
Zemek and Kocan, 1991		nd	60	0-20	achtergrond Neratovice Tsjechoslowakije
Crummett, 1981	10	1.7 # ¹	52.8 # ¹		verbrandingsinstallatie Chicago, USA

¹ Alleen gebaseerd op de dioxinen, dus geen furanen.

Vervolg tabel 6.

Gegevens over het regionale voorkomen van dioxinen in grond [op basis van ng TEQ/kg droge stof] buiten Nederland. + TEQ-gehalte als BGA-TEQ
TEQ-gehalte berekend met behulp van de methode van Birmingham, 1990.

Tabel 7. Gegevens over het lokale voorkomen van dioxinen in grond binnen en buiten Nederland [op basis van ng TEQ/kg droge stof] buiten Nederland.

* alleen 2,3,7,8-TCDD

TEQ-gehalte berekend met behulp van de methode van Birmingham, 1990.

@ TEQ-gehalte berekend op basis minimaal/maximaal gegeven gehalten.

referentie	aantal monsters	gehalte in ng TEQ/kg ds		opmerkingen t.a.v. lokatie
		minimum	maximum	
Binnen Nederland				
Wijbenga, 1991	5	0.02	222.2	zuidelijk Zuid Holland uiterwaarden
Liem et al., 1991	4	60	160	autosloperij illegale brandplaatsen
Wijnen, van, et al., 1992	10	380	98000	kabelbranderij Amsterdam
	6	230	9900	beide activiteiten
Liem et al., 1990	2	60	1110	Bommelerwaard, slibtoepassing
Heida and Olie, 1985	9	<20 TCDD	1929 *	Volgermeer, stortplaats
Heida et al., 1989	4	0.7	41.1	bovengrond Diemerzeedijk
	1		3.2	ondergrond (geen 2,3,7,8-TCDD)
Buiten Nederland				
Wingert u. Reinhardt, 1990	46	5	638000	rond bronnen Duitsland
Wendling et al., 1989			510000 * 1400000 *	Times Beach, Missouri, afvalolie Newark, 245T-productie USA
Yanders et al., 1989		68 *	176 *	Times Beach, afvalolie USA
Young et al., 1987	56		2375 *	Florida, Eglin AFB USA 2,4,5-T / 2,4-D-gebruik
Young et al., 1983	234		340000 *	Gulfport en USA Johnston Island, opslag Agent Orange
Di Domenico et al., 1980			86000 *	Seveso, 1976 Italië
Sievers and Friesel, 1989		900*	874000 *	chemisch afvalstort Duitsland
Jürgens and Roth, 1989			9000000 *	pesticidenfabriek Duitsland, Hamburg
Mineiro et al., 1991			3400	pesticidenfabriek Italië
Kimbrough et al., 1977	9		33000000 *	grond in paardenarena Missouri, USA
Zemek and Kocan, 1991	86	< 10	29800 *	TCP-producerende Tsjechoslowakije
	93	nd	29800 *	fabriek 5-15 m; -20 cm-mv
	?	nd	70 *	20-50 cm-mv
	?	nd	100 *	Neratovice achtergrond
	?	nd	60 *	50-80 m van fabriek
Rappe et al., 1991	4	96	11000	grafietslibdeponie Gothenburg, Zweden
	1	1400		chloorprod. fabriek
	1	5.3		grasveld achtergrond
Gonzalez et al., 1991	3	2960	9150	metaalterugwinning uit electr. mat. (Spanje)
Huang et al., 1992		34	358	metaalterugwinning uit magn. kaarten
		99	13450	resp. electr. kabels Taiwan
Norco, 1990			12000 *	electr. kabelbrander Illinois, USA
Wenning et al., 1993	4	400	4040	voormalige 2,4,5-T-fabriek
Hagenmaier et al., 1992	4	30	5900	1987 kopersmelterij Rastatt
	4	26	5110	1989
			14000 #	kabelpyrolyse Maulach
Kitunen and Salkinoja, 1990	1		2740	fabriek houtconservering Finland

Tabel 8. Dioxinegehalte in 0-10 cm-mv-laag [ng m^{-2}], berekend uit het gemeten dioxinegehalte in de 0-5 cm-mv-laag, en de jaarlijkse depositie [$\text{ng m}^{-2} \text{j}^{-1}$] op die lokatie.

Monstercode	Locatie	Afkorting code	Dioxinen in 0-10 cm laag [ng I-TEQ m^{-2}]	Depositie dioxinen [$\text{ng m}^{-2} \text{j}^{-1}$]			Dioxinegehalte [$\mu\text{g I-TEQ m}^{-3}$]
				droog	nat	totaal	
9110177	IJsselstein	177	393	9,4	6,9	16,3	5,9
9110178	Langeweide	178	387	13,4	9,9	23,3	5,8
9110179	Molenaarsgraaf	179	227	18,7	11,2	29,9	3,4
9110180	Meije	180	560	13,2	8,8	22,0	8,4
9110181	Mijdrecht	181	487	15,3	8,6	23,9	7,3
9110182	Ede	182	1.100	6,3	4,7	11,0	16,5
9110183	Laag-Keppel	183	287	6,2	5,8	12,0	4,3
9110184	Winterswijk	184	273	3,3	3,6	6,9	4,1
9110185	Saasveld	185	180	3,0	3,4	6,4	2,7
9110186	Broekland	186	287	4,1	4,0	8,1	4,3
9110187	Biddinghuizen	187	467	5,8	4,7	10,5	7,0
9110188	Urk	188	240	5,1	4,4	9,5	3,6
9110189	Onderdijk	189	613	9,5	6,6	16,1	9,2
9110190	Cadzand	190	200	11,2	5,2	16,4	3,0
9110191	Dreischor	191	180	6,4	3,5	9,9	2,7
9110192	Kuitaard	192	287	9,2	4,8	14,0	4,3
9110193	Klundert	193	300	8,7	5,2	13,9	4,5
9110194	Drunen	194	193	7,0	5,2	12,2	2,9
9110195	Volkel	195	140	5,2	4,2	9,4	2,1
9110196	Maarheeze	196	267	5,4	4,0	9,4	4,0
9110197	Sevenum	197	280	4,4	3,6	8,0	4,2
9110198	Munstergeleen	198	260	6,2	4,2	10,4	3,9
9110199	Gieterveen	199	133	2,2	2,6	4,8	2,0
9110200	Haule	200	147	3,3	3,1	6,4	2,2
9110201	Bierum	201	167	2,0	2,4	4,4	2,5
9110202	Sijbrandaburen	202	233	5,0	3,4	8,4	3,5
9110203	Veenoord	203	293	2,5	2,9	5,4	4,4
9110204	Ruinerwold	204	267	3,4	3,5	6,9	4,0
9110205	Waarland	205	680	11,8	6,8	18,6	10,2
9110206	Stompetoren	206	327	19,0	9,9	28,9	4,9
9110207	Wieringerwaard	207	200	5,0	4,0	9,0	3,0
9110208	Ballum	208	273	2,3	2,4	4,7	4,1
9110363	Broekland 6	363	133				2,0
9110364	Broekland 7	364	180				2,7
9110365	Broekland 8	365	233				3,5
9110366	Broekland 9	366	247				3,7
9110367	Broekland 10	367	207				3,1

Tabel 9. Dioxinegehalte in 0-10 cm-mv-laag [ng m^{-2}], berekend uit de in de verschillende dieptelagen (tot 10 cm-mv) gemeten dioxinegehalten, en de jaarlijkse depositie [$\text{ng m}^{-2} \text{j}^{-1}$] op de lokatie (AVI-lokaties).

Monstercode	Locatie	Afkorting code	Dioxinen in 0-10 cm laag [ng I-TEQ m^{-2}]	Depositie dioxinen [$\text{ng m}^{-2} \text{j}^{-1}$]			Dioxinegehalte [$\mu\text{g I-TEQ m}^{-3}$]
				droog	nat	totaal	
9010294	Hoogovens	Hoog	173	20	12	32	2,6
1 9010244	Leeuwarden	Le 1	1.800	132	49	181	27,0
2 9010246	Leeuwarden	Le 2	833	113	34	147	12,5
3 9010248	Leeuwarden	Le 3	280	78	25	103	4,2
4 9010251	Leeuwarden	Le 4	973	52	20	72	14,6
5 9010253	Leeuwarden	Le 5	1.473	62	21	83	22,1
6 9010255	Leeuwarden	Le 6	1.120	51	19	70	16,8
7 9010257	Leeuwarden	Le 7	1.007	44	17	61	15,1
8 9010259	Leeuwarden	Le 8	613	34	13	47	9,2
9 9010261	Leeuwarden	Le 9	447	28	11	40	6,7
10 9010263	Leeuwarden	Le 10	213	18	8	26	3,2
B1	Lickebaert	Li B1					17,9
B2	Lickebaert	Li B2					24,7
B3	Lickebaert	Li B3					27,0
B	Lickebaert	Li B	2.586	45	73	119	
C1	Lickebaert	Li C1					23,3
C2	Lickebaert	Li C2					14,5
C3	Lickebaert	Li C3					11,3
C	Lickebaert	Li C	1.282	20	73	94	
D1	Lickebaert	Li D1					20,2
D2	Lickebaert	Li D2					25,1
D3	Lickebaert	Li D3					16,3
D4	Lickebaert	Li D4					1,2
D	Lickebaert	Li D	1.757	46	72	119	
H1	Lickebaert	Li H1					28,3
H2	Lickebaert	Li H2					37,7
H3	Lickebaert	Li H3					18,3
H4	Lickebaert	Li H4					1,1
H	Lickebaert	Li H	2.124	45	68	113	
K1	Lickebaert	Li K1					14,0
K2	Lickebaert	Li K2					18,7
K3	Lickebaert	Li K3					10,1
K	Lickebaert	Li K	1.135	42	83	125	
R1	Bergambacht	Be R1					7,6
R2	Bergambacht	Be R2					2,8
R3	Bergambacht	Be R3					9,0
R	Bergambacht	Be R	824	13	10	23	
S1	Bergambacht	Be S1					4,4
S2	Bergambacht	Be S2					1,0
S3	Bergambacht	Be S3					2,2
S	Bergambacht	Be S	230	13	10	23	
A1 9010117	Zaanstad	Za A1					73,6
A2 9010119	Zaanstad	Za A2					38,2
A	Zaanstad	Za A	4.528	133	95	228	
B1 9010120	Zaanstad	Za B1					44,0
B2 9010122	Zaanstad	Za B2					41,1
B	Zaanstad	Za B	4.168	10	155	165	

Monstercode	Locatie	Afkorting code	Dioxinen in 0-10 cm laag [ng I-TEQ m ⁻²]	Depositie dioxinen [ng m ⁻² j ⁻¹]			Dioxinegehalte [µg I-TEQ m ⁻³]
				droog	nat	totaal	
C1 9010123	Zaanstad	Za C1					109,1
C2 9010124	Zaanstad	Za C2					34,7
C3 9010125	Zaanstad	Za C3					5,4
C	Zaanstad	Za C	4.958	80	116	197	
D1 9010127	Zaanstad	Za D1					52,8
D2 9010128	Zaanstad	Za D2					27,4
D3 9010129	Zaanstad	Za D3					1,6
D	Zaanstad	Za D	3.248	16	246	263	
E1 9010131	Zaanstad	Za E1					13,8
E2 9010132	Zaanstad	Za E2					14,5
E	Zaanstad	Za E	1.436	9	40	49	
AX 9210075	Zaanstad	Za AX	3.820	133	95	228	57,3
A1 9210308	Alkmaar	Al A1					17,1
A2 9210309	Alkmaar	Al A2					11,0
A 9210310	Alkmaar	Al A	1.220	37	19	57	
C1 9210311	Alkmaar	Al C1					10,5
C2 9210312	Alkmaar	Al C2					9,7
C 9210313	Alkmaar	Al C	990	31	18	49	

Vervolg Tabel 9. Dioxinegehalte in 0-10 cm-mv-laag [ng m⁻²], berekend uit de in de verschillende dieptelagen (tot 10 cm-mv) gemeten dioxinegehalten, en de jaarlijkse depositie [ng m⁻² j⁻¹] op de lokatie (AVI-lokaties).

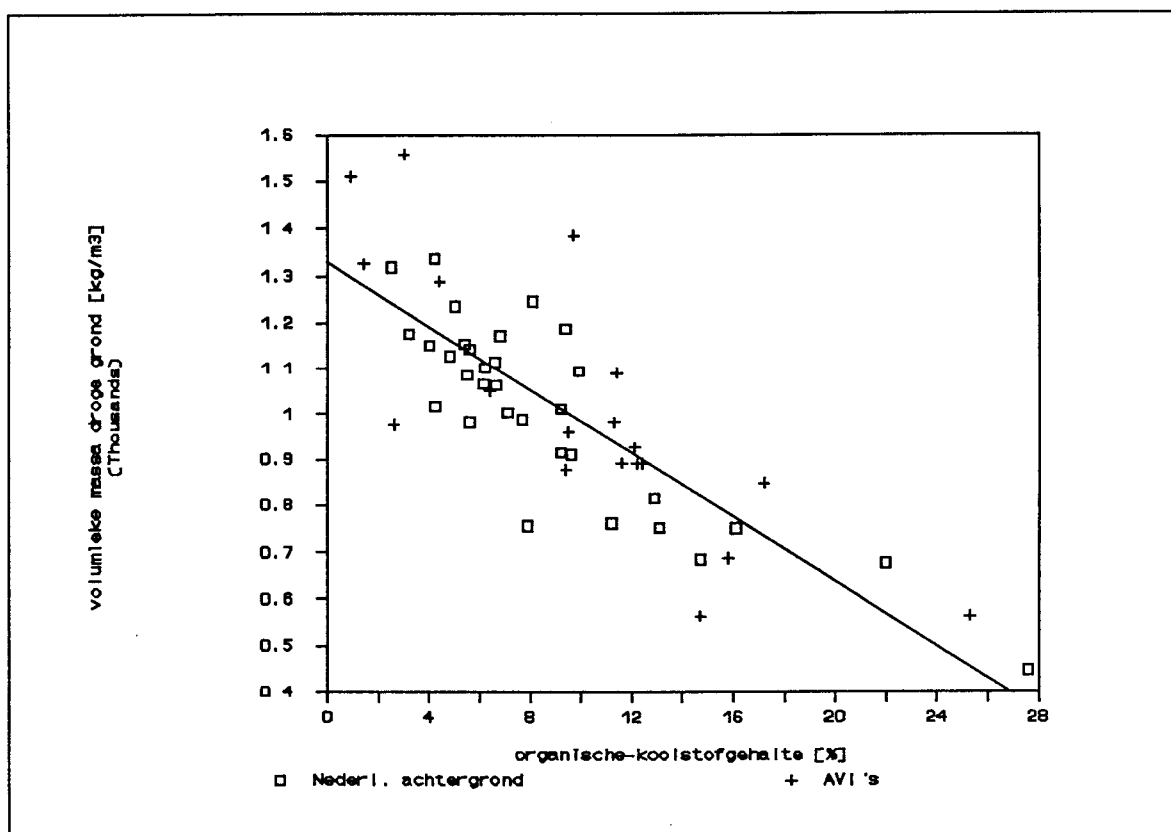
BIJLAGE A

RELATIE DICHTHEID VAN GROND EN ORGANISCHE-KOOLSTOFGEHALTE

In het algemeen is de dichtheid (volumieke massa van de grond in kg droge grond per m³ natte grond) bepaald voor een diepte van 0-5 cm-mv.

Om toch een omrekening naar het gehalte per volume-eenheid te kunnen uitvoeren voor andere dieptelagen is een schatting van de dichtheid voor die specifieke laag nodig. Er blijkt een eenduidige relatie te zijn tussen de dichtheid van de bodem en het organische-(kool)stofgehalte. Daarom is op basis van de relatie tussen de dichtheid en het organische-koolstofgehalte van de monsters, waarvoor gegevens beschikbaar waren, deze relatie opgesteld en vervolgens gebruikt om op basis van wel gemeten organische-koolstofgehalten de dichtheid te schatten.

In Figuur A.1 is de dichtheid van de monsters waarvoor deze bekend is, uitgezet als functie van het gemeten of berekende (zie bijlage B) organische-koolstofgehalte. De basisgegevens staan in de Tabellen 3 en 4 van de hoofd rapportage als "gemeten dichtheid". Er kan een onderscheid gemaakt worden tussen de monsters uit de bemonstering rond de AVI's en Nederland breed, maar het verschil is niet significant (F-toets, F(49,49)-waarden 1,01-1,10) en wordt mede beïnvloed door de schattingen van de organische-koolstofgehalten. Daarom is voor de berekening van de dichtheid behorend bij elke bodemlaag waarvoor een dioxinegehalte bepaald is, de regressie op alle beschikbare meetpunten (m.u.v. Alkmaar) betrokken. Het resultaat



hiervan is in Tabel 4 van het hoofdrapport gegeven, aangeduid hierbij is of het om een meting of een schatting gaat. Ter vergelijking is in onderstaande Tabel A.1 het resultaat van de berekening volgens een drietal lijnen gegeven. De resultaten van Alkmaar zijn niet bij de regressie meegenomen omdat deze op dat moment nog niet beschikbaar waren. Indien deze gegevens ook meegenomen zouden worden, zou dat leiden tot een bijstelling van de hier berekende dichtheden met -0,1 tot +0,2 procent.

Tabel A.1. Vergelijking voor een aantal monsterlokaties van de volumieke massa van de droge grond, berekend via een drietal regressieberekeningen.

Monsterlokatie	Berekende volumieke massa van de droge grond = dichtheid [kg m ⁻³]		
	alle gegevens	gegevens 32 monsters NL breed	gegevens AVI-monsters
Lick B1	813	803	831
Lick C1	1059	1037	1100
Lick D1	807	797	823
Lick H1	555	556	546
Lick K1	776	767	789
Lick B2	914	899	941
Lick C2	1114	1090	1161
Lick D2	896	882	922
Lick H2	686	681	690
Lick K2	889	876	914
Lick B3	1038	1017	1077
Lick C3	1131	1106	1180
Lick D3	1021	1001	1058
Lick H3	962	945	994
Lick K3	1014	994	1051
Lick D4	1176	1149	1229
Lick H4	1069	1047	1112
Berg R1	845	833	865
Berg S1	872	859	895
Berg R2	934	918	964
Berg S2	1000	981	1036
Berg R3	996	978	1032
Berg S3	1096	1073	1142

Monsterlokatie	Berekende volumieke massa van de droge grond = dichtheid [kg m ⁻³]		
	alle gegevens	gegevens 32 monsters NL breed	gegevens AVI-monsters
Zaan A1	292	306	257
Zaan B1	734	727	743
Zaan C1	527	530	515
Zaan D1	644	642	645
Zaan E1	1059	1037	1100
Zaan A2	831	820	850
Zaan B2	934	918	964
Zaan C2	772	764	785
Zaan D2	782	774	796
Zaan E2	1210	1182	1267
Zaan C3	1076	1053	1119
Zaan D3	824	813	842
Alkm A1	1000	981	1036
Alkm A2	1124	1100	1172
Alkm C1	969	951	1002
Alkm C2	1128	1103	1176

Tabel A.2. Volumieke massa van de droge grond (dichtheid), berekend op basis van gemeten organische-koolstofgehalten volgens een relatie tussen dichtheid en organische-koolstofgehalte.

Monstercode	Locatie	Afkorting code	Diepte [cm-mv]	Organisch C [% C]	Berekend organisch C [% C]	Gemiddelde dichtheid [kg ds.m ⁻³]	Berekende dichtheid [kg ds.m ⁻³]
9010294	Hoogovens	Hoog	0-5	11,3		981	
1 9010244	Leeuwarden	Le 1	0-5	9,7		1385	
2 9010246	Leeuwarden	Le 2	0-5	3,0		1559	
3 9010248	Leeuwarden	Le 3	0-5	0,9		1511	
4 9010251	Leeuwarden	Le 4	0-5	1,4		1326	
5 9010253	Leeuwarden	Le 5	0-5	2,6		976	
6 9010255	Leeuwarden	Le 6	0-5	9,4		877	
7 9010257	Leeuwarden	Le 7	0-5	12,2		890	
8 9010259	Leeuwarden	Le 8	0-5	15,8		688	
9 9010261	Leeuwarden	Le 9	0-5	14,7		564	
10 9010263	Leeuwarden	Le 10	0-5	4,4		1289	
B1	Lickebaert	Li B1	0-1	14,9			813
B2	Lickebaert	Li B2	1-2	12,0			914
B3	Lickebaert	Li B3	2-10	8,4			1038
B	Lickebaert	Li B	0-5		11,6	892	
C1	Lickebaert	Li C1	0-1	7,8			1059
C2	Lickebaert	Li C2	1-2	6,2			1114
C3	Lickebaert	Li C3	2-10	5,7			1131
C	Lickebaert	Li C	0-5		6,4	1050	
D1	Lickebaert	Li D1	0-1	15,1			807
D2	Lickebaert	Li D2	1-2	12,5			896
D3	Lickebaert	Li D3	2-10	8,9			1021
D4	Lickebaert	Li D4	10-50	4,4			1176
D	Lickebaert	Li D	0-5		12,1	926	
H1	Lickebaert	Li H1	0-1	22,4			555
H2	Lickebaert	Li H2	1-2	18,6			686
H3	Lickebaert	Li H3	2-10	10,6			962
H4	Lickebaert	Li H4	10-50	7,5			1069
H	Lickebaert	Li H	0-5		17,2	848	
K1	Lickebaert	Li K1	0-1	16,0			776
K2	Lickebaert	Li K2	1-2	12,7			889
K3	Lickebaert	Li K3	2-10	9,1			1014
K	Lickebaert	Li K	0-5		12,4	891	
R1	Bergambacht	Be R1	0-1	14,0			845
R2	Bergambacht	Be R2	1-2	11,4			934
R3	Bergambacht	Be R3	2-10	9,6			996
R	Bergambacht	Be R	0-5		11,4	1091	
S1	Bergambacht	Be S1	0-1	13,2			872
S2	Bergambacht	Be S2	1-2	9,5			1000
S3	Bergambacht	Be S3	2-10	6,7			1096
S	Bergambacht	Be S	0-5		9,5	960	
A1 9010117	Zaanstad	Za A1	0-2	30,0			292
A2 9010119	Zaanstad	Za A2	2-10	14,4			831
A	Zaanstad	Za A	0-5		25,3	564	
B1 9010120	Zaanstad	Za B1	0-2	17,2			734
B2 9010122	Zaanstad	Za B2	2-10	11,4			934
C1 9010123	Zaanstad	Za C1	0-2	23,2			527
C2 9010124	Zaanstad	Za C2	2-10	16,1			772

Monstercode	Locatie	Afkorting code	Diepte [cm-mv]	Organisch C [% C]	Berekend organisch C [% C]	Gemiddelde dichtheid [kg ds.m ⁻³]	Berekende dichtheid [kg ds.m ⁻³]
C3 9010125	Zaanstad	Za C3	10-50	7,3			1076
D1 9010127	Zaanstad	Za D1	0-2	19,8			644
D2 9010128	Zaanstad	Za D2	2-10	15,8			782
D3 9010129	Zaanstad	Za D3	10-50	14,6			824
E1 9010131	Zaanstad	Za E1	0-2	7,8			1059
E2 9010132	Zaanstad	Za E2	2-10	3,4			1210
AX 9210075	Zaanstad	Za AX	0-5			590	
A1 9210308	Alkmaar	Al A1	0-2	9,5			1000
A2 9210309	Alkmaar	Al A2	2-10	5,9			1124
A 9210310	Alkmaar	Al A	0-5	5,0		1160	
C1 9210311	Alkmaar	Al C1	0-2	10,4			969
C2 9210312	Alkmaar	Al C2	2-10	5,8			1128
C 9210313	Alkmaar	Al C	0-5	6,8		1022	

BIJLAGE B

AFLEIDING ORGANISCHE-KOOLSTOFGEHALTEN VOOR VERSCHILLENDE DIEPTELAGEN

Bij het leggen van de relatie tussen de dichtheid van de grond en het organische-koolstofgehalte deed zich in een aantal gevallen het probleem voor dat wel de dichtheid bepaald was voor de 0-5 cm-mv laag, maar niet het organische-koolstofgehalte. De monsters waren ook niet meer beschikbaar om dit alsnog te doen.

Daarom is op basis van de beschikbare gegevens van organische-koolstofgehalten over andere dieptelagen het organische-koolstofgehalte van het 0-5 cm-mv profiel geschat. Hierbij is aangenomen dat het organische-koolstofgehalte per dieptelaag een lineair verloop over de diepte heeft.

De omrekeningsformules voor de combinaties van diepteprofielen waarvoor dat nodig was, zijn als volgt:

$$OC_{0,5} = [3,5 * OC_{0,2} + 1,5 * OC_{2,5}] / 5 \quad [1] \quad (\text{Zaanstad})$$

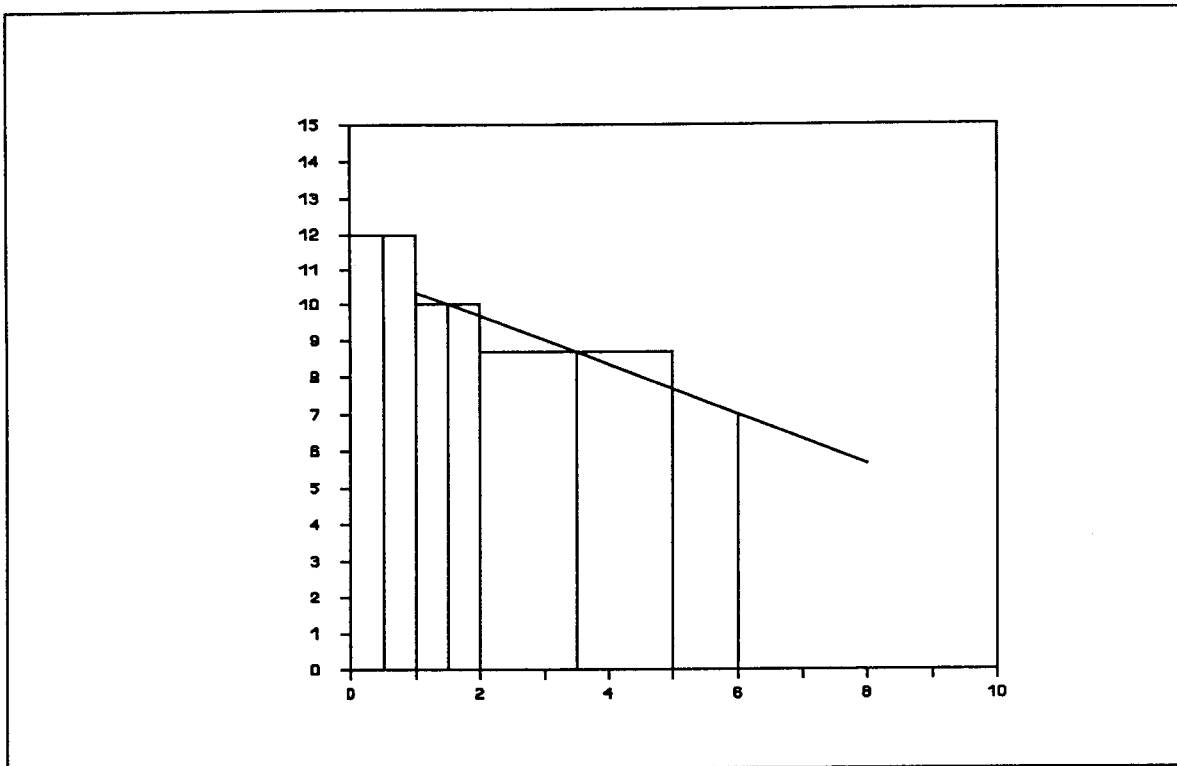
$$OC_{0,5} = [OC_{0,1} + 2,67 * OC_{1,2} + 1,33 * OC_{2,10}] / 5 \quad [2] \quad (\text{Lickebaert en Bergambacht})$$

waarin: OC_{x-y} : organische-koolstofgehalte voor een diepte van x tot y cm-mv.

Een ander model waarbij aangenomen wordt dat de per laag bepaalde organische-koolstofgehalten representatief zijn voor de gehele laag leidt tot systematisch lagere organische-koolstofgehalten die verder van de juiste waarde lijken te liggen dan de waarden berekend met het eerste model (zie Tabel B.1).

Tabel B.1. Vergelijking via twee modellen berekende organische-koolstofgehalten voor 0-5 cm-mv laag met de gemeten gehalten in de verschillende lagen.

Naam monsterlokatie	Gemeten organische- koolstofgehalten [%]				Berekende organische- koolstofgehalten [%] voor de 0-5 cm-mv-laag	
	0-1 cm-mv	1-2 cm-mv	0-2 cm-mv	2-10 cm-mv	Lineair model	Repres. model
Lickebaert B	14,9	12,0		8,4	11,6	10,4
Lickebaert C	7,8	6,2		5,7	6,4	6,2
Lickebaert D	15,1	12,5		8,9	12,1	10,9
Lickebaert H	22,4	18,6		10,6	17,2	14,6
Lickebaert K	16,0	12,7		9,1	12,4	11,2
Bergambacht R	14,0	11,4		9,6	11,4	10,8
Bergambacht S	13,2	9,5		6,7	9,5	8,6
Zaanstad A			30,0	14,4	25,3	20,6
Zaanstad B			17,2	11,4	15,5	13,7
Zaanstad C			23,2	16,1	21,1	18,9
Zaanstad D			19,8	15,8	18,6	17,4
Zaanstad E			7,8	3,4	6,5	5,2



Gehalte in 0-5 cm-mv-laag wordt gebaseerd op de gehalten in de 0-1, 1-2 en 2-5 cm-mv-laag, waarvan de laatste wordt berekend uit de gehalten in de 1-2 en 2-10 cm-mv-laag.

$$OC_{2.5} = OC_{1.2} - (OC_{1.2} - OC_{2.10}) * (4/9) = 5/9 * OC_{1.2} + 4/9 * OC_{2.10}$$

$$OC_{0.5} = [OC_{0.1} + OC_{1.2} + 3 * OC_{2.5}] / 5 = [OC_{0.1} + 8/3 * OC_{1.2} + 4/3 * OC_{2.10}] / 5$$

BIJLAGE C

BEREKENDE DEPOSITIEGEGEVENS VOOR MEETLOKATIES BREDE NEDER-
LANDSE BEMONSTERING - UITVOER OPS-MODEL

Project: beg 90+bestr ZH stof: diox datum: 16 Sep 92 20:50
 ===== OPS-V1.12 =====

```

invoerparameters:                    (file=di89zhex.inp      )

j                    *acceptatie gebruiksvoorwaarden
0                    *bewaren invoer parameters
di89zhex.inp        naam invoerparameterfile
beg 90+bestr ZH     projectnaam
0                    *te modelleren stofnr.(0=eigen spec. 1=so2 2=)
diox                naam te modelleren stof
1.0                 molecuulgewicht
0                    *gasv.=1 deeltjes=0
1                    *grootte verdeling
0                    *brongegevens (0=uit bestand)
di89zhex.brn        bronbestandsnaam ?
0                    *speciale selectie uit bronnen(bestand) ?
0                    *gridvorm(=0) of spec.(meetnet)punten(=1) ?
0                    *grid over nederland(=0) of speciaal grid(=1) ?
10000               gridafstand (m) ?
0                    ook eventuele punten buiten nederland ?
0                    klimatologie gebied (0 t/m 7)
0                    klimatologie tijdvak (0 t/m 2)
.000                ruwheidslengte in m (0=gelijk aan receptorgebied)
6                    kies depositie eenheid
1                    *bewaren van modelresultaten in bestand?
di89zhex.plt        filenaam voor conc. en dep. velden?
1                    *speciale printerfile ?
di89zhex.lpt        naam printerfile ?
1                    depositierasters uitprinten ?
  
```

opgelet: de met een * gemerkte parameters mogen niet extern gewijzigd worden !

Project: beg 90+bestr ZH stof: diox datum: 16 Sep 92 20:50
 ===== OPS-V1.12 =====

land of regionnummer ->	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
emissie ind. h >35m (g/s):	.278E-04	.198E-04	.192E-04	.538E-04	.105E-05	.391E-04	.254E-05	.319E-04	.681E-04	.293E-04	.198E-
emissie ind. h=<35m (g/s):	.375E-05	.840E-05	.246E-05	.134E-04	.913E-07	.145E-04	.122E-05	.394E-05	.842E-05	.362E-05	.244E-
emissie verk.brn. (g/s):	.115E-08	.000E+00	.000E+00	.000E+00	.000E+00	.000E+00	.000E+00	.000E+00	.000E+00	.000E+00	.000E+
emissie r.v. brn. (g/s):	.000E+00	.000E+00	.000E+00	.000E+00	.000E+00	.000E+00	.000E+00	.000E+00	.000E+00	.000E+00	.000E+

z0 : .15 m seizoen temp. corr.:1.01 emissietrend corr.:1.00

klimateologie gebied : 0 = Nederland als geheel
 klimateologie tijdvak: 0 = Jaar.....(1979-1989)

naam van invoerparameterfile :/users1/lk/marian/dioxinen/di89zhex.inp
 naam van bronbestand :/users1/lk/marian/dioxinen/emissie/di89zhex.brn
 naam van klimateologiefile :/users3/aps/hans/meteostat/statfi/o0jalt
 data naar (plotter)file :/users1/lk/marian/dioxinen/output/di89zhex.plt
 naam van printerfile :/users1/lk/marian/dioxinen/output/di89zhex.lpt

diox berekend als aerosol,grootteverdeling: 5

<0.95 um: 24 % 0.95-4 um: 26 % 4-10 um: 20 % 10-20 um: 14 % >20 um: 16 %

droge diox depositie gemiddeld: .86E-06 ug/m2/h = .75E-08 g/m2/j
 natte diox depositie gemiddeld: .57E-06 ug/m2/h = .50E-08 g/m2/j

eff.chem.omzetting .00 % per uur
 eff.natte dep.sn. 3.38 % per uur
 eff.droge dep.sn. .80 cm/s

gemiddeld concentratie verloop diox in ug/m3 over de dag:

1- 2	3- 4	5- 6	7- 8	9-10	11-12
-----	-----	-----	-----	-----	-----
.32E-07	.32E-07	.32E-07	.33E-07	.33E-07	.29E-07
13-14	15-16	17-18	19-20	21-22	23-24
-----	-----	-----	-----	-----	-----
.26E-07	.25E-07	.25E-07	.28E-07	.30E-07	.31E-07

BIJLAGE D

BEREKENDE DEPOSITIEGEGEVENS AVI-MEETLOKATIES

Uit de verschillende informatiebronnen kunnen verschillende waarden wat betreft depositiegegevens op AVI-meetlokaties verkregen worden (Tabel D.1). Uit overleg met LLO (Van Jaarsveld) is komen vast te staan dat met de cijfers in deze bijlage moet worden gewerkt. Deze zijn afwijkend van cijfers gebruikt in andere rapporten in verband met een bijstelling van de in het model gebruikte dispersiecoëfficiënt (alle AVI's; Slob et al., 1992)) en de warmte-output van de AVI Leeuwarden (twee schoorstenen in plaats van een). Bovendien kunnen door de toepassing van specifiek lokale meteogegevens in plaats van gemiddeld Nederlandse gegevens en andere kleine bijstellingen verschillen ontstaan zijn. Door deze bijstelling is de betrouwbaarheid van de uitkomsten verhoogd.

Tabel D.1. Vergelijking depositiegegevens [$\text{ng m}^{-2} \text{j}^{-1}$] voor AVI-lokaties.

Naam AVI-lokatie	Gegevens deze bijlage	Gegevens Slob et al. (1993)	Gegevens rapport OLAF (Matthijssen et al., 1991)
Leeuwarden 1	181	145	82
Leeuwarden 2	147	120	82
Leeuwarden 3	103	90	66
Leeuwarden 4	72	63	33
Leeuwarden 5	83	71	53
Leeuwarden 6	70	63	48
Leeuwarden 7	61	56	43
Leeuwarden 8	47	42	30
Leeuwarden 9	40	35	27
Leeuwarden 10	26	21	19
Bergambacht R	23	25	
Bergambacht S	23	25	
Lickebaert B	119	127	
Lickebaert C	94	148	
Lickebaert D	119	124	
Lickebaert H	113	121	
Lickebaert K	125	110	
Zaanstad A	228	58*	
Zaanstad B	165	43*	
Zaanstad C	197	47*	
Zaanstad D	263	50*	
Zaanstad E	49	11*	
Hoogovens	32		
Alkmaar A	57	58	
Alkmaar B	49	46	

* Uit vergelijking van deposities en gehalten in melk is vastgesteld dat de hier gegeven deposities een factor 5,5 hoger zouden moeten zijn (Slob et al., 1992). Bovendien dient er nog een achtergronddepositie van $10 \text{ ng m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ bij opgeteld te worden.

Tabel D.2. Data inbedrijfstelling AVI's en monsterneming.

AVI	datum	monsterneming	aantal de- positiejaren
AVR - Lickebaert	april 1973	okt. 1989	16
Alkmaar	jan. 1972	juli 1992	20
Zaanstad	juni 1976	april 1990/mei 1992	14/16
Leeuwarden	1974	aug. 1990	16

BIJLAGE E**LINEAIRE REGRESSIE "BEREKENDE" EN "GEMETEN" DIOXINEGEHALTEN****E.1. Resultaten lineaire regressie.**

X: 10log ("gemeten" gehalte)

Y: 10log ("berekende" gehalte)

berekende regressielijnen (kleinste kwadratenmethode):

a.	alle gegevens	$Y = 0.178 + 0.920 * X$
b.	achtergrondlocaties	$Y = 1.019 + 0.536 * X$
c.	AVI's e.a. bronnen	$Y = 1.335 + 0.582 * X$
d.	alle lokaties	$Y = X$

bijbehorende gegevens:

regressielijn	a	b	c	d
r^2	0.723	0.239	0.618	0.71
n	58	32	26	58
kwadraatsom residuen	3.518	7.54	7.996	3.683

De resulterende regressielijnen zijn naast de gegevens weergegeven in Figuur E.1.

E.2. Berekening betrouwbaarheidsinterval voor verwachte dioxinegehalte op basis van gegeven depositie.

X: 10log ("berekende" gehalte)

Y: 10log ("gemeten" gehalte)

berekende regressielijnen (kleinste kwadratenmethode):

alle gegevens $Y = 0.615 + 0.786 * X$
 $r^2 : 0.723$; n: 58; verklaarde variantie: 71.8%

$$BI = Y_{exp} \pm t_{\alpha/2, n-2} * s * \text{SQRT} [(X - X_{gem})^2 / S_{xx} + 1/n + 1/k]$$

t volgt uit t-verdeling

Xgem, s en Sxx volgen uit de regressieberekening

n: aantal waarnemingen waarop regressie gebaseerd is: 56

k: aantal nieuwe steekproefmonsters; in dit geval 1

In Figuur E.2 is het berekende betrouwbaarheidsinterval gegeven.

Omdat het resultaat van de beschouwingen in dit onderzoek/rapport is dat eigenlijk ook

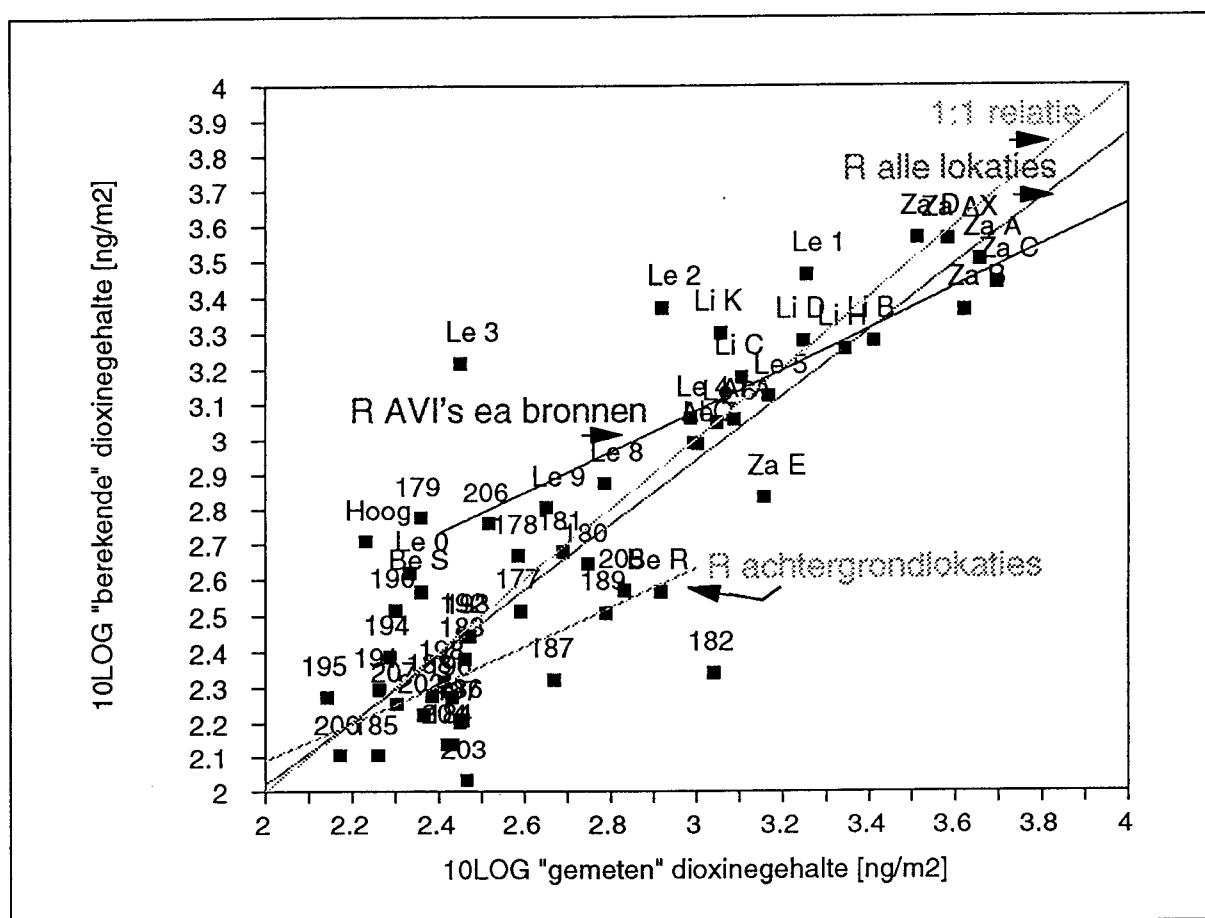
van de 1:1 relatie tussen "berekende" en "gemeten" gehalten mag worden uitgegaan, is bovenstaande benadering niet juist omdat in dat geval weer is aangesloten bij de regressie. Een betere manier om in het geval van de 1:1 relatie het betrouwbaarheidsinterval rond de verwachte waarde te schatten is door simpelweg te stellen:

$$BI = Y_{exp} \pm t_{\alpha/2, n-2} * s$$

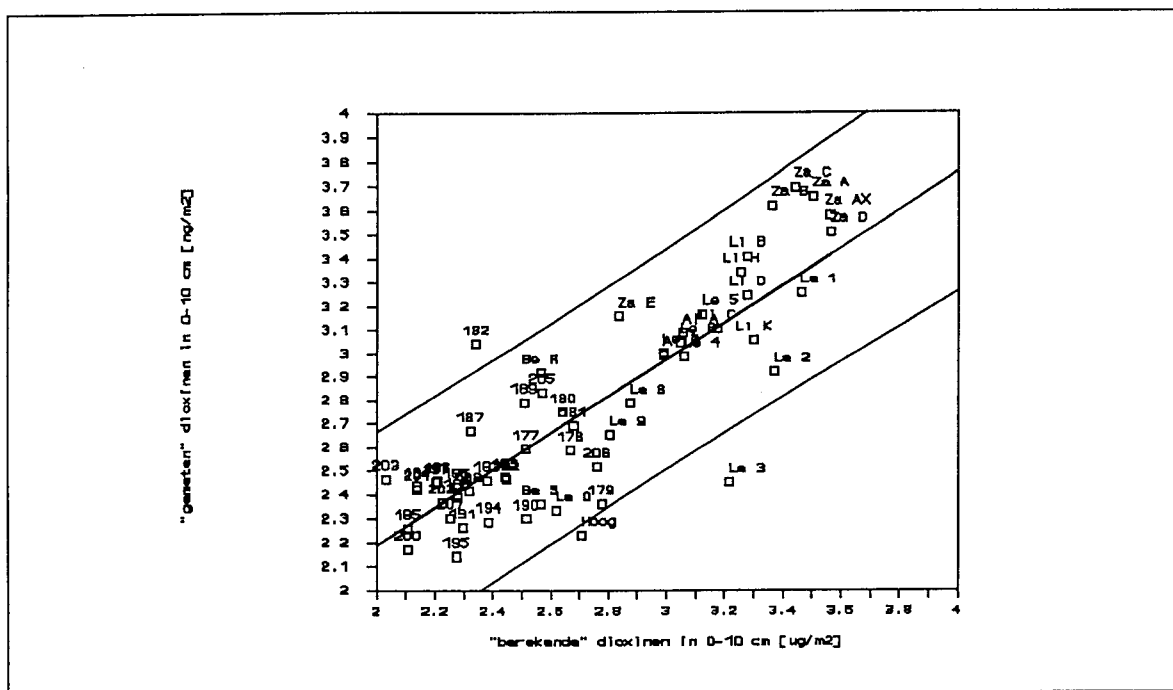
Uit een dergelijke berekening volgt:

$$t_{\alpha/2, n-2} \approx 2; s = 0.25 \rightarrow 95\% BI = Y_{exp} \pm 0.5 \rightarrow$$

$$\text{log-transformatie: } 95\% BI = 10^{Y_{exp}} * 10^{\pm 0.5} = 10^{Y_{exp}} / 3 - 10^{Y_{exp}} * 3$$



Figuur E.1. Uit de depositie berekende dioxinegehalten in de 0-10 cm-mv laag als functie van de gemeten dioxinegehalten, voor de Nederlandse achtergrondlokaties en de lokaties rond AVI's en andere bronnen. Tevens zijn de regressielijnen voor de verschillende (deel)bestanden gegeven.



Figuur E.2. 95%-Betrouwbaarheidsinterval voor individuele steekproefmetingen van het dioxinegehalte, gesuperponeerd op de relatie van gemeten dioxinegehalten in de 0-10 cm-mv laag als functie van de uit de depositie berekende gehalten, voor de Nederlandse achtergrondlocaties en de lokaties rond AVI's en andere bronnen.

E.3. Gegevens ten behoeve van F-toetsing.

X: 10log ("gemeten" gehalte) - Y: 10log ("berekende" gehalte)

bijbehorende gegevens voor:

- a: totale set van gegevens
- b: alleen de 32 achtergrondlokaties
- c: alleen de 26 AVI-lokaties en andere bronnen
- d: 1:1-relatie

regressielijn	a	b	c	d
intercept	0.178	1.019	1.335	0
fout	0.251	0.203	0.192	
r ²	0.723	0.239	0.618	0.71
n	58	32	26	58
richt.coeff.	0.920	0.536	0.582	1
fout	0.076	0.175	0.093	
kwadraatsom residuen tot.	3.518	7.54	7.996	3.683
kwadraatsom residuen 32	1.756	1.236	7.111	1.978
kwadraatsom residuen AVI	1.762	6.304	0.885	1.705

$$\text{F-toetsing: } \frac{[(3.518-(1.236+0.885))/2]}{[(1.236+0.885)/54]} = 17.8 \gg F(2,54)$$

X: 10log ("berekende" gehalte) - Y: 10log ("gemeten" gehalte)

bijbehorende gegevens voor:

- a: totale set van gegevens
- b: alleen de 32 achtergrondlokaties
- c: alleen de 26 AVI-lokaties en andere bronnen
- d: 1:1-relatie

regressielijn	a	b	c	d
intercept	0.615	1.413	-0.249	0
fout	0.232	0.185	0.259	
r ²	0.723	0.239	0.618	0.71
n	58	32	26	58
richt.coeff.	0.786	0.446	1.062	1
fout	0.065	0.145	0.170	
kwadraatsom residuen tot.	3.007	5.256	4.854	3.683
kwadraatsom residuen 32	1.216	1.027	3.240	1.978
kwadraatsom residuen AVI	1.791	4.229	1.614	1.705

$$\text{F-toetsing: } \frac{[(3.007-(1.027+1.614))/2]}{[(1.027+1.614)/54]} = 3.74 > F(2,54)$$

E.4. Resultaten van de GENSTAT-analyse

1
Genstat 5 Release 1.3 (DOS/386) Implemented by Marketing Risk Management
Copyright 1988, Lawes Agricultural Trust (Rothamsted Experimental Station)

```
1 UNIT [58]
2 VARI regel; !(1...58)
3 VARI gemeten,berekend
4 FACT [LABE= !T(o,v)] hypothese
5 OPEN 'diox.asca';CHAN=2
6 READ [CHAN=2] hypothese,gemeten,berekend; FREP=LABE,*,*
```

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
gemeten	2.115	2.726	3.696	58	0
berekend	1.944	2.685	3.566	58	0

```
7 MODE gemeten
8 TERM [PRIN=COR] berekend*hypothese
```

*** Degrees of freedom ***

Correlations: 56

*** Correlation matrix ***

gemeten	1	1.000			
berekend	2	0.850	1.000		
hypothese v	3	0.697	0.830	1.000	
berekend.hypothese v	4	0.754	0.878	0.992	1.000
		1	2	3	4

```
9 FIT berekend + hypothese + hypothese*berekend
```

1

9.....-
.....

***** Regression Analysis *****

Response variate: gemeten
Fitted terms: Constant + berekend + hypothese + berekend.hypothese

*** Summary of analysis ***

	d.f.	s.s.	m.s.
Regression	3	8.214	2.73807
Residual	54	2.640	0.04889
Total	57	10.854	0.19043

Change -3 -8.214 2.73807

Percentage variance accounted for 74.3

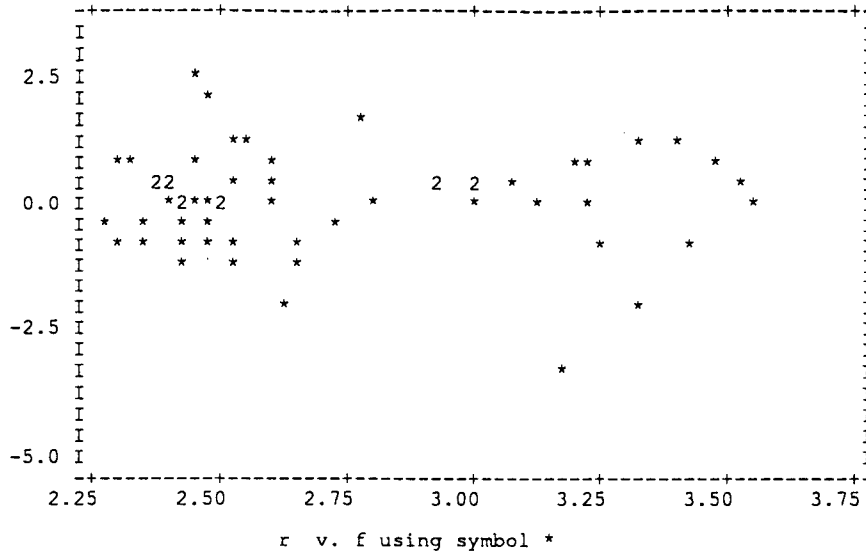
* MESSAGE: The following units have large residuals:
6 2.68
45 -3.32

* MESSAGE: The following units have high leverage:
38 0.169
39 0.169

*** Estimates of regression coefficients ***

	estimate	s.e.	t
Constant	1.414	0.407	3.47
berekend	0.446	0.173	2.57
hypothese v	-1.663	0.610	-2.72
berekend.hypothese v	0.616	0.226	2.72

```
10 RKEE FITT=f;RESI=r
11 GRAP [NROW=21;NCOL=61] r;f
1
```



```
12 FIT berekend
1
```

12.....

***** Regression Analysis *****

Response variate: gemeten
 Fitted terms: Constant + berekend

*** Summary of analysis ***

	d.f.	s.s.	m.s.
Regression	1	7.849	7.84856
Residual	56	3.006	0.05367
Total	57	10.854	0.19043

Change -1 -7.849 7.84856

Percentage variance accounted for (71.8)

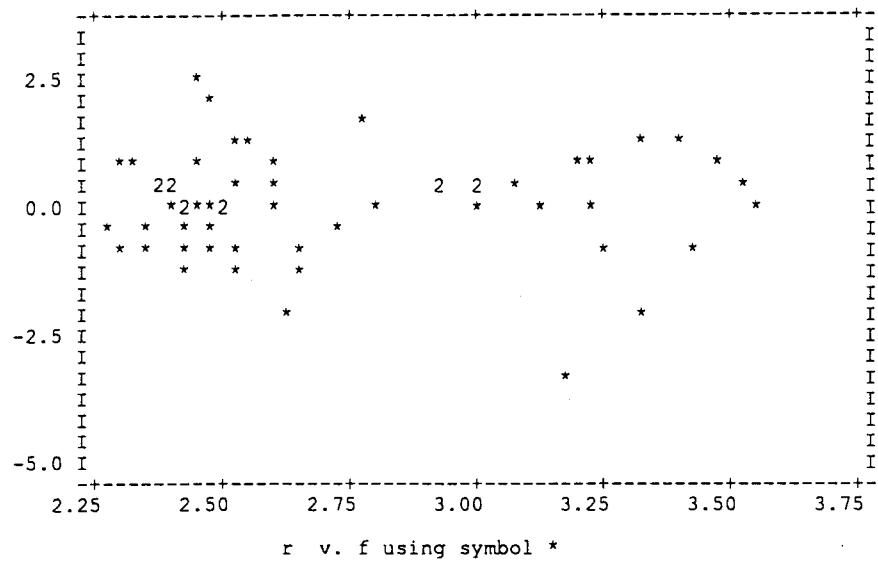
* MESSAGE: The following units have large residuals:

6	2.56
45	-3.06

*** Estimates of regression coefficients ***

	estimate	s.e.	t
Constant	0.615	0.177	3.47
berekend	0.7860	0.0650	12.09

```
13 GRAP [NROW=21;NCOL=61] r;f
1
```



1 Genstat 5 Release 1.3 (DOS/386) Implemented by Marketing Risk Management
 Copyright 1988, Lawes Agricultural Trust (Rothamsted Experimental Station)

```
1 UNIT [58]
2 VARI regel; !(1...58)
3 VARI gemeten,berekend
4 FACT [LABE= !T(o,v)] hypothese
5 OPEN 'diox.asca';CHAN=2
6 READ [CHAN=2] hypothese,gemeten,berekend; FREP=LABE,*,*
```

Identifier	Minimum	Mean	Maximum	Values	Missing
gemeten	2.115	2.726	3.696	58	0
berekend	1.944	2.685	3.566	58	0

```
7 MODE berekend
8 TERM [PRIN=COR] gemeten*hypothese
```

*** Degrees of freedom ***

Correlations: 56

*** Correlation matrix ***

berekend	1	1.000			
gemeten	2	0.850	1.000		
hypothese v	3	0.830	0.697	1.000	
gemeten.hypothese v	4	0.876	0.796	0.985	1.000
		1	2	3	4

```
9 FIT gemeten + hypothese + hypothese*gemeten
```

1

9.....

***** Regression Analysis *****

Response variate: berekend
 Fitted terms: Constant + gemeten + hypothese + gemeten.hypothese

*** Summary of analysis ***

	d.f.	s.s.	m.s.
Regression	3	10.583	3.52765
Residual	54	2.121	0.03928
Total	57	12.704	0.22288
Change	-3	-10.583	3.52765

Percentage variance accounted for 82.4

* MESSAGE: The following units have large residuals:

3	2.54
38	-2.41
45	2.46

* MESSAGE: The following units have high leverage:

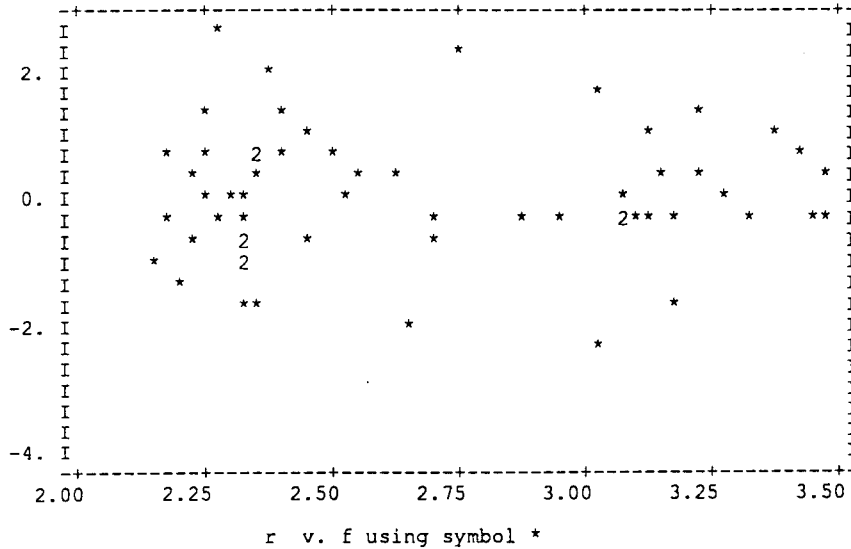
6	0.287
42	0.201
52	0.164

*** Estimates of regression coefficients ***

	estimate	s.e.	t
Constant	1.018	0.420	2.42
gemeten	0.537	0.171	3.14
hypothes v	0.317	0.515	0.61
gemeten.hypothes v	0.046	0.196	0.23

10 RKEE FITT=f;RESI=r
 11 GRAP [NROW=21;NCOL=61] r;f

1



12 FIT gemeten

1

12.....

***** Regression Analysis *****

Response variate: berekend
 Fitted terms: Constant + gemeten

*** Summary of analysis ***

	d.f.	s.s.	m.s.
Regression	1	9.186	9.18604
Residual	56	3.518	0.06282
Total	57	12.704	0.22288

Change -1 -9.186 9.18604

Percentage variance accounted for 71.8

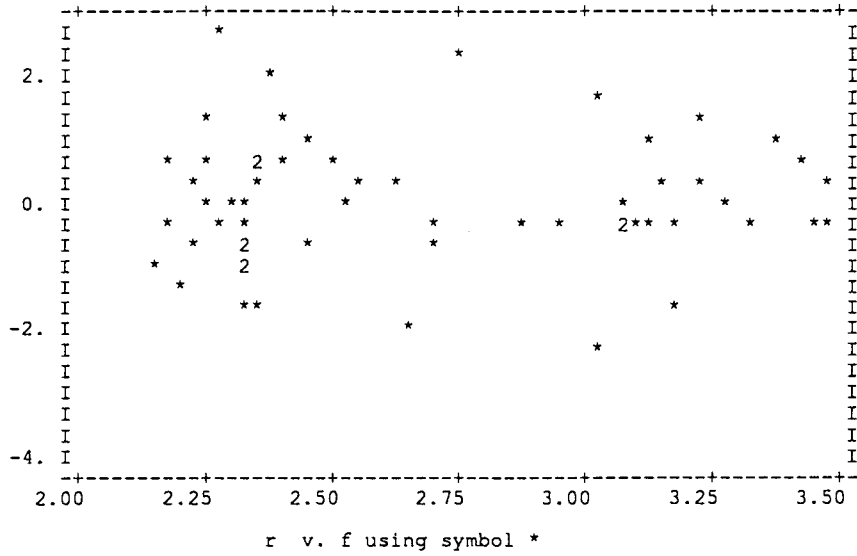
* MESSAGE: The following units have large residuals:
 6 -2.56
 45 3.17

* MESSAGE: The following units have high leverage:
 53 0.097
 54 0.091
 55 0.104
 58 0.085

*** Estimates of regression coefficients ***

	estimate	s.e.	t
Constant	0.178	0.210	0.85
gemeten	0.9199	0.0761	12.09

13 GRAP [NROW=21;NCOL=61] r;f
1



14 STOP

***** End of job. Maximum of 2544 data units used at line 8 (105482 left)