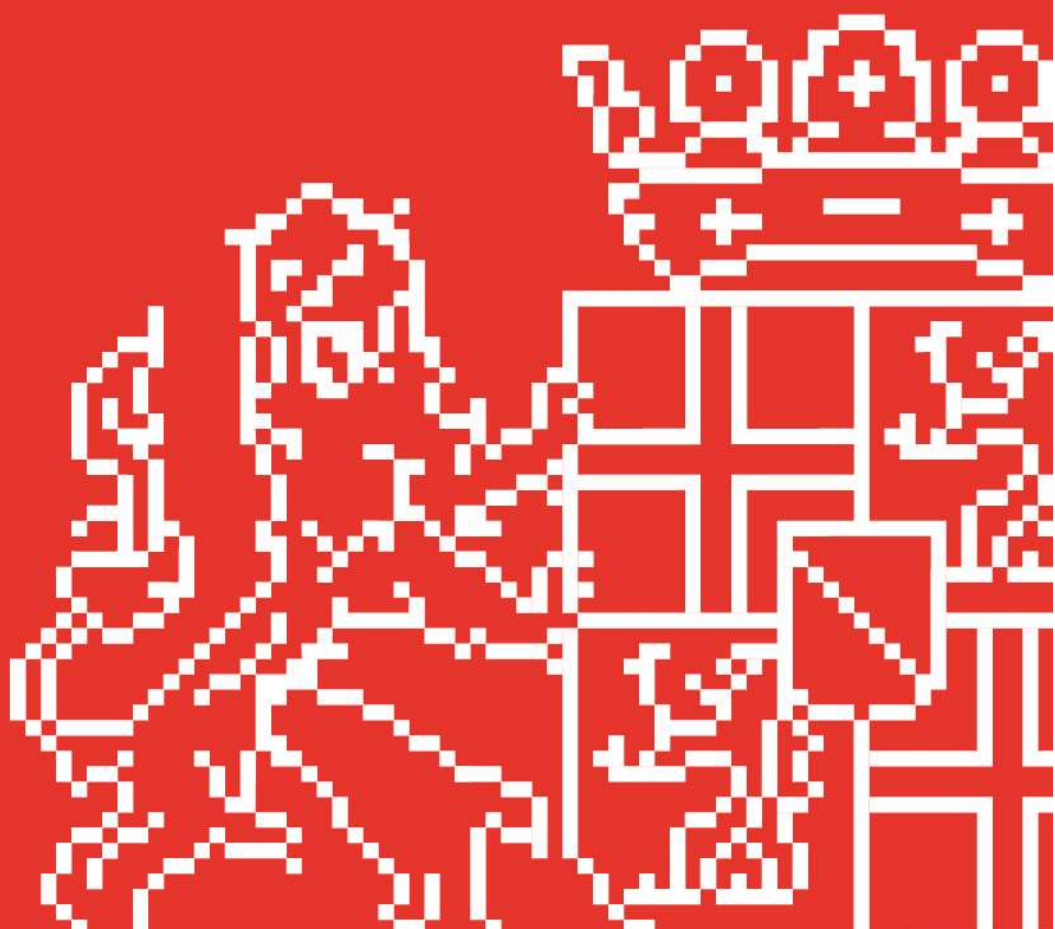




**HANDELINGSKADER VOOR HET OMGAAN MET ORGANOCHLOORBESTRIJDINGS-
MIDDELEN IN DE BODEM VAN DE KROMME RIJNSTREEK**

Publicatiedatum 3 december 2021
Status Definitief
Referentienummer 823BF3DO



Inhoudsopgave

1. Inleiding	1
2. Aanleiding	2
2.1 Archiefonderzoek en data-analyse	2
2.2 Nadere beschouwing organochloorbestrijdingsmiddelen in de bodem	3
2.3 Het huidige Wbb-beleid en reeds bestaand gebiedsspecifiek beleid	4
2.4 Risico's organochloorbestrijdingsmiddelen	6
3. Doel en uitgangspunten aanpak OCB-verontreinigingen	8
3.1 Doelstelling	8
3.2 Uitgangspunten	8
3.3 Toegevoegde waarde van lokaal beleid voor OCB-verontreinigingen	8
4. Aanpak OCB-verontreiniging in de Kromme Rijnstreek	9
4.1 Aandachtsgebied OCB	9
4.2 Conceptueel model	9
4.3 Te hanteren onderzoeks- en toetsingsprotocol	9

Bijlagen

1. Aandachtsgebied voor bodemverontreiniging met OCB
2. Conceptueel model
3. Generieke afweging ecologische risico's Kromme Rijnstreek
4. Protocol bodemonderzoek (voormalige) boomgaarden Kromme Rijnstreek
5. Stroomschema toetsing en beoordeling onderzoeksresultaten

1. Inleiding

De bodem van (voormalige) boomgaarden in de Kromme Rijnstreek is diffuus verontreinigd geraakt met DDT en DDE, veroorzaakt door jarenlang gebruik van bestrijdingsmiddelen. Dit zijn stoffen die behoren tot de organochloorbestrijdingsmiddelen, kortweg OCB. Uit interpretatie van bodemonderzoeksresultaten volgt dat de mate van verontreiniging schommelt rond het omslagpunt van aanvaardbaar/onaanvaardbaar ecologisch risico. Dit geldt voor het gebruik als landbouwgrond en in sterkere mate voor de gebruiksfunctie natuur.

Delen van de Kromme Rijnstreek liggen in dynamisch gebied; er zijn plannen voor zowel natuurontwikkeling als woningbouw. De verontreinigde (voormalige) boomgaarden zijn belemmerend voor de gebiedsontwikkelingen in die zin dat zij zorgen voor vertraging en kostenverhoging door bodemsaneringen (kostenindicatie circa 125-400 k per ha). Uit een eerdere schatting¹ blijkt dat waarschijnlijk circa 3500 ha aan (voormalige) boomgaarden in de Kromme Rijnstreek aanwezig is. Dit is in bijlage 1 weergegeven als rood gearceerd gebied.

Een aanpak volgens de geldende regelgeving Wet bodembescherming (Wbb) en het Besluit bodemkwaliteit (Bbk) sluit niet goed aan op het grote aantal verontreinigde boomgaardpercelen. Zo wordt soms de keuze gemaakt om een verontreinigde boomgaard te saneren (ontgraven en afvoeren grond) terwijl, kijkend naar het gehele gebied, onderbouwd kan worden dat dit in de meeste gevallen niet nodig is. De situatie vraagt dus om gebiedsgericht beleid.

Voortschrijdend inzicht in de ecologische risico's van organochloorbestrijdingsmiddelen in de Kromme Rijnstreek en de (potentiële) saneringskosten daarvan, hebben geleid tot een actieve houding. Vier partijen (Provincie Utrecht, Gemeente Wijk bij Duurstede, Gemeente Houten en Gemeente Bunnik) hebben onder begeleiding van RUD Utrecht en de ODRU, nauw samengewerkt bij de totstandkoming van dit handelingskader.

Met dit handelingskader geeft Provincie Utrecht aan hoe tot de inwerkingtreding van de Omgevingswet (verwacht op 1-7-2022):

- omgegaan kan worden met de (ecologische) risico's van organochloorbestrijdingsmiddelen (verder: OCB) in de Kromme Rijnstreek (gemeenten Wijk bij Duurstede, Houten en Bunnik);
- zij de afspraken in het vigerende bodemconvenant (2016-2020) uitvoert;
- zij deze opgave op een kosteneffectieve en doelgerichte manier aanpakt;
- zij een verdere invulling geeft aan de wettelijke kaders van de Wbb ten aanzien van OCB en de in voorbereiding zijnde Omgevingswet;
- zij met gebiedsgerichte samenwerking invulling geeft aan toekomstgericht beleid.

Dit handelingskader omschrijft het regionale beleid waarmee de overheden binnen de Kromme Rijnstreek de problematiek van de met OCB verontreinigde boomgaarden aanpakken. Na inwerkingtreding van de Omgevingswet kunnen gemeenten als bevoegd gezag zelf nadere invulling geven aan de aanpak van (diffuse) bodemverontreinigingen; zij kunnen de in dit document beschreven aanpak direct overnemen in hun Omgevingsplan.

¹Inzicht in omvang OCB-verspreiding Kromme Rijngebied opgesteld door de RUD Utrecht, 6 juli 2020

2. Aanleiding opstellen Handelingskader

In Nederland zijn veel gebieden waar van oudsher fruitteelt plaatsvindt; de Kromme Rijnstreek (globaal de gemeenten Houten, Bunnik en Wijk bij Duurstede) in de provincie Utrecht is hier een voorbeeld van. De bovengrond van deze (voormalige) boomgaarden in de Kromme Rijnstreek bevat vaak verhoogde gehalten OCB door het jarenlange gebruik van bestrijdingsmiddelen. OCB zijn vrij persistente stoffen met een slechte afbreekbaarheid die zich ophopen in het milieu. Er zijn percelen bekend waar de OCB-gehalten in de bovengrond (plaatselijk) de interventiewaarden overschrijden. Conform de Wet bodembescherming betekent dit dat, bij een wijziging van het gebruik (“natuurlijk moment”, bijvoorbeeld het ontwikkelen van woningbouw of natuur) of bij een overschrijding van de risiconormen, op zo’n perceel eerst een bodemsanering zou moeten plaatsvinden.

De stofgroep OCB bestaat uit meerdere organische chloorhoudende bestrijdingsmiddelen, waaronder DDT en DDE. Uit de beschikbare informatie blijkt dat het gehalte DDE (2.4'-isomeer en afbraakproduct van DDT) bepalend is voor de mate/ernst van de bodemverontreiniging. Deze parameter overschrijdt het vaakst de desbetreffende interventiewaarde.

Ter onderbouwing van het OCB-beleid voor de Kromme Rijnstreek lichten wij de kenmerken en risico's van de bodemverontreiniging met bestrijdingsmiddelen toe, afgezet tegen de vigerende regelgeving.

2.1 Archiefonderzoek en data-analyse

Ter plaatse van boomgaardgebieden zijn in het verleden al eerder studies uitgevoerd naar verhoogde OCB-gehalten in de bodem. Zoals bijvoorbeeld:

Bodemkwaliteitskaart gemeente Houten

Gemeente Houten heeft in 2017 een bodemkwaliteitskaart laten opstellen (Bodemkwaliteitskaart bebouwd gebied gemeente Houten, LievenseCSO, 3 februari 2017). In dat rapport zijn de (voormalige) boomgaardpercelen binnen de gemeente als een apart deelgebied beschouwd. Hierover staat vermeld dat:

- bij het toepassen van grond uit de bodemkwaliteitszone ‘Voormalige boomgaardpercelen in bebouwd gebied’ bij het mogelijk voorkomende bodemgebruik in het bebouwd gebied van Houten, geen onaanvaardbare humane risico's kunnen optreden.
- bij het toepassen van grond vanuit de bodemkwaliteitszone ‘Voormalige boomgaarden in bebouwd gebied’, bij bepaalde bodemgebruiken en toepassingsoppervlakten mogelijk onaanvaardbare ecologische risico's aanwezig zijn. De gemeente wil de bodemkwaliteitskaart daarom niet gebruiken als bewijsmiddel bij het hergebruik van grond van de bodemkwaliteitszone ‘Voormalige boomgaardpercelen in bebouwd gebied’ en heeft hiervoor gemeentelijk beleid opgesteld.

Oftewel: vrij grondverzet in het geval van voormalige boomgaardpercelen is op basis van de bodemkwaliteitskaart niet mogelijk. Gemeente Houten heeft voor de bodemkwaliteitszone ‘voormalige boomgaarden’ specifiek beleid opgesteld dat is verwoord in de Nota Bodembeheer².

²Nota Bodembeheer gemeenten IJsselstein, Houten, Nieuwegein en Lopik, UD Utrecht, 4 jan 2011

Voor het opstellen van de bodemkwaliteitskaart van de gemeente Houten zijn o.a. 156 analyses van DDE in de bovengrond nader bekeken. Het gemiddelde DDE-gehalte bedroeg 0,71 mg/kg en het hoogste DDE-gehalte bedroeg 6,37 mg/kg. De 90-percentielwaarde bedroeg 2,12 mg/kg en de 95-percentielwaarde bedroeg 2,76 mg/kg. Dit betekent dat tussen de 5 en 10 % van deze 156 analyses een gemeten DDE-gehalte heeft boven de interventiewaarde (2,3 mg/kg).

Bodemkwaliteitskaart regio Rivierenland

Ook voor de regio Rivierenland heeft LievenseCSO een bodemkwaliteitskaart opgesteld (juli 2019). Het gemiddelde DDE-gehalte, op basis van 1784 DDE-analyses, bedroeg in deze regio 0,48 mg/kg (iets lager dan in de gemeente Houten). Het maximaal gemeten gehalte is ook vergelijkbaar (6,37 mg/kg gemeten in Houten en 6,64 mg/kg gemeten in Rivierenland). De 95-percentielwaarde bedroeg 2,28 mg/kg en dit betekent dat minder dan 5% van de 1784 DDE-gehalten in de bovengrond de interventiewaarde overschreden. Uit beide studies kunnen min of meer dezelfde conclusies worden getrokken.

De uitgevoerde onderzoeken in het kader van de bodemkwaliteitskaart van Gemeente Houten en regio Rivierenland hebben aangetoond dat in 5-10% van bijna 2000 waarnemingen de interventiewaarde voor DDE uit de Wet bodembescherming wordt overschreden. De maximale overschrijding bedraagt circa 2,5 x de interventiewaarde.

Door middel van archiefonderzoek heeft de RUD Utrecht tien bodemonderzoeken ter plaatse van historische boomgaarden *binnen de Kromme Rijnstreek* op boorpunt- en analysesniveau geanalyseerd. De ruimtelijke verdeling van de onderzoeken is gebaseerd op ontwikkelingen binnen de Kromme Rijnstreek en is voldoende gespreid over het gebied.

De tien onderzoeken betreffen 401 analyses op OCB in de boven- en ondergrond. Hierin is onderscheid gemaakt in de bodemlagen 0-30, 30-50 en 50-200 cm-mv. In de laag 0-30 cm-mv (maatgevend voor de mate van bodemverontreiniging met OCB) betrof het aantal datapunten (=analyses) 226. Dit is een dermate groot aantal dat met de uitkomsten van de data-analyse significante uitspraken gedaan kunnen worden over de gehele Kromme Rijnstreek. Hier komen we later in dit Handlingskader op terug.

2.2 Nadere beschouwing organochloorbestrijdingsmiddelen in de bodem

De onderzoeken in de Kromme Rijnstreek tonen aan dat de bodem ter plaatse van (voormalige) boomgaarden diffuus en heterogeen verontreinigd is met OCB. Hierbij variëren de gemeten gehalten op waarnemingsniveau van kleiner dan de Achtergrondwaarde (klasse AW-2000) tot maximaal enkele malen de interventiewaarde (= grenswaarde voor potentieel risico voor mens en/of milieu). Aangezien in vrijwel alle onderzoeken een duidelijke ruimtelijke samenhang ontbreekt tussen de meetpunten waar interventiewaarden worden overschreden, is het niet of nauwelijks mogelijk interventiewaardecontouren te definiëren.

Het komt voor dat op basis van bodemonderzoeksresultaten binnen een (voormalige) boomgaard een terreindeel aanwijsbaar is met een gemiddeld gehalte OCB dat de interventiewaarde overschrijdt. In een aantal situaties waarbij vervolgonderzoek is uitgevoerd, blijkt echter dat, na verdichting van het meetnet van waarnemingen, de gemiddelde gehalten alsnog onder de interventiewaarde liggen in het terreindeel waar in een eerdere onderzoeksfase de gehalten gemiddeld boven de interventiewaarde lagen. Hiermee is het vaststellen van een interventiewaardecontour van een bodemverontreiniging met OCB niet goed uitvoerbaar. Dit toont aan dat de verontreiniging met OCB zeer heterogeen verdeeld is en ook niet reproduceerbaar is.

Bij de meeste bodemonderzoeken ligt het gemiddelde gehalte OCB in de bovengrond (1,16 mg/kg) onder de interventiewaarde. Uit de data-analyse van de onderzoeken binnen de Kromme Rijnstreek volgt dat in de bovenste 30 cm van de bodem van circa 80 % van de onderzochte boomgaarden, geen gehalten OCB voorkomen boven de interventiewaarde. Bij de 20 % waar wel de interventiewaarde wordt overschreden, komt het gemiddelde gehalte (op basis van een beperkt aantal waarnemingen) niet boven 1,5 maal de interventiewaarde uit. Het maximaal gemeten gehalte DDE bedraagt 5,5 mg/kg. Ook de bodemlaag dieper dan 30 cm is belast met OCB, maar de gehalten liggen zonder uitzondering onder de interventiewaarde. De toplaag is dus maatgevend voor de mate van verontreiniging.

Het aantal analyses op OCB dat tijdens een onderzoek is uitgevoerd, is van invloed op de eindconclusie. Zoals verwacht nemen de berekende gemiddelde gehalten af naar mate er meer analyses per boomgaard zijn uitgevoerd. Het gemiddelde gehalte neemt af in onderzoeken waarbij 10 of meer analyses per ha of per locatie zijn uitgevoerd. Daarbij merken we op dat het uitvoeren van meer dan 10 analyses per ha boomgaardperceel niet leidt tot een ander beeld van de mate van verontreiniging.

2.3 Het huidige Wbb-beleid en reeds bestaand gebiedsspecifiek beleid

Provincie Utrecht is het bevoegd gezag Wet bodembescherming (Wbb) binnen de provincie (uitgezonderd op het grondgebied van de gemeenten Utrecht en Amersfoort). Vanaf 1996 heeft de provincie verontreinigingen met OCB beoordeeld op basis van een risicobeoordeling conform de Circulaire bodemsanering³.

Daarnaast heeft de Provincie met gemeenten gebiedsspecifiek sanerings- en hergebruiksbeleid ontwikkeld. Indien sprake is van onaantvaardbare milieuhygiënische risico's is in een beschikking op grond van de Wbb een geval met ernstige OCB-verontreiniging als spoedeisend voor sanering vastgesteld. Vervolgens is door veroorzakers of eigenaren gesaneerd, of door de Provincie met rijksbudget. Het bepalen van de risico's kan worden uitgevoerd met het programma Sanscrit, waarin de rijksregels en uitgangspunten zijn opgenomen.

Bij het beoordelen van een bodemverontreiniging met OCB (en het bepalen van een saneringsnoodzaak) zijn de volgende zaken van belang⁴:

- Wel of geen ernstig geval
Bij een bodemverontreiniging wordt eerst gekeken naar de omvang van de verontreiniging. Pas als de omvang (met *gemiddelde* gehalten groter dan de interventiewaarde) groter is dan 25 m³ spreken we van een 'geval van ernstige bodemverontreiniging' waarvoor in principe een saneringsnoodzaak geldt.
- Wel of geen risico's bij toekomstig gebruik
Als er sprake is van een 'ernstig geval' moet vervolgens nagegaan worden welke risico's er voor mens en milieu aanwezig zijn in de huidige of nieuwe situatie (bijvoorbeeld een nieuwe woonwijk of natuurgebied). Uit een eerste risico-inschatting met het risicomodel Sanscrit blijkt dan vaak dat ter plaatse van (voormalige) fruitboomgaarden geen sprake is van risico's voor de mens maar wel voor het milieu (ecologische risico's). Om deze ecologische risico's beter in beeld te krijgen zou een nadere risicobepaling moeten plaatsvinden.

³Circulaire bodemsanering, 1 juli 2013 (Staatscourant 2013, 16675)

⁴Dit geldt onder de huidige bodemwetgeving, de Wet bodembescherming. Met de inwerkingtreding van de Omgevingswet wijzigt dit.

Met de huidige systematiek van risicobeoordeling is het niet mogelijk om mee te nemen dat grote delen van een gebied (zoals de Kromme Rijnstreek) integraal verontreinigd zijn en dat een individuele sanering (m.b.t. het aspect doorvergiftiging) op gebiedsniveau weinig tot geen effect heeft (zie bijlagen 2 en 3).

In onderstaande tabel zijn de normen voor DDE (voor grond) op een rijtje gezet. Deze zijn afhankelijk van het gehalte organische stof (OS) en gelden bij een standaard OS-gehalte van 10%. Hoe hoger het OS-gehalte, hoe beter OCB aan grond wordt gebonden en des te hoger de norm. In de Kromme Rijnstreek wordt in de bovengrond van boomgaarden een gemiddeld OS-gehalte van 5,3% gemeten; de interventiewaarde bedraagt dan omgerekend $5,3/10 * 2,3 \text{ mg/kg} = 1,22 \text{ mg/kg}$.

Tabel: normen DDE

Norm	Norm voor DDE (OS-gehalte 10%)	Opmerking
Humane risicogrenswaarde	17 mg/kg	Bron: website Infomil
Interventiewaarde	2,3 mg/kg	Bij een overschrijding van de interventiewaarde is er volgens de Wet bodembescherming sprake van sterk verontreinigde grond.
Achtergrondwaarde	0,1 mg/kg	Er is volgens de Wet bodembescherming sprake van schone grond als de achtergrondwaarde niet overschreden wordt.
Klasse Industrie	<1,3 mg/kg	Als een partij grond (volgens het Besluit bodemkwaliteit) voldoet aan deze generieke maximale waarde dan is de grond geschikt voor de functie Industrie.
Klasse Wonen	<0,13 mg/kg	Als een partij grond (volgens het Besluit bodemkwaliteit) voldoet aan deze generieke maximale waarde dan is de grond geschikt voor de functie Wonen.

Over de totstandkoming van de Interventiewaarde nog het volgende: de Interventiewaarde bodem, die wordt gehanteerd als ijkpunt voor het bepalen of bodemsanering is vereist, wordt bepaald door het humaan toxicologisch criterium en het ecotoxicologisch criterium. Beide criteria geven de concentratie van een stof in de bodem aan, waarboven humaan respectievelijk ecologisch risico mogelijk is. Het strengste criterium is maatgevend voor de hoogte van de Interventiewaarde bodem. Meestal is de ecologie bepalend in de norm, omdat bodemleven in direct contact staat met de bodem en mensen veelal indirect aan bodemverontreiniging worden blootgesteld. In het geval van DDE wordt de interventiewaarde dus bepaald door het ecotoxicologisch criterium.

Uit bovenstaande tabel volgt verder dat de interventiewaarde en de norm voor klasse Industrie niet op elkaar aansluiten. Stel je hebt een partij vrijkomende grond met een gemiddeld DDE-gehalte tussen de 1,3 en 2,3 mg/kg, dan kun je deze grond elders niet hergebruiken maar dien je deze partij grond af te voeren naar een erkende verwerker. Terwijl als deze grond op locatie kan blijven, er geen enkele beperking is (omdat de interventiewaarde niet wordt overschreden). In de praktijk zijn er twee soorten grondstromen, namelijk niet-herbruikbaar en wel-herbruikbaar.

Bovenstaande situatie is onwenselijk, derhalve is hiervoor de volgende oplossing bedacht. Om vrijkomende grond van (voormalige) boomgaarden elders toe te kunnen passen is voor de regio Zuidoost-Utrecht in 2011 (geactualiseerd in 2021) een Nota Bodembeleid⁵ opgesteld waarbij voor (voormalige) boomgaarden specifiek bodembeleid geldt. Voor de stoffengroep OCB zijn lokale maximale waarden (LMW) opgesteld die gelijk zijn aan de interventiewaarden. Bij gehalten lager dan deze LMW is er geen sprake van humane risico's en is de grond dus geschikt voor de functie Wonen. Eventueel vrijkomende grond uit (voormalige) boomgaarden mag worden toegepast ter plaatse van (andere) boomgaardpercelen, ongeacht of dit een huidig of voormalig boomgaardperceel betreft.

⁵ Nota bodembeheer werkgebied ODRU (beleidskader voor grondverzet en bodemsanering), ODRU, november 2021

2.4 Risico's organochloorbestrijdingsmiddelen

De ecologische risico's zijn bepalend geweest voor het vaststellen van de interventiewaarde van bodemverontreiniging met OCB. Het gehalte OCB waarbij sprake is van humane risico's, zelfs bij gevoelig terreingebruik zoals moes- en speeltuinen, ligt beduidend hoger dan de risicogrenswaarde voor ecologisch risico (zie ook voorgaande paragraaf).

Ecologisch risico

Er zijn bodemrapporten bekend waarin op basis van een standaard risicobeoordeling volgens Sans-crit 2.0 (stap 2) is geconcludeerd dat ter plaatse van een (voormalige) boomgaard, sprake is van een onaanvaardbaar risico voor de ecologie. Aan de hand van die uitkomst bepaalt het bevoegd gezag Wbb of een geval van ernstige bodemverontreiniging met spoed moet worden gesaneerd.

Door nader naar het diffuse karakter van OCB-verontreinigingen te kijken ontstaat een genuanceerder beeld van de potentiële risico's. Dit wordt toegelicht aan de hand van een conceptueel model, weergegeven in bijlage 2. Hieruit volgt tevens een generieke afweging van de ecologische risico's in de Kromme Rijnstreek (bijlage 3).

In de Kromme Rijnstreek ligt ongeveer 3500 ha aan mogelijk verontreinigde (voormalige) boomgaarden. Het integraal wegnemen van een eventueel negatief effect is vanwege de schaalgrootte van de OCB-verontreiniging niet haalbaar (maatschappelijk en financieel). Bovendien is de milieuschade door actieve saneringsmaatregelen mogelijk groter dan de milieuwinst. Denk daarbij aan: (tijdelijke) schade aan het ecosysteem door grondverzet (vernietiging van de begroeiing, structuurbederf en verstoring van het bodemprofiel), extra uitstoot van stikstof en CO₂.

Het saneren van voormalige boomgaarden omdat deze onderdeel zijn van een gebiedsontwikkeling zal, opnieuw vanwege de schaalgrootte en de bovengenoemde bijkomende milieuschade, geen noemenswaardig effect hebben op eventuele ecologische risico's. Specifiek: hoewel een ecologisch risico voor individuen (planten en dieren) niet kan worden uitgesloten, heeft het saneren van één of enkele afzonderlijke boomgaarden geen effect op populatieniveau.

Bescherming tegen doorvergiftiging (bijv. worm eet verontreiniging, muis eet worm en roofvogel eet muis) is vooral aan de orde bij de functie landbouw en natuur. Bij de functie wonen met tuin is deze doorvergiftiging tot aan een roofvogel veel minder aan de orde (bron: rapport NOBO, Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling, dec 2008)

Onderstaande tabel komt uit de (geldende) Circulaire bodemsanering en geeft aan wanneer er sprake is van een spoedeisende sanering bij ecologische risico's.

Tabel 1 Schema voor de ecologische onderbouwing van de beslissing betreffende de spoed van de sanering. Afhankelijk van het gebiedstype hoeft de sanering van een geval niet met spoed te worden uitgevoerd indien de horizontale omvang van de onbedekte bodemverontreiniging binnen een contour voor Toxische Druk (TD) kleiner is dan de aangegeven oppervlakte. Beide contouren dienen beoordeeld te worden

gebiedstype ^B	oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (TD ^A > 0,25)	oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (TD ^A > 0,65)
• natuur inclusief gebieden behorende tot de EHS ^C	500 m ²	50 m ²
• landbouw • wonen met tuin • moestuinen/volkstuinen • groen met natuurwaarden	5.000 m ²	500 m ²
• ander groen • bebouwing • industrie • infrastructuur	50.000 m ²	5.000 m ²

De Toxische Druk (TD) kan per boorpunt worden berekend; een toxische druk van 0,25 (of 25%) betekent bijvoorbeeld dat verhoogde concentraties in de bodem t.p.v. het betreffende boorpunt op 25% van de soorten organismes een meetbaar/merkbaar effect hebben.

Tijdens het dossieronderzoek zijn er bodemrapporten gevonden met boorpunten met een toxische druk hoger dan 0,25. De vervolgvraag is dan of er een deelgebied/oppervlak binnen zo'n boomgaard is te definiëren waarbinnen elke boring een toxische druk heeft die hoger is dan 0,25. Omdat gebleken is dat hoge en lage OCB-gehalten elkaar (zelfs vlak naast elkaar) afwisselen (en dus ook boorpunten met een hoge en een lage toxische druk), hetgeen alles heeft te maken met de heterogeniteit van deze verontreiniging, is zo'n deelgebied/contour met alleen boorpunten met hoge toxische druk vrijwel niet te tekenen. Beter/reëler is het daarom om met een gemiddeld DDE-gehalte te werken; de toxische druk zal daarbij vrijwel altijd onder de 25% liggen en volgens de Wet bodembescherming is er dan geen sprake van onaanvaardbare ecologische risico's.

Humaan risico

Uit toetsing van de meetwaarden uit de database Kromme Rijnstreek aan de criteria uit Sanscrit 2.0 volgt dat de grenswaarde voor humaan risico door DDE in de bodem van voormalige boomgaarden niet wordt overschreden. Het hoogst gemeten gehalte DDE is 5,5 mg/kg. Dit is ruim tweemaal de interventiewaarde. De grenswaarde voor actueel humaan risico ligt op 8 mg/kg (bij een gehalte organisch stof in de bodem van 5 %). Alleen in uitzonderlijke situaties (incident of calamiteit, bijvoorbeeld lekkage van bestrijdingsmiddelen) zal deze grenswaarde worden overschreden. Bij normaal gebruik van bestrijdingsmiddelen ontstaat in een boomgaard een diffuse verontreiniging waarbij de hoogste gehalten soms boven de interventiewaarde liggen, maar altijd onder de humane risicogrenswaarde.

Samenvattend: een DDE-gehalte dat doorgaans op een (voormalige) boomgaardperceel wordt aangetroffen levert geen humane risico's op. Hoewel bepaald kan worden dat er ook geen sprake is van ecologische risico's is de bodem wel minder geschikt vanuit ecologisch perspectief.

3. Doel en uitgangspunten regionaal OCB-bodembeleid

3.1 Doelstelling

- Het zoveel mogelijk wegnemen van belemmeringen (kosten en vertraging) tijdens de uitvoering van grondgebonden projecten;
- Het voorkomen van onnodige bodemsaneringen.

3.2 Uitgangspunten

- Oplossingen binnen de geldende regelgeving (Wbb, Bbk) en zoveel mogelijk aansluiten op toekomstige regelgeving (Ow);
- Oplossingen sluiten aan op bestaand lokaal bodembeleid, vastgelegd in de Nota Bodembeheer en toekomstige omgevingsplannen;
- Maatschappelijk/politiek draagvlak;
- Eenvoudige en handhaafbare beleidsregels;
- Ruimte waar het kan en streng waar het moet;
- Grondverzet moet binnen het aandachtsgebied minimaal voldoen aan het stand-still principe. D.w.z. de bodemkwaliteit op een locatie binnen de Kromme Rijnstreek mag door het afgraven van of ophogen met grond niet verslechteren;
- Gericht op het wegnemen en voorkomen van onaanvaardbare humane en ecologische risico's.

Gemeenten kunnen na inwerkingtreding van de Omgevingswet zelf bepalen welk risico zij aanvaardbaar vinden en een eigen aanpak vaststellen en uitvoeren, waarbij zij gebruik kunnen maken van dit handelingskader.

3.3 Toegevoegde waarde van lokaal beleid voor OCB-verontreinigingen

Lokaal beleid voor bodemverontreiniging met OCB ter plaatse van (voormalige) boomgaarden zorgt voor toegevoegde waarde:

- Kostenbesparing in projecten doordat:
 - Bodemsanering van boomgaarden bij een functiewijziging alleen nog in uitzonderlijke situaties noodzakelijk is;
 - Er in de voorbereiding van projecten een maatwerkoplossing voor bodemonderzoek ter plaatse van boomgaarden wordt aangeboden. Het onderzoek wordt niet meer gefaseerd uitgevoerd en zal meestal goedkoper zijn;
- Ruimte voor natuurontwikkelingsprojecten doordat de belemmeringen als gevolg van bodemverontreiniging met OCB grotendeels wegvallen;
- Duurzaam omgaan met grond doordat transport en reiniging of stort van verontreinigde grond niet of minder nodig is en ontgraven grond niet vervangen hoeft te worden door van elders aan te voeren grond;
- Door maatwerk in de beleidsregels ontstaan geen extra risico's voor mens en milieu ten opzichte van de reguliere/generieke werkwijze onder de Wbb en het Bbk;
- Eenduidig OCB-beleid voor de gemeenten in de Kromme Rijnstreek, Omgevingswetproof en klaar voor de toekomst;
- De problematiek rond bodemverontreiniging met OCB in de Kromme Rijnstreek is door uniforme afspraken op regionaal niveau beter beheersbaar.

4. Regionaal OCB-beleid in de Kromme Rijnstreek

4.1 Aandachtsgebied OCB

Het aandachtsgebied OCB betreft de gehele Kromme Rijnstreek. Op de kaart in bijlage 1 zijn de door de RUD Utrecht geïnventariseerde percelen waar vanaf de jaren '50 van de vorige eeuw fruitteelt aanwezig is (geweest), aangegeven. Naar verwachting zijn deze percelen in meer of mindere mate verontreinigd met OCB.

Buiten deze percelen is de kans op het aantreffen van locaties met verhoogde OCB-gehalten zeer klein. Het is daarom niet nodig om overal maatregelen te nemen. Wel is het belangrijk dat gemeenten zich bij ontwikkelingen bewust zijn van de bodemkwaliteit en alert zijn op het mogelijk voorkomen van OCB in de bodem op locaties met gevoelig gebruik, zoals bijvoorbeeld natuurgebied.

4.2 Conceptueel model

Het verschil tussen puntbronnen en diffuse verontreinigingen, de ontstaanswijze van bodemverontreiniging met OCB en de motivatie hoe hiermee omgegaan kan worden, is samengevat in een conceptueel model. Het conceptueel model is toegevoegd in bijlage 2.

4.3 Te hanteren onderzoeks- en toetsingsprotocol

Op basis van de uitgevoerde data-analyse en het conceptueel model is een onderzoeks- en toetsingsprotocol opgesteld, dat is bijgevoegd in bijlage 4. Dit protocol dient te worden toegepast op percelen binnen de Kromme Rijnstreek die verdacht zijn op het gebruik van OCB. De getoetste onderzoeksresultaten geven een representatief beeld van de mate van verontreiniging en de eventuele (ecologische) risico's. Vervolgens kan het stroomschema uit bijlage 5 worden gevolgd.

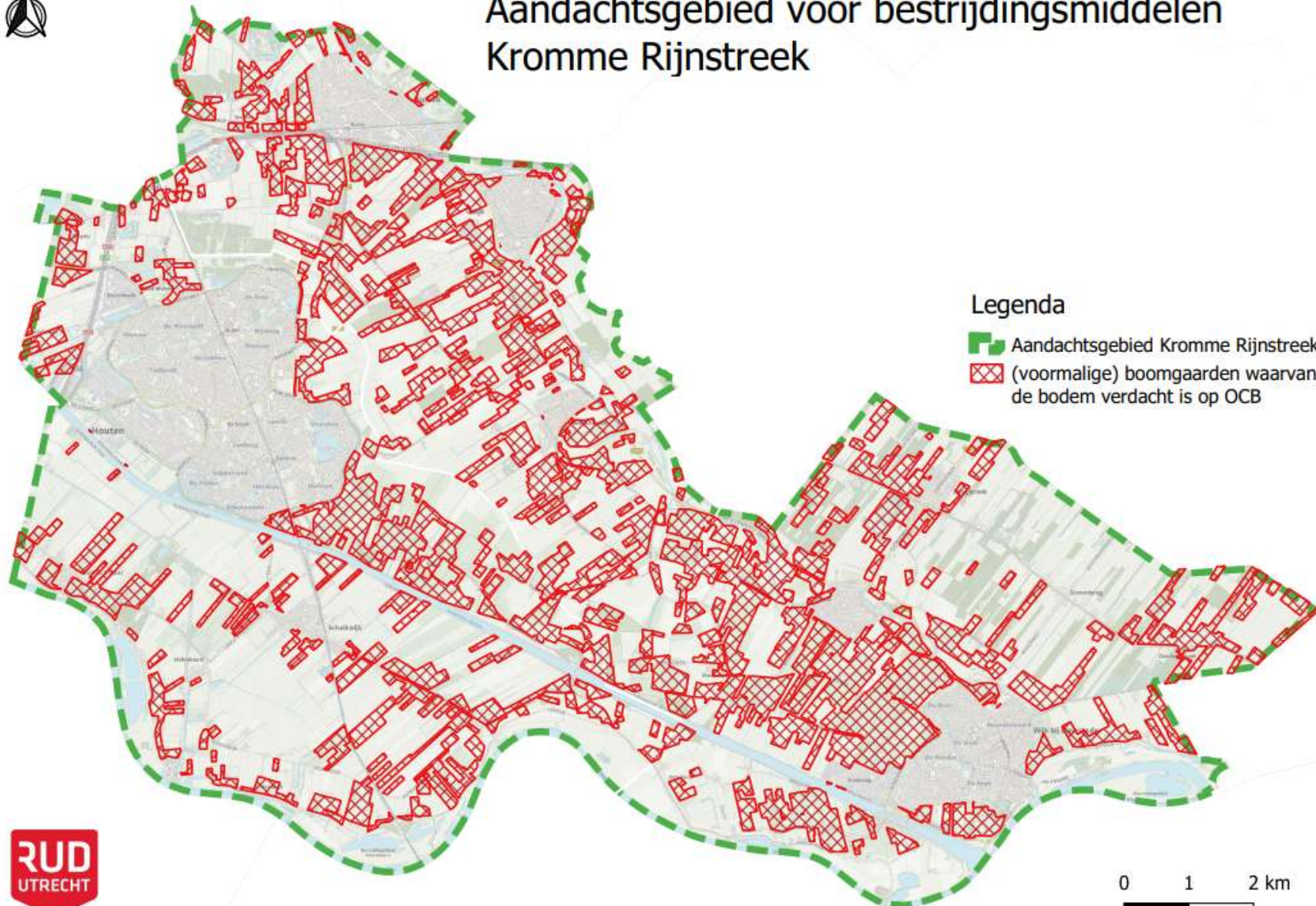
Bijlagen

1. Aandachtsgebied voor bodemverontreiniging met OCB
2. Conceptueel model voor het verspreidingspatroon van OCB-verontreinigingen
3. Generieke afweging ecologische risico's Kromme Rijnstreek
4. Protocol bodemonderzoek (voormalige) boomgaarden Kromme Rijnstreek
5. Stroomschema toetsing en beoordeling onderzoeksresultaten



Bijlage 1. Aandachtsgebied voor bodemverontreiniging met OCB



Aandachtsgebied voor bestrijdingsmiddelen Kromme Rijnstreek



Legenda

-  Aandachtsgebied Kromme Rijnstreek
-  (voormalige) boomgaarden waarvan de bodem verdacht is op OCB



Bijlage 2. Conceptueel model voor het verspreidingspatroon van OCB-verontreinigingen

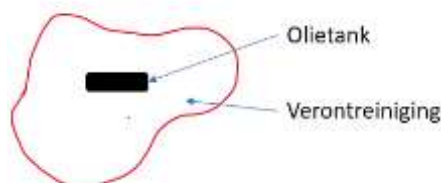
Inleiding

In de Kromme Rijnstreek worden regelmatig diffuse bodemverontreinigingen met organochloorbestrijdingsmiddelen (OCB) aangetroffen. Om te kunnen bepalen hoe om te gaan met deze bodemverontreiniging is inhoudelijke kennis noodzakelijk. In dit document geven we invulling aan een diffuus verspreidingsmodel wat in vergelijking met het standaard verontreinigingsmodel beter past bij de onderzoeksresultaten.

Door het toepassen van dit diffuse verspreidingsmodel zijn we in staat de huidige onderzoeksresultaten beter te interpreteren, toekomstige onderzoeken beter vorm te geven en kunnen we het nut en de noodzaak van uitgevoerde saneringen beter inschatten.

Noodzaak nieuw verspreidingsmodel

De huidige onderzoeksstrategie die wordt gebruikt (NEN 5740 en eventueel NTA 5755) gaat uit van een klassiek verspreidingsmodel (zie afbeelding 1). Dit model is gebaseerd op een goed herleidbare bronlocatie waardoor er met een nader bodemonderzoek een contour is te onderscheiden. Door middel van doelgericht onderzoek is het dus mogelijk de omvang van de verontreiniging nauwkeurig in te schatten en vast te stellen welk gedeelte van een terrein wel en welk gedeelte niet verontreinigd is. Het is dan ook duidelijk welke grond wel en welke grond niet gesaneerd dient te worden. Tijdens de sanering is het mogelijk door middel van wand- en putmonsters te verifiëren of de verontreiniging voldoende is gesaneerd.



Figuur 1: Klassiek verspreidingsmodel

Uit tientallen onderzoeken die de afgelopen jaren zijn uitgevoerd ter plaatse van (voormalige) boomgaarden in de Kromme Rijnstreek blijkt dat het klassieke verspreidingsmodel niet goed aansluit bij verontreinigingen met bestrijdingsmiddelen. De aangetroffen verontreinigingen met DDE zijn namelijk:

- Niet herleidbaar naar een puntbron;
- Niet te verenigen in een interventiewaardecontour;
- Niet reproduceerbaar in vervolgonderzoeken;
- Niet visueel aan te tonen in boorprofielen.

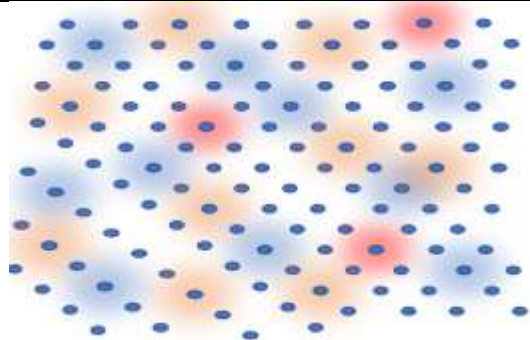
Om de eigenschappen van de verontreiniging beter te kunnen beoordelen is een verontreinigingsmodel nodig dat beter past bij dit type verontreiniging en de bijbehorende onderzoeksresultaten.

Bron verontreiniging

Het belangrijkste verschil tussen verontreinigingen met bestrijdingsmiddelen (met name DDE) en een klassiek verontreinigingsmodel is te herleiden naar de oorsprong. Bestrijdingsmiddelen werden in de jaren dat DDE werd toegepast (naoorlogs tot ongeveer 1970), verneveld (zie figuur 2). Hierdoor is er een diffuse verspreiding ontstaan zoals gevisualiseerd in figuur 3.



Figuur 2: Toepassen bestrijdingsmiddelen



Figuur 3: Diffuse verspreiding

Toepassing van verspreidingsmodel op onderzoeksresultaten

Het diffuse karakter van de verontreiniging heeft een aantal belangrijke consequenties voor de interpretatie van onderzoeksgegevens. Dit heeft met name betrekking op het aantreffen van overschrijdingen van interventiewaarden. De maatgevendheid die individuele waarnemingen hebben bij een klassiek onderzoek en het koppelen van deze waarnemingen aan een bepaald gebied of oppervlakte past niet in het verspreidingsbeeld van bestrijdingsmiddelen. De spreiding tussen de waarnemingen is hiervoor te hoog en ook zijn de resultaten onvoldoende reproduceerbaar. De enige maatgevende parameter uit het onderzoek is een aggregatie van alle waarnemingen. *Samen zeggen de waarnemingen namelijk wel iets over het gemiddelde gehalte op de locatie.*

Behoeftte aan nieuwe onderzoeksstrategie en risicobeoordeling

Zoals aangetoond passen de diffuse verontreinigingen met bestrijdingsmiddelen niet binnen het huidige verspreidingsmodel. Om de verontreiniging juist te interpreteren is dus naast een andere benadering van de resultaten ook een andere onderzoeksstrategie noodzakelijk. De onderzoeksstrategie moet erop zijn gericht om een gemiddelde te beoordelen in plaats van de beoordeling van individuele meetwaarden.

De klassieke risicobeoordeling middels Sanscrit gaat uit van de hoogst gemeten gehalten op onderzoeksniveau. De uitgevoerde data-analyse, de business case en het daaruit volgende conceptueel model tonen aan dat het realistischer is om bij een verontreiniging met bestrijdingsmiddelen uit te gaan van gemiddelde gehalten.

Toepassing verspreidingsmodel op resultaat van saneringen

De toepassing van het klassieke verontreinigingsmodel heeft in het verleden geleid tot saneringen die waren gebaseerd op een verontreinigingscontour. Door de diffuse eigenschappen van de verontreiniging verlopen deze saneringen vaak onvoorspelbaar. De resultaten van de wandbemonsteringen halen vaak niet de terugsaneerwaarden waardoor er vaak veel meer grond moet worden afgevoerd dan vooraf werd gecalculeerd. Tegelijkertijd blijkt regelmatig uit partijkeuringen van gesaneerde grond (mengmonsters van 50 grepen) dat hier de hergebruiksnormen niet worden overschreden.

Met behulp van het diffuse verspreidingsmodel is deze onvoorspelbaarheid te verklaren. Het opstellen van een saneringscontour (het maatgevend verklaren van een individuele waarneming voor een bepaalde oppervlakte) past namelijk niet bij de aard van de verontreiniging. Daarnaast heeft het saneren middels een saneringscontour andere consequenties:

- 1) Er wordt veel relatief schone grond afgevoerd. Deze grond wordt behandeld alsof deze hoge gehalten bevat maar in de realiteit is dit niet zo. Partijkeuringen vanuit reststromen van saneringswerkzaamheden bevestigen deze stelling.
- 2) De uitkeuring zegt relatief weinig over het saneringsresultaat. Gezien het diffuse karakter van de verontreiniging kan een uitkeuringresultaat onder de terugsaneerwaarde zowel een toevalligheid zijn als het daadwerkelijk saneren van het geval.

Samengevat is het saneren op basis van individuele waarnemingen efficiënt noch effectief voor de aanpak van een verontreiniging met bestrijdingsmiddelen.

Bijlage 3. Generieke afweging ecologische risico's Kromme Rijnstreek

Inleiding

In de Kromme Rijnstreek is er sprake van een diffuse verspreiding van organochloorbestrijdingsmiddelen (OCB) ter plaatse van (voormalige) boomgaarden. Er zijn, conform de Wet bodembescherming, bij het aantreffen van een interventiewaardeoverschrijding risicobeoordelingen uitgevoerd. Deze risicobeoordelingen zijn gericht op het nader in kaart brengen van humane-, ecologische- en verspreidingsrisico's op locatieniveau. Op basis van de huidige beoordelingsmethodiek zou er plaatselijk sprake zijn van ecologische risico's, waardoor een sanering noodzakelijk zou zijn.

In deze notitie is beschreven welke uitgangspunten zijn gehanteerd om te komen tot een generieke uitspraak voor het gehele Kromme Rijngebied met betrekking tot de ecologische risico's en de noodzaak om over te gaan tot een sanering.

Aanleiding generieke risicobeoordeling

Het RIVM (Posthuma et al., 2008) heeft zich eerder uitgesproken over het omgaan met risico's als gevolg van bodemverontreiniging. Samengevat komt dit neer op het zoveel mogelijk toepassen van maatwerk om een risicobeoordeling zo goed mogelijk te laten passen op de daadwerkelijke verontreinigingssituatie. Hierbij is het noodzakelijk om een goed beeld te hebben van de verontreiniging. Het uitvoeren van een grondsanering is lang niet altijd de maatregel die het beste past bij de gestelde doelen en efficiënt beleid.

Met betrekking tot de verontreinigingen met bestrijdingsmiddelen in de Kromme Rijnstreek hebben we door middel van een data-analyse en het opstellen van een conceptueel model een goed beeld van de verontreiniging. De volgende eigenschappen spelen een rol bij het berekenen van de risico's:

- 1) Er zijn door het hele gebied gehalten boven de interventiewaarde aangetroffen;
- 2) Door het zeer diffuse karakter en de slecht reproduceerbare onderzoeksgegevens is het niet verantwoord om oppervlaktes te koppelen aan een bepaald gemeten gehalte. Een worst case gehalte is hier daarom niet op zijn plaats. Het is beter om het gemiddelde te nemen als uitgangspunt.
- 3) Er is sprake van een bepaalde bandbreedte in de gemeten gehalten aan bestrijdingsmiddelen. Het gemiddeld gemeten gehalte en het maximaal gemeten gehalten zijn binnen de hele Kromme Rijnstreek vergelijkbaar.

Sanscrit toetsing

Met bovenstaande informatie is het mogelijk om een generieke uitspraak te doen over ecologische risico's binnen de Kromme Rijnstreek. Hieronder worden de stappen in de risicomodule ingevuld met geaggregeerde gehalten uit de data-analyse:

- Stap 1 – Is er sprake van een geval van ernstige bodemverontreiniging⁴?
Het gemiddelde gehalte ligt op veel locaties onder de interventiewaarde. Er kan echter niet worden uitgesloten dat er meer dan 25 m³ sterk verontreinigde grond op de locatie aanwezig is. Hierdoor is stap 2 van de risicobeoordeling relevant.
- Stap 2 - Standaard ecologische risicobeoordeling
Conform de standaard risicobeoordeling wordt van een aantal representatieve monsters de toxische druk (msPAF⁵, berekend in procenten) bepaald. Als de toxische druk bij een monster uitkomt boven de 25%, dan wordt er een aantal m² gekoppeld aan de locatie waarvan het monster afkomstig is. Komt dit boven een grenswaarde uit dan is er modelmatig sprake van ecologische risico's.

Bij het invullen van een gehalte is in veel gevallen gebruik gemaakt van een worst-case benadering, een getekende interventiewaarde-contour waarbinnen het hoogst gemeten gehalte gebruikt wordt in de risicobeoordeling. Dit is volgens het conceptueel model een onjuiste toepassing en leidt in veel gevallen tot een overschatting van de (ecologische) risico's.

Voor een correcte toepassing van het conceptueel model is een wijziging in de invoervariabelen van Sanscrit noodzakelijk. Omdat we op gebiedsniveau een gemiddeld gehalte hanteren, volgt uit de

⁴ Verontreiniging waarbij een interventiewaarde voor een of meer stoffen wordt overschreden in ten minste 25 m³ grond en/of 100m³ grondwater.

⁵ meer-soorten Potentieel Aangetaste Fractie

berekening voor de toxische druk een msPAF van 19,8%⁶. Dit is lager dan het criterium voor ecologische risico's.

Interpretatie resultaten

Door de grootschalige toepassing van organochloorbestrijdingsmiddelen is de bodem in Kromme Rijnstreek diffuus verontreinigd geraakt, met name met DDE (DichloroDifenyldichloroEthaan, een afbraakproduct van DDT). Uit een gebiedsanalyse blijkt dat deze diffuse verontreiniging een beperkte negatieve invloed heeft op de ecologische kwaliteit van het gebied. De toxische druk blijft echter onder het criterium uit de Wet bodembescherming. Hierdoor is er geen sprake van een saneringsnoodzaak.

⁶Met gemiddeld DDE gehalte van 1,16 mg/kg ds, en 5,3% organisch stof. De gemiddelde gehalten hebben betrekking op de bouwvoor (0-0,3 m-mv).

Bijlage 4. Protocol bodemonderzoek (voormalige) boomgaarden Kromme Rijn-streek

Dit protocol beschrijft de te hanteren onderzoeksstrategie in het geval van een (voormalige) boomgaard waar verhoogde OCB-gehalten in de bovengrond worden verwacht. Tevens wordt ingegaan op de toetsing van de onderzoeksresultaten, onder verwijzing naar het stroomschema in bijlage 5.

Tenslotte worden twee voorbeelden gegeven van locaties waar reeds onderzoek naar verhoogde OCB-gehalten in de bovengrond heeft plaatsgevonden. Hoewel deze onderzoeken niet volgens de onderzoeksstrategie uit dit protocol zijn uitgevoerd, kan wel al 'door de bril' van de aangepaste toetsing naar de resultaten worden gekeken. Hierbij beantwoorden we de vraag wat de conclusie van de toetsing bij deze twee locaties zou zijn na deze aangepaste toetsing.

Dit protocol betreft overigens alleen een aangepaste strategie voor het onderzoek naar OCB in de bovengrond. Met betrekking tot andere stoffen (anders dan OCB, zoals bijvoorbeeld zware metalen) dient het bodemonderzoek ter plaatse van (voormalige) boomgaarden te voldoen aan het geldende NEN 5740 protocol.

Onderzoeksstrategie bij (voormalige) boomgaardpercelen

Bij het opstellen van een onderzoekshypothese voor een verkennend bodemonderzoek ter plaatse van een boomgaardperceel, wordt uitgegaan van een verdachte onderzoekslocatie (vanwege het gebruik van bestrijdingsmiddelen), een diffuse bodembelasting (d.w.z. geen plaatselijke verontreiniging) en een heterogene verdeling van de verontreiniging (hoge en lage gehalten vlak naast elkaar). De NEN 5740 schrijft de volgende onderzoekshypothese voor: 'Verdachte locatie, diffuse bodembelasting, heterogeen verdeelde verontreiniging op schaal van monsterneming' en hierbij hoort de strategie afgekort met VED-HE.

Bij de strategie VED-HE geldt dat de boringen gelijkmatig worden verdeeld over de locatie en dat deze tot een diepte van 50 cm in de verdachte laag worden uitgevoerd. De ervaring heeft echter geleerd dat verhoogde OCB-gehalten met name in de bovenste 30 cm van het (oorspronkelijk) maaiveld worden aangetroffen, ook wel de bouwvoor genoemd. Daarom richt bodemonderzoek naar OCB zich (alleen) op deze bovenste 30 cm.

In onderstaande tabel (in zwart) het schema uit de NEN 5740 (VED-HE) met het aantal voorgeschreven boringen en analyses bij een OCB-onderzoek. Deze opzet betreft alleen grondonderzoek omdat OCB niet of nauwelijks in verhoogde gehalten in het grondwater voorkomen. In de tabel is het totaal aantal boringen vermeld (optelsom van aantal boringen tot 0,5 m, boringen tot 2 m en boring met peilbuis behorende bij NEN5740 VED-HE).

Tabel: onderzoeksstrategie OCB-onderzoek (huidig en aangepast)

Oppervlakte onderzoekslocatie (in m ² of ha)	NEN5740, VED-HE Totaal aantal boringen	NEN5740, VED-HE Aantal te analyseren mengmonsters	Aantal te analyseren (meng)monsters bij OCB-onderzoek t.p.v. boomgaarden (=aantal rastervakken)	Totaal aantal boringen op locatie tot 0,3 m in de verdachte laag (=3 boringen per rastervak)	Globaal oppervlakte per rastervak in m ²
tot 100 m ²	4	1	2	6	50
100-500 m ²	5	2	2	6	50-250
500-1000 m ²	7	3	3	9	160-330
1000-1500 m ²	9	3	4	12	250-375
1500-2000 m ²	13	3	5	15	300-400
2000-3000 m ²	14	3	6	18	330-500
3000-4000 m ²	15	3	7	21	430-570
4000-5000 m ²	18	3	8	24	500-625
5000-7000 m ²	19	3	9	27	550-780
7000-9000 m ²	23	4	10	30	700-900
9000 m ² – 1 ha	24	4	10	30	900-1000
2 ha	36	6	20 rastervakken 14 analyses	42	1000
3 ha	48	8	30 rastervakken 16 analyses	48	1000
4 ha	60	10	40 rastervakken 18 analyses	54	1000
5 ha	72	12	50 rastervakken 20 analyses	60	1000
10 ha	132	22	100 rastervakken 22 analyses	66	1000
Oppervlakte > 1 ha (p = aantal ha)	12+12p	2+2p			
Oppervlakte > 10 ha			Maatwerk i.o.m. bevoegd gezag	Maatwerk i.o.m. bevoegd gezag	Maatwerk i.o.m. bevoegd gezag

In bovenstaand schema is **in rood** het aantal boringen en analyses vermeld in het geval van OCB-onderzoek bij (voormalige) boomgaarden. De aanpassingen t.o.v. de strategie VED-HE zijn als volgt:

- Bij het hanteren van de NEN 5740, VED-HE worden bij onderzoekslocaties met een oppervlakte kleiner dan 1 ha, maximaal vier mengmonsters geanalyseerd. De ervaring leert dat vier gemeten OCB-gehalten op een oppervlak van 1 ha (10.000 m²) vaak onvoldoende antwoord geven op de vraag of er wel of geen sprake is van een duidelijke bodemverontreiniging en of nader onderzoek dan noodzakelijk is. Om de kans te vergroten dat in een verkennend bodemonderzoek direct betrouwbare uitspraken kunnen worden gedaan, gaat het OCB-protocol bij een oppervlakte van 1 ha uit van de analyse van 10 i.p.v. 4 mengmonsters. Bij het kleinste oppervlak van 100 m² is het aantal te analyseren mengmonsters verhoogd van één naar twee. Tussen de 100 m² en 1 ha is het aantal te analyseren mengmonsters vervolgens in stappen verhoogd. Deze verhoging van het aantal analyses tijdens het verkennend bodemonderzoek zal in de meeste gevallen tijds-winst opleveren omdat de kans op vervolgonderzoek kleiner wordt.
- Een mengmonster bestaat uit drie deelmonsters, oftewel uit drie boringen. Ter vergelijking: de NEN 5740 VED-HE schrijft voor dat maximaal vier grondmonsters mogen worden gemengd tot één te analyseren mengmonster.
- Deze strategie gaat uit van het gebruik van **rastervakken**; in elk rastervak worden drie boringen geplaatst en dit leidt tot één analyseresultaat per rastervak. Dus bij een oppervlak van 1 ha boomgaard horen 10 rastervakken met in elk rastervak drie boringen. Alle rastervakken dienen ongeveer even groot te zijn en de drie boringen per rastervak worden in de vorm van een 'driehoek' verspreid over het rastervak geplaatst, waarbij de afstand tot de boringen in het naastgelegen rastervak voldoende groot moet zijn. De rastervakken nemen in oppervlakte toe naarmate de onderzoekslocatie groter is. In bovenstaande tabel (laatste kolom) is de oppervlakte van het

afzonderlijke rastervak berekend op basis van de grootte van de onderzoekslocatie en het aantal rastervakken. De maximale grootte van een rastervak is 1000 m².

- Bij grote locaties (vanaf 2 ha boomgaard) neemt het aantal OCB-analyses relatief af doordat dan niet meer elk rastervak geanalyseerd hoeft te worden. Bij een oppervlak van 2 ha wordt uitgegaan van 20 rastervakken van elk 1000 m² waarvan slechts 14 rastervakken geanalyseerd moeten worden. De geanalyseerde rastervakken dienen verspreid over de onderzoekslocatie te liggen. Bij een oppervlak vanaf 10 ha vinden er 22 analyses plaats en vanaf dat moment sluit deze aangepaste onderzoeksstrategie (m.b.t. het aantal analyses) weer aan op de NEN5740 VED-HE.

Toetsing van de analyseresultaten

Zoals hierboven beschreven wordt per rastervak één mengmonster bestaande uit drie deelmonsters (van de bovengrond) samengesteld en geanalyseerd. Hieruit volgt een gemiddeld DDE-gehalte (= de stof die het vaakst een verhoogd gehalte laat zien) per rastervak. Elk rastervak wordt dus apart getoetst. Vervolgens zijn er drie mogelijkheden na toetsing:

1. Bij een **DDE-gehalte kleiner dan of gelijk aan de interventiewaarde** zijn vervolgstappen (zoals een nader onderzoek of een bodemsanering) in dat betreffende rastervak niet nodig.
2. Bij een **DDE-gehalte groter dan de interventiewaarde maar kleiner dan 2,5 x de interventiewaarde** dient nader onderzoek plaats te vinden in dat rastervak: in het rastervak worden 6 nieuwe boringen geplaatst waaruit 2 nieuwe mengmonsters (elk uit 3 deelmonsters) worden samengesteld en geanalyseerd. Van dat rastervak zijn dan drie analyseresultaten bekend, één van het verkennend onderzoek en twee van het nader onderzoek, die vervolgens gemiddeld worden. Dat gemiddelde DDE-gehalte (op basis van 3 mengmonsters) wordt dan opnieuw getoetst:
 - a. Bij een gemiddeld DDE-gehalte kleiner of gelijk aan de interventiewaarde zijn vervolgstappen niet nodig.
 - b. Bij een gemiddeld DDE-gehalte groter dan de interventiewaarde (maar kleiner dan 2,5 x de interventiewaarde) gelden de aanvullende specifieke voorwaarden.
 - c. Vanwege de sterke heterogeniteit kan het zelfs zo zijn dat het gemiddeld DDE-gehalte alsnog groter is dan 2,5 x de interventiewaarde. In dat geval is dit handelingskader niet van toepassing en is er sprake van een duidelijke DDE-bodemverontreiniging die, in overleg met het bevoegd gezag, als zodanig aangepakt dient te worden.
3. Bij een **DDE-gehalte groter dan 2,5 x de interventiewaarde** is het handelingskader (in principe) niet meer van toepassing. Echter ook dan heeft de initiatiefnemer alsnog de mogelijkheid om 6 nieuwe boringen te plaatsen en het gemiddelde te bepalen van 3 mengmonsters. Vervolgens kan het resultaat worden getoetst zoals hierboven beschreven bij 2.

Toetsing gebiedsspecifiek OCB-beleid aan een reeds uitgevoerde bodemonderzoek

Bovenstaande strategie en toetsing zijn vergeleken met de uitvoering en resultaten van twee reeds uitgevoerde bodemonderzoeken ter plaatse van (voormalige) boomgaarden in de gemeente Wijk bij Duurstede. Onderstaand wordt de OCB-verontreiniging van beide locaties beschreven, zonder deze locaties specifiek te noemen:

Locatie A: Grote onderzoekslocatie met een oppervlakte groter dan 10 hectare met functiewijziging naar natuur.

- Het onderzoek is in twee fasen uitgevoerd waarbij de boringen niet d.m.v. rastervakken maar wel ruimtelijk verdeeld over de locatie zijn geplaatst.
- In fase 1 zijn 11 (individuele) bovengrondmonsters (laag 0,0 – 0,3 m-mv) geanalyseerd op OCB. Ter plaatse van twee boringen werd de interventiewaarde overschreden, respectievelijk 1,6 en 2,0 x interventiewaarde. In fase 2 zijn 13 (individuele) bovengrondmonsters (laag 0,0 – 0,3 m-mv.) geanalyseerd op OCB. Ter plaatse van twee boringen werd de interventiewaarde voor DDE

overschreden, respectievelijk een overschrijding van 2 x interventiewaarde en een overschrijding van 1,5 x interventiewaarde.

- Opgeteld zijn dus in twee fasen in totaal 24 bovengrondmonsters geanalyseerd en na toetsing bleken hiervan (slechts) vier bovengrondmonsters een sterk verhoogd DDE of DDT gehalte te bevatten (maximaal 2x de interventiewaarde). De betreffende vier boringen liggen op grote afstand van elkaar (tussen de boringen afzonderlijk meer dan 100 meter) en tussen deze vier boringen zijn in andere boringen veel lagere OCB-gehalten gemeten. Om deze vier boringen kan geen interventiewaardecontour worden getrokken waarbinnen de bovengrond 'overall' sterk verontreinigd is met OCB.
- In het rapport concludeert het adviesbureau dat de gehele onderzoekslocatie heterogeen licht tot sterk verontreinigd is met DDE en dat het daarmee een geval van ernstige bodemverontreiniging betreft. Ook concludeert het adviesbureau dat, na een Sanscrit-berekening, er sprake is van een spoedeisende bodemsanering (vanwege ecologische risico's).
- Weliswaar is er sprake van interventiewaarde-overschrijdingen maar het maximaal gemeten DDE-gehalte van alle 24 bovengrondmonsters bedraagt (omgerekend naar 10% OS) 4,6 mg/kg, hetgeen ruim onder 2,5 x de interventiewaarde ligt. Dit betekent dat deze locatie qua verontreinigingsgraad goed past binnen het algemene beeld in het aandachtsgebied.
- Stel de resultaten van deze locatie zouden getoetst zijn volgens het stroomschema in bijlage 5. Op basis van de analyseresultaten zou er een kans zijn geweest dat een rastervak een gemiddeld DDE-gehalte zou opleveren dat de interventiewaarde zou overschrijden. De kans dat dit rastervak (na aanvullend onderzoek, op basis van drie mengmonsters) een gemiddeld DDE-gehalte zou bevatten dat de interventiewaarde zou overschrijden, is echter klein. De verwachting is daarom ook dat op deze locatie alleen de algemene voorwaarden (het Besluit bodemkwaliteit en de huidige Nota Bodembeheer) van toepassing zouden zijn en dat sanerende maatregelen niet nodig zouden zijn.

Locatie B: Kleine onderzoekslocatie met een oppervlakte van ca. 2500 m² met functiewijziging naar bedrijventerrein

- Ook op deze locatie heeft bodemonderzoek naar DDE-gehalten in de bovengrond in twee fasen plaatsgevonden. Nadat in het verkennend onderzoek sterk verhoogde DDE-gehalten waren aangetroffen is in een nader onderzoek geprobeerd om de omvang van deze DDE-verontreiniging (verschillende spots) beter in kaart te brengen. Uiteindelijk zijn 30 DDE-analyses uitgevoerd.
- Het hoogst gemeten DDE-gehalte bedroeg 4,32 mg/kg hetgeen past in het beeld wat we tot nu toe gezien hebben t.p.v. (voormalige) boomgaarden.
- Stel deze locatie zou volgens de nieuwe onderzoeksstrategie onderzocht zijn, dan was de locatie verdeeld in 6 rastervakken. In eerste instantie zouden dan 6 analyses (één per rastervak) uitgevoerd zijn.
- Mogelijk dat één rastervak dan aanvullend onderzocht had moeten worden a.d.h.v. twee aanvullende mengmonsters. De kans dat het gemiddelde van deze 3 mengmonsters dan nog de interventiewaarde zou overschrijden wordt klein geacht.
- Conform de nieuwe onderzoeksstrategie zouden dan 8 DDE-analyses (i.p.v. de nu verrichte 30 DDE-analyses) zeer waarschijnlijk het beeld hebben opgeleverd dat sanerende maatregelen of aanvullende voorwaarden niet nodig zouden zijn.

Bijlage 5. Stroomschema toetsing en beoordeling onderzoeksresultaten

