

# Huidige achtergrondwaarden van het gehalte aan een aantal zware metalen en arseen in grond

door *ir. Th. M. Lexmond*, Landbouwniversiteit Wageningen

en

*ir. Th. Edelman*, Provincie Gelderland

1.	Inleiding	D4110- 3
2.	Modelmatige benadering van het verband tussen achtergrondwaarde en grondsoort	D4110- 6
2.1.	Natuurlijke achtergrondwaarde	D4110- 6
2.2.	Antropogene bijdrage	D4110- 8
3.	Het huidige gehalte aan zware metalen en arseen in de bovengrond van natuurterreinen	D4110-13
4.	Het huidige gehalte aan zware metalen en arseen in de bovenlaag van landbouwgronden	D4110-21
5.	Besluit	D4110-30
6.	Naschrift: „Referentiewaarden voor een goede bodemkwaliteit”	D4110-31
7.	Literatuur	D4110-33

## 1. Inleiding

Het is in beginsel mogelijk onderscheid te maken tussen stoffen die van nature in het milieu voorkomen en stoffen die milieuvreemd zijn. De aanwezigheid van stoffen uit de laatsgenoemde groep in het milieu is per definitie het gevolg van menselijk handelen. Voor van nature voorkomende stoffen echter is de mate waarin de mens hun aanwezigheid in het milieu heeft beïnvloed alleen vast te stellen, als bekend is in welk gehalte of welke concentratie zij van nature voorkomen.

Elementen zijn van nature alomtegenwoordig, uitgezonderd de „kunstmatige” elementen zoals plutonium, die hier buiten beschouwing blijven. Het gehalte aan elementen in grond kan derhalve bestaan uit een gedeelte van natuurlijke oorsprong en een gedeelte dat zijn oorsprong vindt in menselijk handelen. Het eerste deel wordt gewoonlijk aangeduid als de natuurlijke achtergrondwaarde of „base-line”, het tweede als de antropogene bijdrage.

De natuurlijke achtergrondwaarde varieert sterk tussen de verschillende elementen, hetgeen onder meer tot uiting komt in het onderscheid dat wordt gemaakt tussen hoofdelementen en sporelementen. De natuurlijke achtergrondwaarde van het gehalte aan een bepaald element in grond kan eveneens een grote variatie vertonen. Belangrijke factoren in dit verband zijn de mineralogische samenstelling van het moedermateriaal waaruit de bodem is ontstaan (zie paragraaf 2) en de aard, intensiteit en duur van de natuurlijke bodemvormende processen die op het moedermateriaal hebben ingewerkt. Aard en intensiteit van deze bodemvormende processen worden bepaald door factoren als klimaat, topografie, waterhuishouding en vegetatie. Veranderingen in elementgehalte die door de bodemvormende processen worden teweeggebracht, voltrekken zich vaak uiterst langzaam. Omdat deze processen zich plaatselijk gedurende lange tijd hebben kunnen afspelen, kan hun invloed toch aanmerkelijk zijn. Bodemvormende processen kunnen leiden tot een herverdeling van elementen over relatief geringe afstanden in verticale richting, waardoor horizonten ontstaan waaraan elementen zijn onttrokken en horizonten waarin aanrijking heeft plaatsgevonden. Voorbeelden van dergelijke processen zijn podzolering en biogene accumulatie. Herverdeling van elementen over grote afstanden komt ook voor, doordat uitloging van elementen uit infiltratiegebieden na transport via het grondwater wordt gevolgd door accumulatie in kwelgebieden. Dit verschijnsel is goed waar te nemen in de pleistocene zandgebieden, waar de veldpodzolgronden een groot deel van het in het moedermateriaal aanwezige ijzer hebben verloren, terwijl in de lager gelegen beekbedronden een duidelijke aanrijking van ijzer is opgetreden. Behalve ijzer zijn ook andere elementen, zoals mangaan, arseen en fosfor, op deze wijze geredistribueerd. Bodemvorming kan echter ook leiden tot wijziging van het elementgehalte zonder dat

herverdeling van het element plaatsvindt. Zo gaat accumulatie van organische stof gepaard met een verdunning van de minerale bodembestanddelen en van de daarmee geassocieerde elementen. Omgekeerd leidt een daling van het organische stofgehalte, evenals de uitspoeling van relatief goed oplosbare mineralen zoals calcië, tot een relatieve aanrijking van elementen in het residu.

Ten gevolge van de ruimtelijke variatie in moedermateriaal en bodemvorming is het elementgehalte van nature variabel, zowel in het horizontale vlak als in de diepte.

In Nederland heeft de mens door het in cultuur brengen van de bodem, hetgeen vaak gepaard is gegaan met ingrepen in de waterhuishouding (ontwatering, bedijking, inpoldering), de natuurlijke bodemvorming alom beïnvloed. Bovendien heeft de mens de door bodemvormende processen teweeggebrachte verdeling van elementen gewijzigd. Grondbewerking leidt tot veranderingen in de verticale distributie van elementen wanneer hierbij verschillende horizonten worden vermengd. Herverdeling van elementen over grotere afstanden heeft plaatsgevonden in de pleistocene zandgebieden. Reeds in de Prehistorie werd daar moerasijzererts gewonnen in de beekdalen om daaruit ijzer te bereiden (Brongers en Woltering, 1978). In dezelfde gebieden heeft bemesting van bouwland met schapemest en plaggen geleid tot onttrekking van elementen aan de toenmalige heidegronden en aanrijking van het bouwland (enk, eng of es). Daarnaast heeft de mens op grote schaal ingegrepen in de natuurlijke ruimtelijke variatie in moedermateriaal. In grote delen van het land is veen afgegraven of weggebaggerd voor de bereiding van turf en ook wel voor de winning van zout. De winning van zand (ophoogmateriaal) en klei (onder meer gebruikt als grondstof voor de fabricage van baksteen) heeft eveneens een lange geschiedenis. Al met al blijkt de verdeling van de elementen in de Nederlandse bodem reeds lang een produkt te zijn van natuurlijke factoren en menselijk handelen. De term natuurlijke achtergrondwaarde heeft daarom voor ons land slechts een betrekkelijke betekenis, in het bijzonder waar het de bovengrond betreft, die het sterkst aan menselijke beïnvloeding heeft blootgestaan.

Behalve door herverdeling van de van nature in de Nederlandse bodem aanwezige hoeveelheid heeft de mens het gehalte aan elementen ook beïnvloed door import. In de Prehistorie en in de Romeinse tijd werd al goud, zilver, koper, tin, brons (een legering van koper en tin) en lood ingevoerd (Brongers en Woltering, 1978). Aanvankelijk zal de aanvoer van elementen van elders vooral van betekenis zijn geweest voor de samenstelling van de bodem van de bewoningsplaatsen, maar reeds aan het eind van de Middeleeuwen is sprake van het gebruik van stadsvuil voor de bemesting van landbouwgronden in het westen van het land. Recentere bronnen zijn onder andere minerale meststoffen, metaal- en arseenhoudende bestrijdingsmiddelen en „moderne” afvalstoffen zoals waterzuiveringsslib, waarvan de samenstelling in belangrijke mate wordt bepaald

door de toepassing van geïmporteerde elementen in een scala van produkten (bouwmaterialen, verf, auto's, etc.) in huishoudens, industrie, verkeer en andere maatschappelijke activiteiten. Door de wijd verbreide aanwending van deze stoffen is de samenstelling van cultuurgrond in het gehele land gewijzigd. Naast beïnvloeding door directe toediening van stoffen, waarbij een verband met het grondgebruik aannemelijk is, heeft tevens beïnvloeding van het elementgehalte plaatsgevonden als gevolg van depositie van stoffen die door toedoen van de mens in de atmosfeer zijn geraakt. Deze laatste vorm van beïnvloeding is niet alleen van betekenis voor cultuurgrond, maar ook voor natuurterreinen. Gezien de geringe mobiliteit van zware metalen en arseen zal ten gevolge van deze belasting van de bodem gedurende de laatste eeuw of zo, vooral in de bovengrond het gehalte aan deze elementen kunnen zijn toegenomen.

Uit het voorafgaande blijkt dat het niet eenvoudig is een achtergrondwaarde te definiëren die kan dienen als afteltoestand waaraan de antropogene bijdrage aan het gehalte aan zware metalen en arseen is af te meten. Een mogelijk uitgangspunt is de huidige samenstelling van de bovengrond in gebieden die nog het minst door de mens beïnvloed zijn (natuurterreinen). Men dient zich dan wel te realiseren dat de huidige achtergrondwaarde van het elementgehalte in de bovengrond van natuurterreinen niet gelijk gesteld mag worden aan de natuurlijke achtergrondwaarde. Een ander mogelijk uitgangspunt is de huidige samenstelling van de ondergrond, die mogelijk niet, althans in geringere mate door de mens is beïnvloed. In dat geval dient men zich ervan bewust te zijn dat de samenstelling van de ondergrond niet zonder meer kan worden beschouwd als een betrouwbare schatting van de samenstelling die de bovengrond zou hebben gehad, indien antropogene beïnvloeding achterwege zou zijn gebleven. De samenstelling van boven- en ondergrond kan, zoals eerder vermeld, ook door natuurlijke factoren verschillen.

Ongeacht de keuze van het uitgangspunt zal echter een benaderingswijze moeten worden gevonden die rekening houdt met de (belangrijkste) natuurlijke factoren waardoor het elementgehalte wordt beïnvloed. Alleen zo kan worden voorkomen dat de antropogene bijdrage aan het elementgehalte onjuist wordt beoordeeld.

In hetgeen volgt worden huidige achtergrondwaarden afgeleid voor het gehalte in de bovengrond aan een zevental zware metalen (te weten chroom (Cr), nikkel (Ni), koper (Cu), zink (Zn), cadmium (Cd), kwik (Hg) en lood (Pb)) en het halfgeleidende element arseen (As). In paragraaf 2 wordt daartoe een modelmatige benaderingswijze beschreven voor de differentiatie van de achtergrondwaarde naar grondsoort, die in paragraaf 3 wordt toegepast op door Edelman (1984) verzamelde gegevens over de samenstelling van de bovengrond van natuurterreinen in Nederland. Vervolgens wordt een naar grondsoort gedifferentieerde bovengrens aangegeven van het normale traject van de waarden van

het elementgehalte in de bovengrond van deze natuurterreinen. Deze bovengrens wordt vergeleken met de vigerende A-waarde („gemiddelde” achtergrondwaarde) uit de Leidraad bodemsanering (Ministerie VROM, 1983) en met gegevens over de samenstelling van de bovenlaag van Nederlandse landbouwgronden die door Van Driel en Smilde (1982) en Wiersma et al. (1985) zijn verzameld. Door gebrek aan gegevens is het vooralsnog niet mogelijk achtergrondwaarden af te leiden voor het gehalte aan de genoemde elementen in de ondergrond.

## 2. Modelmatige benadering van het verband tussen achtergrondwaarde en grondsoort

Uitgangspunt voor de in deze paragraaf beschreven benaderingswijze is dat het huidige gehalte aan elementen in grond wordt bepaald door de oorspronkelijke samenstelling van het moedermateriaal en door de wijzigingen die daarin zijn opgetreden onder invloed van natuurlijke bodemvormende processen en menselijke activiteiten. Door middel van invoering van een aantal, soms vergaande vereenvoudigingen wordt een verband afgeleid tussen elementgehalte en grondsoort. In overeenstemming met de benadering van De Bakker en Schelling (1966) wordt de term grondsoort hier gebruikt als aanduiding voor de verhouding waarin minerale bestanddelen en organische stof in de grond voorkomen en dus niet voor de geologische vormingswijze van het materiaal.

### 2.1. Natuurlijke achtergrondwaarde

In Nederland bestaat het moedermateriaal vrijwel uitsluitend uit klastische sedimenten die door water, wind of landijs zijn afgezet. Tijdens het transport heeft veelal sortering naar korrelgrootte plaatsgevonden en daarmee tevens differentiatie naar mineralogische samenstelling. De korrelgroottefracties silt (2-50  $\mu\text{m}$ ) en zand (50-2000  $\mu\text{m}$ ) bestaan namelijk grotendeels uit primaire mineralen (kwarts, alkaliveldspaten, mica's) die in meer of mindere mate resistent zijn tegen verwerking; de lutumfractie (< 2  $\mu\text{m}$ ) bestaat daarentegen grotendeels uit secundaire mineralen (kleimineralen, ijzer- en aluminium(hydr)oxyden) die bij de verwerking van weinig resistente primaire mineralen zijn ontstaan. Deze verschillen in mineralogische samenstelling zijn van grote betekenis voor de chemische samenstelling van de verschillende korrelgroottefracties.

De oorzaken hiervan zijn tweërlei. In de eerste plaats herbergen de kristalroosters van verschillende soorten mineralen verschillende hoeveelheden van de hier beschouwde elementen. In de tweede plaats bieden de verschillende soorten mineralen sterk wisselende mogelijkheden voor adsorptie van de beschouwde elementen wanneer deze vrijkomen bij verwerking van weinig resis-

tente primaire mineralen. Deze mogelijkheden worden deels bepaald door het specifieke oppervlak, afhankelijk van de korrelgrootte, maar anderdeels door de lading van het kristalrooster en de aard en de dichtheid van functionele groepen aan het kristaloppervlak. Beide factoren dragen ertoe bij dat kwarts, het hoofdbestanddeel van de zand- en siltfractie, in vergelijking met andere mineralen zeer geringe hoeveelheden van de hier beschouwde elementen bevat. Daarom mag worden verwacht dat er een negatieve correlatie bestaat tussen het gehalte aan deze elementen en het kwartsgehalte van het moedermateriaal. Omdat het kwartsgehalte in de zand- en siltfractie aanmerkelijk hoger is dan in de lutumfractie, mag tevens worden verwacht dat het elementgehalte in het moedermateriaal positief is gecorreleerd met de grootte van de lutumfractie. Er wordt rekening gehouden met de relatie tussen korrelgrootte en chemische samenstelling door toekenning van verschillende waarden voor het elementgehalte aan de lutumfractie en de gecombineerde zand- en siltfractie. Het motief zulks te doen wordt gevormd door het relatief grote verschil in mineralogische samenstelling tussen de lutumfractie en de grovere fracties in vergelijking met de onderlinge verschillen tussen de grovere fracties. Het is echter ook mogelijk op een meer gedetailleerde wijze rekening te houden met de korrelgrootteverdeling door in plaats van twee fracties een groter aantal te onderscheiden. Een voorbeeld van een dergelijke benadering is te vinden bij Köster et al. (1985), die de achtergrondwaarde van het gehalte aan thorium en uraan in grond onderzochten. Beide varianten zijn erop gebaseerd dat de verschillen in mineralogische en natuurlijke chemische samenstelling tussen de onderscheiden korrelgroottefracties groot zijn in vergelijking met de verschillen binnen dezelfde korrelgroottefractie in materialen die op uiteenlopende wijze zijn afgezet of door bodenvormende processen zijn beïnvloed. In een derde variant, die vooral is toegepast bij onderzoek naar de samenstelling van de onderwaterbodem, worden twee korrelgroottefracties onderscheiden, maar wordt als grens tussen de fracties niet 2  $\mu\text{m}$  maar 16  $\mu\text{m}$  aangehouden (De Groot et al, 1982; zie ook hoofdstuk D 2200).

Naast minerale bestanddelen bevat grond organische stof. Het organische stofgehalte in terrestrische bodems is de resultante van vorming door de vegetatie en afbraak door bodemfauna en -microflora. Het kan variëren van minder dan 0,01 tot bijna 1  $\text{kg.kg}^{-1}$ . In essentie kan de in de (boven-)grond opgehoopte organische stof worden beschouwd als materie die door planten is gevormd uit bouwstenen (in hoofdzaak water en kooldioxyde) die via de atmosfeer zijn aangevoerd. Er wordt vanuit gegaan dat de aanvoer van zware metalen en arseen in niet door de mens beïnvloede situaties uitsluitend heeft plaatsgevonden door transport van minerale bodembestanddelen. Voor wat aanvoer via de atmosfeer betreft kan daarbij worden gedacht aan natte of droge depositie van stof dat elders vanaf het bodemoppervlak is opgewerveld.

In het eenvoudigste geval kan de vaste fase van de bodem worden beschouwd

als te zijn samengesteld uit de drie bestanddelen: lutum, zand en silt alsmede organische stof, in wisselende verhouding. De massafractie van deze bestanddelen bedraagt achtereenvolgens L, ZS en H [ $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ], waarbij  $L + ZS + H = 1$ . Indien wordt verondersteld dat het natuurlijke gehalte aan het beschouwde element (zwaar metaal of arseen) in de lutum- en in de gecombineerde zand- en siltfractie een vaste waarde heeft van respectievelijk  $C_L$  en  $C_{ZS}$  [ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ], dan kan het natuurlijke elementgehalte in grond ( $C_N$  [ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ]) worden geschreven als:

$$C_N = C_L \cdot L + C_{ZS} \cdot ZS \quad (1)$$

Omdat  $L + ZS + H = 1$  kan (1) ook worden geschreven als:

$$C_N = C_{ZS} + (C_L - C_{ZS}) \cdot L - C_{ZS} \cdot H \quad (2)$$

waarmee het natuurlijke elementgehalte wordt uitgedrukt als functie van het lutumgehalte en het organische stofgehalte. In een hypothetische grond die in het geheel geen lutum en organische stof bevat ( $L = 0, H = 0$ ) is het elementgehalte uiteraard gelijk aan  $C_{ZS}$ , het gehalte in de (zand + silt)-fractie. Een toename van het lutumgehalte bij gelijkblijvend organische stofgehalte gaat gepaard met een afname van het gehalte aan (zand + silt). De daardoor teweeggebrachte verandering in het elementgehalte van de grond is afhankelijk van het verschil tussen het gehalte in de lutumfractie en dat in de (zand + silt)-fractie. Bij een gegeven lutumgehalte gaat een toename van het organische stofgehalte gepaard met een daling van het elementgehalte, die sterker is naarmate  $C_{ZS}$  groter is.

## 2.2. Antropogene bijdrage

De belasting van de bodem als gevolg van menselijk handelen wordt beschouwd als de aanvoer van een hoeveelheid stof per oppervlakte-eenheid ( $A$  [ $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$ ]). De verandering in het elementgehalte die daardoor wordt veroorzaakt, is afhankelijk van de massa per oppervlakte-eenheid van de bodemlaag waarin de verandering wordt gemeten. Bij een vaste bemonsteringsdiepte ( $z$  [m]), gemeten vanaf het maaiveld, is de stijging van het elementgehalte omgekeerd evenredig met de dichtheid van de grond in de betreffende laag ( $\rho_b$  [ $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ]), mits de aangevoerde hoeveelheid stof niet tot beneden de bemonsteringsdiepte is verplaatst. (Wanneer de grond wordt bewerkt, heeft  $z$  de betekenis van bewerksdiepte, mits deze groter is dan de bemonsteringsdiepte.) Er wordt vanuit gegaan dat zware metalen en arseen weinig mobiel zijn in de bovengrond, zodat bij een niet al te geringe bemonsteringsdiepte aan deze voorwaarde wordt voldaan. In dit geval kan de antropogene bijdrage aan het elementgehalte ( $C_A$  [ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ]) van de grond worden geschreven als:

$$C_A = \frac{A}{\rho_b \cdot z} \quad (3)$$

De dichtheid van de grond is afhankelijk van de dichtheid van de vaste fase ( $\rho$  [ $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ]) en de porositeit van de grond ( $\phi$  [ $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ ]) volgens:

$$\rho_b = (1 - \phi) \cdot \rho \quad (4)$$

De dichtheid van de vaste fase is een functie van de samenstelling van de vaste fase, die kan worden geschreven als:

$$\rho = \frac{1}{\frac{H}{\rho_H} + \frac{L}{\rho_L} + \frac{ZS}{\rho_{ZS}}} \quad (5)$$

waarin  $\rho_H$ ,  $\rho_L$  en  $\rho_{ZS}$  de dichtheid van achtereenvolgens organische stof, lutum en (zand + silt) aangeven. Algemeen geaccepteerde schattingen voor de dichtheid van deze bestanddelen zijn:

$$\begin{aligned} \rho_H &= 1470 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \\ \rho_L &= 2750 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \\ \rho_{ZS} &= 2660 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \end{aligned}$$

Gezien het relatief kleine verschil tussen  $\rho_L$  en  $\rho_{ZS}$  kunnen deze aan elkaar worden gelijkgesteld en kan voor de lutumfractie en de (zand + silt)-fractie een gemeenschappelijke dichtheid  $\rho_M$  ter grootte van  $2700 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$  worden ingevoerd ( $M$  voor minerale bestanddelen), zodat (5) kan worden vereenvoudigd tot:

$$\rho = \frac{1}{\frac{H}{\rho_H} + \frac{(1-H)}{\rho_M}} \quad (6)$$

ook te schrijven als:

$$\rho = \frac{\rho_H \cdot \rho_M}{(\rho_M - \rho_H) \cdot H + \rho_H} \quad (6a)$$

Aangezien  $\rho_M > \rho_H$ , neemt  $\rho$  af naarmate  $H$  toeneemt.



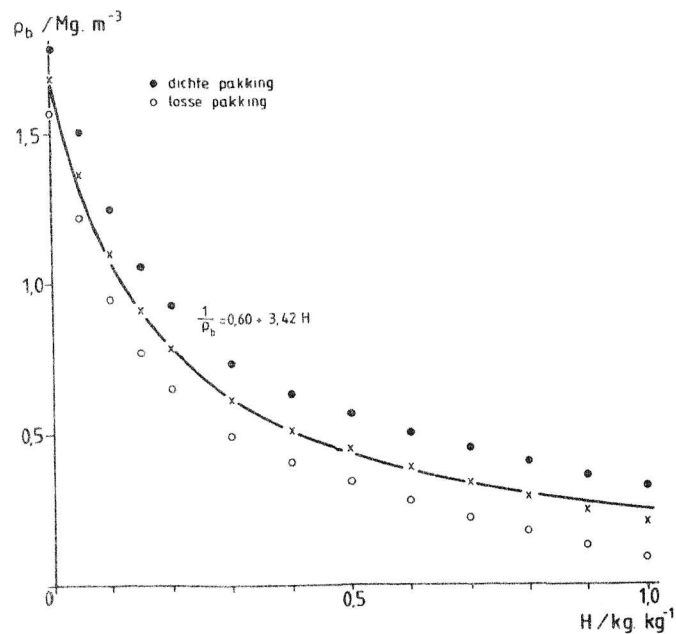
De porositeit van de grond ( $\phi$ ) is evenals  $\rho$  een functie van het organische stofgehalte: als  $H$  toeneemt, neemt  $\phi$  toe en neemt de volumefractie van de vaste fase ( $1 - \phi$ ) af. De dichtheid van de grond is derhalve een gecompliceerde functie van  $H$ :

$$\rho_b = \frac{\{1 - \phi(H)\} \cdot \rho_H \cdot \rho_M}{(\rho_M - \rho_H) \cdot H + \rho_H} \quad (7)$$

Behalve van  $H$  is  $\phi$  ook afhankelijk van de pakking van de grond, de resultante van verdichtende en losmakende processen. Indien verschillen in pakking buiten beschouwing worden gelaten, blijkt de relatie tussen de dichtheid van de grond en het organische stofgehalte goed te kunnen worden benaderd met:

$$\frac{1}{\rho_b} = a + b \cdot H \quad (8)$$

zoals wordt geïllustreerd door figuur 1.



Figuur 1. Dichtheid van de grond ( $\rho_b$ ) als functie van het organische stofgehalte ( $H$ ) bij dichte en losse pakking. Naar gegevens van Schothorst, geciteerd door Van Wijk en Beuwing (1984).

Substitutie van (8) in (3) levert:

$$C_A = \frac{A}{z}(a + b \cdot H) \quad (9)$$

Het huidige elementgehalte in grond ( $C_G$  [ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ]) is de som van het natuurlijke gehalte  $C_N$  en de antropogene bijdrage  $C_A$ . Combinatie van (2) en (9) geeft:

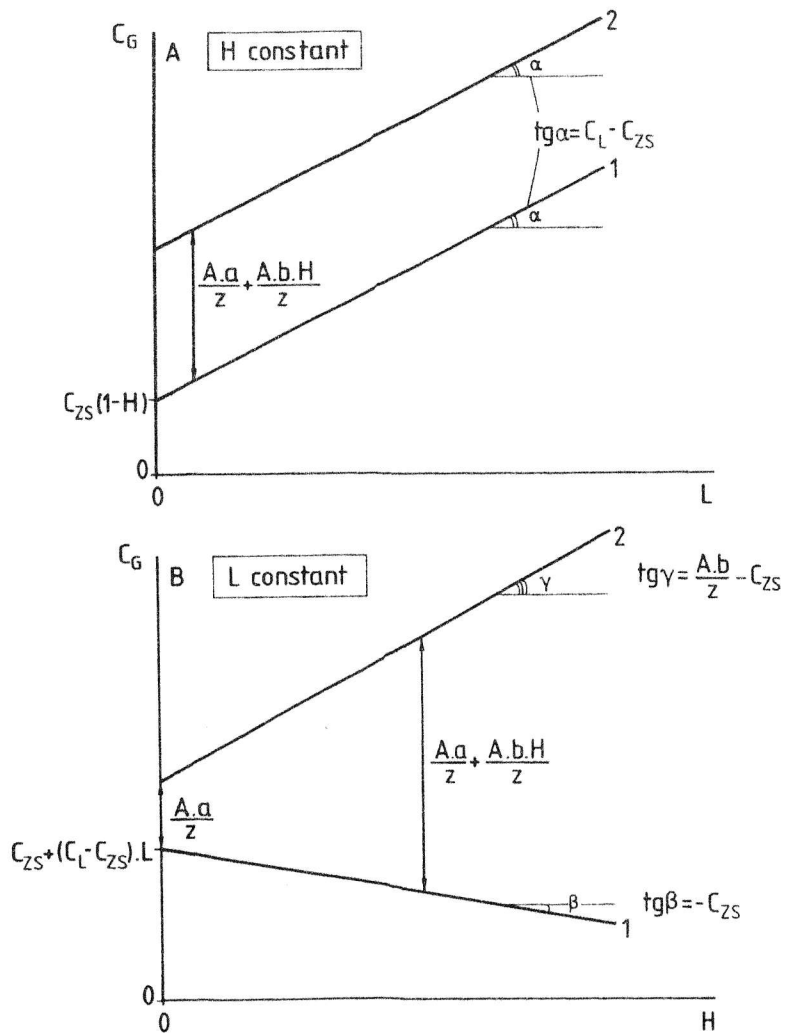
$$C_G = C_{ZS} + (C_L - C_{ZS}) \cdot L - C_{ZS} \cdot H + \frac{A}{z}(a + b \cdot H) \quad (10)$$

hetgeen ook kan worden geschreven als:

$$C_G = C_{ZS} + \frac{A \cdot a}{z} + (C_L - C_{ZS}) \cdot L + \left(\frac{A \cdot b}{z} - C_{ZS}\right) \cdot H \quad (11)$$

Deze vergelijking geeft het verband tussen het huidige elementgehalte en het lutum- en organische stofgehalte van de grond in een overeenkomstige vorm als (2) dat geeft voor het natuurlijke elementgehalte. Figuur 2A toont het verband tussen het elementgehalte en het lutumgehalte bij een constante waarde van het organische stofgehalte voor twee situaties: één waarin de antropogene beïnvloeding afwezig is ( $A = 0$ ), en één met antropogene beïnvloeding. Figuur 2B toont voor dezelfde situaties het verband tussen het elementgehalte en het organische stofgehalte bij een constante waarde van het lutumgehalte. Antropogene beïnvloeding leidt tot een toename van het elementgehalte die onafhankelijk is van het lutumgehalte, maar die wel afhankelijk is van het organische stofgehalte van de grond. Hoe hoger het organische stofgehalte, des te groter de stijging van het elementgehalte ten gevolge van belasting van de bodem met een bepaalde hoeveelheid stof.

Met behulp van (11) is het mogelijk de huidige achtergrondwaarde van het elementgehalte in de bovengrond naar grondsoort te differentiëren. Uit gegevens over de samenstelling van de bovengrond in gebieden die in relatief geringe mate door de mens zijn beïnvloed, hetgeen in de praktijk echter inhoudt dat tenminste diffuse belasting met stoffen heeft plaatsgevonden via depositie uit de atmosfeer, kan het verband worden berekend tussen het elementgehalte enerzijds en het lutum- en organische stofgehalte anderzijds. Via dat verband kan een verwachtingswaarde worden berekend voor het elementgehalte in de bovengrond op andere lokaties, mits van die grond lutum- en organische stofgehalte bekend zijn. Vergelijking van deze verwachtingswaarde met het werkelijke gehalte vormt dan een indicatie voor de mate waarin de plaatselijke antropogene beïnvloeding uitgaat boven de diffuse belasting via de atmosfeer.



Figuur 2. Verband tussen elementgehalte en lutumgehalte (A), respectievelijk organische stofgehalte (B) in afwezigheid van antropogene beïnvloeding (1) en bij belasting van de bodem (2).

Het relatieve gewicht van de factoren lutumgehalte en organische stofgehalte als differentiërend kenmerk voor de achtergrondwaarde van het elementgehalte wordt gegeven door de coëfficiënten van deze factoren in (11):  $(C_L - C_{ZS})$  voor het lutumgehalte en  $(\frac{A \cdot b}{z} - C_{ZS})$  voor het organische stofgehalte. De coëfficiënt van het organische stofgehalte is afhankelijk van de bemonsterings- c.q. bewerkingsdiepte ( $z$ ), die van het lutumgehalte niet, zodat het relatieve gewicht van beide factoren van de bemonsterings- c.q. bewerkingsdiepte afhangt. Daarnaast is het relatieve gewicht afhankelijk van de grootte van de aanvoer van het beschouwde element ( $A$ ) en van het natuurlijke gehalte in de lutumfractie ( $C_L$ ) en de (zand + silt)-fractie ( $C_{ZS}$ ). Dit betekent onder meer dat het relatieve gewicht van de factoren verschillend zal zijn per element en ook dat bij voortschrijdende belasting van de bodem het organische stofgehalte een steeds groter gewicht zal krijgen.

### 3. Het huidige gehalte aan zware metalen en arseen in de bovengrond van natuurterreinen

In de vorige paragraaf is uiteengezet hoe de huidige achtergrondwaarde van het elementgehalte is gerelateerd aan de grondsoort en is een verband afgeleid tussen het elementgehalte enerzijds en het lutum- en organische stofgehalte van de grond anderzijds. Dit verband heeft de basis gevormd van een analyse van door Edelman (1984) verzamelde gegevens over de samenstelling van de bovengrond (0-10 cm diepte) van natuurterreinen. De werkwijze die daarbij is gevolgd, is in detail beschreven door Lexmond en Edelman (1986). Hier wordt volstaan met een samenvatting.

Het bleek wenselijk een onderscheid aan te brengen tussen gegevens met betrekking tot minerale grond enerzijds en moerige grond anderzijds. Als grens tussen deze klassen werd een organische stofgehalte van  $0,25 \text{ kg.kg}^{-1}$  aangehouden. Het overgrote deel van de minerale monsters had echter een organische stofgehalte lager dan  $0,10 \text{ kg.kg}^{-1}$ ; monsters met een organische stofgehalte tussen  $0,10$  en  $0,25 \text{ kg.kg}^{-1}$  waren zwak vertegenwoordigd in de steekproef. Dit houdt in dat aanpassing van de klassegrens wenselijk kan blijken te zijn als er meer gegevens beschikbaar komen over monsters in de laatstgenoemde organische stofklasse.

Een aantal monsters vertoonde een sterk afwijkend gehalte aan één of meer elementen. In de meeste gevallen bleek het mogelijk hiervoor een verklaring te geven. Zo bevonden zich tussen de bemonsterde terreinen een oude bewoningsplaats (Wierde Wetsinge) en twee lokaties waarvan inmiddels is gebleken dat daar vroeger stadsvuil is gebruikt voor het bemesten („toemaken”) van de

grond (Geerpolder, Wormer- en Jisperveld). Bij deze en dergelijke vormen van lokale beïnvloeding kan niet worden gesproken van achtergrondwaarden. Bij de berekeningen zijn deze afwijkende waarnemingen buiten beschouwing gelaten.

Het gehalte aan de acht elementen in minerale grond bleek afhankelijk van het lutumgehalte, maar niet van het organische stofgehalte. Voor deze categorie van monsters is het lineaire verband tussen het elementgehalte (E) en het lutumgehalte (L) berekend via het gereduceerde model  $E = a + b \cdot L$ . Tabel 1 geeft een overzicht van de resultaten. Voor alle elementen geldt dat het verband significant is bij  $P < 0,01$ , maar de waarde van de correlatiecoëfficiënt varieert sterk.

Tabel 1. Gemiddeld elementgehalte ( $\bar{E}$ ) en het verband tussen elementgehalte ( $mg \cdot kg^{-1}$ ) en lutumgehalte ( $kg \cdot kg^{-1}$ ) voor minerale monsters met bijbehorende statistische grootheden (a: intercept; b: richtingscoëfficiënt; n: aantal waarnemingen, r: correlatiecoëfficiënt;  $s_{E,L}$ : residuele standaardafwijking).

Element	$\bar{E}$	a	b	n	r	$s_{E,L}$
Cr	42	21	205	89	0,917	12,5
Ni	8,9	-0,4	91	89	0,954	4,0
Cu	7,1	1,4	58	85	0,962	2,4
Zn	45	17	266	69	0,925	16,8
Cd	0,23	0,18	0,47	86	0,371	0,17
Hg	0,07	0,05	0,17	79	0,492	0,045
Pb	25	17	75	81	0,776	8,9
As	6,8	3,0	37	83	0,919	2,3

Hoge waarden van de correlatiecoëfficiënt worden aangetroffen bij de elementen Cr, Ni, Cu, Zn en As. Bij Pb is de correlatie minder sterk en bij Hg en Cd kan slechts een klein deel van de variantie worden toegeschreven aan het lutumgehalte.

Via de in tabel 1 vermelde vergelijkingen is het elementgehalte voor de moerige monsters geschat uit hun lutumgehalte. Vervolgens is het verschil berekend tussen het in deze monsters gemeten elementgehalte (E) en het uit het lutumgehalte geschatte elementgehalte ( $E_L$ ). Van dit verschil (aangeduid als  $\Delta E$ ) is nagegaan of het in verband staat met het organische stofgehalte (H) volgens  $\Delta E = c + d \cdot H$ . Tabel 2 geeft een overzicht van de resultaten. Voor Zn, Cd en Pb is het verband significant bij  $P < 0,01$ .

**Tabel 2.** Gemiddelde waarde van het verschil tussen het gemeten en het uit het lutumgehalte geschatte elementgehalte ( $\overline{\Delta E}$ ) en het verband tussen dit verschil en het organische stofgehalte ( $\text{kg.kg}^{-1}$ ) voor moerige monsters met bijbehorende statistische grootheden (*c*: intercept; *d*: richtingscoëfficiënt; *n*: aantal waarnemingen, *r*: correlatiecoëfficiënt;  $s_{\Delta E \cdot H}$ : residuele standaardafwijking).

Element	$\overline{\Delta E}$	c	d	n	r	$s_{\Delta E \cdot H}$
Cr	- 5,5	- 10	9	29	0,174	12,6
Ni	0,6	- 5,5	11	30	0,391	6,7
Cu	9,5	9,3	0,3	30	0,004	14,3
Zn	29	- 35	119	26	0,596	39,7
Cd	0,72	- 0,14	1,6	30	0,627	0,50
Hg	0,10	0,05	0,07	22	0,251	0,07
Pb	54	0,05	90	24	0,588	30,5
As	7,8	7,6	0,3	29	0,012	6,8

Vergelijking van de waarden van  $\overline{\Delta E}$  en  $s_{E \cdot L}$  en van de waarden van *b* en *d* zoals vermeld in de tabellen 1 en 2 maakt duidelijk dat de elementen in drie groepen uiteenvallen.

Voor Cr en Ni is *d* klein ten opzichte van *b* en  $\overline{\Delta E}$  klein ten opzichte van  $s_{E \cdot L}$ . Het belang van het organische stofgehalte als differentiërend kenmerk voor het gehalte aan deze elementen is blijkbaar klein in vergelijking met dat van het lutumgehalte en de moerige monsters onderscheiden zich niet duidelijk van de minerale monsters.

Voor Cu en As is *d* eveneens klein ten opzichte van *b*, maar  $\overline{\Delta E}$  is 3 à 4 maal zo groot als  $s_{E \cdot L}$ . De moerige monsters onderscheiden zich dus als groep van de minerale monsters, maar binnen de groep moerige monsters heeft het organische stofgehalte geen waarde als differentiërend kenmerk.

Voor de vier resterende elementen, Zn, Cd, Hg en Pb, zijn *b* en *d* van dezelfde orde van grootte. Het quotiënt *b*/*d* varieert van 2,4 (Hg) tot 0,30 (Cd). Voor moerige monsters zijn zowel het lutumgehalte als het organische stofgehalte van belang als differentiërend kenmerk voor het gehalte aan deze elementen. Tegen de achtergrond van hetgeen in paragraaf 2 is uiteengezet kunnen deze verschillen tussen de elementen als volgt worden geïnterpreteerd. Voor Cr en Ni is de diffuse belasting via de atmosfeer gering, voor Zn, Cd, Hg en Pb is zij echter niet te verwaarlozen. Voor Cu en As kan het verschil tussen moerige en minerale grond niet worden toegeschreven aan belasting via de atmosfeer. Dit betekent dat het verschil wordt bepaald door factoren waarmee in het model geen rekening is gehouden. Uit de beschikbare gegevens valt niet af te leiden of deze factoren natuurlijk (bijvoorbeeld het optreden van kwel) dan wel antropogeen van aard zijn.

Met behulp van de gegevens vermeld in de tabellen 1 en 2 kan een schatting worden gemaakt van het elementgehalte in grond uit de bovenlaag, mits lutum- en organische stofgehalte bekend zijn. Zo is het Cd-gehalte voor een humeuze zandgrond met  $L = 0,03$  en  $H = 0,05 \text{ kg.kg}^{-1}$  (mineraal) te berekenen via:

$$\begin{aligned} \text{Cd} &= a + b \cdot L \\ &= 0,18 + 0,47 \times 0,03 \\ &= 0,19 \text{ mg.kg}^{-1} \end{aligned}$$

en voor een venige kleigrond met  $L = 0,35$  en  $H = 0,30 \text{ kg.kg}^{-1}$  (moerig) via:

$$\begin{aligned} \text{Cd} &= a + b \cdot L + c + d \cdot H \\ &= 0,18 + 0,47 \times 0,35 + 0,14 + 1,6 \times 0,30 \\ &= 0,68 \text{ mg.kg}^{-1} \end{aligned}$$

Ook is het mogelijk een bovengrens aan te geven van het traject van normale waarden voor het elementgehalte in de bovengrond van natuurterreinen. Tabel 3 (Lexmond en Edelman, 1986) geeft (afgeronde) vergelijkingen waarmee deze bovengrens wordt beschreven als functie van het lutumgehalte en eventueel het organische stofgehalte.

Tabel 3. *Bovengrens ( $E_A$ ) van het traject van normale waarden voor het gehalte ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) aan zware metalen en arseen in de bovengrond van natuurterreinen, gedifferentieerd naar lutumgehalte ( $L$ ) en organische stofgehalte ( $H$ ) in  $\text{kg.kg}^{-1}$*

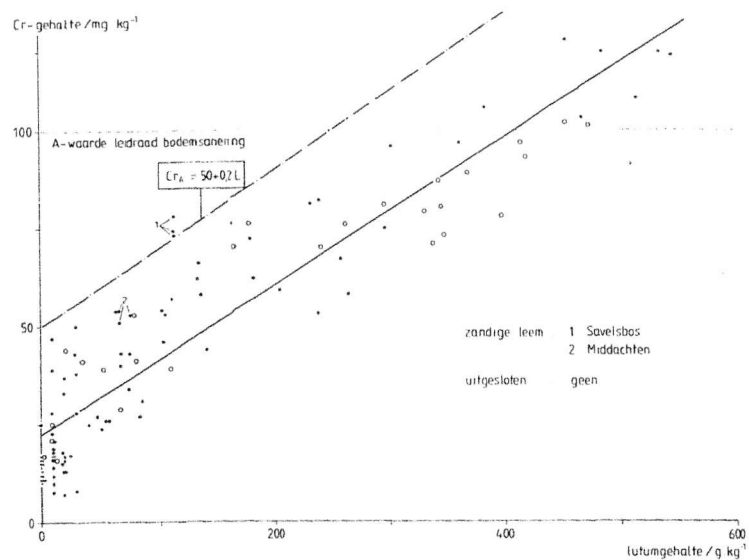
Element	Minerale grond	Moerige grond
	$H < 0,25 \text{ kg.kg}^{-1}$	$H \geq 0,25 \text{ kg.kg}^{-1}$
Cr	$50 + 200 \cdot L$	$50 + 200 \cdot L$
Ni	$10 + 100 \cdot L$	$10 + 100 \cdot L$
Cu	$6 + 60 \cdot L$	$40 + 60 \cdot L$
Zn	$50 + 300 \cdot L$	$50 + 150 (2 \cdot L + H)$
Cd	$0,6 + 0,6 \cdot L$	$0,9 + 0,6 (L + 3 \cdot H)$
Hg	$0,15 + 0,2 \cdot L$	$0,25 + 0,1 (2 \cdot L + H)$
Pb	$35 + 100 \cdot L$	$75 + 100 (L + H)$
As	$8 + 40 \cdot L$	$25 + 40 \cdot L$

Overschrijding van deze bovengrens geeft aan dat er sprake is van antropogene beïnvloeding die duidelijk uitgaat boven de diffuse belasting via de atmosfeer. In deze zin kunnen de in tabel 3 vermelde vergelijkingen worden beschouwd als naar grondsoort gedifferentieerde „A-waarden” conform de Leidraad bodemsanering, die immers bedoeld zijn om gevallen van meer dan normale belasting van de bodem met stoffen te signaleren. De figuren 3-10, waarin het door

Edelman (1984) waargenomen elementgehalte is uitgezet tegen het lutumgehalte, geven tevens een beeld van de verschillen tussen de vigerende A-waarden en de in tabel 3 vermelde bovengrens van het normale elementgehalte in minerale grond.

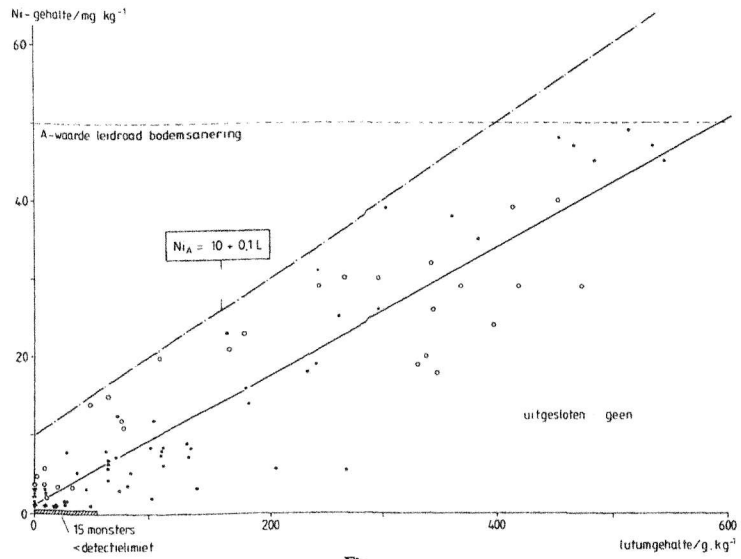
Figuren 3-10. Elementgehalte in de bovengrond (0-10 cm) van natuurterreinen uitgezet tegen het lutumgehalte. De getrokken lijnen geven het verband weer tussen elementgehalte en lutumgehalte voor de niet uitgesloten waarnemingen. De onderbroken lijnen vormen de (afgeronde) bovengrens van het normale traject van het elementgehalte in minerale grond (vgl. tabel 3).

- monsters met een organische stofgehalte ( $H$ ) <  $0,25 \text{ kg.kg}^{-1}$
- o monsters met  $H \geq 0,25 \text{ kg.kg}^{-1}$

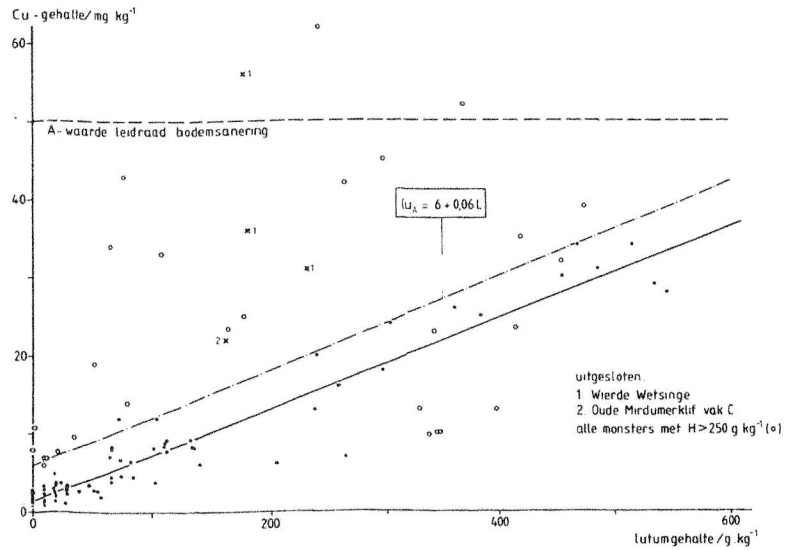


Figuur 3.

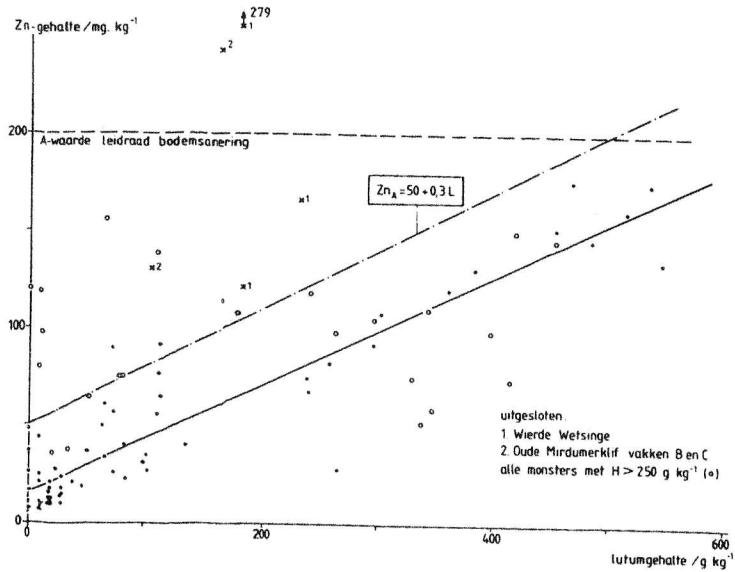




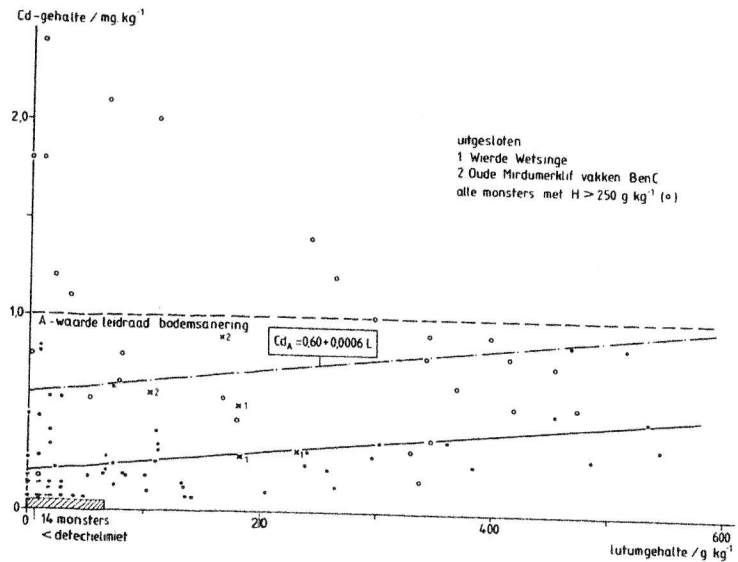
Figuur 4.



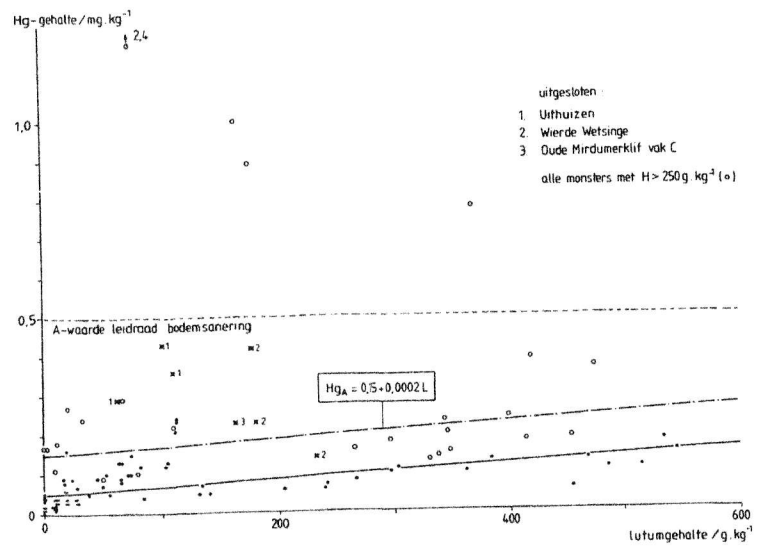
Figuur 5.



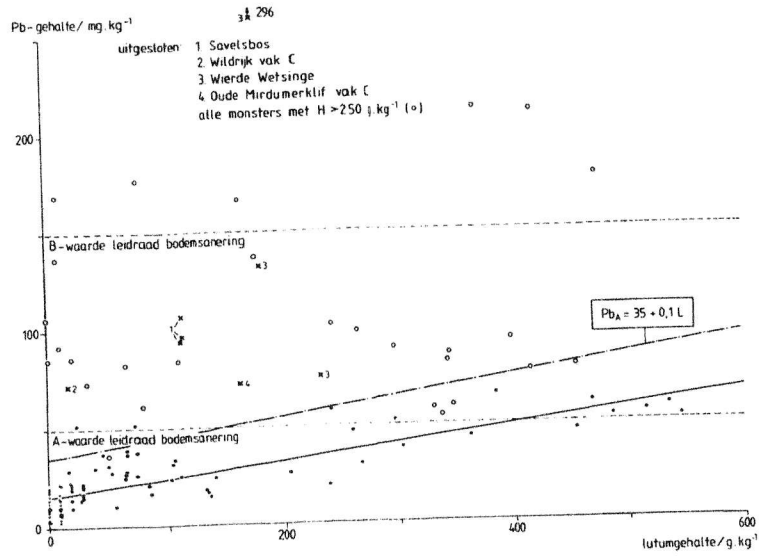
Figuur 6.



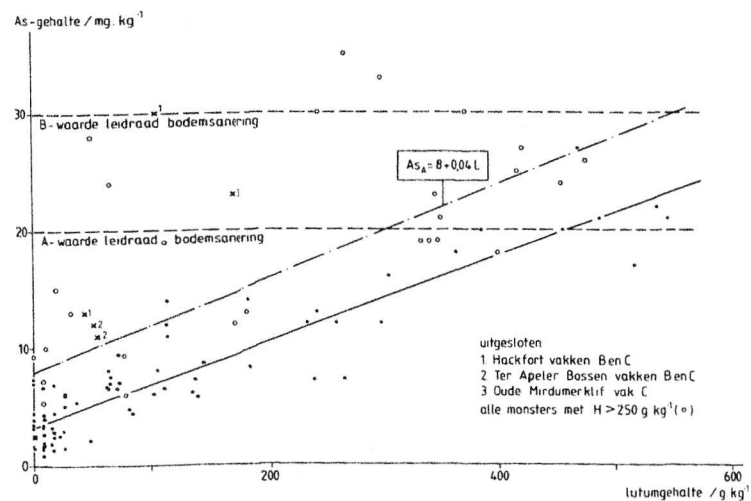
Figuur 7.



Figuur 8.



Figuur 9.



Figuur 10.

#### 4. Het huidige gehalte aan zware metalen en arseen in de bovenlaag van landbouwgronden

Gegevens over de samenstelling van grond uit de bovenste 20 cm van Nederlandse landbouwgronden (overwegend bouwland) zijn gepubliceerd door Van Driel en Smilde (1982) en Wiersma et al. (1985). Van Driel (persoonlijke mededeling) berekende voor de minerale monsters ( $H < 0,25 \text{ kg kg}^{-1}$ ) uit deze steekproeven de lineaire verbanden tussen elementgehalte en lutumgehalte. De resultaten hiervan zijn vermeld in tabel 4.

Vergelijking van de waarden van de richtingscoëfficiënt ( $b^*$ ) met de overeenkomstige waarden van  $b$  in tabel 1 laat zeer goede overeenstemming zien voor zes van de acht elementen. Voor Cu en Pb echter is  $b^*$  duidelijk kleiner dan  $b$ , hetgeen voor Cu ten dele verklaard kan worden uit het feit dat lutumarme gronden (zand- en dalgronden) zijn bemest met koperhoudende meststoffen, omdat deze gronden oorspronkelijk te weinig koper bevatten voor een goede gewasproductie. Vergelijking van de waarden van het intercept ( $a^*$ ) met de overeenkomstige waarden van  $a$  in tabel 1 laat zien dat, met uitzondering van de elementen Cr en Ni waarvoor de verschillen gering zijn,  $a^*$  groter is dan  $a$ ,

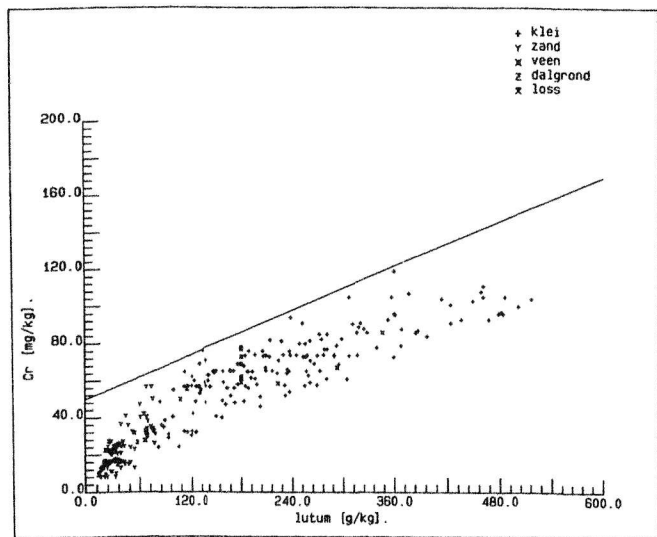
Tabel 4. Het verband tussen elementgehalte ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) en lutumgehalte ( $\text{kg.kg}^{-1}$ ) voor minerale monsters uit de bovenlaag (0-20 cm) van cultuurgrond ( $a^*$ : intercept;  $b^*$ : richtingscoëfficiënt,  $n$ : aantal waarnemingen).

Element	$a^*$	$b^*$	$n$
Cr	20	199	266
Ni	0,9	90	266
Cu	12	25	266
Zn	26	266	266
Cd	0,32	0,50	965
Hg	0,09	0,20	882
Pb	25	30	966
As	4,2	45	880

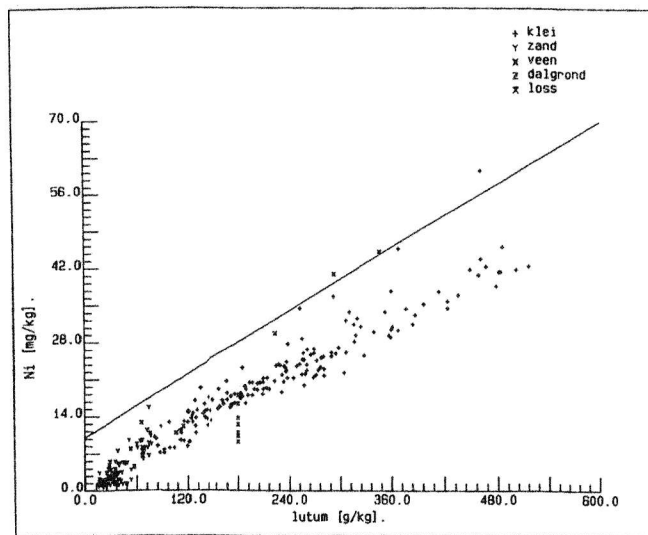
ondanks de grote bemonsteringsdiepte die voor de cultuurgrond is aangehouden. Dit duidt erop dat de cultuurgrond zwaarder is belast met de meeste van de beschouwde elementen dan natuurterreinen, maar niet met Cr en Ni.

In de figuren 11-18 (Van Driel, persoonlijke mededeling) is het elementgehalte in de minerale monsters uitgezet tegen het lutumgehalte. Hiertoe is het lutumgehalte geschat uit het slibgehalte (fractie  $< 16 \mu\text{m}$ ) door vermenigvuldiging met een factor  $2/3$ ; voor löss is een lutumgehalte van  $0,18 \text{ kg.kg}^{-1}$  aangehouden. Tevens is in deze figuren de naar het lutumgehalte gedifferentieerde waarde van  $E_A$  aangegeven, zoals vermeld in tabel 3 voor minerale grond.

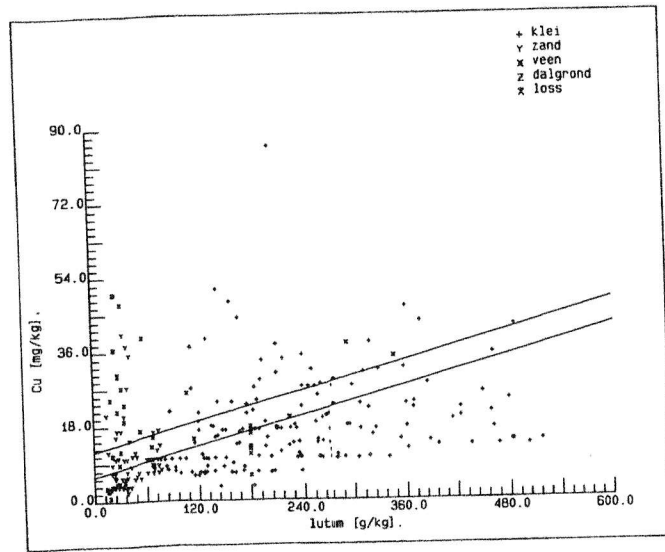
Figuren 11-18. Elementgehalte in minerale grond uit de bouwvoor (0-20 cm) van landbouwgrond uitgezet tegen het lutumgehalte. De aangegeven lijnen vormen de (afgeronde) bovengrens van het normale traject van het elementgehalte in de minerale bovengrond van natuurterreinen (vgl. tabel 3). Voor Cu (fig. 13) is een tweede lijn aangegeven die correspondeert met  $\text{Cu}_A = 12 + 60 \cdot L$  ( $L$  in  $\text{kg.kg}^{-1}$ ).



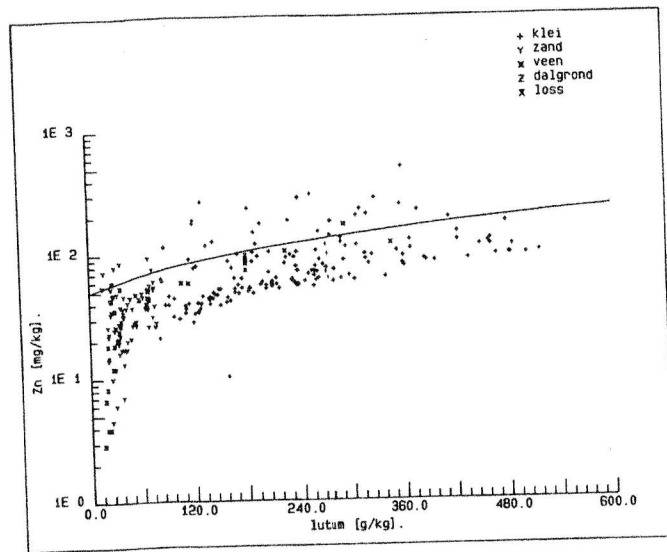
Figuur 11.



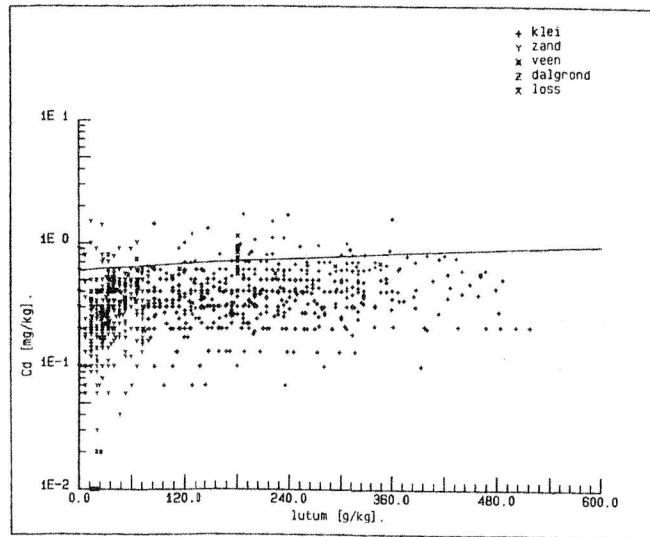
Figuur 12.



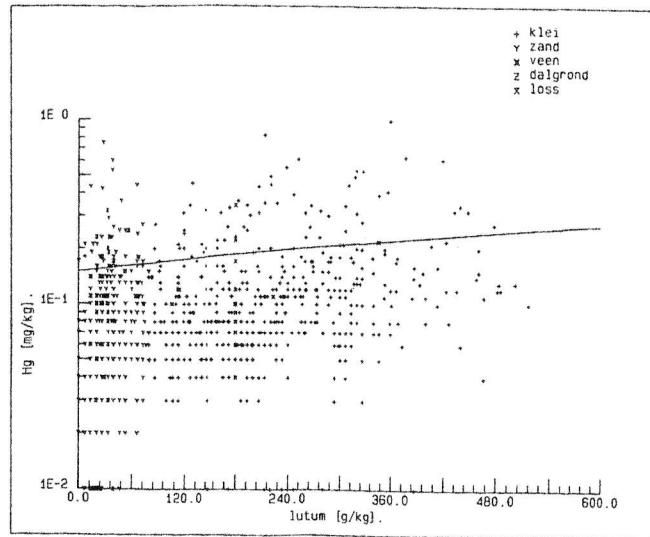
Figuur 13.



Figuur 14.

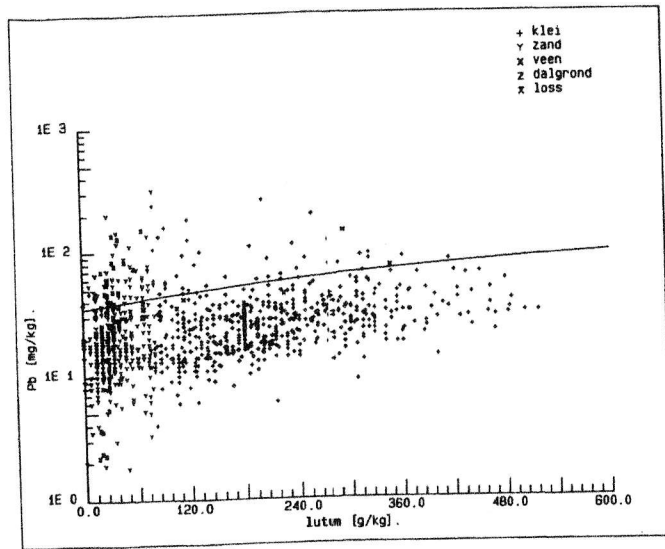


Figuur 15.

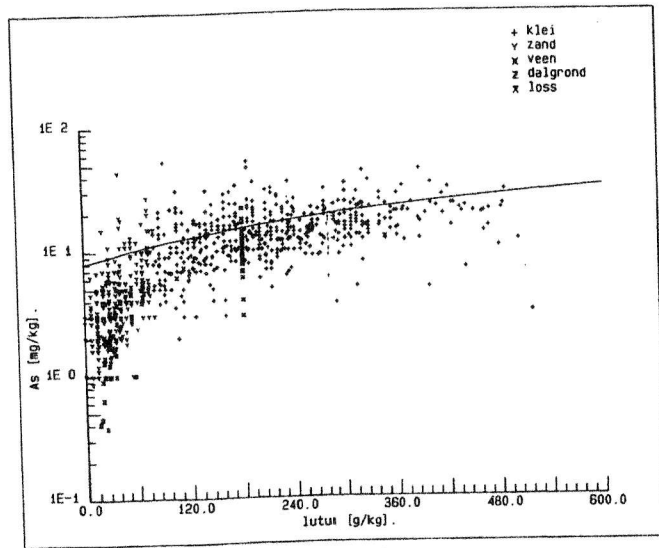


Figuur 16.





Figuur 17.



Figuur 18.

In tabel 5 is de frequentie aangegeven waarmee  $E_A$  wordt overschreden. Ook hieruit blijkt dat er tussen de elementen grote verschillen bestaan, met als uitersten Cr en Ni waarbij overschrijding van  $E_A$  vrijwel niet voorkomt, en Cu met een overschrijdingsfrequentie van 40%. Indien  $Cu_A$  wordt verhoogd tot  $12 + 60 \cdot L$  (figuur 13) neemt de overschrijdingsfrequentie af tot 22%, vrijwel gelijk aan die voor As. Voor de vier overige elementen bedraagt de overschrijdingsfrequentie ca. 10%.

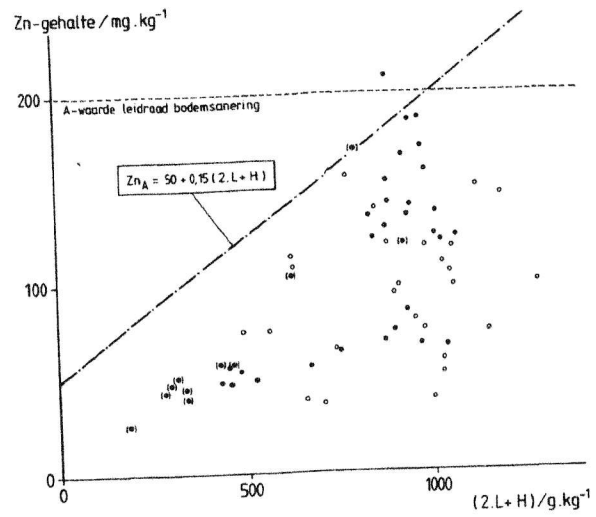
Tabel 5. Frequentie waarmee de naar het lutumgehalte gedifferentieerde waarde van  $E_A$  wordt overschreden in minerale monsters uit de bouwvoor (0-20 cm) van landbouwgronden.

Element	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb	As
totaal aantal waarnemingen	266	266	266	266	965	882	966	880
aantal waarnemingen hoger dan $E_A$	0	3	106	33	63	118	112	186
fractie van het totaal (%)	0	1	40	12	7	13	12	21

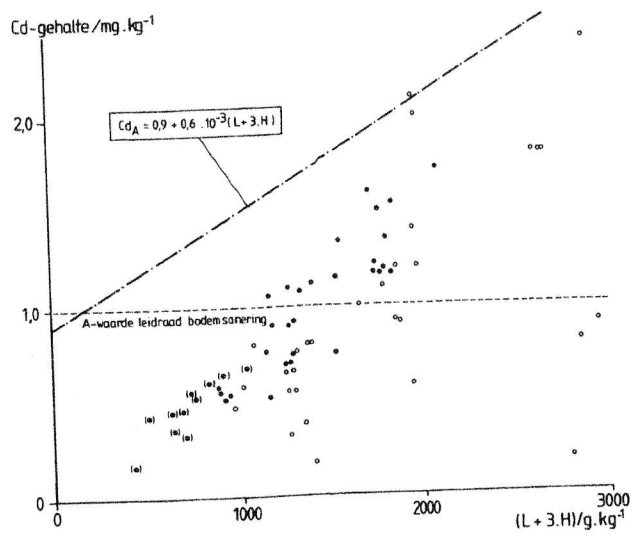
Gegevens over het gehalte aan zware metalen en arseen in moerige grond uit landbouwgebieden zijn schaars. De aandacht is tot nu toe voornamelijk beperkt gebleven tot bouwland en tuinbouwgrond, terwijl moerige grond vooral als grasland wordt benut. Van Driel en Smilde (1982) geven waarden voor het elementgehalte in 40 monsters uit de laag 0-20 cm van grasland in twee laagveengebieden (Zuid-Holland en Midden-Friesland). In de figuren 19-22 zijn de gehalten aan Zn, Cd, Hg en Pb weergegeven ten opzichte van de naar lutum- en organische stofgehalte gedifferentieerde waarde van  $E_A$  voor moerige grond. Mede door de grotere bemonsteringsdiepte die voor de landbouwgrond is aangehouden, vindt overschrijding van  $E_A$  slechts incidenteel plaats. Ten aanzien van de vier overige elementen valt op te merken dat de naar het lutumgehalte gedifferentieerde waarde van  $E_A$  in geen enkel geval wordt overschreden voor Cr en As, in slechts drie gevallen voor Cu, doch zeventien maal voor Ni. In alle gevallen betreft het monsters uit Zuid-Holland. De mate van overschrijding is relatief klein (gemiddeld  $3,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ , dat is gemiddeld 10% van  $Ni_A$ ). De oorzaak hiervan is nog onduidelijk.

Figuren 19-22. Elementgehalte in de moerige bovengrond (0-10 cm) van natuurterreinen en in de bovengrond (0-20 cm) van grasland in laagveengebieden uitgezet tegen lineaire combinaties van lutum- en organische stofgehalte. De aangegeven lijnen vormen de (afgeronde) bovengrens van het normale traject van het elementgehalte in de moerige bovengrond van natuurterreinen (vgl. tabel 3).

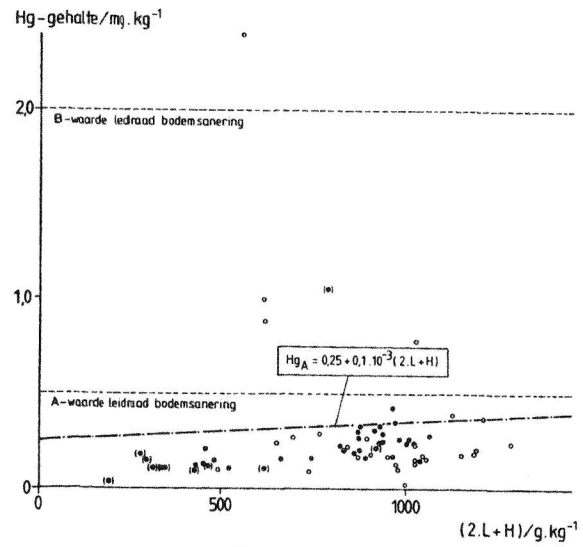
- o monsters uit natuurterreinen met  $H \geq 0,25 \text{ kg.kg}^{-1}$
- monsters van cultuurgrond met  $H \geq 0,25 \text{ kg.kg}^{-1}$
- (•) idem met  $H < 0,25 \text{ kg.kg}^{-1}$



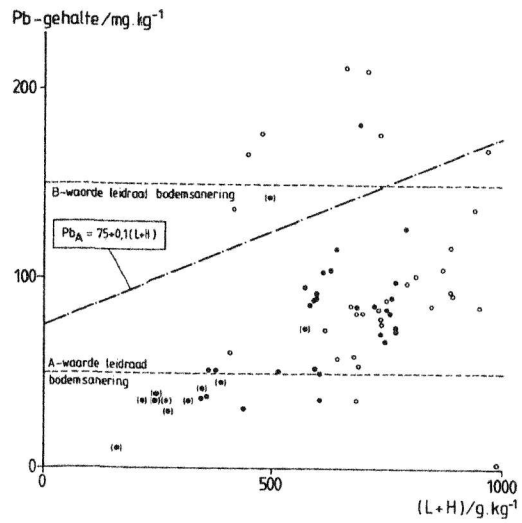
Figuur 19.



Figuur 20.



Figuur 21.



Figuur 22.

## 5. Besluit

Voor een beoordeling van de mate waarin menselijke activiteiten hebben geleid tot een toename van het gehalte aan zware metalen en arseen in grond is kennis van de natuurlijke achtergrondwaarde onontbeerlijk. De natuurlijke achtergrondwaarde van het gehalte in de bovengrond is echter niet meer vast te stellen voor elementen waarmee de bodem diffuus is belast via de atmosfeer. Gegevens over het huidige elementgehalte in de bovengrond van natuurterreinen bieden de mogelijkheid huidige achtergrondwaarden af te leiden die bruikbaar zijn voor het aanbrengen van een gradatie in de mate van antropogene beïnvloeding. Het is daarbij van wezenlijk belang dat rekening wordt gehouden met natuurlijke factoren die het elementgehalte beïnvloeden en met factoren die bepalend zijn voor de mate waarin de diffuse belasting via de atmosfeer heeft geleid tot een toename van het elementgehalte. In paragraaf 2 is hiervoor een benaderingswijze uiteengezet die resulteert in de formulering van het elementgehalte als functie van slechts twee variabelen, het lutumgehalte en het organische stofgehalte. De coëfficiënt van het lutumgehalte weerspiegelt de invloed van de natuurlijke samenstelling van het moedermateriaal; de coëfficiënt van het organische stofgehalte geeft een indruk van het belang van atmosferische depositie. Overige factoren, zoals redistributie van elementen onder invloed van natuurlijke bodemvormende processen, zijn bij gebrek aan voldoende gegevens noodzakelijkerwijze buiten beschouwing gebleven.

Via deze benaderingswijze zijn naar grondsoort gedifferentieerde achtergrondwaarden afgeleid voor het gehalte aan een zevental zware metalen en arseen uit gegevens over de samenstelling van de bovengrond (0-10 cm diepte) van natuurterreinen. Hierbij is gebleken dat diffuse atmosferische depositie vooral van invloed is op het gehalte aan Cd, Pb en Zn. Voor Cr en Ni is de betekenis van atmosferische depositie gering, zodat de huidige achtergrondwaarde van het gehalte aan deze elementen overeenkomt met de natuurlijke achtergrondwaarde. Rekening houdend met de niet door het lutum- en organische stofgehalte verklaarde spreiding in het elementgehalte is een bovengrens berekend van het traject van normale waarden voor het elementgehalte. Deze kan dienen om normaal belaste en meer dan normaal belaste bodems van elkaar te onderscheiden. Vergelijking hiervan met de vigerende A-waarde uit de Leidraad bodemsanering laat zien dat de signaalfunctie van de laatste ontoereikend is.

De afgeleide waarden gelden in beginsel uitsluitend voor de onderzochte diepte. Landbouwgronden worden in de regel dieper bewerkt en bemonsterd dan over 10 cm. Vergelijking van gegevens over de samenstelling van landbouwgrond (0-20 cm diepte) met de afgeleide waarden geeft daarom een beeld dat in meer of mindere mate kan zijn vertekend. (Overigens dragen ook niet geheel vergelijkbare ontsluitings- en detectiemethoden van de elementen aan de ver-

tekening bij). Indien, noodgedwongen, over deze bezwaren wordt heengestapt, dan blijkt de naar grondsoort gedifferentieerde bovengrens van het normale elementgehalte in de bovengrond van natuurterreinen ook voor landbouwgrond een signaalfunctie te kunnen vervullen.

De betekenis die aan de afgeleide achtergrondwaarden kan worden gehecht, dient echter niet te worden overschat. Enerzijds vloeit dit voort uit het buiten beschouwing laten van factoren die in specifieke gebieden een niet te verwaarlozen rol hebben gespeeld in natuurlijke redistributie van elementen. Als voorbeeld hiervan kan de accumulatie van arseen in kwelgebieden worden genoemd. Anderzijds moet er met nadruk op worden gewezen dat het totale gehalte aan een element geen nauwkeurige indicatie vormt voor het al dan niet optreden van ongewenste effecten als gevolg van de aanwezigheid van dit element. Een gehalte lager dan de achtergrondwaarde garandeert niet dat ongewenste effecten niet optreden. Een gehalte dat hoger is dan de bovengrens van het normale traject betekent niet zonder meer dat zulke effecten wel zouden optreden.

## 6. Naschrift: „Referentiewaarden voor een goede bodemkwaliteit”

Sinds de verschijning van dit hoofdstuk zijn door de rijksoverheid nieuwe referentiewaarden gepubliceerd voor het gehalte aan zware metalen, arseen en fluor in grond (MPV 1988-91). In de Leidraad bodemsanering (aflevering 4, 1988) hebben deze de oude referentiewaarde A, zoals opgenomen in de eerste aflevering (1983), vervangen. Tabel 6 geeft een overzicht van de oude en de nieuwe referentiewaarden.

Tabel 6. Referentiewaarden voor het gehalte ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) aan elementen in grond (Ministerie VROM, 1983, 1988).

Element	Referentiewaarde (1988)	A-waarde (1983)
Cr	$50 + 2 \cdot L$	100
Co		20
Ni	$10 + L$	50
Cu	$15 + 0,6(L + H)$	50
Zn	$50 + 1,5(2 \cdot L + H)$	200
As	$15 + 0,4(L + H)$	20
Mo		10
Cd	$0,4 + 0,007(L + 3 \cdot H)$	1
Sn		20
Ba		200
Hg	$0,2 + 0,0017(2 \cdot L + H)$	0,5

Element	Referentiewaarde (1988)	A-waarde (1983)
Pb	50 + L + H	50
F	175 + 13 · L	200

L: lutumgehalte in % op de grond.  
 H: organische-stofgehalte in % op de grond.

Vergelijking van tabel 6 met tabel 3 (blz. 16) laat naast overeenkomsten ook verschillen zien. Wellicht ten overvloede zij er op gewezen dat in tabel 3 het lutum- en organische-stofgehalte worden vermeld in  $\text{kg.kg}^{-1}$ . De referentiewaarde voor Cr en Ni is gelijk aan de in tabel 3 aangegeven bovengrens. Het onderscheid dat in tabel 3 is gemaakt tussen minerale en moerige gronden, is vervallen. Vermoedelijk is dit vooral ingegeven door de behoefte aan één, algemeen toe te passen glijdende schaal, zonder discontinuïteiten. Hierdoor werd het nodig de referentiewaarde voor Cu en As ook naar het organische-stofgehalte te differentiëren. De gewichtsfactoren voor het lutum- en organische-stofgehalte in de referentiewaarde voor Zn, Cd, Hg en Pb komen overeen met die in de bovengrens voor moerige grond. Intercept en helling van de relatie tussen het elementgehalte en de gewogen som van het lutum- en organische-stofgehalte zijn voor verschillende elementen echter gewijzigd. De achterliggende overwegingen zijn niet gepubliceerd.

Voor fluor (F) is de referentiewaarde gedifferentieerd naar het lutumgehalte. De referentiewaarde berust op de resultaten van een onderzoek naar F in Nederlandse cultuurgronden (volle grond) dat door Roorda van Eysinga (1974) is uitgevoerd.

Voor enkele elementen zijn de oude A-waarden gehandhaafd. Voor kobalt (Co) en barium (Ba) zou herziening mogelijk zijn geweest, omdat deze in het onderzoek van Edelman (1984) betrokken waren. Uit de resultaten blijkt dat het gehalte aan beide elementen samenhangt met het lutumgehalte en niet met het organische-stofgehalte van de grond. Een referentiewaarde die de bovengrens beschrijft van het gehalte ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) in niet duidelijk verontreinigde gronden, bedraagt voor Co  $5 + 0,3 \cdot L$  en voor Ba  $300 + 6 \cdot L$  (met L in % op de grond). Gegevens over het voorkomen van molybdeen (Mo) en tin (Sn) in Nederlandse gronden zijn schaars. Vergelijking van de A-waarden met gegevens over het gehalte in Belgische gronden (De Temmerman et al., 1982) maakt het evenwel aannemelijk dat de A-waarde voor beide elementen ver uitgaat boven het gehalte dat in niet duidelijk verontreinigde grond mag worden verwacht. Voor Mo zou de referentiewaarde ca.  $3 \text{ mg.kg}^{-1}$  kunnen zijn en voor Sn ca.  $10 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Differentiatie naar grondsoort is vanwege het ontbreken van de daarvoor benodigde gegevens nog niet mogelijk.

Na de vaststelling van de referentiewaarden is voor enkele zware metalen (Cd,

Cu, Pb en Zn) nagegaan hoe het huidige gehalte in de bouwvoor van akker- en tuinbouwgronden en in de zode van grasland zich ertoe verhoudt (Van Toor en Van der Vleuten, 1990). Voor Cu (bouwvoor en zode) en Zn (alleen in de zode) bleken de referentiewaarden te corresponderen met 85-percentielwaarden, voor Zn in de bouwvoor en voor Cd en Pb (bouwvoor en zode) met 94-percentielwaarden. Opvallend hoge overschrijdingsfrequenties voor Cu en Pb werden waargenomen in het Westelijk Weidegebied, vermoedelijk ten gevolge van de toepassing van stadsvuil als meststof (Lexmond et al., 1987). In de Veenkoloniën werd hetzelfde verschijnsel gevonden, zij het minder uitgesproken. Hier is compost uit de stad Groningen als meststof toegepast. De referentiewaarde voor Cd en Zn werd frequent overschreden in Zuid-Limburg. Dit gebied is in verhoogde mate met deze elementen belast (Lexmond et al., 1992). De herkomst van de extra last moet waarschijnlijk worden gezocht in de zinkindustrie (Lexmond et al., in voorbereiding).

Deze onderzoeksresultaten bevestigen de betekenis van de referentiewaarden als middel om normaal en meer dan normaal belaste gronden van elkaar te onderscheiden. De rijksoverheid kent aan de referentiewaarden een verdergaande betekenis toe: „Een bodem die aan de referentiewaarden voldoet kan naar de huidige inzichten in het algemeen als multifunctioneel worden beschouwd, hetgeen wil zeggen dat er geen *als nadelig* te waarden effecten van de desbetreffende stoffen worden verwacht” (MPV 1988-91, blz. 34). Er is echter geen wetenschappelijke grondslag waarop deze opvatting kan berusten. De benadering die bij de afleiding van de referentiewaarden is gevolgd, gaat geheel voorbij aan eventuele effecten op de functionele eigenschappen van de bodem. De geciteerde uitspraak moet daarom berusten op de *aanname* dat bij de thans voorkomende gehalten in niet meer dan normaal belaste gronden geen ongewenste effecten optreden of dreigen met betrekking tot de functionele eigenschappen. Dit zou niet echt een probleem behoeven te zijn als de huidige gehalten natuurlijke gehalten zijn, maar dit is voor verschillende elementen beslist niet het geval. In het Advies over de multifunctionaliteit van de bodem heeft de Centrale Raad voor de Milieuhygiëne erop gewezen, dat op de rijksoverheid nog steeds de bewijslast rust voor de opvatting dat het traject tussen de natuurlijke achtergrondwaarde en de referentiewaarde veilig is (CRMH, 1991).

## 7. Literatuur

- Bakker, H. de, en J. Schelling, *Systeem van bodemclassificatie voor Nederland: De hogere niveaus*, Wageningen, Pudoc, 1966.
- Brongers, J. A. en P. J. Woltering, *De prehistorie van Nederland, economisch/technologisch*, Haarlem, Fibula-Van Dishoeck, 1978.
- CRMH, *Advies over de multifunctionaliteit van de bodem*, 's-Gravenhage, Centrale Raad voor de Milieuhygiëne, 1991.



- Driel, W. van, en K. W. Smilde, Heavy-metal contents of Dutch arable soils, *Landwirtschaftliche Forschung Sonderheft* 38 (1982) 305-313.
- Edelman, Th., Achtergrondgehalten van stoffen in de bodem, *Reeks Bodembescherming* 34, 's-Gravenhage, Staatsuitgeverij, 1984.
- Groot, A. J. de, K. H. Zschuppe en W. Salomons, Standardization of methods of analysis for heavy metals in sediments, *Hydrobiologia* 92 (1982) 689-695.
- Köster, H. W., A. Keen, R. M. J. Pennders, D. W. Bannink en J. H. de Winkel, De natuurlijke radio-activiteit van Nederlandse gronden, *Rapport 248307001*, Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, 1985.
- Lexmond, Th. M., A. H. Dijkhuis, J. J. M. B. Heuer en M. F. Heuer, Zware metalen in toemaakdekken: Sporen van bemesting met stadsvuil. *Milieu* 2 (1987) 165-170.
- Lexmond, Th. M. en Th. Edelman, Voorlopige referentiewaarden en huidige achtergrondgehalten voor een aantal zware metalen en arseen in de bovengrond van natuurterreinen en landbouwgronden. *Verlagen en mededelingen 1986-2*, Wageningen, vakgroep Bodemkunde en Plantevoeding, Landbouwniversiteit, 1986.
- Lexmond, Th. M., Th. P. van der Lijke, J. J. M. Brouwers en C. A. Bosch, Cadmium en zink in Zuidlimburgse leemgronden: 1. Een antropogene anomalie. *Milieu* 7 (1992), in druk.
- Ministerie VROM, *Leidraad bodemsanering: Aflevering 1*, 's-Gravenhage, Staatsuitgeverij, 1983.
- Ministerie VROM, *Leidraad bodemsanering: Aflevering 4*, 's-Gravenhage, SDU, 1988.
- MPV 1988-91, *Milieuprogramma 1988-1991: Voortgangsrapportage*, Tweede Kamer 1987-1988, 20202, nrs. 1-2.
- Roorda van Eysinga, J. P. N. L., De opname van fluoride door de wortel en de gevolgen daarvan door diverse gewassen, in het bijzonder fnesia, Proefschrift Landbouwhogeschool, *Verlagen van Landbouwkundige Onderzoeken* 821, Wageningen, Pudoc, 1974.
- Temmerman, L. O. de, J. R. Istaas, M. Hoenig, S. Dupire, G. Ledent, Y. van Elsen, H. Baeten en A. de Meijer, Onderzoek naar de „normale” gehalten aan spoorelementen in een aantal Belgische bodems als basis voor de detectie en het onderzoek van bodemvervuiling, *Landbouwtijdschrift* 35 (1982) 1883-1911.
- Toor, C. H. van, en C. W. J. M. van der Vleuten (samenstellers), *Rapport van onderzoek naar de gehalten aan cadmium, koper, lood en zink in de Nederlandse landbouwgronden*, Oosterbeek, Bedrijfslaboratorium voor Gronden Gewasonderzoek, 1990.

Wiersma, D., B.J. van Goor en N. G. van der Veen, Inventarisatie van cadmium,  
lood, kwik en arseen in Nederlandse gewassen en bijbehorende gronden,  
*Rapport 8-85*, Haren, Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, 1985.

Wijk, A. L. M. van, en J. Beuving. Relative density: a characterization of the  
degree of compaction of soils, *Zeitschrift für Vegetationstechnik* 7 (1984)  
90-94.