

Extract van het rapport, Geostatistische analyse en kartering van chroom, koper, kwik en nikkel in de bodems van Vlaanderen, betreffende gehanteerde werkwijze en resultaten voor de achtergrondwaardenkaarten

**SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER**



**OVAM publicatie
gebaseerd op
Geostatistische analyse
en katering van chroom,
koper, kwik en nikkel in de
bodems van Vlaanderen
juni 2006 MSc. Meclit
Tariku & Prof. Dr. Ir. Marc
Van Meirvenne Prof. Dr. Ir.
Filip Tack**



Documentbeschrijving

1. *Titel publicatie*

OVAM publicatie gebaseerd op Geostatistische analyse en katering van chroom, koper, kwik en nikkel in de bodems van Vlaanderen juni 2006 MSc. Meklit Tariku & Prof. Dr. Ir. Marc Van Meirvenne Prof. Dr. Ir. Filip Tack

2. *Verantwoordelijke Uitgever*

Danny Wille, OVAM, Stationsstraat 110, 2800 Mechelen

3. *Wettelijk Depot nummer*

4. *Aantal bladzijden*

51

5. *Aantal tabellen en figuren*

6. *Prijs**

7. *Datum Publicatie*

8. *Trefwoorden*

9. *Samenvatting*

10. *Begeleidingsgroep en/of auteur*

11. *Contactperso(n)en*

12. *Andere titels over dit onderwerp*

Gegevens uit dit document mag u overnemen mits duidelijke bronvermelding.

De meeste OVAM-publicaties kunt u raadplegen en/of downloaden op de OVAM-website: <http://www.ovam.be>

Inhoudstafel

1	Inleiding	7
2	Materialen en methoden	9
2.1	Vorbereidende stappen	9
2.2	Analytische procedure	9
2.2.1	Verkennde analyse	9
2.2.2	Geostatistische kartering	9
2.2.3	Identificatie van de achtergrondconcentratie	14
3	Resultaten	17
3.1	Chroom	17
3.1.1	Alle gegevens	17
3.1.2	Achtergrondconcentraties voor Cr	20
3.2	Koper	23
3.2.1	Alle gegevens	23
3.2.2	Achtergrondconcentraties voor Cu	26
3.3	Kwik	28
3.3.1	Alle gegevens	28
3.3.2	Achtergrondconcentraties voor Hg	31
3.4	Nikkel	36
3.4.1	Alle gegevens	36
3.4.2	Achtergrondconcentraties voor Ni	39
4	Algemeen besluit	43
Bijlage 1:	Lijst van tabellen	45
Bijlage 2:	Lijst van figuren	47
Bijlage 3:	Bibliografie	49
Bijlage 4:		51

1 Inleiding

OVAM, de Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse Gewest, ontwikkelt sinds verscheidene jaren een databank met gegevens over de concentraties aan zware metalen in de Vlaamse bodems.

Om op basis van deze puntgegevens uitspraken te kunnen doen omtrent concentratieniveaus in gebieden, dienen de gegevens op passende wijze verwerkt te worden. Geostatistiek is hiertoe geëigend waarbij de structuur van de ruimtelijke autocorrelatie wordt onderzocht en berekend aan de hand van ruimtelijk geoptimaliseerde gewichten voor nabij gelegen metingen (Goovaerts, 1999).

Deze procedure werd voor de bovenste 50 cm van de Vlaamse bodems uitgevoerd via een samenwerkingsverband tussen OVAM en twee vakgroepen aan de faculteit Bio-ingenieurswetenschappen van de Universiteit Gent getiteld "Geostatistische analyse en kartering van cadmium, zink, lood en arseen in de bodems van Vlaanderen".

De volgende onderzoeken en resultaten worden hierbij voorgesteld:

- Een overzichtskaart van de ruimtelijke spreiding van de concentratie van cadmium (Cd), arseen (As), lood (Pb) en zink (Zn) in de bovenste 50 cm van de bodems van Vlaanderen;
- Een probabiliteitskaart die de waarschijnlijkheid weergeeft om een kritische drempelwaarde voor de concentratie van elk van de onderzochte zware metalen te overschrijden;
- Een onderzoek naar de achtergrondconcentraties ("baseline") voor de vier onderzochte zware metalen in Vlaanderen;
- Overzichtskaarten met deze achtergrondconcentraties in Vlaanderen.

2 Materialen en methoden

2.1 Voorbereidende stappen

Een uitgebreide databank met gegevens over de concentraties aan Cr, Cu, Hg en Ni in de bodems van Vlaanderen werd door OVAM ter beschikking gesteld voor het onderzoek. Elk van de metingen werd georeferereerd met behulp van de X, Y, en Z coördinaten. (Het betrof ruimtelijke coördinaten volgens de Lambert projectie '72 van een boring, waarbij X en Y uitgedrukt zijn in km en Z de hoogte is van het maaiveld in meter t.o.v. TAW). Daarnaast werden de bemonsteringsdatum, de boven- en ondergrens van de staalname ter beschikking gesteld.

De selectie van de te weerhouden metingen voor de analyse van de concentraties van de vier onderzochte zware metalen in de bovenste 50 cm van de bodem in Vlaanderen werd uitgevoerd op basis van de beschrijvende gegevens in de databank. Het gebruikte criterium was de bemonsteringsdiepte. Enkel de metingen waarvan de gemiddelde diepte binnen de bovenste 50 cm van de bodem viel en de bovengrens van de staalname niet dieper lag dan 20 cm, werden weerhouden. Dit laatste criterium werd opgelegd omdat bij een verontreiniging met zware metalen het overgrote deel van de vervuiling doorgaans bovenaan in de bodem geconcentreerd blijft. In het geval dat eenzelfde locatie op verschillende dagen bemonsterd werd, werden de meest recente metingen weerhouden.

2.2 Analytische procedure

2.2.1 Verkennende analyse

De weerhouden gegevens werden voor elk van de onderzochte elementen onderworpen aan een verkennende data-analyse. Naast het regionale gemiddelde en de spreiding van de gegevens ten opzichte van het gemiddelde werden eveneens de meest voorkomende waarden berekend. Vervolgens werden overzichtskaarten aangemaakt voor Vlaanderen om de meetpunten, de ruimtelijke spreiding en een regionale trend te visualiseren. Bovendien werden lokale extremen, ongewoon hoge of lage waarden in vergelijking met de waarden in de omgeving (Laslett en McBratney, 1990) gelokaliseerd met behulp van deze kaarten. In welbepaalde gevallen kan het aanvaardbaar zijn om deze metingen te verwijderen uit de dataset om instabiliteit bij de berekeningen te vermijden.

De beschrijvende informatie, verzameld gedurende het verkennende onderzoek, werd gebruikt om te beslissen welk geostatistisch model consistent is met de berekende parameters en tevens wetenschappelijk aanvaardbaar is als beschrijving van de ruimtelijke verdeling van de concentraties voor de verschillende onderzochte zware metalen.

2.2.2 Geostatistische kartering

De geostatistiek kent twee mogelijke benaderingen om een waarde van een niet-bemonsterde locatie te bepalen. Enerzijds is er de schatting en anderzijds de simulatie (Goovaerts, 2000). Beide technieken zijn gebaseerd op de kriging interpolatieprocedure die wat betreft de minimale schattingsvariantie de beste, lineaire zuivere voorspelling van de waarden bereikt (Chiles & Delfiner, 1999). Het verschil tussen beide technieken bestaat eruit dat de schatting tracht één "beste" voorspelling te bekomen voor elke locatie waarbij elke schatting onafhankelijk is van de naburige schattingen terwijl bij de simulatie de nadruk ligt op het reproduceren van de ruimtelijke variabiliteit door het berekenen van vele, even waarschijnlijke, realisaties van de onderliggende random functie.

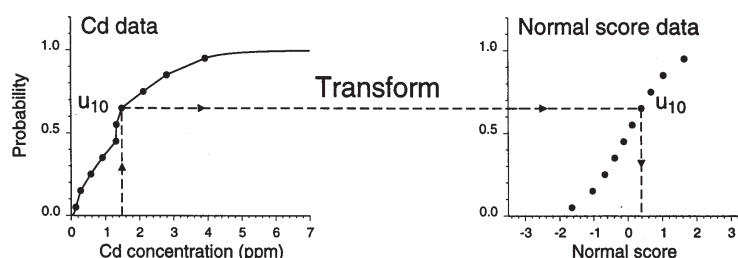
De gesimuleerde waarden voor elke locatie worden niet alleen bepaald op basis van de naburige, gemeten gegevens maar zijn ook afhankelijk van de gesimuleerde waarden van naburige, onbemonsterde punten. De op die wijze bekomen kaarten reproduceren daardoor beter het histogram en het variogram van de metingen. Als conclusie mag gesteld worden dat de kaarten bekomen met behulp van simulatietechnieken meer realistisch zijn dan de resultaten van de schattingstechnieken hoewel daarbij wel ingeboet wordt op het principe van “de beste voorspelling” voor individuele punten. Om deze beperking te compenseren worden simulaties herhaald net zoals Monte Carlo technieken die gebruikt worden bij proces simulaties en foutenpropagatie studies. De volledige set van simulaties maakt het mogelijk om een voorspelling te maken van de gemiddelde waarde in elk onbemonsterd punt samen met de verwachte verdeling. Dit laatste betekent eveneens dat bijkomende informatie afgeleid kan worden die niet beschikbaar is als enkel een geostatistische schatting wordt gemaakt, zoals de kans dat een kritische drempelwaarde overschreden wordt.

Eén van de belangrijkste nadelen van het kriging algoritme is de niet-uniforme vervlakking van de lokale variatie tijdens het minimaliseren van de lokale variantie (Goovaerts, 1999). Dit betekent dat kriging de lagere concentraties te hoog inschat en de hogere concentraties onderschat afhankelijk van de dichtheid van de waarnemingspunten in de omgeving. Deze vervlakking belemmert het doorgronden van de variabiliteit en de detectie van patronen van extreme waarden. Dit kan ook leiden tot artificiële patronen indien de gegevens ongelijkmatig verdeeld zijn. Bij de geostatistische schatting wordt de onzekerheid op de berekening bepaald aan de hand van de kriging variantie. Deze variantie, een parametrische maat voor de precisie van de interpolatie in vergelijking met de globale variantie, is echter niet geschikt om te gebruiken als een maat voor de lokale voorspellende precisie. Enkel de configuratie van de staalnamen rond de geschatte locatie wordt erdoor gecorreleerd met het algemene variogram.

De geostatistische simulatie maakt de bepaling van de onzekerheid niet alleen mogelijk voor iedere puntvoorspelling maar ook binnen gebieden door de onzekerheden in punten te combineren. De bepaling van een lokale variantie van de voorspelling is een belangrijk bijkomend beslissingsinstrument (Van Meirvenne en Goovaerts, 2001; Goovaerts, 1997b).

Op basis van deze argumentatie werd de simulatie techniek verkozen boven de schatting om de gegevens voor de concentraties aan zware metalen in de bodems van Vlaanderen te analyseren en beschrijven. Afhankelijk van de verdeling van de concentraties van het desbetreffende zware metaal werd één van de volgende varianten van deze techniek gebruikt: de Sequentiële Gaussiaanse Simulatie (SGS) of de Sequentiële Indicator Simulatie (SIS). Het SGS algoritme doorloopt een reeks opeenvolgende stappen (Fagroud & Van Meirvenne, 2002). De procedure is hierna beschreven en werd eveneens voorgesteld in de flow chart van Figuur 3.

- 1 De oorspronkelijke gegevens (Figuur 1) worden getransformeerd naar een normale score zodat het globale histogram een standaard normale (Gaussiaanse) verdeling met gemiddelde nul en standaard deviatie 1 vertoont;



Figuur 1: Voorbeeld van de transformatie van de oorspronkelijke z-waarden in normale scores (hier Cd concentraties)

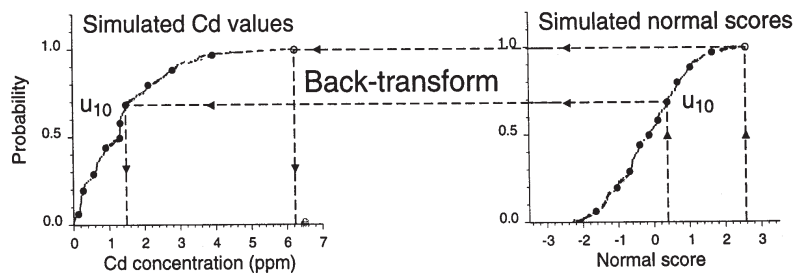
- 2 Het variogram van de bekomen normale scores wordt vervolgens gemodelleerd volgens:

$$\gamma(\mathbf{h}) = \frac{1}{2N(\mathbf{h})} \sum_{\alpha=1}^{N(\mathbf{h})} \{z(\mathbf{x}_{\alpha}) - z(\mathbf{x}_{\alpha} + \mathbf{h})\}^2$$

met: $\gamma(\mathbf{h})$ het variogram voor een afstandvector \mathbf{h} tussen de metingen $z(\mathbf{x}_{\alpha})$ en $z(\mathbf{x}_{\alpha} + \mathbf{h})$
 $N(\mathbf{h})$ het aantal koppels door \mathbf{h} gescheiden.

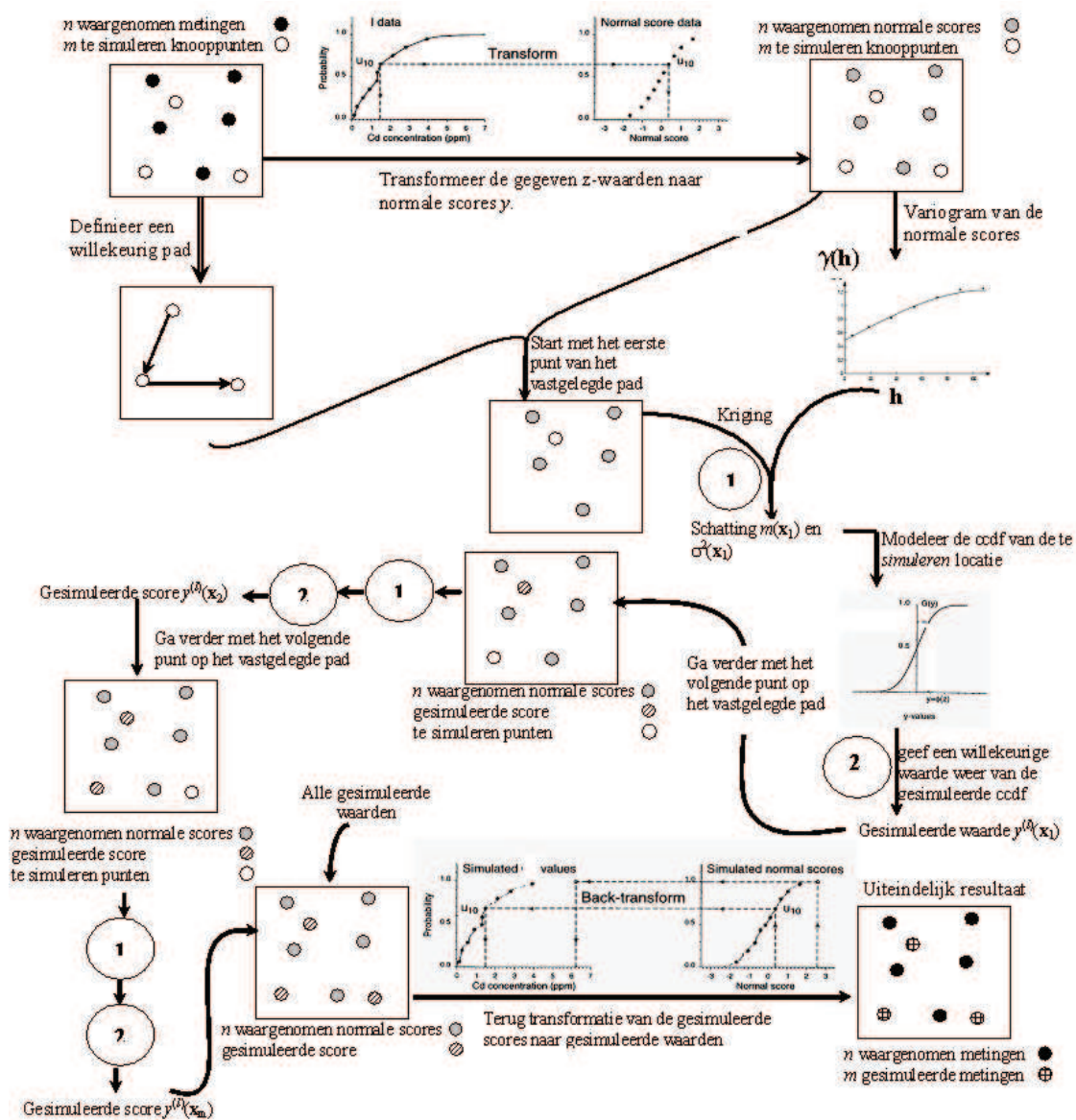
- 3 Doorloop L simulaties voor de genormaliseerde scores met de volgende procedure:
 - Bepaal een willekeurig pad waarbij elk van de m onbemonsterde punten telkens éénmalig berekend zal worden;
 - Schat voor elk van de onbemonsterde punten \mathbf{x}_0 de parameters (gemiddelde en variantie) van de conditionele cumulatieve distributiefunctie (ccdf) of 'posterior cdf' met behulp van "simple" kriging, die gebruik maakt van het gemiddelde (0) en het gemodelleerde variogram van de genormaliseerde scores (stap 1 in Figuur 3);
 - De gebruikte informatie voor elke berekening bestaat uit n naburige gegevens van zowel genormaliseerde effectieve metingen $y(\mathbf{x}_i)$ en $y^{(l)}(\mathbf{x}_0)$ waarden die gesimuleerd werden voor de eerder berekende locaties. Waarbij " l " het nummer van de realisatie is ($l = 1, \dots, L$);
 - Voeg uit deze ccdf een willekeurige waarde $y^{(l)}(\mathbf{x}_0)$ met behulp van een klassieke Monte Carlo techniek toe aan de gegevensset (stap 2 in Figuur 3);
 - Ga verder met de volgende locatie langs het willekeurige pad en herhaal de vorige twee stappen tot voor alle m onbemonsterde punten een waarde berekend werd;
 - Ga verder met de volgende simulatie door alle vorige stappen te herhalen totdat alle L realisaties doorlopen zijn.

- 4 De resultaten dienen teruggetransformeerd te worden naar de oorspronkelijke gegevensruimte door de inverse te gebruiken van de eerder toegepaste procedure $\phi(\cdot)$ waarmee de genormaliseerde scores berekend werden (Figuur 2). Zo worden uiteindelijk de y -waarden beschikbaar als concentraties van de desbetreffende zware metalen.



Figuur 2: Terugtransformatie van de gesimuleerde, normale scores naar de overeenkomende z-waarden

Elk van deze L simulaties is een realisatie van de onbekende ruimtelijke verdeling van de variabele Z . Voor elke pixel zorgen de L realisaties van de simulatie voor een set van waarden die gebruikt kan worden om de ccdf voor de pixel te berekenen. Van deze ccdf kunnen zowel het lokaal gemiddelde (E-type schatting) en de lokale variantie afgeleid worden als de waarschijnlijkheid om een kritische drempelwaarde z_c te overschrijden. De hieruit volgende probabiliteitskaarten werden vervolgens opgebouwd met behulp van de volgende legende en interpretatie:



Figuur 3: Verloop van de Sequentiële Gaussiaanse Simulatie

$\text{Prob}\{z(\mathbf{x}_0) > z_c\} \leq 0,2$: groen : waarschijnlijk $< z_c$

$0,2 < \text{Prob}\{z(\mathbf{x}_0) > z_c\} \leq 0,6$: grijs : geen uitspraak mogelijk omwille van te grote onzekerheid

$0,6 < \text{Prob}\{z(\mathbf{x}_0) > z_c\} < 0,8$: oranje : indicatie van toenadering tot z_c , maar grote onzekerheid

$\text{Prob}\{z(\mathbf{x}_0) > z_c\} \geq 0,8$: rood : waarschijnlijk $> z_c$

De sequentiële indicator simulatie (SIS) is een alternatief voor de SGS in omstandigheden waar een groot gedeelte van de gegevens onder de detectielimiet valt of waar de gegevens voor een groot gedeelte bestaan uit de waarde nul. Deze afwijkingen van de frequentiedistributies laten de normalisatie van de waarden die nodig is voor de sequentiële gaussische simulatie niet toe.

De SIS is een niet-parametrisch type van simulatie gebaseerd op een indicator codering van de waarden (Goovaerts, 1997). Er moet daarom gestart worden met de selectie van K drempelwaarden z_k . Voor elk van de drempelwaarden wordt de indicator van een meetwaarde op 1 ingesteld als het niveau van de veranderlijke gelijk of groter is dan de drempelwaarde. In het andere geval wordt de indicator voor de waarneming ingesteld op 0:

$$i(\mathbf{x}_\alpha; z_k) = \begin{cases} 1 & \text{if } z(\mathbf{x}_\alpha) \leq z_k \\ 0 & \text{otherwise} \end{cases} \quad k = 1, 2, \dots, K.$$

Met $i(\mathbf{x}_\alpha; z_k)$ de indicator van de waarneming $z(\mathbf{x}_\alpha)$ op basis van de drempelwaarde z_k . Aangezien er K drempelwaarden gedefinieerd zijn, wordt voor elk punt een vector van K indicator waarden opgebouwd.

Na het hercoderen van de gegevens in indicatoren wordt een indicator variogram berekend voor elke drempelwaarde met behulp van de volgende formule:

$$\gamma_I(\mathbf{h}; z_k) = \frac{1}{2N(\mathbf{h})} \sum_{\alpha=1}^{N(\mathbf{h})} \{i(\mathbf{x}_\alpha; z_k) - i(\mathbf{x}_\alpha + \mathbf{h}; z_k)\}^2$$

Met $Y(\mathbf{h}; z_k)$ de indicator van de waarneming z_k .

De simulatie verloopt daarna volgens dezelfde sequentiële procedure als de SGS voor de berekening bij elke drempelwaarde. De resultaten worden vervolgens gebruikt om de ccdf te bepalen en vervolgens de plaatselijke onzekerheid voor de berekende voorspelling van elke locatie (\mathbf{x}_0) (Van Meirvenne and Goovaerts, 2001):

$$[F(\mathbf{x}_0; z_k | (n))]^* = [i(\mathbf{x}_0; z_k)]^* = \sum_{\alpha=1}^{n(\mathbf{x}_0)} \lambda_{\alpha}(z_k) \cdot i(\mathbf{x}_{\alpha}; z_k)$$

$$[F(\mathbf{x}_0; z_k | (n))]^*$$

, de geschatte a posteriori waarschijnlijkheid, is belangrijk bij de bepaling van de waarschijnlijkheid om een kritische drempelwaarde te overschrijden. Deze waarde is daarom ook van kritisch belang bij de ontwikkeling van de probabiliteitskaart. De gewichten die $\lambda_{\alpha}(z_k)$ gebruikt dienen te worden bij de berekening van de geschatte a posteriori waarschijnlijkheid, worden bekomen door het oplossen van de volgende stelsel lineaire

vergelijkingen met behulp van een Lagrange vermenigvuldiger $\Psi(z_k)$ die specifiek is voor elke drempelwaarde.

$$\begin{cases} \sum_{\beta=1}^{n(\mathbf{x}_0)} \lambda_{\beta}(z_k) \gamma_I(\mathbf{x}_{\alpha} - \mathbf{x}_{\beta}; z_k) - \Psi(z_k) = \gamma_I(\mathbf{x}_{\alpha} - \mathbf{x}_0; z_k) & \forall \alpha = 1 \text{ to } n(\mathbf{x}_0) \\ \sum_{\beta=1}^{n(\mathbf{x}_0)} \lambda_{\beta}(z_k) = 1 \end{cases}$$

Veronderstel dat een kritische drempelwaarde z_c beschikbaar is voor de evaluatie van de veranderlijke Z, dan wordt de waarschijnlijkheid dat op elke locatie deze waarde overschreden wordt, uitgedrukt met de volgende formule:

$$\text{Prob}\{Z(\mathbf{x}_0) > z_c | (n)\} = 1 - F(\mathbf{x}_0; z_c | (n))$$

De meest waarschijnlijke Z-waarde ($z_E^*(\mathbf{x}_0)$) voor elke locatie \mathbf{x}_0 , de E-type, wordt dan berekend door de lokale ccdf te integreren:

$$z_E^*(\mathbf{x}_0) = \int_{-\infty}^{+\infty} z \, dF(\mathbf{x}_0; z | (n))$$

Schattingen werden slechts weerhouden indien een minimum van 4 observatiepunten in de directe omgeving beschikbaar waren. Vandaar dat wegens een té beperkt aantal beschikbare meetpunten de Voerstreek niet in kaart kon gebracht worden.

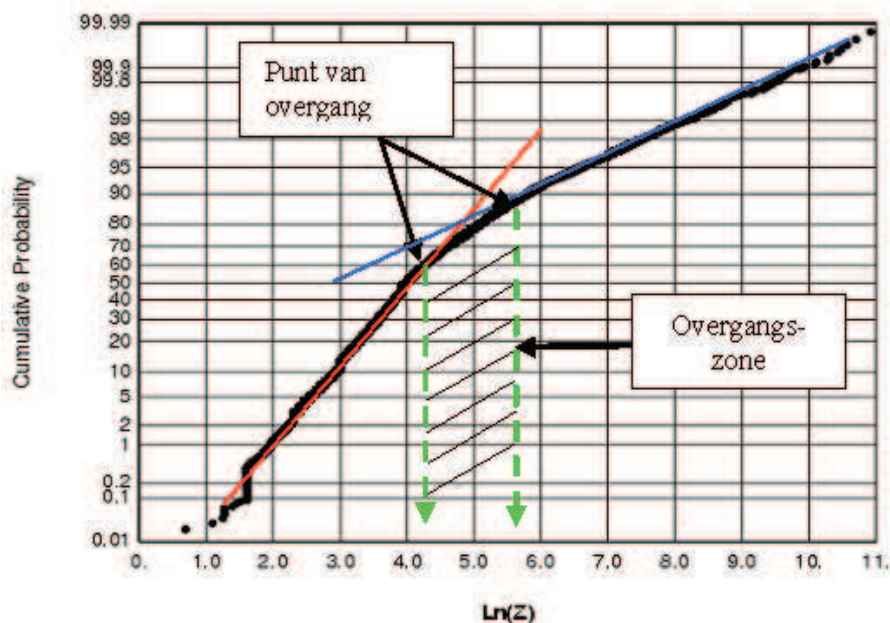
2.2.3 Identificatie van de achtergrondconcentratie

De concentratie aan metalen in een bodem is het samengestelde resultaat van de geochemische achtergrondconcentratie en de antropogene input. Lark (2002) definieerde de achtergrondconcentratie als het continue achtergrondniveau van een element dat bestaat uit de oorspronkelijke metaal concentratie in het moedermateriaal en de diffuse vervuillingsbron.

Omwille van de dynamiek in de bodem en antropogene invloeden is het moeilijk om de echte, natuurlijke achtergrondconcentraties terug te vinden. In de loop der tijd waren er addities en verliezen. Natuurlijke en antropogene deposities gebeurden via lucht en water en zorgden voor diffuse vervuiling terwijl verliezen optraden door percolatie en/of biologische of chemische decompositie of door de formatie van complexen. Het is echter mogelijk een schatting te maken van het concentratiebereik van het achtergrondniveau zodat als referentiewaarde, een gemiddeld niveau van de contaminant in het gebied kan gebruikt worden. Deze achtergrondconcentratie ("baseline") verwijst derhalve naar het concentratiebereik dat over het algemeen teruggevonden wordt in het merendeel van het studiegebied (Tack, 1997). Dit betekent dat het niet noodzakelijk het "natuurlijke" (geochemische) achtergrondniveau is (Kabata-Pendias and Pendias, 1984).

Een probabiliteitsplot is een grafiek die gebruikt kan worden om de vorm van de verdelingsfunctie visueel te controleren. De gegevens worden weergegeven volgens een schaal die de cumulatieve verdeling als een rechte lijn zou weergeven indien deze zich volgens de normale verdeling ontwikkelt. Een afwijking van deze rechte lijn duidt op een afwijking in de normale verdeling en kan een aanduiding zijn van de aanwezigheid van een andere verdeling binnen de gegevensset (Chambers et al, 1983).

In de veronderstelling dat de achtergrondconcentraties normaal verdeeld zijn, is het mogelijk om de achtergrondgegevens af te splitsen van de gegevens afkomstig uit gecontamineerde zones met hogere concentratie door het bepalen van de concentratie waarbij de laagst mogelijke scheefheid van de verdeling met de waarnemingen van de lagere concentraties wordt berekend voor de zone waar de afwijking in de lineariteit wordt vastgesteld (Fleischhauer en Korte, 1990) (Figuur 4).



Figuur 4: Normaal probabiliteitsplot met weergave van de overgang tussen lineaire verbanden als scheiding van verschillende verdelingen

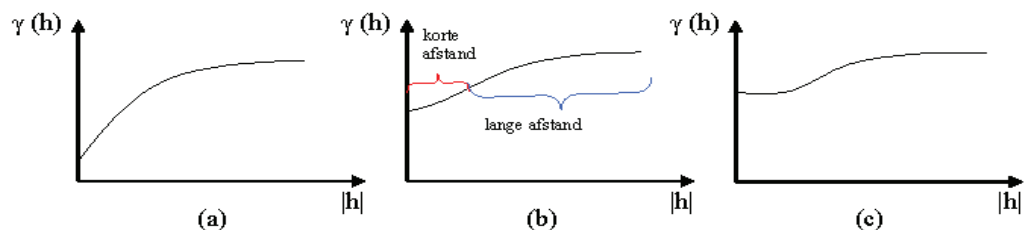
In sommige omstandigheden zal de hiervoor beschreven procedure niet voldoende zijn om de verschillende verdelingen te kunnen onderscheiden voornamelijk omwille van een sterke overlap van het concentratiebereik van de achtergrondconcentraties en de gegevens van vervuilde sites. Door de geleidelijke overgang van de ene naar de andere verdeling wordt de normale verdeling van de achtergrondconcentratie scheef getrokken. In de veronderstelling dat het bereik van de achtergrondconcentratie overeenkomt met het bereik van de meest teruggevonden concentraties in het merendeel van het studiegebied, mag verondersteld worden dat er een

sterke ruimtelijke autocorrelatie bestaat tussen metingen op korte afstand van elkaar. Daarom kan als alternatief de evolutie van de ruimtelijke autocorrelatie op de korte afstand gebruikt worden om het bereik van de achtergrondconcentraties te bepalen.

Het is mogelijk dat de ruimtelijke structuur die bestaat binnen de achtergrondconcentraties, gedeeltelijk of zelfs volledige gemaskeerd is door de gegevens van de vervuiling (Lark, 2002). Om het effect van deze maskering te vermijden, dienen de hogere waarden veroorzaakt door de vervuiling structureel uit de analyse verwijderd te worden. We dienen daarom een gedeeltelijke gegevensset te gebruiken die enkel de gegevens van de lagere concentraties en deze van de overlapzone tussen de verdelingen bevat. Zo zullen op basis van het probabiliteitsplot van Figuur 4 alle gegevens tot aan het beginpunt van de afwijkende, verdeling geselecteerd worden tussen de waarden van $\ln(Z) = 0$ tot $\ln(Z) = 6$.

De ontwikkeling van de ruimtelijke correlatie op de korte afstand voor de gedeeltelijke gegevensset wordt gerealiseerd door met een drempelwaarde voor een indicator de overgangszone gradueel te doorlopen. Gedurende deze studie werd vastgesteld dat er op de korte afstand een sterke correlatie optreedt die verklaard wordt door de aanwezigheid van de achtergrondconcentratie. (Figuur 5a).

Deze correlatie begint te dalen vanaf het afscheidingspunt van de achtergrondconcentratie en het concentratiebereik van de vervuiling (Figuur 5b). Wanneer een belangrijker aandeel van de gegevens uit vervuilde zones gemixt wordt met de gegevens van de achtergrondconcentratie vakt de correlatie verder uit tot deze uiteindelijk niet meer is dan een nugget effect (Figuur 5c) wat zou duiden op de afwezigheid van een ruimtelijke correlatie tussen metingen op korte afstand. Deze schijnbare afwezigheid is het resultaat van een onderbreking van de bestaande ruimtelijke correlatie van de achtergrondconcentratie door de bijkomende, hogere concentraties die niet gecorreleerd zijn met hun omgeving.



Figuur 5: Evolutie van de ruimtelijke structuur op de korte afstand (zie tekst)

Daardoor is het mogelijk om de informatie van de indicator variogrammen te gebruiken bij de bepaling van het concentratiebereik van de achtergrondwaarden door de bovengrens van het bereik in te stellen op de drempelwaarde waarna er een daling optreedt van de ruimtelijke correlatie op de korte afstand.

3 Resultaten

3.1 Chroom

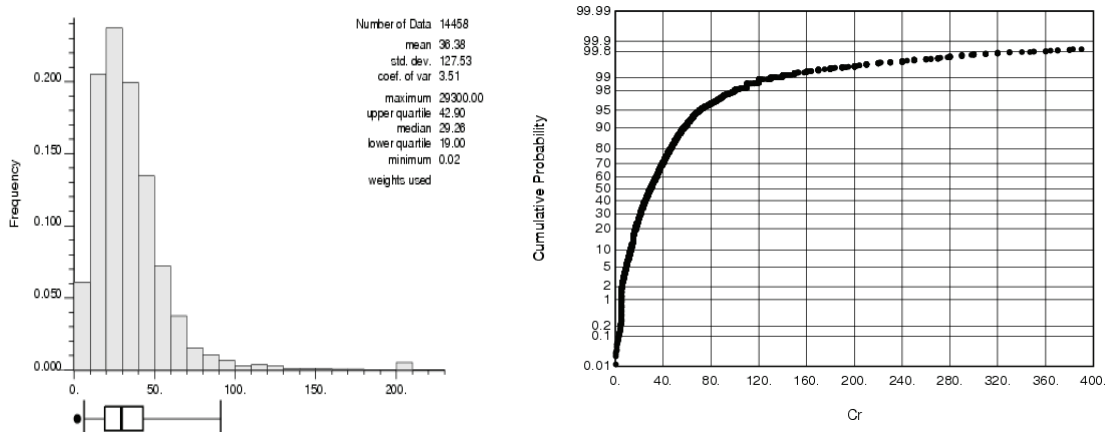
3.1.1 Alle gegevens

In de periode van 1991 tot 2005 werden in totaal 56.190 Chroom metingen opgetekend door OVAM. Uit deze gegevensbank werden 14.458 analyses weerhouden voor de analyse van de ruimtelijke spreiding van de Cr concentraties in de bovenste 50 cm van de bodems van Vlaanderen.

3.1.1.1 Verkennende data analyse

Cr concentraties komen voor tussen 0 en 50 mg/kg algemeen in het noordelijke gedeelte van Vlaanderen. In het zuidelijke gedeelte van Vlaanderen vallen de meeste Cr concentraties in het bereik van 50 tot 100 mg/kg. Chroom concentraties hoger dan 100 mg/kg zijn erg plaatsgebonden en komen voor rond Antwerpen en Gent. Metingen van meer dan 130 mg/kg zijn erg sporadisch en zijn uitgesproken puntmetingen.

Het regionale gemiddelde van de Cr concentraties in Vlaanderen bedraagt 36,38 mg/kg. De gegevens bestrijken een breed bereik van 0,02 tot 29.300 mg/kg waarvan 99 % van de concentraties valt onder de 130 mg/kg en meer dan 75 % hoger is dan 43 mg/kg (Figuur 6). Hieruit valt af te leiden dat de Cr concentraties een scheve verdeling heeft.



Figuur 6: Histogram en probabiileitsplot van de 14.458 weerhouden Cr metingen

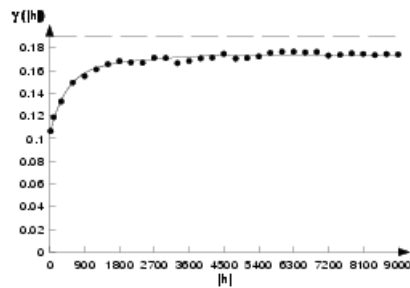
De kritische drempelwaarden vastgelegd in de Vlaamse legislatuur zijn (Vlarebo, 1996):

- 2 mg/kg voor natuurgebieden en landbouwgebieden;
- 6 mg/kg voor woongebieden;
- 15 mg/kg voor recreatie zones;
- 30 mg/kg voor industriële gebieden.

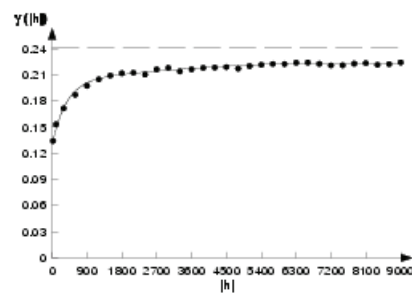
3.1.1.2 Simulatie

De keuze van de simulatietechniek die gebruikt wordt voor de analyse wordt in hoge mate bepaald door de verdeling van de waarnemingen. Omdat de verdeling van de Chroom gegevensbank sterk bepaald wordt door de lage concentraties, wordt de analyse uitgevoerd met de SIS procedure en indicator drempelwaarden. Waarom werden 10 drempelwaarden (19, 25, 30, 40, 53, 70, 100, 130, 300 en 500 mg/kg) gekozen om de Cr analyseresultaten op te delen in discrete intervallen. Na het hercoderen werden variogrammen berekend voor elk van de drempelwaarden (Figuur 7).

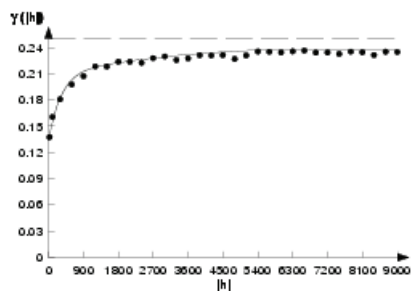
Variable: 19 ppm
Gamma(h): 0.104 + 0.058 Exp.1300 (h) + 0.012 Sph.5500 (h)



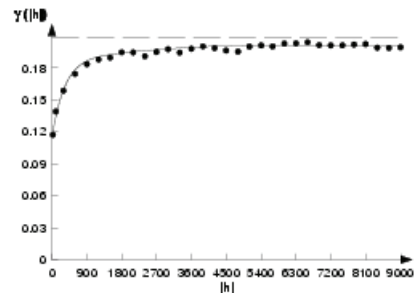
Variable: 25 ppm
Gamma(h): 0.13 + 0.073 Exp.1100 (h) + 0.02 Sph.7000 (h)



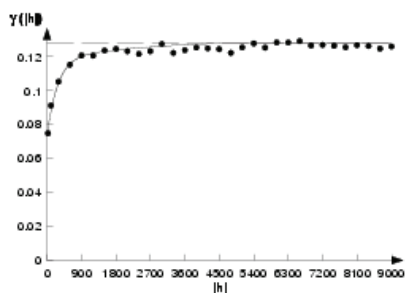
Variable: 30 ppm
Gamma(h): 0.134 + 0.078 Exp.1000 (h) + 0.025 Sph.6000 (h)



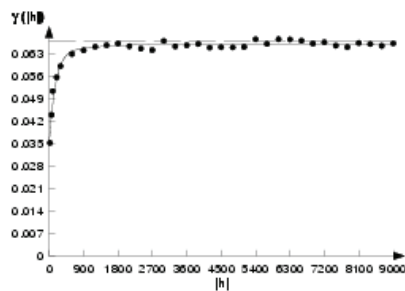
Variable: 40 ppm
Gamma(h): 0.115 + 0.073 Exp.990 (h) + 0.013 Sph.5220 (h)



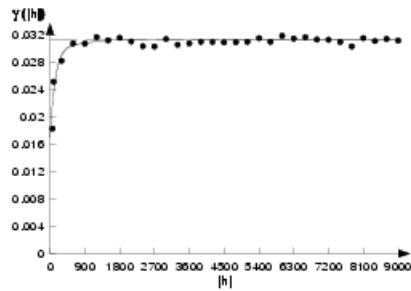
Variable: 53 ppm
Gamma(h): 0.074 + 0.046 Exp.850 (h) + 0.008 Sph.5000 (h)



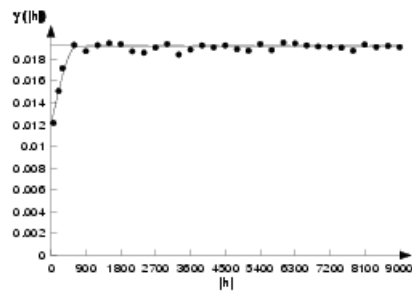
Variable: 70 ppm
Gamma(h): 0.035 + 0.029 Exp.500 (h) + 0.0021 Sph.3000 (h)



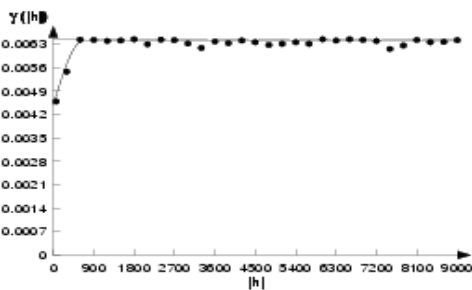
Variable: 100 ppm
 $\Gamma(h) = 0.017 + 0.0132 \text{Exp.}400(h) + 0.0011 \text{Sph.}2100(h)$



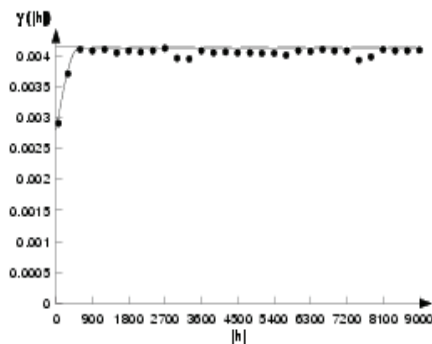
Variable: 130 ppm
 $\Gamma(h) = 0.012 + 0.0072 \text{Sph.}670(h)$



Variable: 300 ppm
 $\Gamma(h) = 0.0045 + 0.00189 \text{Sph.}650(h)$



Variable: 500 ppm
 $\Gamma(h) = 0.0028 + 0.0013 \text{Sph.}540(h)$



Figuur 7 Indicator variogrammen voor de tien drempelwaarden van de Cr concentraties

De variogrammen tonen aan dat de hogere Cr concentraties (≥ 130 mg/kg) slechts op korte afstand een ruimtelijke correlatie vertonen. In tegenstelling tot de Cr concentraties beneden de 100 mg/kg die ruimtelijke correlaties vertonen op de korte en de lange afstand. De parameters van de indicator variogrammen werden gebruikt voor het genereren van 500 realisaties. De voorspelde Cr concentraties en de bijhorende schattingonzekerheden, weergegeven in de vorm van de voorwaardelijke standaardafwijking werden op basis van deze 500 realisaties berekend.

3.1.1.3 Validatie

Naast het probabiliteitsplot, dat het niveau van de onzekerheid aangeeft waarmee een bepaalde drempelwaarde overschreden wordt, werden eveneens validatie indexen berekend (Tabel 1) voor de laagste saneringsnorm van 130 mg/kg Cr voor Vlaanderen (Heymann & Smout, 2001).

Gemeten gegevens	Aantal gegevens	Voorspelde gegevens	
		Correct (%)	Fout (%)
Cr < 130 mg/kg	14.147	99	1
Cr ≥ 130 mg/kg	311	40	60
Totaal	14.458		

Tabel 1: Validatie van de Cr schattingen

3.1.1.4 Discussie

De voorspelde Cr concentraties voor het Vlaamse Gewest tonen aan dat er in het grootste gedeelte van het grondgebied geen probleem is met Cr vervuiling aangezien de Cr concentraties onder de laagste saneringsnorm van Vlaanderen blijven. Desondanks zijn er toch enkele gebieden waar de chroom-concentraties de kritische drempelwaarde van 130 mg/kg bereiken, zoals in Zaventem, Itegem, Edegem, Puurs en Mortsel. De probabiliteitskaart geeft bovendien aan dat er in deze zones een kans is van minstens 80 % dat de Cr concentraties deze 130 mg/kg drempelwaarde zal bereiken of overschrijden.

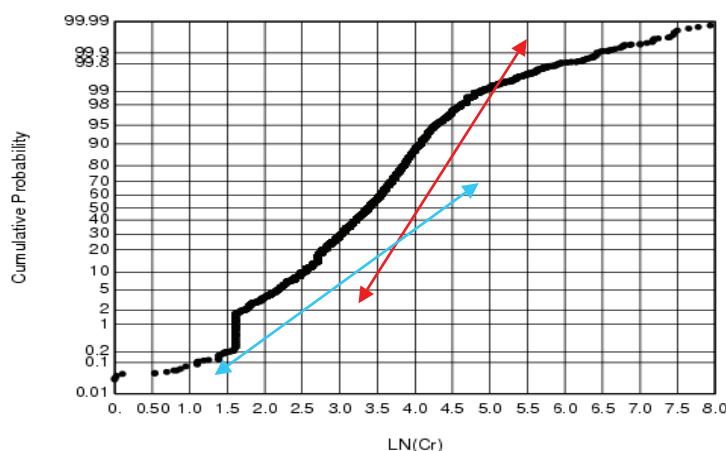
Wat de ruimtelijke spreiding van de verhoogde Cr concentraties betreft, blijkt duidelijk uit zowel de algemene als de probabiliteitskaart dat deze eerder voorkomen als zeldzame puntgebeurtenissen. Daardoor kan de ruimtelijke correlatie van deze hoge Cr concentraties niet gemodelleerd worden. Als een gevolg daarvan worden de hogere Cr concentraties te laag ingeschat (Tabel 1). Omwille van de onderschatting van de hogere Cr concentraties is het aangewezen om meer stalen te analyseren in de grijs gemerkte gebieden op de kaart.

Voor de Cr concentraties onder de 75 mg/kg blijkt er een correlatie te bestaan met de bodemtextuur. Het zuidelijke gedeelte van Vlaanderen, dat daar gedomineerd wordt door lemige bodems, vertoont enigszins hogere Cr concentraties in vergelijking met de noordelijk gelegen zandbodems. Dit kan het gevolg zijn van oorspronkelijk verschillende Cr concentraties in het moedermateriaal of van verschillen in de snelheid van de uitloging van het aanwezige Cr.

3.1.2 Achtergrondconcentraties voor Cr

3.1.2.1 Gegevensselectie

De probabiliteitsplot (Figuur 8) van de log-getransformeerde gegevens vertoont duidelijk verschillende afwijkingen van de lineaire curve. De eerste afwijking, die optreedt rond $\ln(\text{Cr}) = 1,6$ is het gevolg van de aanwezigheid van metingen onder de detectielimiet van 5 mg/kg voor Cr. De tweede verandering treedt op bij een $\ln(\text{Cr})$ waarde tussen 2,5 en 3. De bijhorende Cr concentraties, die lopen van 12,2 tot 20,1 mg/kg, geven de overgang aan tussen de achtergrondwaarden en de gegevens van vervuilde zones.

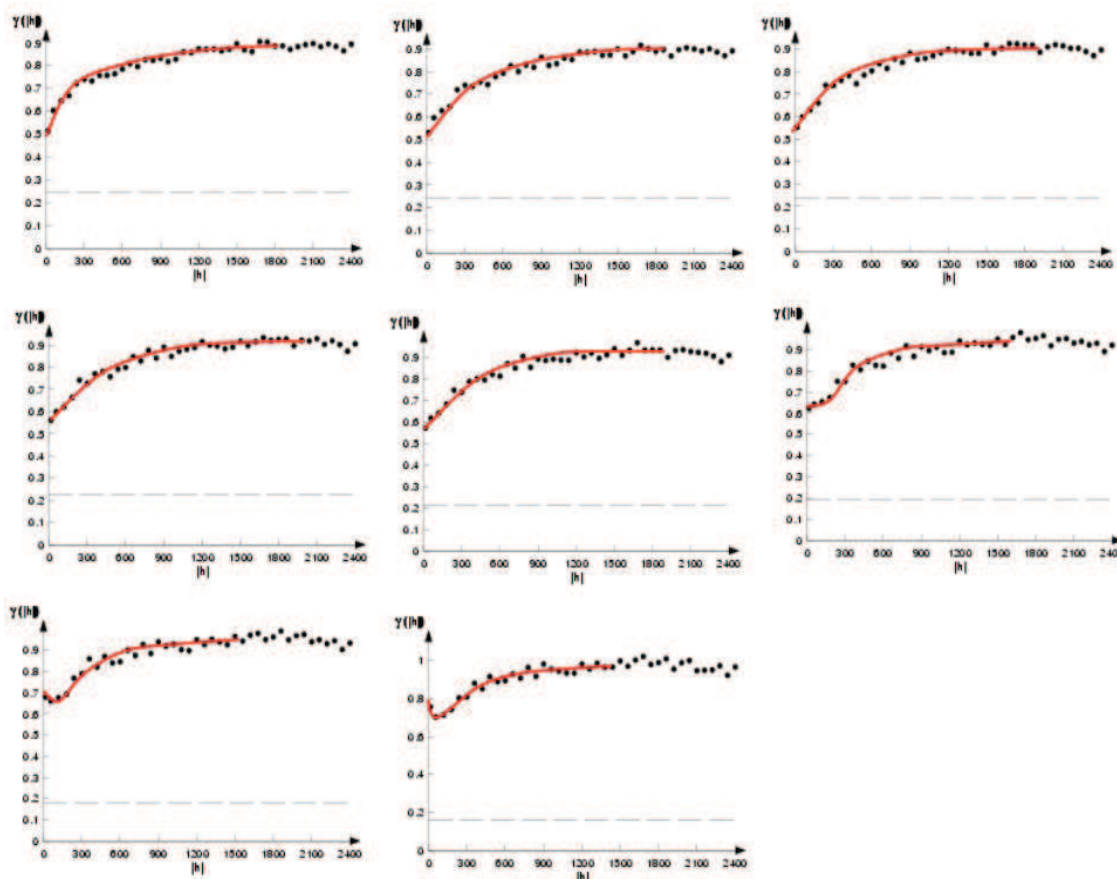


Figuur 8: Drempelwaarden voor Cr bepaald op basis van de overgang tussen verschillende verdedigen

Om de bovengrens van de achtergrondwaarden te bepalen, wordt het punt met de kleinste scheefheid binnen de afwijkende zone opgezocht door progressief steeds de hogere Cr

concentraties te schrappen. Het punt met de kleinste scheefheid werd echter ver buiten het concentratie-interval van de afwijking gevonden bij een Cr concentratie van 43 mg/kg ($\ln(\text{Cr}) = 3,8$). Daarom werd de ruimtelijke correlatie geëvalueerd met behulp van indicator-variogrammen om uiteindelijk het bereik van de achtergrondwaarden vast te leggen.

De metingen met Cr concentraties tot maximaal 90,4 mg/kg (d.i. $\ln(\text{Cr}) = 4,5$) werden gebruikt om 8 indicator variogrammen op te bouwen met als kritische drempelwaarden 30, 32, 34, 36, 38, 40, 42 en 45 mg/kg (Figuur 9). Concentraties boven 90,4 mg/kg werden uitgesloten van deze ruimtelijke correlatieanalyse omwille van de duidelijke breuk in het lineaire verloop die te zien is op de probabiliteitsplot.



Figuur 9: De evolutie van de ruimtelijke correlatie op de korte en lange afstand voor drempelwaarden ter waarde van: 30, 32, 34,36,38,40,42,45 mg/kg.

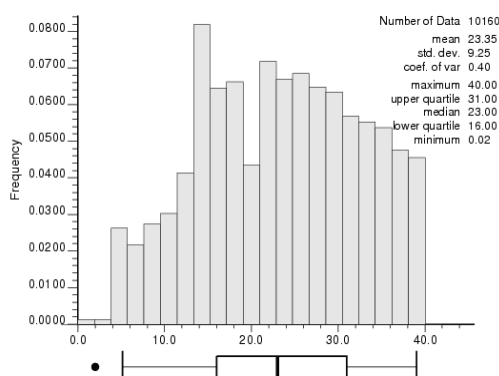
Vanaf een concentratie van 40 mg/kg wordt een daling in de ruimtelijke correlatie op de korte afstand (300 m) opgemerkt terwijl duidelijk de lange afstandscorrelatie blijft bestaan. Bij het verder verhogen van de drempelwaarde daalt de ruimtelijke correlatie steeds verder. Daarom wordt aangenomen dat Cr metingen van meer dan 40 mg/kg geen deel meer uitmaken van de populatie van de achtergrondconcentraties voor Cr.

3.1.2.2 Simulatie

Er zijn 10.160 Cr analyses waarvan de concentratie valt binnen het bereik van 0 tot 40 mg/kg.

De achtergrondconcentraties voor Cr blijven, in navolging van de algemene Cr concentraties, in het noordelijke gedeelte van Vlaanderen onder de 20 mg/kg. Het regionale gemiddelde voor de

achtergrondconcentraties voor Cr in de bovenste 50 cm van de bodems in Vlaanderen bedraagt 23,4 mg/kg met een standaardafwijking van 9,3 mg/kg (Figuur 10).



Figuur 10: Histogram voor de achtergrondconcentraties van Cr in Vlaanderen

De achtergrondconcentraties werden geanalyseerd met behulp van de SIS procedure. De gegevensbank van de achtergrondconcentraties voor Cr werd in discrete intervallen opgedeeld op basis van 5 drempelwaarden (20, 24, 30, 33, en 37 mg/kg) zodat opnieuw indicatorvariogrammen berekend konden worden. De parameters van de indicatorvariogrammen werden vervolgens gebruikt voor het genereren van 500 realisaties waaruit vervolgens de meest voorkomende Cr concentratie afgeleid wordt met de bijhorende voorwaardelijke standaardafwijking als schattingsonzekerheid.

3.1.2.3 Bespreking van de achtergrondconcentraties voor Cr

De resultaten van de analyse voor de achtergrondconcentraties voor Cr vertoont duidelijk lage achtergrondwaarden in het noordelijke, zanderige gedeelte van Vlaanderen terwijl een achtergrondconcentratie van boven de 30 mg/kg het meeste voorkomt in de lemige bodems van zuidelijk Vlaanderen. De voorwaardelijke standaardafwijking, te gebruiken als schattingsonzekerheid, blijft onder de 5 mg/kg behalve in de gebieden met erg beperkte staalnames. De achtergrondwaarden voor Cr in de bovenste 50 cm van de bodems van Vlaanderen kan echter voor het grootste gedeelte van het grondgebied met een hogere zekerheid voorspeld worden omwille van de lage standaardafwijking.

3.2 Koper

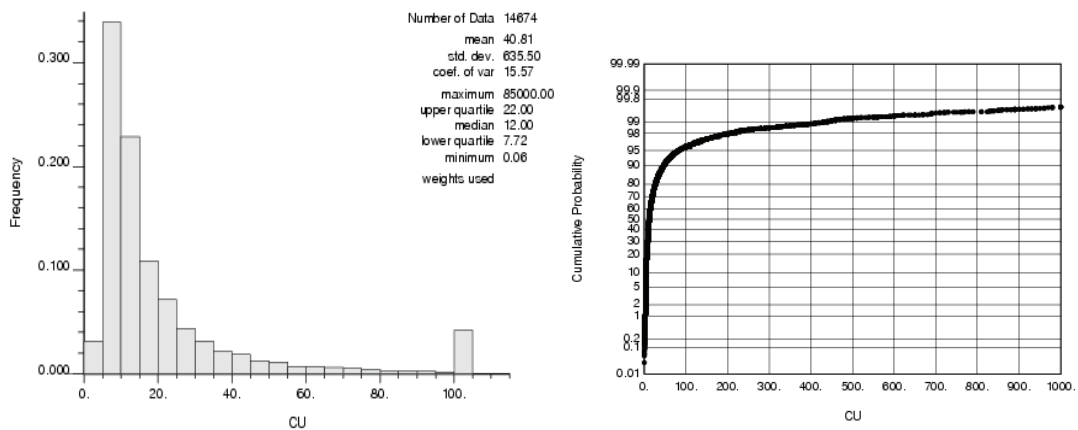
3.2.1 Alle gegevens

3.2.1.1 Verkennende data analyse

Tussen de jaren 1988 en 2005 werden door OVAM 56,406 Cu analyses verzameld. 14,674 van deze metingen waarvan de meting binnen de bovenste 50 cm van de bodem vallen, werden weerhouden voor de analyse van de Cu verspreiding in Vlaanderen.

Cu concentraties onder de 100 mg/kg vertonen een regionale spreiding die de aanwezigheid van een geologische depositie aantoont in de bodems van Vlaanderen. De concentraties van meer dan 100 mg/kg daarentegen zijn eerder plaatsgebonden wat duidt op een antropogene bijdrage in de Cu depositie.

Het histogram en het probabiliteitsplot, weergegeven in Figuur 11, werden gebruikt bij de verdere karakterisatie van de gegevens.



Figuur 11: Histogram en probabiliteitsplot van de 14.674 weerhouden Cu metingen

De regionale, gemiddelde Cu concentratie bedraagt 40,81mg/kg met een standaard afwijking die oploopt tot 635 mg/kg. De analyse gegevens hebben een bereik dat loopt van 0,06 tot 85.000 mg/kg waarbij 75 % van de concentraties niet hoger ligt dan 22 mg/kg. Dit verklaart de hoge waarde van de standaard afwijking. De meest voorkomende Cu concentratie bedraagt 5 mg/kg met een interkwartiel bereik van 14,28 mg/kg.

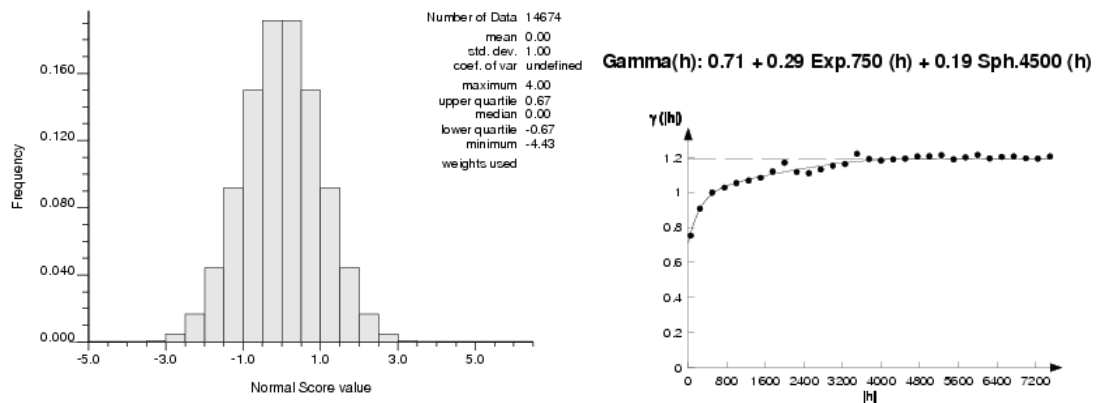
Aangezien slechts een beperkt aantal hoge Cu concentraties opgetekend werden, wordt een bijzonder scheve verdeling waargenomen. Om een verdeling te krijgen die dicht tegen de normale aanleunt, moet daarom eerst het natuurlijke logaritme genomen worden van de gegevens.

De Vlaamse saneringsnormen voor koper zijn de volgende: (Vlarebo, 1996):

- 200 mg/kg voor natuurgebieden en landbouwgebieden;
- 400 mg/kg voor woonzones;
- 500 voor recreatie gebieden;
- 800 voor industriezones.

3.2.1.2 Simulatie

De Cu gegevens bestaan voor het overgrote deel uit metingen met lage concentraties. 98 % van de waarnemingen in de gegevensbank bereikt de koper concentratie van 200 mg/kg niet. Een poging werd ondernomen om de gegevens te analyseren met behulp van het SIS algoritme. Indicatorvariogrammen werden berekend. De modelering toonde aan dat er een sterke ruimtelijke correlatie bestaat op zowel de korte afstand als de lange afstand voor de Cu concentraties tot 35 mg/kg. De ruimtelijke correlatie op de korte afstand neemt voor de hogere Cu concentraties zeer snel af en wordt herleidt tot een zuiver nugget effect vanaf 200 mg/kg. Deze waarde komt eveneens overeen met de laagste saneringsnorm voor Cu. Omwille van de slechte ruimtelijke correlatie van de hogere Cu concentraties, vertoont de overzichtkaart voor de Cu concentraties gesimuleerd met behulp van de SIS procedures een belangrijke onderschatting. De alternatieve simulatiemethode, de SGS procedure, berekent een globaal histogram en variogram voor de volledige gegevensset (Figuur 12). Met behulp van de parameters van het globale variogram werden 500 realisaties gegenereerd volgens de SGS procedures.



Figuur 12: Histogram (links) en variogram (rechts) voor de genormaliseerde Cu scores

De 500 realisaties werden gebruikt om een overzichtskaart op te stellen met de verdeling voor de Cu concentraties in de bovenste 50 cm van de bodems in Vlaanderen. Daarnaast werd eveneens een probabiltiteitskaart opgesteld die de kans weergeeft waarmee de laagste drempelwaarde van 200 mg/kg overschreden wordt.

3.2.1.3 Validatie

Naast het opmaken van de probabiltiteitskaart werd de precisie van de voorspelling verder aangetoond door een gedeelte van de gemeten waarden te vergelijken met de overeenkomende voorspelling (Tabel 2). 4183 punten werden willekeurig geselecteerd uit de gegevensset om te gebruiken bij deze validatie.

Gemeten gegevens	Aantal gegevens	Voorspelde gegevens	
		Correct (%)	Fout (%)
Cr < 200 mg/kg	4004	93	7
Cr ≥ 200 mg/kg	179	55	45
Totaal	4183		

Tabel 2: Validatie van de Cu schattingen

De voorspellingen van Cu concentraties beneden de 200 mg/kg (Tabel 2) zijn mogelijk met een hoge precisie. Hoewel de precisie veel lager blijkt te zijn voor de hogere Cu concentraties omwille van het beperkte aantal analyses binnen dit bereik, doet deze beperkte ruimtelijke correlatie geen afbreuk aan de waarde van de gesimuleerde kaarten omwille van het zeer beperkt aantal waarnemingen van Cu concentraties boven 200 mg/kg (minder dan 0.02 % van het totale aantal analyses).

3.2.1.4 Discussie

Er zijn witte zones op de overzichtskaart en de probabiltiteitskaart voor de voorspelling van de Cu concentraties aangezien geen voorspelling mogelijk was met een aanvaardbare accuraatheid voor deze gebieden. Hoewel het aantal waarnemingen dat gebruikt werd voor de analyse van de spreiding van de Cu concentraties niet lager ligt dan het aantal punten dat geanalyseerd werd voor de overige zware metalen, is de dekking voor Vlaanderen niet even uitgebreid omwille van de beperktere afstand waarvoor een voldoende hoge ruimtelijke correlatie kan aangetoond worden. De grootste afstand waarbinnen Cu concentraties nog onderlinge correlaties vertonen, werd bepaald op 4,5 km terwijl voor bijvoorbeeld Cr nog significante correlaties terug te vinden zijn over afstanden tot 7 km. De onderzoeksradius is daardoor in verhouding kleiner voor de Cu analyse en leid daardoor tot het ontbreken van voorspellingen in dun bemonsterde gebieden.

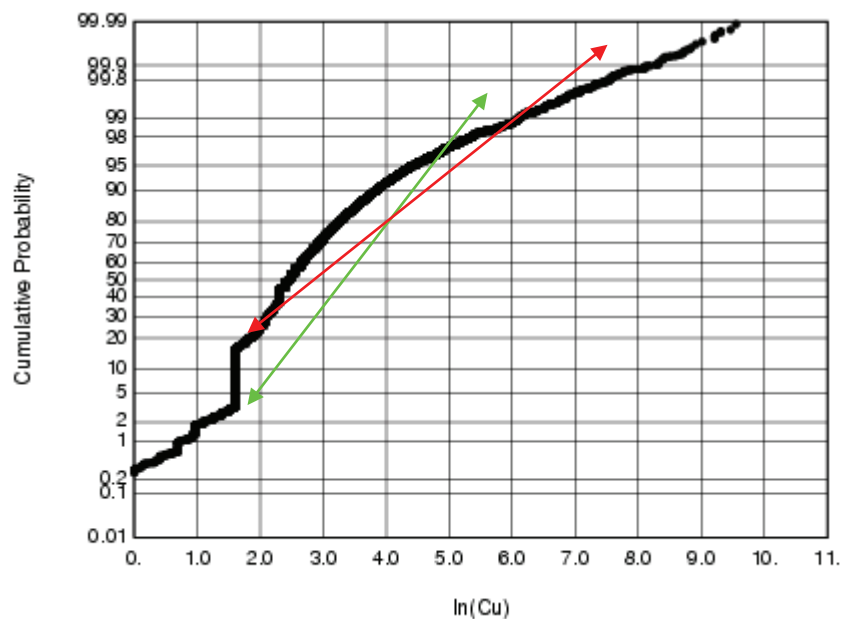
Op basis van de overzichtskaart en de probabiltiteitskaart blijkt dat de Cu concentraties in het merendeel van de bodems van Vlaanderen onder de laagste saneringsnorm van het gewest blijft. Dit betekent dat het grootste gedeelte van het grondgebied vrij is van Cu-verontreiniging. De overzichtskaart met de algemene spreiding voor Cu laat echter toch enkele gebieden zien met een indicatie van hogere Cu concentraties. Zo worden in de provincie Antwerpen rond Hoboken, Niel, Mortsel, Mechelen, Beers, Geel, Olen en Willebroek verhoogde Cu concentraties vastgesteld. Verder treden verhoogde Cu concentraties op in Limburg in de buurt van Lommel en Overpelt en in Oost-Vlaanderen in Kruibeke, Gent en Wondelgem. In West-Vlaanderen, tenslotte, zijn er verhoogde Cu waarnemingen in Mene en Wijtschate.

De eerste kritische saneringsnorm voor Cu, z_c , 200 mg/kg, werd gebruikt bij de aanmaak van de de probabiltiteitskaart. De enige locatie waar met een zekerheid van 60 tot 80 % de Cu concentratie deze drempelwaarde van 200 mg/kg ook effectief overschrijdt is in Mechelen. De grijze zones op de kaart zijn de gebieden waarvoor niet met voldoende zekerheid aangetoond kan worden dat er al dan niet verhoogde Cu concentraties voorkomen. Voor de groene zones op de kaart uiteindelijk kan gesteld worden dat er een lage kans (0 – 20 %) is op het overschrijden van de kritische drempelwaarde van 200 mg/kg.

3.2.2 Achtergrondconcentraties voor Cu

3.2.2.1 Gegevensselectie

Het bereik van de Cu concentraties die binnen de achtergrondconcentratie voor Vlaanderen vallen, werd bepaald met behulp van het probabiltiteitsplot (Figuur 13). De twee lineaire regressies in deze grafiek vertegenwoordigen verschillende populaties binnen de gegevensset. De grafiek vertegenwoordigen verschillende populaties binnen de gegevensset.



Figuur 13: Probabiltiteitsplot van Cu met weergave van de overgang tussen lineaire verbanden als scheiding van verschillende verdelingen

De eerste afwijking op het lineaire verloop werd vastgesteld bij $\ln(\text{Cu}) = 1.6$ wat overeenkomt met een Cu concentratie van 5 mg/kg. Deze analyses die onder de detectielimiet van koper vallen, vertegenwoordigen 3 % van de waarnemingen van de weerhouden gegevensbank. De tweede afwijking van het lineaire verloop treedt op bij $\ln(\text{Cu}) = 3$ (Bij een Cu concentratie van 20 mg/kg). Gebaseerd op de veronderstelling dat de achtergrondconcentratie een log-normale

verdeling heeft, wordt de bovengrens van dit concentratiebereik bepaald aan de hand van het punt waarbij de verdeling de laagste scheefheid bereikt (Tabel 3).

Cu (mg/kg)	ln (Cu)	Scheefheid
17	2.83	-0.057
19	2.94	-0.02
20	3.00	-0.009
22	3.09	0.02
25	3.22	0.057

Tabel 3: Ontwikkeling van de scheefheid voor de bepaling van de Cu achtergrondconcentraties voor de bovenste 50 cm van de bodems in Vlaanderen

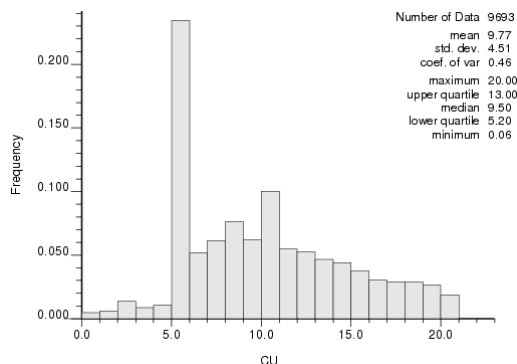
De laagste scheefheid van de verdeling werd bekomen bij een bovenste Cu concentratie voor de verdeling van 20 mg/kg. Dit resultaat werd vervolgens bevestigd door een studie van de evolutie van de ruimtelijke correlatie over de korte afstand bij toenemende drempelwaarden met behulp van indicatorvariogrammen. De gegevensbank met Cu concentraties tussen 0 en 90 mg/kg (begrensd bij $\ln(\text{Cu}) = 4,5$) werd gebruikt voor het modeleren van deze indicatorvariogrammen. De ruimtelijke correlatie op de korte afstand begint af te nemen van zodra de 20 mg/kg drempelwaarde bereikt wordt. Deze trend zet zich daarna steeds verder bij toenemende Cu concentraties, waardoor besloten kan worden dat de achtergrondwaarden een bereik hebben van 0 tot 20 mg/kg Cu.

3.2.2.2 Simulatie

Er werden 9693 Cu analyses weerhouden met een concentratie binnen het bereik van de geochemische achtergrondconcentraties tussen 0 en 20 mg/kg.

Er kon geen patroon uit de verdeling afgeleid worden voor de achtergrondconcentraties voor Cu in de bovenste 50 cm van de bodems van Vlaanderen op basis van de locatiekaart in **Fout: Bron van verwijzing niet gevonden**. Alle metingen vertoonden concentraties voor koper die over het hele grondgebied van Vlaanderen teruggevonden konden worden.

De gemiddelde achtergrondconcentratie voor Cu in de toplaag van de Vlaamse bodems bedraagt 9,77 mg/kg met een standaardafwijking van 4,51 mg/kg (opgetekend in Figuur 14).



Figuur 14: Histogram voor de achtergrondconcentraties van Cu in Vlaanderen

De 9693 observaties werden geanalyseerd volgens de SGS procedures. Met behulp van de parameters van het variogram dat berekend werd aan de hand van de normale waarden van de getransformeerde concentraties werden 500 realisatie berekend. Deze realisaties werden vervolgens herrekend om de voorspellingen van de achtergrondconcentraties voor Cu op de kaart te bekomen.

3.2.2.3 Bespreking van de achtergrondconcentraties voor Cu

Bij de vergelijking met de overzichtkaart voor de Cu concentraties in de toplaag van de Vlaamse Bodems valt op dat de kaart met de spreiding van de achtergrondconcentraties voor Cu grotere gebieden zonder voorspellingen vertoont. Deze gebieden zijn enerzijds het gevolg van het meer beperkte aantal Cu-metingen die gebruikt konden worden. En anderzijds vertonen de weerhouden Cu-metingen ook enkel een ruimtelijke correlatie op de korte afstand.

Als de spreiding zelf geëvalueerd wordt, blijkt dat het noordelijke gedeelte van Vlaanderen in het algemeen een lagere achtergrondconcentratie (< 12 mg/kg) vertoont in vergelijking met het zuidelijke gedeelte behalve in de nabijheid van Kruibeke, Lokeren, Sint-Amands en Gent. De voorwaardelijke standaardafwijking van de voorspellingen schommelt tussen 3 en 4 mg/kg voor voorspellingen lager dan 12 mg/kg en tussen 5 en 6 mg/kg voor voorspellingen tussen 12 en 20 mg/kg.

3.3 Kwik

3.3.1 Alle gegevens

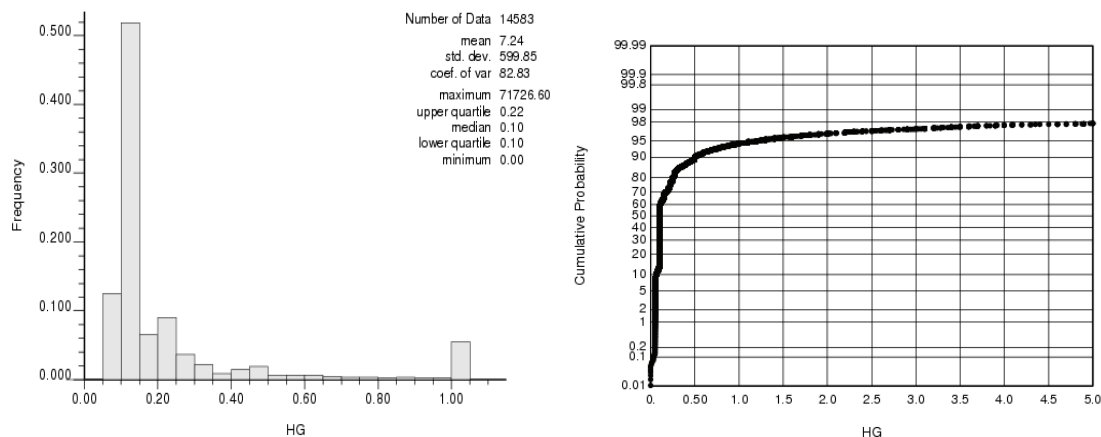
3.3.1.1 Verkennende data analyse

Van de 56.3399 Hg analyses waarvan de gegevens door OVAM verzameld werden in de periode van 1996 tot 2005, werden 14.583 stalen genomen uit de bovenste 50 cm van de bodems van Vlaanderen.

De meeste Hg waarnemingen vertonen een regionale spreiding met Hg-concentraties die variëren tussen 0 en 1 mg/kg. Metingen die oplopen tot 30 mg/kg worden sporadisch teruggevonden in de provincies Oost-Vlaanderen, Antwerpen en Vlaams-Brabant. Metingen die een Hg concentratie bereiken die hoger is dan 30 mg/kg zijn zeldzaam en mogen beschouwd worden als lokale uitschieters. Slechts op twee locaties, namelijk in Lokeren en Eeklo, werden Hg concentraties teruggevonden die hoger lagen dan 100 mg/kg.

Hoewel het concentratiebereik van de Hg metingen loopt van 0 tot 71.727 mg/kg, tonen zowel het histogram als het probabiliteitsplot (Figuur 15) dat 75 % van de metingen een maximale

waarde van 0,22 mg/kg Hg niet overschrijdt. Wanneer de Hg analyse tot 5 mg/kg bekeken worden, blijken deze zelfs tot 98 % van de gegevensbank te omvatten.



Figuur 15: Histogram en probabilliteitplot van de 14.583 weerhouden Hg metingen

Er werd slechts bij 151 observaties, ongeveer 1% van de gegevens, meer dan 10,9 mg/kg Hg vastgesteld. Met inbegrip van deze 151 metingen wordt een regionaal gemiddelde berekend van 7,2 mg/kg met een standaardafwijking van 600 mg/kg. Door deze 151 metingen te weren uit de analyse wordt het regionale gemiddelde teruggebracht tot 0,32 mg/kg met een standaardafwijking van niet meer dan 0,95 mg/kg.

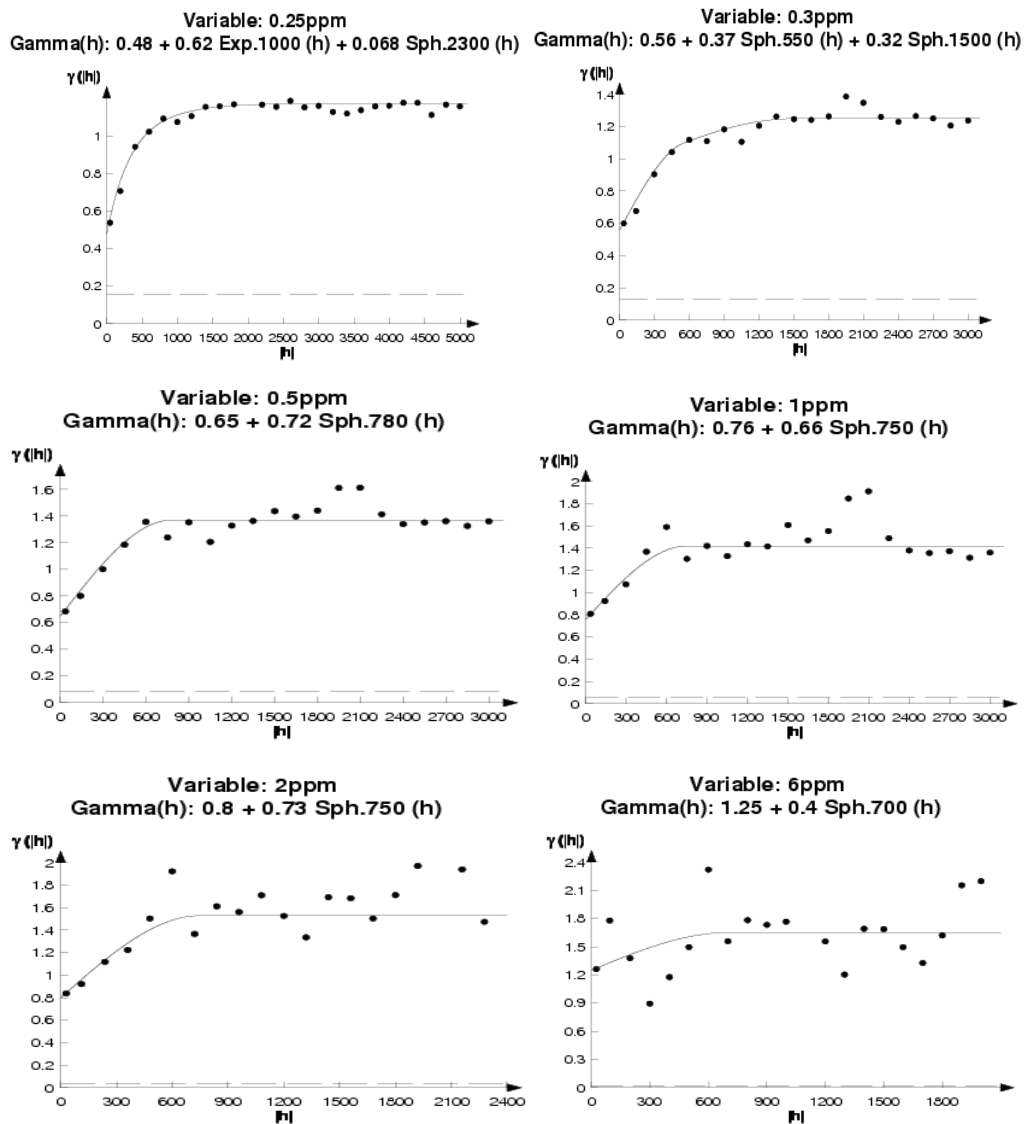
De saneringsnormen voor Hg concentraties in de bodems binnen het grondgebied van Vlaanderen zijn gedefinieerd als volgt (Vlarebo, 1996):

- 10 mg/kg voor natuurgebieden en landbouwzones;
- 15 mg/kg voor woongebieden;
- 20 mg/kg voor recreatiezones;
- 30 mg/kg voor industriegebieden.

3.3.1.2 Simulatie

Hoewel een log-normale en normale score transformatie de impact van het beperkt aantal hogere metingen op de spreiding van de Hg concentratiegegevens sterk beperkt, kunnen de gegevens niet geanalyseerd worden met behulp van de SGS procedures. De maximum afstand voor de ruimtelijke correlatie tussen observaties bepaald aan de hand van de variogrammen van de getransformeerde concentraties is 1km waardoor voor ongeveer 50 % van het grondgebied geen voorspelling mogelijk is. Bovendien is de concentratiekaart zo sterk gespikkeld dat geen duidelijk ruimtelijk patroon kon worden vastgesteld. De hoge voorwaardelijke standaardafwijking duidt op een hoge onzekerheid van de schattingen.

Voor de SIS procedures werden drempelwaarden gedefinieerd: 0,1; 0,15; 0,25; 0,3; 0,5; 1; 2 en 6 mg/kg. Bij deze drempelwaarden zijn respectievelijk 59, 68, 80, 85, 90, 94, 96 en 98 % van de Hg metingen in de gegevensbank reeds overschreden. Na het hercoderen van de gegevens in discrete indicators met deze drempelwaarden, werden de indicator variogrammen gemodelleerd. Voor elk van deze drempelwaarden werd het indicator variogram opgenomen in Figuur 16.



Figuur 16: Indicator variogrammen voor de tien drempelwaarden van de Hg concentraties

Van de indicator variogrammen kan afgeleid worden dat er een sterke ruimtelijke correlatie is voor de lage Hg metingen. Deze ruimtelijke correlatie is een indicatie voor de aanwezigheid van een lage Hg achtergrondconcentratie in de bodems van Vlaanderen die vermoedelijk van geologische oorsprong is. De ruimtelijke correlaties van de Hg concentraties hoger dan 0,5 mg/kg vertoont daarentegen een zwakke ruimtelijke correlatie wat eerder duidt op een antropogene oorsprong van de hogere Hg metingen.

De nugget, de sill, het bereik en de structuur van deze indicator variogrammen werden gebruikt voor het genereren van 500 realisaties met behulp van de SIS procedure. De resulterende voorspellingen werden vervolgens gebruikt voor het aanmaken van een overzichtskaart met de voorspelde Hg concentraties, een probabiliteitskaart die de kans weergeeft dat een Hg concentratie van 10 mg/kg wordt overschreden en tenslotte een kaart met de voorwaardelijke standaardafwijking als maat voor de onzekerheid van de voorspelling.

3.3.1.3 Validatie

Gemeten gegevens	Aantal gegevens	Voorspelde gegevens	
		Correct (%)	Fout (%)
Hg < 10 mg/kg	4101	99	1
Hg ≥ 10 mg/kg	57	67	33
Totaal	4158		

Tabel 4: Validatie van de Hg schattingen

3.3.1.4 Discussie

Het overgrote gedeelte van de bodems van Vlaanderen heeft Hg concentraties in de bovenste 50 cm die veel lager liggen dan de laagste Vlaamse saneringsnorm van 10 mg/kg. De voorspelde Hg concentraties in deze gebieden liggen lager dan 0,5 mg/kg.

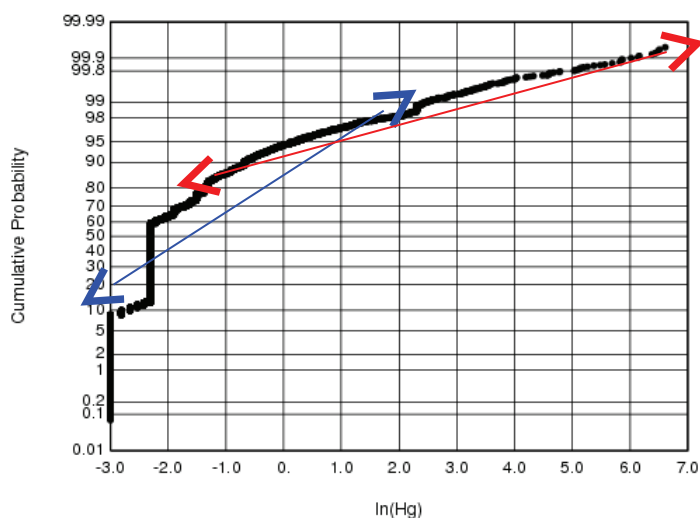
De Hg concentraties komen boven de 2 mg/kg uit in gebieden in Eeklo, Lokeren, Zelzate, Bonheiden en Zichem en in enkele zones in Hoboken en Kruibekke. Hoewel er observaties zijn met eerder hoge Hg concentraties blijven de voorspellingen in de buurt van deze observaties toch laag omwille van de specifieke configuratie van de gegevensbank waarbij de hoge Hg concentraties omgeven worden door een groot aantal lage Hg metingen. Binnen deze zone met verhoogde Hg concentraties zijn extra stalen nodig om de Hg concentraties en de spreiding beter te karakteriseren.

Er zijn verschillende zones, voornamelijk in de provincie Antwerpen, in Oost-Vlaanderen en in Vlaams Brabant waar de kans op kwik concentraties boven de 10 mg/kg van 80 tot 100 % loopt.

3.3.2 Achtergrondconcentraties voor Hg

3.3.2.1 Gegevensselectie

Op basis van de verdeling van de log-getransformeerde gegevens in het probabiliteitsplot (Figuur 17) is het onderscheid tussen de achtergrondwaarden en de vervuiling op te merken bij een $\ln(\text{Hg})$ van -1 en 0. Na terugtransformatie komen deze waarden overeen met een Hg concentratie tussen 0,37 mg/kg en 1 mg/kg.



Figuur 17: Probabiliteitsplot van de log getransformeerde Hg gegevens

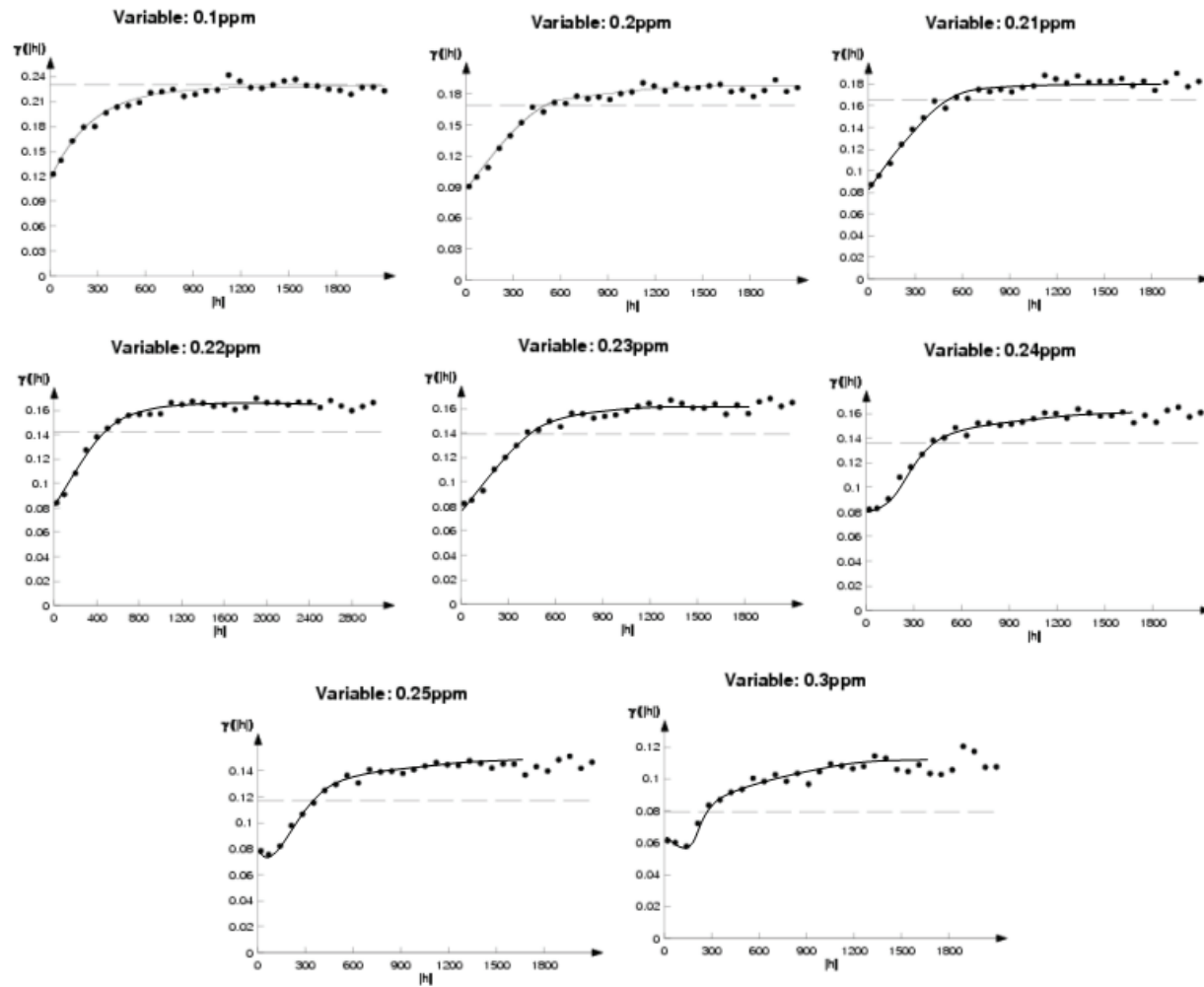
Op basis van de veronderstelling dat de achtergrondconcentraties normaal verdeeld zijn, zal de concentratie die de verdeling met de laagste scheefheid realiseert, de bovengrens van de achtergrondconcentraties bepalen.

Hg (mg/kg)	Ln (Hg)	Scheefheid
0.40	1.49	0.49
0.30	1.35	0.33
0.25	1.28	0.16
0.24	1.27	-0.007
0.23	1.26	-0.04
0.22	1.25	-0.07
0.20	1.22	-0.5

Tabel 5: Validatie van de Hg schattingenOntwikkeling van de scheefheid voor de bepaling van de Hg achtergrondconcentraties voor de bovenste 50 cm van de bodems in Vlaanderen

Het punt waarbij de achtergrondconcentraties een minimale scheefheid werd bereikt (Tabel 5) bij $\ln(\text{Hg}) = 1,27$ wat overeenkomt met een Hg concentratie van 0,24 mg/kg. Dit punt valt buiten de overgangszone tussen de beide verdelingen zoals gedefinieerd in de probabiliteitsplot.

Het verschil tussen het punt waarbij de scheefheid van de verdeling van de achtergrondwaarden minimaal is en de overgangszone bepaald op basis van het probabiliteitsplot, duidt erop dat er een erg geleidelijke overgang is tussen de achtergrondconcentraties en de Hg vervuiling. Dit betekent dat er in Vlaanderen niet alleen gebieden zijn met de lage achtergrondconcentraties en de hoge Hg concentraties bij duidelijke vervuilingen maar dat er ook belangrijke gebieden zijn met licht tot matig verhoogde Hg concentraties. Om een beter inzicht te krijgen in de spreiding van deze verschillende populaties, werd de ruimtelijke structuur geanalyseerd met behulp van indicator variogrammen. De gegevensbank van de waarnemingen in het concentratiebereik voor Hg tussen 0 en 1 mg/kg of het $\ln(\text{Hg})$ equivalent tussen -3 en 0 werd gebruikt om 8 indicator variogrammen te berekenen met als drempelwaarden: 0,3; 0,25; 0,24; 0,23; 0,22; 0,21; 0,2 en 0,1 mg/kg (Figuur 18). Een daling in de ruimtelijke correlatie op de korte afstand (300 m) hoewel de lange afstand correlatie (1500 m) behouden blijft, wordt opgetekend vanaf een Hg concentratie van 0,24 mg/kg. Aangezien bij het verder optrekken van de drempelwaarde de ruimtelijke correlatie op de korte afstand verder wegzakt, kan besloten worden dat de Hg concentraties hoger dan 0,24 mg/kg, niet meer bij de achtergrondconcentraties horen.



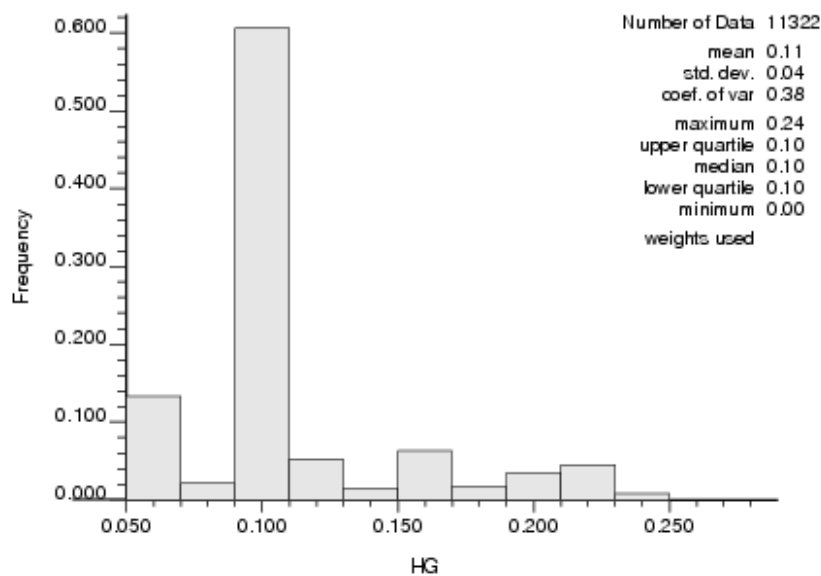
Figuur 18: Indicator variogrammen gebruikt voor de bepaling van de bovengrens van de achtergrondconcentratie voor Hg

3.3.2.2 Simulatie

Op basis van de definitie voor de achtergrondconcentratie binnen het concentratiebereik van 0 tot 0,24 mg/kg kunnen 11.322 waarnemingen weerhouden worden voor de analyse en kartering van de achtergrondconcentraties in de toplaag van de Vlaamse Bodems.

De lagere achtergrondconcentraties tussen 0 en 0,1 mg/kg worden over het gehele grondgebied van Vlaanderen waargenomen. De Hg concentraties van meer dan 0,15 mg/kg worden geaggregeerd teruggevonden in zones rond Antwerpen, Gent, Lommel en Genk.

De regionaal gemiddelde concentratie voor Hg is 0,11 mg/kg met een standaardafwijking van 0,04 mg/kg (Figuur 19). Het bereik van de metingen tussen 0 en 0,1mg/kg omvat meer dan 75 % van de geanalyseerde gegevensbank.



Figuur 19: Histogram van de 11.322 weerhouden achtergrondwaarden van Hg metingen

Slechts bij een beperkt aantal analyses werden concentraties onder de detectielimiet opgetekend. Bovendien is de scheefheid van de gegevensbank minimaal omdat de metingen met een Hg concentratie van 0,1 mg/kg de gegevensbank domineren. Desondanks wordt het SIS algoritme verkozen boven de SGS procedures omdat de dominant voorkomende Hg concentratie de ruimtelijke structuur in belangrijke mate beïnvloedt. Met behulp van de SGS procedure kon slechts een afstand van 700 m bekomen worden voor de ruimtelijke correlatie. Aangezien dit het voorspellen van de Hg concentraties over het hele grondgebied onmogelijk maakt, werden de SIS procedures gebruikt. Het voordeel van dit algoritme is dat voor elk van de gekozen drempelwaarden een afstand bepaald wordt waarbinnen een ruimtelijke correlatie optreedt. In de studie van de Hg achtergrondconcentraties lopen deze afstanden voor de verschillende drempelwaarden tussen 648 en 2100 m.

De gegevens werden in discrete intervallen opgesplitst op basis van de volgende 6 drempelwaarden: 0,09; 0,1; 0,12; 0,15; 0,2 en 0,22 mg/kg. Vervolgens werden 500 realisaties gegenereerd voor elke locatie waardoor twee kaarten opgemaakt konden worden. De eerste kaart toont de voorspelling van de Hg achtergrondconcentraties .

3.3.2.3 Bespreking van de achtergrondconcentraties voor Hg

De voorspelde Hg achtergrondconcentraties in het overgrote gedeelte van Vlaanderen bedraagt niet meer dan 0,1 mg/kg. Op een aantal locaties echter, zoals in Genk, Lommel, Hasselt, Kruibeke en Hoboken is de achtergrondconcentratie verhoogd tot meer dan 0,15 mg/kg. De schattingen hebben in het algemeen een lage voorwaardelijke standaardafwijking met een maximum van 0,008 mg/kg wat de goede kwaliteit van de schatters aantoont

3.4 Nikkel

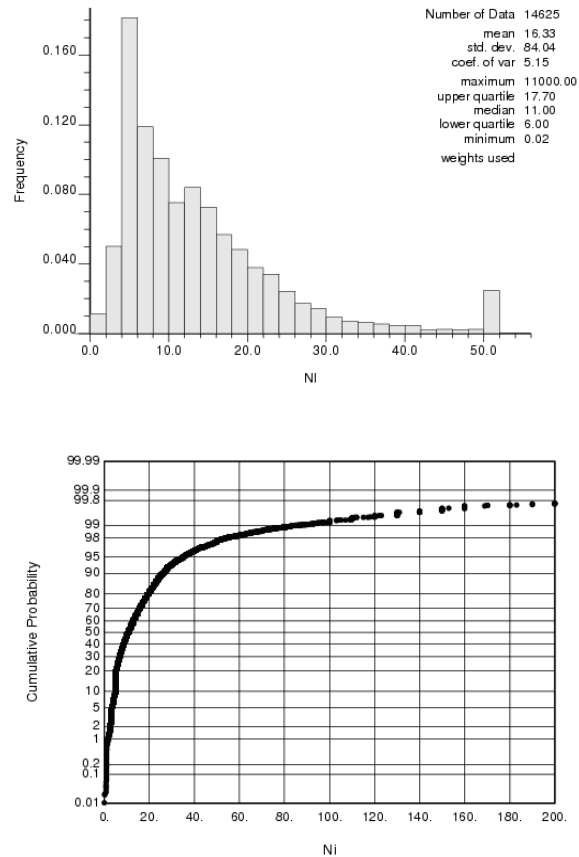
3.4.1 Alle gegevens

3.4.1.1 Verkennende data analyse

OVAM verzamelde 56.259 analyses van nikkel in de bodems van Vlaanderen in een periode tussen 1996 en 2005. Uit deze databank werden 14.625 stalen weerhouden uit de bovenste 50 cm van de bodems in Vlaanderen. Deze observaties werden gebruikt voor de analyses en kartering van de spreiding van de Ni concentraties in Vlaanderen.

De Ni metingen met een concentratie van meer dan 50 mg/kg zijn plaatsgebonden rond Gent, Antwerpen, Lommel en Overpelt. De Ni concentraties in het bereik van 20 tot 50 mg/kg blijken eerder regionaal op te treden maar worden toch eerder teruggevonden in het zuidelijke gedeelte van Vlaanderen.

Het histogram en het probabiliteitsplot in Figuur 20 geven een overzicht van de statistische verdeling van de gegevens.



Figuur 20: Histogram en probabilitietplot voor de 14.625 oorspronkelijke Ni gegevens

Nikkel in de bovenste 50 cm van de bodems van Vlaanderen vertoont een regionaal gemiddelde concentratie van 16,3 mg/kg met een standaardafwijking van 84 mg/kg. De concentraties variëren tussen 0,02 en 11 mg/kg. Het interkwartielbereik van de gegevensbank bedraagt echter slechts 11 mg/kg. Deze lage waarde bewijst dat een groot gedeelte van de observaties concentraties hebben die in de buurt van de mediaan concentratie voor Ni vallen (Figuur 20). Slechts 224 van het totaal aantal metingen (1,5 %) vertoont Ni concentraties hoger dan 100 mg/kg. Het uitsluiten van deze 224 metingen verlaagt het regionale gemiddelde tot 13,6 mg/kg met een standaardafwijking van 11,2 mg/kg.

De bij decreet vastgelegde saneringsnormen voor de Ni concentraties in de bodems van Vlaanderen bedraagt (Vlarebo, 1996):

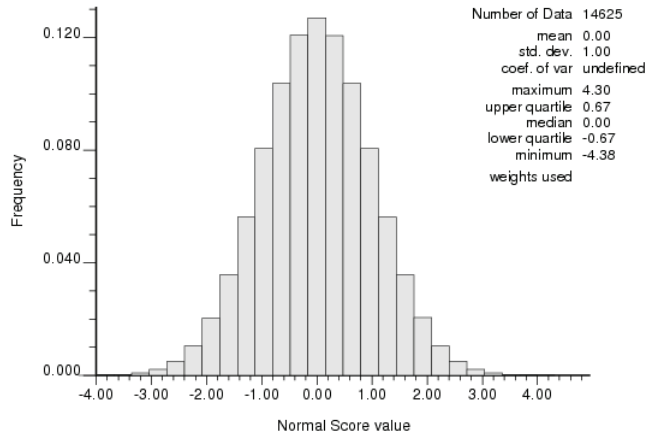
- 100 mg/kg voor natuurgebieden en landbouwzones;
- 470 mg/kg voor woonzones;
- 550 mg/kg voor recreatiezones;
- 700 mg/kg voor industriegebieden.

3.4.1.2 Simulatie

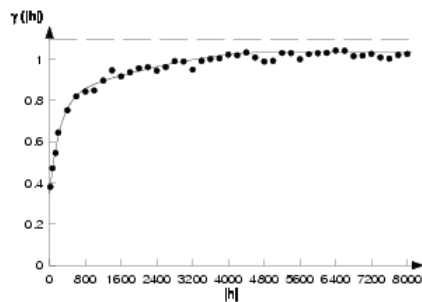
Voor een groot gedeelte van de Ni analyses werden lage Ni concentraties opgetekend. Als de gegevens geanalyseerd zouden worden aan de hand van de SIS procedures zouden omwille van de beperkte ruimtelijke correlatie geen voorspellingen gedaan kunnen worden voor de drempelwaarden hoger dan 100 mg/kg. Een bijkomend gevolg van het beperkt aantal stalen

met een hogere Ni concentratie, is de belangrijke onderschatting van de hogere Ni concentraties. Daarom wordt het SGS algoritme verkozen voor de analyse van de Ni gegevensbank.

De gegevens werden omgerekend naar hun natuurlijk logaritme en de normale scores Deze normale scores werden gebruikt voor het opstellen van het globale variogram (Figuur 21).



Gamma(h): 0.35 + 0.473 Exp.720 (h) + 0.21 Sph.5000 (h)



Figuur 21: Histogram (links) en variogram (rechts) voor de genormaliseerde Ni scores

De simulatie werd uitgevoerd met behulp van de parameters van het globale variogram waarmee 500 realisatie gegenereerd werden. Met deze realisaties werden vervolgens de overzichtskaart van de voorspelde Ni concentraties

3.4.1.3 Validatie

De validatie voor de kwaliteit van de schatting gebeurt door het aandeel van de voorspelde concentraties te bepalen dat binnen hetzelfde bereik valt als de gemeten concentraties (Tabel 6). Als voor een gemeten concentratie, een gemeten waarde gevonden kan worden binnen een straal van 250 m, kwam deze in aanmerking voor de validatie. Voor de gemeten Ni concentraties binnen het bereik van 0 tot 100 mg/kg werd het percentage berekend dat binnen dit interval valt. Dezelfde procedure werd uitgevoerd voor de gegevens van de gemeten concentraties vanaf 100 mg/kg.

Gemeten gegevens	Aantal gegevens	Voorspelde gegevens	
		Correct (%)	Fout (%)
Ni < 100 mg/kg	11209	99	1
Ni ≥ 100 mg/kg	180	40	60
Totaal	11389		

Tabel 6: Validatie van de Ni schattingen

3.4.1.4 Discussie

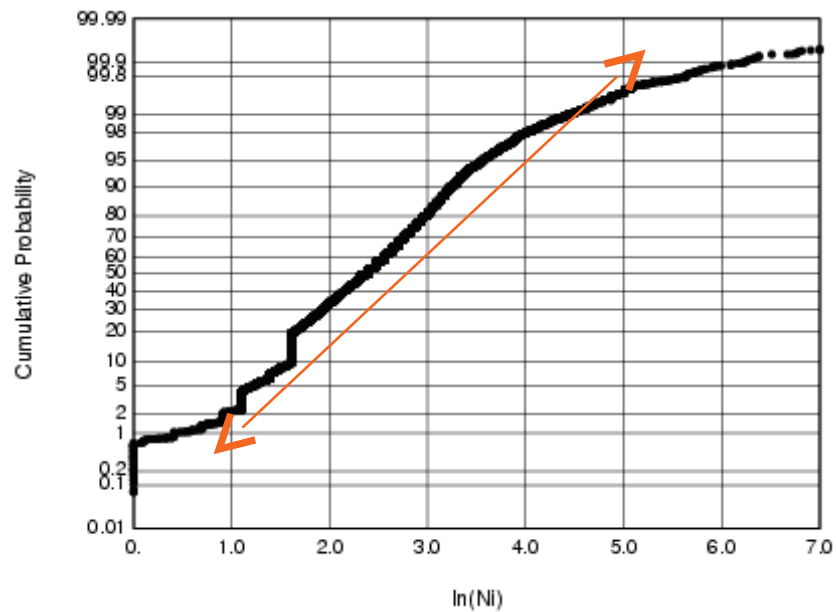
De analyses van de verdeling van de Ni concentraties in de bovenste 50 cm van de bodems van Vlaanderen, gebaseerd op de weerhouden 14.625 stalen, tonen aan dat de concentraties Ni in het Vlaamse Gewest meestal onder de kritische saneringsnorm van 100 mg/kg blijft. Ni concentraties hoger dan deze waarde werden in slechts een zeer beperkt aantal zones opgetekend. De overzichtskaart toont een Noord-Zuid georiënteerde toename voor de Ni schattingen behalve in de buurt van Gent en Antwerpen. Over het algemeen zijn Ni concentraties begrepen tussen 0 en 25 mg/kg in de zanderige bodems in het Noorden van Vlaanderen. In tegenstelling daarmee, lopen de Ni concentraties voor de lemige bodems in het Zuiden van Vlaanderen eerder van 25 tot 100 mg/kg. In tegenspraak met deze tendens worden deze hogere Ni concentraties (25-100 mg/kg) reeds teruggevonden in de zandbodems rond Antwerpen en Gent. Dit duidt hoogst waarschijnlijk op de invloed van de antropogene depositie van Ni als gevolg van industriële activiteit.

De validatie in Tabel 6 toont aan dat er een goede voorspellende kracht is voor de schattingen van de Ni concentraties lager dan 100 mg/kg. Omwille van de configuratie van de gegevensbank, namelijk de aanwezigheid van een zeer beperkt aantal hoge Ni metingen omgeven door vele, lage metingen, worden de verhoogde Ni concentraties van meer dan 100 mg/kg enigszins onderschat.

3.4.2 Achtergrondconcentraties voor Ni

3.4.2.1 Gegevensselectie

De probabiliteitsplot van de ln-getransformeerde Ni metingen werd gebruikt voor de berekening van het concentratiebereik van de achtergrondwaarden voor Ni. Zoals op te merken is in Figuur 22 valt de afwijking van het lineaire verband tussen de waarden voor ln(Ni) van 3 en 4. Deze breuk in het lineaire verloop is een aanwijzing dat de overgang van de achtergrondconcentraties voor Ni en de antropogene deposities te vinden is bij de omgerekende Ni concentratie van 20 tot 54,6 mg/kg.



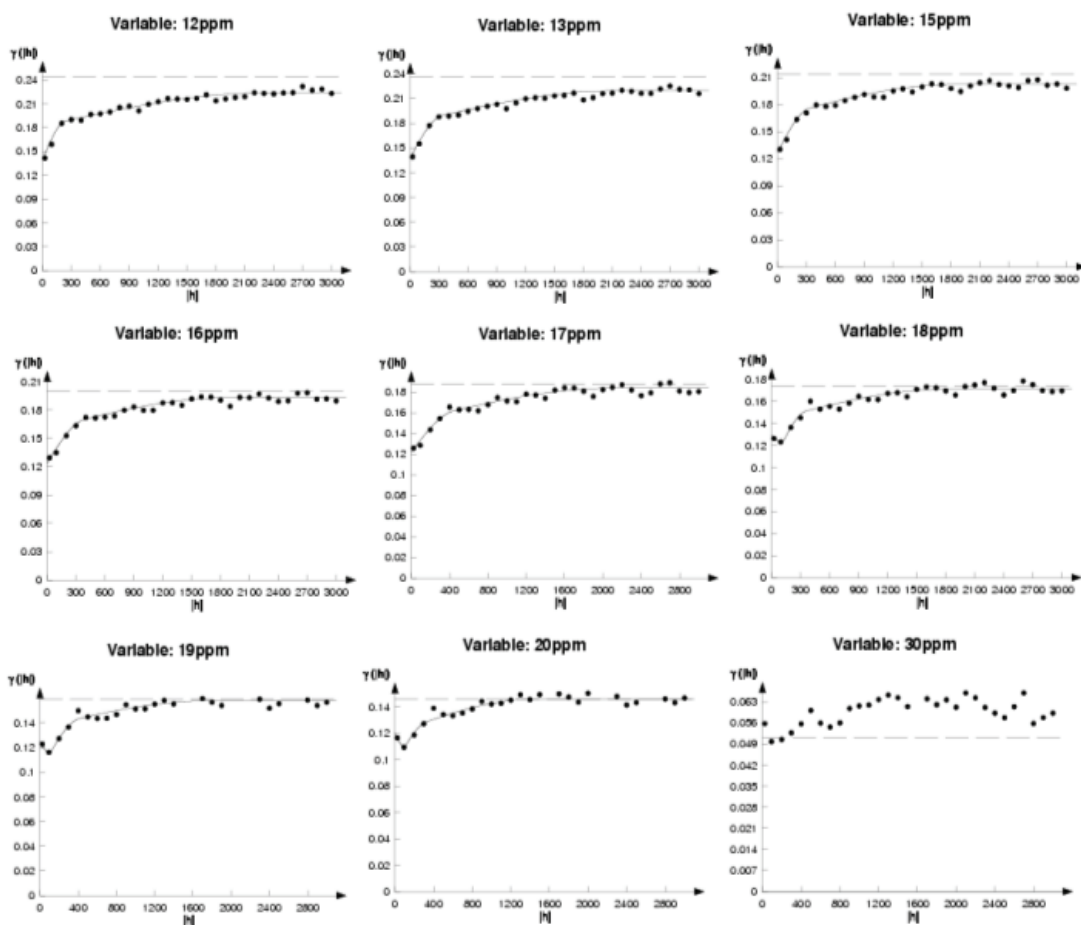
Figuur 22: Probabiliteitsplot van de 14.625 log getransformeerde Ni gegevens

Hoewel uit de probabiliteitsplot afgeleid wordt dat het punt van de overgang valt tussen 3 en 4 voor $\ln(\text{Ni})$, wordt de bovengrens waarbij de verdeling van de achtergrondconcentraties een minimale scheefheid vertoont, gevonden bij een waarde voor $\ln(\text{Ni})$ van 4,47 (Tabel 7).

Ni bovengrens (mg/kg)	$\ln(\text{Ni})$	Scheefheid
110.0	4.7	0.1
100	4.6	0.06
90	4.49	0.007
88	4.47	-0.004
85	4.44	-0.02
80	4.38	-0.04
50	3.91	-0.22

Tabel 7: Ontwikkeling van de scheefheid voor de bepaling van de Ni achtergrondconcentraties voor de bovenste 50 cm van de bodems in Vlaanderen

Omdat de bovengrens die de verdeling met de minste scheefheid bepaalt sterk afwijkt van de overgangszone zoals bepaald in het probabiliteitsplot, kan deze methode niet gebruikt worden om de achtergrondconcentraties voldoende nauwkeurig vast te leggen. Daarom werd de tweede methode gebruikt op basis van de evolutie van de ruimtelijke correlatie op de korte afstand bij het gradueel uitbreiden van het bereik van de achtergrondconcentraties. Om te voorkomen dat de effectieve Ni vervuiling in de gegevenbank de analyse zou vertroebelen werden de hogere Ni metingen ($\ln(\text{Ni}) > 3.8$) geweerd uit de analyse. De weerhouden analyses binnen het bereik voor Ni concentraties van 0,02 tot 48 mg/kg werden in discrete intervallen opgedeeld (12, 13, 15, 16, 17, 18, 19, 20 en 30 mg/kg) Deze drempelwaarden werden vervolgens gebruikt om de variogrammen in Figuur 23 te berekenen.



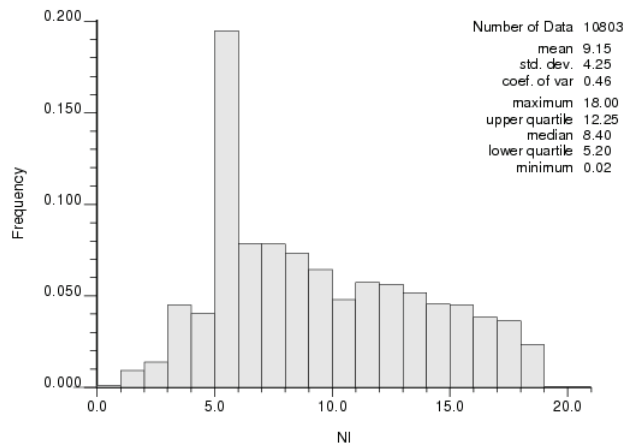
Figuur 23: Probabiliteitsplot van de 14.625 log getransformeerde Ni gegevens

Er is een duidelijke en onverstoorte ruimtelijke correlatie op de korte en de lange afstand zolang de Ni concentraties niet boven 17 mg/kg uitkomen. Dit betekent dat deze Ni metingen voorkomen over het gehele grondgebied van Vlaanderen. Vanaf de 18 mg/kg drempelwaarde wordt de ruimtelijke correlatie op de korte afstand minder uitgesproken. Bij het verhogen van de drempelwaarden valt deze ruimtelijke correlatie op de korte afstand steeds verder weg. Dit is een duidelijke aanwijzing dat de Ni concentraties hoger dan 16 mg/kg eerder teruggevonden worden in patronen en niet zozeer algemeen teruggevonden kunnen worden. Daarom wordt de bovengrens voor de achtergrondconcentraties voor Ni vastgelegd op 18 mg/kg.

3.4.2.2 Simulatie

Er zijn in totaal 10.803 waarnemingen met Ni concentraties tussen 0,02 en 18 mg/kg.

De regionaal gemiddelde achtergrondconcentratie voor Ni is 9,15 mg/kg met een standaardafwijking van 4,25 mg/kg met een meest voorkomende concentratie van 5 mg/kg (Figuur 24).



Figuur 24: Histogram voor de oorspronkelijke Ni achtergrondconcentraties

Net zoals met voor de volledige gegevensbank werd het SGS algoritme gebruikt om de achtergrondconcentraties te analyseren. Een variogram werd berekend met de scores van de genormaliseerde waarden en 500 realisaties werden gegenereerd bij de simulatie. De voorspelde achtergrondconcentraties en de voorwaardelijke standaardafwijking van de schatting werden opgetekend in de kaarten.

3.4.2.3 Bespreking van de achtergrondconcentraties voor Ni

De achtergrondconcentraties voor Ni zijn hoger (≥ 10 mg/kg) in de lemige bodems en de poldergebieden. Over het algemeen worden er lagere Ni concentraties waargenomen in het noordelijke dan in het zuidelijke gedeelte van Vlaanderen. De hogere achtergrondwaarden gedetecteerd rond Gent en Antwerpen kunnen ook veroorzaakt zijn door diffuse vervuiling omwille van de hoge industrialisatiegraad van deze regio's. De voorwaardelijke standaardafwijking varieert tussen 2 en 5 mg/kg met waarden tussen 4 en 5 mg/kg voor de voorspellingen van de verhoogde Ni concentraties.

4 Algemeen besluit

De geostatistische analyse van de vier zware metalen toont aan dat de hogere concentraties voornamelijk teruggevonden worden rond de voornaamste industriële centra zoals rond Gent, Antwerpen en in delen van de provincie Limburg. Omwille van de link met actieve en historische industriële sites, is het duidelijk dat industriële activiteit de meest belangrijke factor is die de spreiding van de vier onderzochte zware metalen in de bovenste 50 cm van de bodems in Vlaanderen beheerst.

Als samenvatting geeft Tabel 8 een overzicht van de belangrijkste statistieken van de distributies van de metalen, opgesplitst in “alle gegevens” en “achtergrondconcentraties”.

De achtergrondconcentraties voor Cu en Hg vertonen een mozaïekpatroon zonder een duidelijk regionaal verband dat met geologische of pedologische invloeden gecorreleerd kan worden. Voor Cr en Ni vertonen de achtergrondconcentraties echter wel een sterke correlatie met de bodemtextuur. Dit is voornamelijk duidelijk in de lemige en kleiige bodems zoals in de leemstreek en de polders.

Metalen		Alle gegevens	Achtergrondconcentraties
Cr	Aantal gegevens	14458	10160
	Gemiddelde	36.38	23.35
	Bereik	0.02-29300	0.02-40
	Interkwartielbereik	41.08	15
Cu	Aantal gegevens	14674	9693
	Gemiddelde	40.81	9.77
	Bereik	0.06-85000	0.06-20
	Interkwartielbereik	14.28	7.6
Hg	Aantal gegevens	14583	11322
	Gemiddelde	7.24	0.11
	Bereik	0.0-71726	0.0-0.24
	Interkwartielbereik	0.12	0
Ni	Aantal gegevens	14.625	10803
	Gemiddelde	16.33	9.15
	Bereik	0.02-11000	0.02-18
	Interkwartielbereik	11	7.5

Tabel 8: Overzicht van de belangrijkste statistieken van de distributies van de metalen, opgesplitst in “alle gegevens” en “achtergrondconcentraties”.

Bijlage 1: Lijst van tabellen

Tabel 1: Validatie van de Cr schattingen	20
Tabel 2: Validatie van de Cu schattingen	25
Tabel 3: Ontwikkeling van de scheefheid voor de bepaling van de Cu achtergrondconcentraties voor de bovenste 50 cm van de bodems in Vlaanderen	27
Tabel 4: Validatie van de Hg schattingen	31
Tabel 5: Validatie van de Hg schattingen Ontwikkeling van de scheefheid voor de bepaling van de Hg achtergrondconcentraties voor de bovenste 50 cm van de bodems in Vlaanderen	32
Tabel 6: Validatie van de Ni schattingen	39
Tabel 7: Ontwikkeling van de scheefheid voor de bepaling van de Ni achtergrondconcentraties voor de bovenste 50 cm van de bodems in Vlaanderen	40
Tabel 8: Overzicht van de belangrijkste statistieken van de distributies van de metalen, opgesplitst in “alle gegevens” en “achtergrondconcentraties”.	43

Bijlage 2: Lijst van figuren

Figuur 1: Voorbeeld van de transformatie van de oorspronkelijke z-waarden in normale scores (hier Cd concentraties)	10
Figuur 2: Terug transformatie van de gesimuleerde, normale scores naar de overeenkomende z-waarden	11
Figuur 3: Verloop van de Sequentiële Gaussiaanse Simulatie	12
Figuur 4: Normaal probabiliteitsplot met weergave van de overgang tussen lineaire verbanden als scheiding van verschillende verdelingen	15
Figuur 5: Evolutie van de ruimtelijke structuur op de korte afstand (zie tekst)	16
Figuur 6: Histogram en probabiliteitsplot van de 14.458 weerhouden Cr metingen	17
Figuur 7: Indicator variogrammen voor de tien drempelwaarden van de Cr concentraties	19
Figuur 8: Drempelwaarden voor Cr bepaald op basis van de overgang tussen verschillende verdedigen	21
Figuur 9: De evolutie van de ruimtelijke correlatie op de korte en lange afstand voor drempelwaarden ter waarde van: 30, 32, 34,36,38,40,42,45 mg/kg.	22
Figuur 10: Histogram voor de achtergrondconcentraties van Cr in Vlaanderen	23
Figuur 11: Histogram en probabiliteitsplot van de 14.674 weerhouden Cu metingen	24
Figuur 12: Histogram (links) en variogram (rechts) voor de genormaliseerde Cu scores	25
Figuur 13: Probabiliteitsplot van Cu met weergave van de overgang tussen lineaire verbanden als scheiding van verschillende verdelingen	26
Figuur 14: Histogram voor de achtergrondconcentraties van Cu in Vlaanderen	28
Figuur 15: Histogram en probabiliteitsplot van de 14.583 weerhouden Hg metingen	29
Figuur 16: Indicator variogrammen voor de tien drempelwaarden van de Hg concentraties	30
Figuur 17: Probabiliteitsplot van de log getransformeerde Hg gegevens	31
Figuur 18: Indicator variogrammen gebruikt voor de bepaling van de bovengrens van de achtergrondconcentratie voor Hg	33
Figuur 19: Histogram van de 11.322 weerhouden achtergrondwaarden van Hg metingen	35
Figuur 20: Histogram en probabiliteitsplot voor de 14.625 oorspronkelijke Ni gegevens	37
Figuur 21: Histogram (links) en variogram (rechts) voor de genormaliseerde Ni scores	38
Figuur 22: Probabiliteitsplot van de 14.625 log getransformeerde Ni gegevens	40
Figuur 23: Probabiliteitsplot van de 14.625 log getransformeerde Ni gegevens	41
Figuur 24: Histogram voor de oorspronkelijke Ni achtergrondconcentraties	42

Bijlage 3: Bibliografie

- 1 CHAMBERS, JOHN, WILLIAM CLEVELAND, BEAT KLEINER, & PAUL TURKEY. (1983). Graphical Methods for Data Analysis, Wadsworth.
- 2 CHILÈS J.P. & DELFINDER P., 1999. Geostatistics. John Wiley & Sons.
- 3 FAGROUD, M., & VAN MEIRVENNE, M. (2002). Accounting for soil spatial autocorrelation in the design of experimental trials on water-use efficiency. Soil Sci. Soc. Am. J., **66**, 1134-1142.
- 4 FLEISCHHAUER, H.L., KORTE, N. (1990). Formulation of cleanup standards for trace elements with probability plots. Environmental Management, 14(1), 95-105.
- 5 GOOVAERTS, P. (1999). Geostatistics in soil science: state-of-the-art and perspectives. Geoderma 89,1-45.
- 6 GOOVAERTS, P. (2000). Estimation or simulation of soil properties? An optimization problem with conflicting criteria. Geoderma 97, 165-186.
- 7 HEYMANN, J. & SMOUT, L. (2001). Milieuwetboek, Afval & Water. Kluwer Academic Publishers, 476-477.
- 8 KABATA-PENDIAS A, PENDIAS H. (1984). Trace elements in soils and plants. Boca Raton, Florida: CRC Press.
- 9 LARK R.M. (2002). Modeling complex soil properties as contaminated regionalized variables. Geoderma 106, 173-190
- 10 LASLETT, G.M., McBratney, A.B. (1990). Further comparison of spatial methods for predicting soil-pH. Soil Science Society of America Journal 54, 1553-1558.
- 11 TACK, F.M.G., VERLOO, M.G. , VANMECHELEN, L. & VAN RANST, E. (1997). Baseline concentration levels of trace elements as a function of clay and organic carbon contents in soils in Flanders (Belgium). The Science of the Total Environment, 201, 113-123.
- 12 TACK, F.M.G., VANHAESEBROECK, T., VERLOO, M.G., VAN ROMPAEY K. & VAN RANST E. (2005). Mercury baseline levels in Flemish soils (Belgium). Environmental pollution 134, 173-179
- 13 OVAM. Soil Remediation Policy. <http://www.ovam.be>

Bijlage 4:

KAARTEN nog toevoegen!