

Bundel - Regievoerders van 12 oktober 2023

Agenda bijlagen

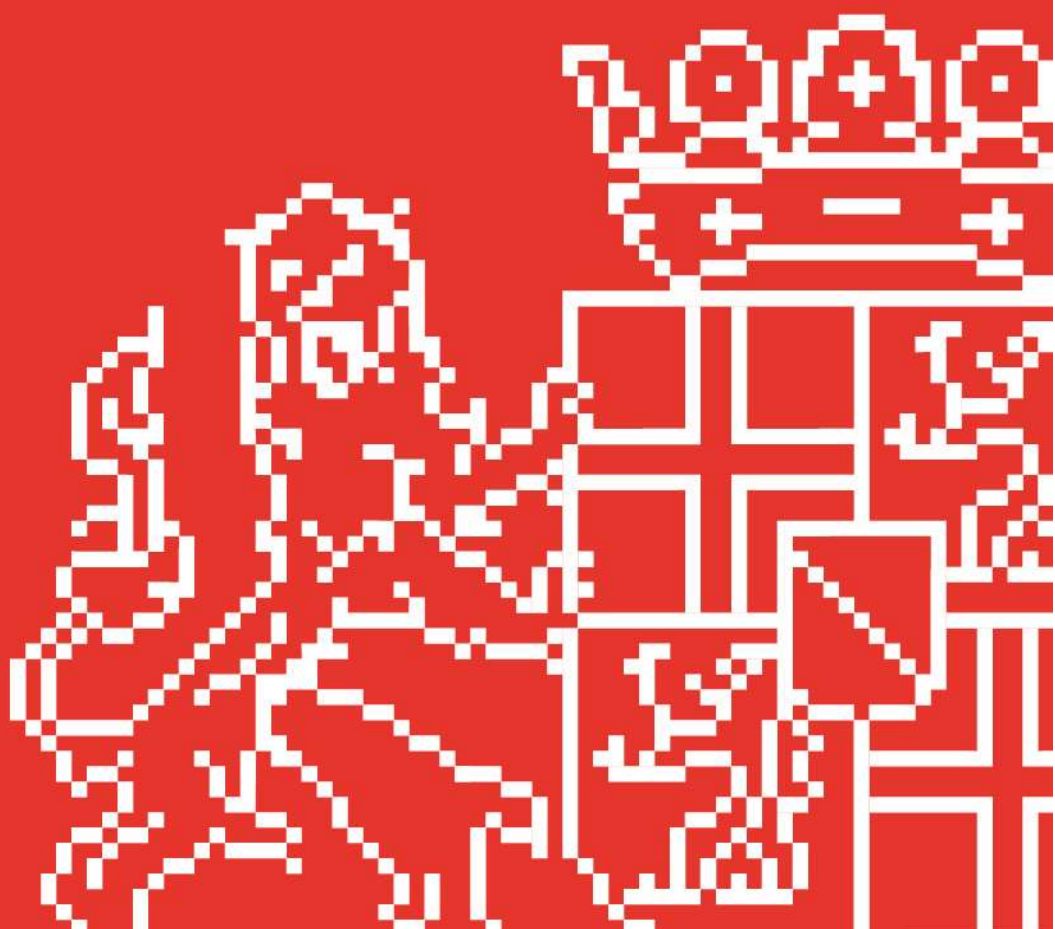
20211203 Handelingskader OCB Kromme Rijnstreek - definitief
handelingskader diffuus lood 20190924

Memo risicogrenzen voor Interventiewaarden PFAS.v1.1 (3)
Handelingskader bodembeheer toemaakgronden landelijk gebied
circulaire 2013



**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 bodemonderzoekresultaten 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 verdeling van 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 onaanvaardbare 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 risico-grenswaarde.

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 geïnterpreteerde 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.

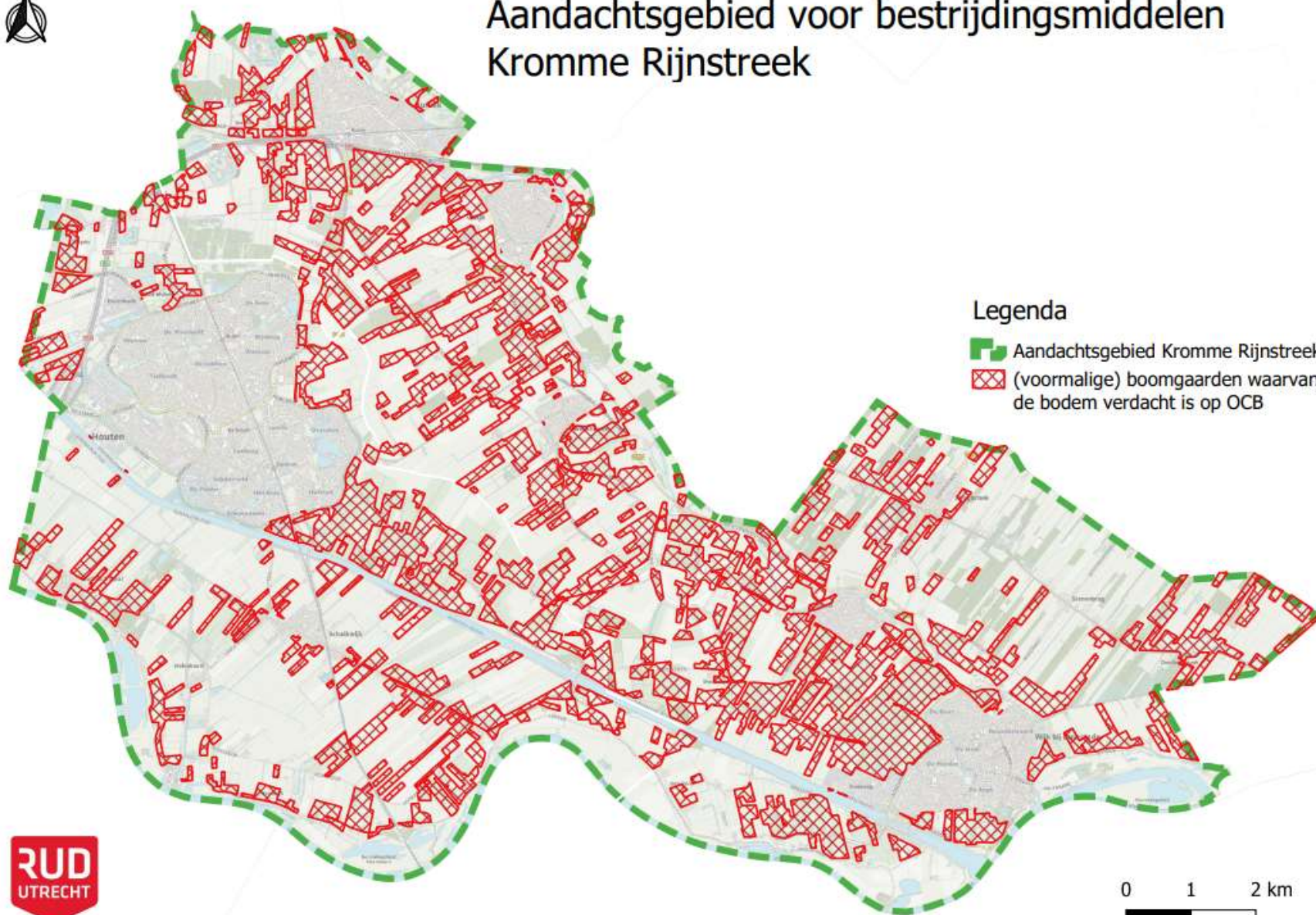
Bijlagen

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



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

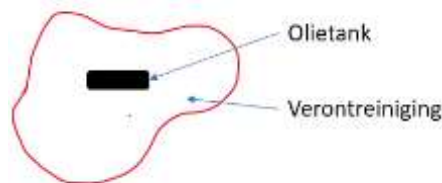
Inleiding

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.

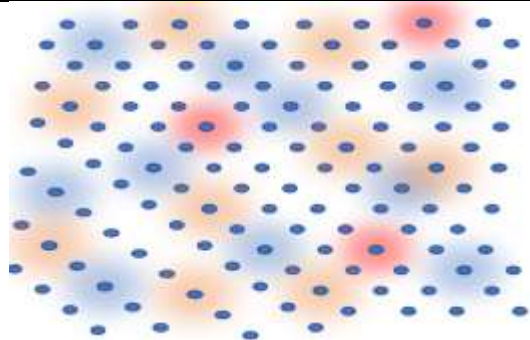
Om de eigenschappen van de verontreiniging beter te kunnen beoordelen is een verontreinigingsmodel nodig dat beter past bij dit type verontreiniging en de bijbehorende onderzoeksresultaten.

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.*

Behoefte 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 uitkeuringsresultaat 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) maai-veld 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 'overal' 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.

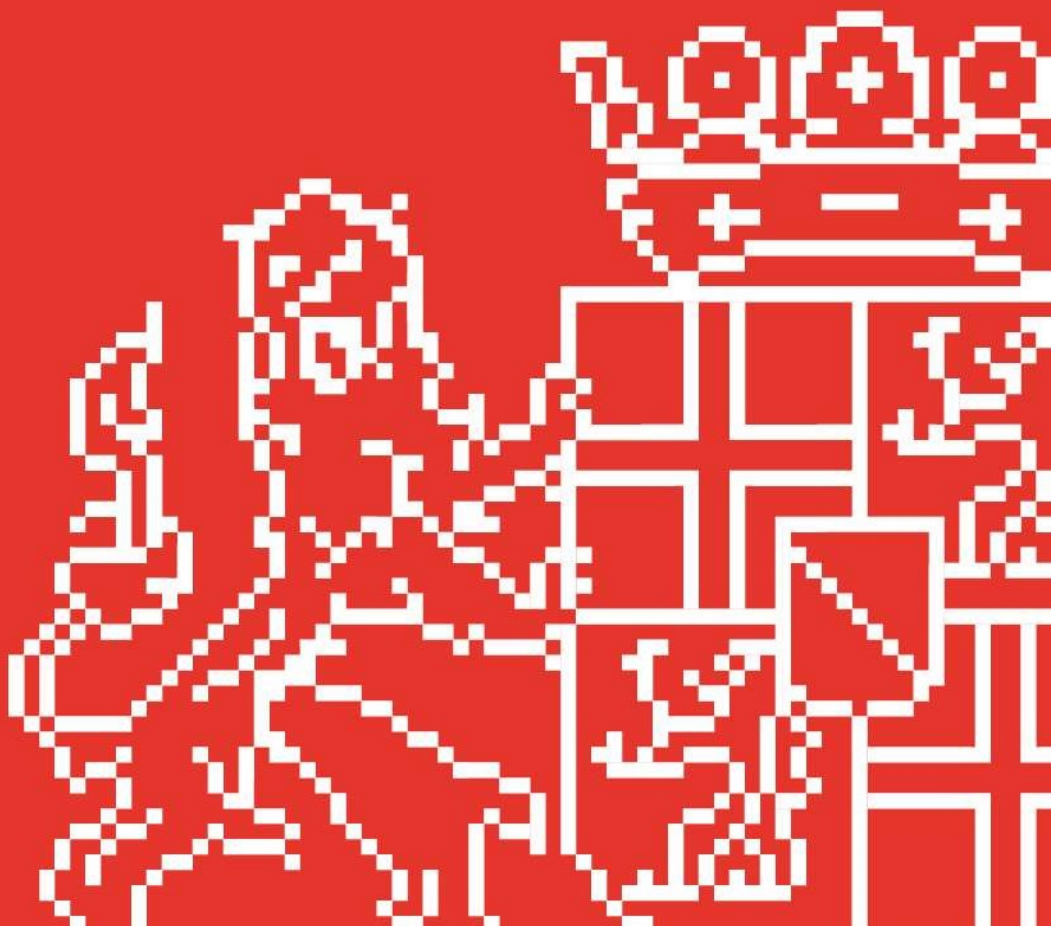
Bijlage 5. Stroomschema toetsing en beoordeling onderzoeksresultaten





HANDELINGSKADER VOOR DIFFUUS LOOD IN DE BODEM

Publicatiedatum 24 september 2019
Status Definitief
Referentienummer 81F8FFB6



Inhoudsopgave

1. Inleiding

2. Aanleiding

2.1 Lood in de bodem

2.2 Bestaand handelingskader Wet bodembescherming

2.3 Convenant Bodem en Ondergrond 2016-2020

2.4 Gezondheidsrisico's lood

2.5 Samenwerking Provincies Noord-Holland, Zuid-Holland en Utrecht

3. Doel aanpak diffuse loodverontreiniging

4. Aanpak diffuse loodverontreiniging in de Provincie Utrecht

4.1 Aandachtsgebieden diffuus lood

4.2 Verminderen blootstellingsrisico's

4.3 Aanpak particuliere tuinen

4.4 Aanpak moestuin(complex)en groter dan ca. 200 m² en schooltuinen

4.5 Overige locaties

4.6 Handelingskader – schematisch

Referenties

Bijlagen

1. Convenant Bodem en Ondergrond 2016-2020; artikel 7.
2. Kaart aandachtsgebieden Provincies Noord-Holland, Zuid-Holland en Utrecht.
3. Kaart aandachtsgebieden Provincie Utrecht (met toelichting).
4. Gezondheidskundige advieswaarden bodemlood en handelingsperspectieven.
5. Handelingskader – schematisch.

1. Inleiding

In ophooglagen in veengebieden (toemaakdek) en in historische binnensteden en lintbebouwing kan diffuus verspreide loodverontreiniging voorkomen. In 2015 heeft het RIVM een onderzoek gepubliceerd over de risico's van bodemlood. Het blijkt dat het risico van bodemlood voor jonge kinderen (0-6 jaar) hoger is dan tot nu toe werd gedacht. Indien jonge kinderen gronddeeltjes met lood in hun mond krijgen en doorslikken kunnen er al bij lagere gehalten, onder de norm van de Wet bodembescherming (Wbb), effecten zijn op het leervermogen (verlies van IQ-punten) Volgens de GGD is dit niet op individueel niveau meetbaar, maar wel op populatieniveau. In het advies heeft het RIVM ook aangegeven, dat de risico's in gebieden waar diffuus lood voorkomt, kunnen worden beheerst door de blootstelling van jonge kinderen aan gronddeeltjes en onbedekte bodem te beperken. Concreet gaat het om gebruiksadviezen (met name gericht op hygiëne) en eventuele eenvoudige inrichtingsmaatregelen (afdekken van de bodem). Het definitief wegnemen van de loodverontreiniging kan later, op een natuurlijk moment (bijvoorbeeld bij herontwikkeling) plaatsvinden.

In het Convenant Bodem en Ondergrond 2016-2020¹ (bodemconvenant) is afgesproken dat de provincie als het bevoegd gezag Wet bodembescherming (Wbb) de risico's van diffuse bodemverontreinigingen zal beheersen in samenwerking met gemeenten.

Diffuus lood in de bodem

Onder diffuus lood in de bodem verstaan wij een – vaak zeer heterogeen verdeelde – belasting van de bovengrond (enkele decimeters) met lood, die zich uitstrekt over relatief grote oppervlakten (vele hectaren) en die niet aan duidelijk te lokaliseren bronnen is te relateren. De aanwezigheid ervan is meestal te verklaren uit eeuwenlang gebruik als stedelijk gebied, atmosferische depositie en – in veenweidegebieden – de toepassing van zgn. toemaak (een mengsel van stalmest, huisvuil, zand en bagger die op veengrond werd gestort om de bodemkwaliteit te verbeteren).

Als bevoegde overheden Wbb hebben de Provincies Noord-Holland, Zuid-Holland en Utrecht gezamenlijk een handelingskader ontwikkeld. Hiermee geven zij uitvoering aan hun taak als bevoegd gezag Wbb en de afspraken in het bodemconvenant op basis van genoemde adviezen van het RIVM.

Met dit handelingskader geeft de Provincie Utrecht aan hoe tot de inwerkingtreding van de Omgevingswet (verwacht op 1-1-2021):

- de risico's van diffuus lood voor jonge kinderen beperkt kunnen worden, op basis van de adviezen van het RIVM;
- zij de afspraken in het 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 diffuus lood en de in voorbereiding zijnde Omgevingswet en de rolverdeling tussen overheden.

Na inwerkingtreding van de Omgevingswet kunnen gemeenten als bevoegd gezag zelf invulling geven aan de aanpak van (diffuse) bodemverontreinigingen en de voorgestane aanpak overnemen in hun Omgevingsplan.

¹ Op 17 maart 2015 hebben vertegenwoordigers van het Rijk, IPO, VNG en de UvW in een convenant vastgelegd hoe zij zich in de periode 2016-2020 inzetten voor een verdere ontwikkeling naar een duurzaam en efficiënt beheer en gebruik van bodem en ondergrond.

2. Aanleiding

2.1 Lood in de bodem

Door eeuwenlang gebruik van de bodem is deze op veel plaatsen in de Provincie Utrecht diffuus verontreinigd geraakt met lood. De schadelijkheid hiervan is al lang bekend en maatregelen in het verleden hebben ervoor gezorgd dat de blootstelling van de mens aan lood in hoge mate is gereduceerd. Denk hierbij bijvoorbeeld aan het vervangen van loden drinkwaterleidingen en het verbod op lood in benzine en verf. Niettemin zijn nog resten van lood als diffuus verspreide verontreiniging aanwezig in de toplaag van de Nederlandse bodem. Het komt in onze provincie vooral voor in historische stads- en dorpskernen, oude lintbebouwingen en de zogenaamde toemaakdekgebieden.

2.2 Bestaand handelingskader Wet bodembescherming

De Provincie Utrecht is het bevoegd gezag Wet bodembescherming binnen de provincie (uitgezonderd op het grondgebied van de gemeenten Utrecht en Amersfoort). Vanaf 1996 heeft de provincie loodverontreinigingen beoordeeld op basis van een risicobeoordeling conform de Circulaire bodemsanering². Daarnaast heeft de Provincie voor de zogenaamde toemaakdekgebieden samen met gemeenten gebiedsspecifiek sanerings- en hergebruiksbeleid ontwikkeld. Indien sprake is van onaanvaardbare milieuhygiënische risico's is in een beschikking op grond van de Wbb een geval met loodverontreiniging als spoed vastgesteld en is gesaneerd door veroorzakers of eigenaren, 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. De sterkst vervuilde locaties met loodverontreiniging in de Provincie Utrecht zijn de afgelopen jaren gesaneerd.

2.3 Convenant Bodem en Ondergrond 2016-2020

Het Convenant Bodem en Ondergrond 2016-2020 is in 2015 door het Ministerie van I&W, IPO, VNG en UvW ondertekend. In het bodemconvenant hebben deze partijen onder meer afspraken vastgelegd omtrent diffuse bodemverontreiniging (zie bijlage 1). Deze komen er op neer, dat door het vastleggen en geven van gebruiksadviezen de blootstellingsrisico's worden geminimaliseerd. Daar waar het opvolgen van de gebruiksadviezen deze risico's onvoldoende wegnemen, dienen de bevoegde overheden Wbb ervoor zorg te dragen dat die risico's zo spoedig mogelijk worden beheerst. Voor het definitief wegnemen van de blootstellingsrisico's wordt zoveel mogelijk gebruik gemaakt van natuurlijke momenten, zoals herontwikkeling.

2.4 Gezondheidsrisico's lood

Lood krijg je vooral binnen via hand-mond-gedrag (ingestie). Jonge kinderen krijgen makkelijker gronddeeltjes binnen en zijn gevoeliger voor lood dan volwassenen. Het RIVM concludeerde in 2015 in het rapport *Diffuse loodverontreiniging in de bodem* [ref. 1] dat de gezondheidsrisico's bij blootstelling aan lood bij jonge kinderen tot 6 jaar groter zijn dan voorheen werd aangenomen. De GGD stelt in haar advies met betrekking tot lood in de bodem dat de huidige interventiewaarde voor lood in de Circulaire bodemsanering (530 mg/kg ds) onvoldoende bescherming biedt voor jonge kinderen [ref. 2]. Als zij te veel lood binnen krijgen, kan dat een nadelig effect hebben op hun leervermogen. Lood leidt tot een onomkeerbaar verlies aan IQ-punten, wat overigens niet op individueel niveau, maar wel op populatieniveau meetbaar is. Om die reden moet vooral worden voorkomen dat jonge kinderen door middel van hand-mond-gedrag lood binnen krijgen. Blootstellingsrisico's kunnen voor een groot deel worden voorkomen door het geven van voorlichting en het opvolgen van gebruiksadviezen, waardoor jonge kinderen niet meer in contact komen met loodhoudende grond.

² Circulaire bodemsanering, 1 juli 2013 (Stcrt. 2013, 16675).

2.5 Samenwerking provincies Noord-Holland, Zuid-Holland en Utrecht

Het nieuwe inzicht in de negatieve gezondheidseffecten van lood heeft bij de provincies Noord-Holland, Zuid-Holland en Utrecht geleid tot een actieve houding. Zij hebben nauw samengewerkt bij de totstandkoming van dit handelingskader. Al eerder hebben zij een inventarisatie verricht naar het voorkomen van diffuus lood in de bodem en een gezamenlijke communicatiestrategie opgesteld.

3. Doel aanpak diffuse loodverontreiniging

De Provincie wil dat, gezien de nieuwe inzichten, de blootstellingsrisico's aan lood voor jonge kinderen worden teruggebracht tot een aanvaardbaar niveau.

Voor blootstelling aan lood is geen grens aan te geven waaronder er geen effecten zijn en het is dus nodig de blootstelling aan lood voor jonge kinderen zoveel mogelijk te beperken. Daarnaast is er bij diffuse verontreiniging sprake van een stapeling van de blootstelling. Kinderen komen tijdens het buitenspelen in aanraking met bodem van de speelplekken in de wijk, op school of bij het kinderdagverblijf én in de eigen tuin. Daarom is in gebieden waar diffuus lood voorkomt een aanpak nodig op gebiedsniveau.

Diffuse loodverontreiniging komt in een groot gebied voor, maar de exacte locaties en de gehalten per locatie zijn meestal niet bekend. Het RIVM adviseert enerzijds gebruiksadviezen te geven aan ouders en verzorgers van jonge kinderen en anderzijds met eenvoudige (inrichtings-)maatregelen de blootstelling aan de onbedekte bodem te verminderen. In het GGD-advies *Aanvullend advies Lood in bodem en gezondheid (2016)* [ref. 2] wordt gesteld dat een (diffuse) bodemkwaliteit die kan leiden tot meer dan 3 IQ-puntverlies niet acceptabel is. In dit advies wordt tevens gesteld dat bij meer dan 390 mg/kg ds lood in de bovengrond³ van plekken waar kinderen spelen er gezondheidskundig sprake is van een onvoldoende bodemkwaliteit (zie bijlage 4). Op basis van dit GGD-advies streeft de Provincie Utrecht daarom naar een verlaging van de blootstellingsrisico's tot maximaal 3 IQ-puntverlies⁴ op gebiedsniveau en hanteren wij een grenswaarde van 390 mg/kg voor het nemen van maatregelen.

Gemeenten kunnen na inwerkingtreding van de Omgevingswet zelf bepalen welk blootstellingsrisico zij aanvaardbaar vinden en een eigen aanpak vaststellen en uitvoeren.

4. Aanpak diffuse loodverontreiniging in de Provincie Utrecht

4.1 Aandachtsgebieden diffuus lood

Op basis van bestaande bodeminformatie hebben de provincies kaarten⁵ laten vervaardigen waarop de gebieden zijn aangegeven waar een kans bestaat dat in de bovengrond loodgehalten boven 390 mg/kg (P95)⁶ worden aangetroffen. Deze gebieden noemen we *aandachtsgebieden diffuus lood in de bodem*. Met deze kaarten is het niet mogelijk om antwoord te geven op de vraag of op individuele percelen in een gebied ook daadwerkelijk sprake is van hoge loodgehalten. Om inzicht te krijgen in de gebieden en locaties met mogelijk verhoogde loodgehalten (aandachtsgebieden) en de kwetsbare functies (met name kinderspeelplaatsen) die daarbinnen voorkomen, hebben wij door het adviesbureau LievenseCSO een

³ Uitgaande van speelplekken en wonen met tuin, zonder gewasconsumptie uit eigen tuin.

⁴ Het blootstellingsrisico wordt bepaald met de loodmodule van Sanscrit.

⁵ De kaarten van de drie provincies zijn met een toelichting als bijlagen 2 en 3 aan deze notitie toegevoegd.

⁶ P95 (ook wel het 95-percentiel) geeft aan, dat 95% van de gehalten in dit gebied kleiner is en 5% groter is dan de genoemde waarde. Hiermee is dus voor een ruimere ('veiliger') marge gekozen dan de P80 die voor bodemkwaliteitskaarten gebruikelijk is.

inventariserend onderzoek laten uitvoeren [ref. 4]. Dit heeft een overzicht opgeleverd van de gevoelige locaties in de aandachtsgebieden (kinderspeelplaatsen en moestuin(complex)en). De gemeenten kunnen de uitkomsten en de kaarten mét bijbehorende gebruiksadviezen toevoegen aan hun bodeminformatiesysteem en/of bodemkwaliteitskaarten.

Buiten de aandachtsgebieden voor diffuus lood is de kans op het aantreffen van locaties met onvoldoende bodemkwaliteit zeer laag. Het is daarom niet nodig om overal maatregelen te nemen op gebiedsniveau. Wel is het belangrijk dat gemeenten zich bij ontwikkelingen bewust zijn van de bodemkwaliteit en alert zijn op het mogelijk voorkomen van lood in de bodem op locaties met gevoelig gebruik, zoals bij kinderopvanglocaties en scholen.

4.2 Verminderen blootstellingrisico's

De Provincie wil de blootstellingsrisico's in de aandachtsgebieden door middel van de volgende maatregelen terugbrengen tot een aanvaardbaar niveau:

1. Het geven van gebruiksadviezen door gemeenten in overleg met de GGD;
2. Het onderzoeken en laten aanpakken van de kinderspeelplaatsen met matige of onvoldoende bodemkwaliteit;
3. Het adviseren aan gemeenten om bij ontwikkelen van locaties en/of bestemmingswijzigingen voor kinderspeelplaatsen duidelijkheid te hebben over de bodemkwaliteit.

In het rapport *Maatschappelijke kosten-batenanalyse maatregelen bodemlood (2017)* van het CE Delft en Tauw [ref. 3] wordt onder meer geconcludeerd dat (structurele) communicatie en gebruiksadviezen een positief effect hebben en dat de aanpak van plaatsen waar (veel) kinderen spelen een “relatief gunstige baten-/kostenverhouding” heeft.

Deze maatregelen hebben voorrang bij het terugdringen van de blootstellingsrisico's. Met deze twee maatregelen kan op korte termijn de meeste gezondheidswinst worden behaald. Hieronder wordt dat nader toegelicht:

1. Het geven van gebruiksadviezen

De eerste maatregel is dat in de *aandachtsgebieden diffuus lood in de bodem* bewoners door middel van een continue voorlichtingscampagne geïnformeerd worden over de kans dat in hun woongebied er voor jonge kinderen blootstellingrisico's aanwezig kunnen zijn waar het gaat om lood in de bodem. Deze bewoners krijgen op verschillende manieren algemene en eventueel specifieke gebruiksadviezen om blootstelling aan lood te voorkomen. Bijvoorbeeld het advies om hun kinderen niet op de onbedekte bodem te laten spelen en altijd hun handen te wassen na het buitenspelen. De bewoners zijn zelf verantwoordelijk voor het naleven van de gegeven gebruiksadviezen. De communicatie verloopt via gemeenten richting bewoners, aangezien het geen éénmalige communicatie betreft maar een continu (jaarlijks) communicatieproces is van bewustwording. De keuze om de communicatie via gemeenten te laten plaatsvinden is gelegen in het feit dat gemeenten dicht bij hun inwoners staan en een directe relatie hebben met de GGD als autoriteit op het gebied van gezondheid(scommunicatie). Daarnaast zijn gemeenten vanaf 2021 bevoegd gezag voor de bodemtaken onder de Omgevingswet en kan op die manier worden gezorgd voor een doorlopend communicatieproces. De Provincie heeft voor de gemeenten een communicatietoolkit opgesteld met gebruiksadviezen, persberichten en flyers.

2. Aanpak kinderspeelplaatsen⁷

De tweede maatregel is de aanpak van kinderspeelplaatsen binnen de aandachtsgebieden. Kinderspeelplaatsen bevinden zich meestal in de openbare ruimte waarvoor de overheid verantwoordelijk is. Jonge kinderen spelen dagelijks op meerdere plaatsen – waaronder kinderspeelplaatsen – en worden hierdoor in een aandachtsgebied op meerdere plekken blootgesteld aan lood. Als alle speelplaatsen binnen de aandachtsgebieden beschikken over voldoende bodemkwaliteit, levert dat een belangrijke bijdrage aan de vermindering van blootstelling aan lood voor jonge kinderen. Er is sprake van een speelplaats met voldoende bodemkwaliteit als het gemiddelde gehalte aan lood minder bedraagt dan 100 mg/kg ds conform het GGD-advies, dan wel als de blootstellingsrisico's geheel zijn weggenomen.

Op basis van de inventarisatie van speelplaatsen, uitgevoerd door adviesbureau LieveenseCSO, en een inventarisatie van kinderopvanglocaties en scholen is met gemeenten en omgevingsdiensten bepaald op welke kinderspeelplaatsen een aanvullend bodemonderzoek noodzakelijk is.

Eind 2018 heeft de Provincie Utrecht adviesbureau Tauw opdracht gegeven voor het onderzoeken van de kinderspeelplaatsen in de aandachtsgebieden. Het doel van dit onderzoek was het vaststellen van de potentiële blootstelling van jonge kinderen aan bodemlood op de onderzochte speelplaatsen. Hiervoor zijn grondmonsters van de onbedekte bovengrond van de kinderspeelplaatsen geanalyseerd op lood en zijn de gemiddelde gehalten per kinderspeelplaats bepaald. Op basis daarvan is vastgesteld of de bodem voor wat betreft loodgehalten van voldoende kwaliteit is of dat maatregelen noodzakelijk zijn.

Na een eerste inventarisatie van het gebruik van en de aanwezige verhardingen op ca. 120 hiervoor in aanmerking komende kinderspeelplaatsen, is uiteindelijk op 65 ervan de bodemkwaliteit onderzocht. Uit de onderzoeksresultaten [ref. 5] blijkt, dat op 16 ervan sprake is van licht verhoogde loodgehalten (boven 100 mg/kg ds). Deze resultaten geven echter geen aanleiding tot ingrijpende maatregelen of sanering. De situatie kan hier door eenvoudige aanpassingen (bijvoorbeeld tijdens onderhoudswerkzaamheden zoals herstel van de verharding of de grasmat) worden verbeterd. Deze informatie en adviezen voor de aanpak zijn inmiddels gedeeld met de eigenaren c.q. beheerders van de betreffende kinderspeelplaatsen.

3. Nieuwe situaties/bestemmingswijzigingen: duidelijkheid over de bodemkwaliteit en advies aan gemeenten.

Voor nieuwe situaties (door het realiseren van nieuwe kinderspeelplaatsen of het weghalen van bestaande verharding bij bestaande kinderspeelplaatsen, voor bijvoorbeeld het stimuleren van groene kinderspeelplaatsen ten behoeve van biodiversiteit en klimaatadaptatie) in de aandachtsgebieden adviseren wij gemeenten om op basis van de huidige inzichten rekening te houden met diffuus lood. Hiervoor adviseren wij om bodemonderzoek uit te voeren om te bepalen of maatregelen noodzakelijk zijn. Gemeenten kunnen voor dit soort nieuwe situaties een beleidskader opstellen.

⁷ Plaatsen waar kinderen van 0-6 jaar spelen; het gaat om die plaatsen waar kinderen in contact komen met de onverharde bodem. Definitie kinderspeelplaatsen:

- Openbare speelplaatsen (meestal in woonwijken).
- Speelplaatsen bij scholen.
- Speelplaatsen bij kindercentra.
- Trapveldjes.
- Overige locaties, bij de gemeente bekend als speelplek voor jonge kinderen.

De sport-, recreatieterreinen en stadsparken worden buiten beschouwing gelaten. Aangenomen wordt dat kinderen hier niet dagelijks spelen en dat daarmee sprake is van een beperkte blootstelling.

Wij adviseren gemeenten om te communiceren over de gebruiks- en inrichtingsadviezen richting scholen, kinderdagverblijven, peuterspeelzalen en buitenschoolse opvang (BSO's) in de aandachtsgebieden waarvan de speelplaatsen nu verhard zijn.

4.3 Aanpak particuliere tuinen

Voor de aanpak van bestaande particuliere tuinen wordt door de Provincie Utrecht, totdat de Omgevingswet van kracht wordt, het huidige handelingskader van de Wet bodembescherming gecontinueerd. Dit wordt aangevuld met extra gebruiksadviezen.

Wij hebben vastgesteld dat het onderzoeken en – waar nodig – saneren van particuliere tuinen in de aandachtsgebieden voor de Provincie, zolang zij nog bevoegd gezag is (tot 2021) niet in verhouding staan tot het gewenste resultaat. Niet alleen omdat, gezien de omvang van het aantal tuinen, de capaciteit en middelen ontbreken, maar vooral omdat voor de aanpak ervan volgens het bodemconvenant zoveel mogelijk gebruik dient te worden gemaakt van natuurlijke momenten. Tot die tijd zullen gebruiksadviezen moeten worden opgevolgd. De verantwoordelijkheid voor deze aanpak ligt bij de eigenaren/gebruikers, waarbij zo veel mogelijk mag worden aangesloten bij natuurlijke momenten (denk bijvoorbeeld aan het opnieuw inrichten van de tuin of bouwwerkzaamheden/nieuwbouw). Tot die tijd kan blootstelling worden voorkomen door het opvolgen van (inrichtings- en) gebruiksadviezen. Hierin zal de Provincie – samen met gemeenten – een actieve rol vervullen. Dit is in overeenstemming met het bodemconvenant. Voor het verstrekken van deze gebruiksadviezen worden afspraken gemaakt tussen Provincie, gemeenten en de GGD. Wij hebben een communicatieplan met gebruiks- en inrichtingsadviezen opgesteld en die verspreid via de gemeenten. Hiermee kunnen inwoners van de risico's van diffuus lood op de hoogte worden gebracht en gehouden.

Zoals hiervoor aangegeven ziet de Provincie Utrecht de aanpak van particuliere tuinen als een verantwoordelijkheid van de eigenaren/gebruikers en onderneemt in dat kader zelf – behalve in het communicatietraject – geen activiteiten. Voor bodemonderzoek en het eventueel treffen van maatregelen zijn eigenaren/gebruikers zelf de initiatiefnemers. De Provincie zal in haar bevoegd gezag-taak Wbb voor bestaande situaties extra gebruiksadviezen meegeven en vastleggen bij het verlenen van beschikkingen. In de gebruiksadviezen en overige correspondentie wordt uitgegaan van de advieswaarden van de GGD.

Volgens de Wbb bestaan sanerende maatregelen in vergelijkbare situaties met name uit het aanbrengen van een leeflaag/verharding of ontgraven en aanvullen met schone grond. Ten aanzien van het wegnemen van blootstellingsrisico's volgen wij het advies van het RIVM. Dat betekent concreet dat naast bovengenoemde maatregelen in afwijking van de paragrafen 2.2 tot en met 2.4 van de Circulaire bodemsanering als saneringsmaatregel ook kan worden volstaan met eenvoudige inrichtingsmaatregelen, zoals het afdekken van de bodem met bijvoorbeeld een verharding of het aanbrengen van een grasmat of boomschors op een schone onderlaag, zodanig dat blootstellingsrisico's worden weggenomen (ter beoordeling van het bevoegd gezag). Voor deze laatstgenoemde maatregelen dient bij de melding een (deel-)saneringsplan te worden gevoegd (een BUS-melding is in dit geval dan niet mogelijk). Indien gekozen wordt voor het verwijderen van de verontreinigde grond, adviseren wij hierbij een terugsaneerwaarde voor lood van maximaal 100 mg/kg ds aan te houden.

Na inwerkingtreding van de Omgevingswet kunnen gemeenten – voor zover zij daarvoor kiezen – als bevoegd gezag deze aanpak opnemen in hun omgevingsplan.

Voor delen van de aandachtsgebieden, waar op gemeente- of wijkniveau met genoemde maatregelen (gebruiksadviezen en aanpak kinderspeelplaatsen) het blootstellingsrisico niet kan worden beperkt tot maximaal 3 IQ-puntverlies, kunnen gemeenten voor het betreffende grondgebied een programma opstellen voor onderzoek en maatregelen in particuliere tuinen. Wij zullen met de gemeenten in de aandachtsgebieden nagaan op welke wijze wij hierbij kunnen faciliteren.

Tegelijkertijd met dit handelingskader passen wij onze Uitvoeringsverordening subsidie bodemsanering voor gemeenten aan. Onder voorwaarden kunnen de gemeenten in de aandachtsgebieden een subsidie krijgen van:

- maximaal € 30.000 voor het maken van een programma voor de aanpak van diffuus lood binnen de gemeente;
- maximaal € 225.000 voor (programmatisch) bodemonderzoek dan wel sanerende maatregelen en voor het geven van gebruiksadviezen.

4.4 Aanpak moestuin(complex)en groter dan ca. 200 m2 en schooltuinen

Voor moestuincomplexen geldt hetzelfde als voor particuliere tuinen, met dien verstande dat wij hier een actiewaarde voor lood van 260 mg/kg ds adviseren⁸. Ook hier geldt, dat wij met gemeenten in de aandachtsgebieden zullen nagaan op welke wijze wij hierbij kunnen faciliteren. Wij adviseren gemeenten om ook schooltuinen – voor zover aanwezig in de aandachtsgebieden – hierin mee te nemen. Voor schooltuinen is echter op voorhand geen actiewaarde aan te geven.

4.5 Overige locaties

Het doel van het handelingskader is om blootstellingsrisico's als gevolg van diffuus lood bij kinderen in de doelgroep 0-6 jaar terug te brengen. Dit betreft locaties waar kinderen langdurig kunnen worden blootgesteld. Hiertoe hebben wij op basis van het RIVM-rapport [ref. 1] en de MKBA [ref. 3] onderscheid gemaakt tussen locaties die intensief door kinderen worden gebruikt (*gevoelig gebruik*: plaatsen waar kinderen spelen en/of de aanwezigheid van schooltuintjes en onbedekte bodem rond scholen) en overige locaties: locaties die niet intensief worden gebruikt (*ongevoelig gebruik* zoals natuur, recreatieterreinen en overig groen). Op deze overige locaties is de blootstelling aan diffuus lood lager, aangezien de aanname is dat kinderen hier niet langdurig en frequent spelen [ref. 1]. De contactfrequentie en de groningestie liggen op deze locaties een factor 5 lager ten opzichte van locaties met gevoelig gebruik. Op deze locaties is sprake van weinig bodemcontact.

Uit de MKBA [ref. 3] blijkt, dat de aanpak van locaties met *gevoelig gebruik* de meest gunstige baten-/kostenverhouding kent ten opzichte van locaties met *ongevoelig gebruik*. Daarom hebben wij in de aanpak van diffuus lood hier een onderscheid gemaakt: voor locaties met *ongevoelig gebruik* nemen wij geen maatregelen op in dit handelingskader.

4.6 Handelingskader – schematisch

In bijlage 5 is het handelingskader diffuus lood van de Provincie Utrecht schematisch weergegeven.

⁸ De waarde 260 mg/kg ds voor grote moestuin(complex)en is gebaseerd op de gezondheidskundige advieswaarden bodemlood van de GGD en markeert de grens waarboven sprake is van een onvoldoende bodemkwaliteit (zie bijlage 4).

Referenties

- [1] Otte, P.F. et al (2015). Diffuse loodverontreiniging in de bodem. Advies voor een gemeenschappelijk beleidskader. RIVM Rapport 2015-0204. Bilthoven.
- [2] GGD GHOR Nederland/GGD-projectgroep bodem (2016). Lood in bodem en gezondheid. Aanvullend advies met informatie voor GGD-adviseurs gezondheid en milieu. Definitieve versie. 29 januari 2016.
- [3] Vergeer, R, Blom, M, Schep, E (CE Delft), Mekking, M, In 't Veld, M (Tauf bv) (2017). Maatschappelijke kosten-batenanalyse maatregelen bodemlood. 17.7K50.85. CE Delft (oktober 2017). Delft.
- [4] Springer, M. (2017). Inventarisatie aandachtsgebieden diffuse loodverontreiniging in de Provincie Utrecht. 17M1002.RAP001. LievenseCSO (21 december 2017). Bunnik.
- [5] Tauf (2019). Bodemonderzoek naar diffuus lood op speelplaatsen in de Provincie Utrecht. Projectnummer 1267248. 15 juli 2019. Amsterdam.
- [6] Gemeente Zaanstad (2017). Zaans criterium voor met lood verontreinigde bodem. 2017/6/153.
- [7] Otte, P.F., Zeilmaker, M (2017). Ex ante evaluatie: lokaal beleid aanpak diffuus bodemlood. RIVM Rapport 2017-0174. Bilthoven.

Bijlagen

1. Convenant Bodem en Ondergrond 2016-2020; artikel 7.
2. Kaart aandachtsgebieden Provincies Noord-Holland, Zuid-Holland en Utrecht.
3. Kaart aandachtsgebieden Provincie Utrecht met toelichting.
4. Gezondheidskundige advieswaarden bodemlood en handelingsperspectieven.
5. Handelingskader – schematisch.

Bijlage 1.

Convenant Bodem en Ondergrond 2016-2020; artikel 7.

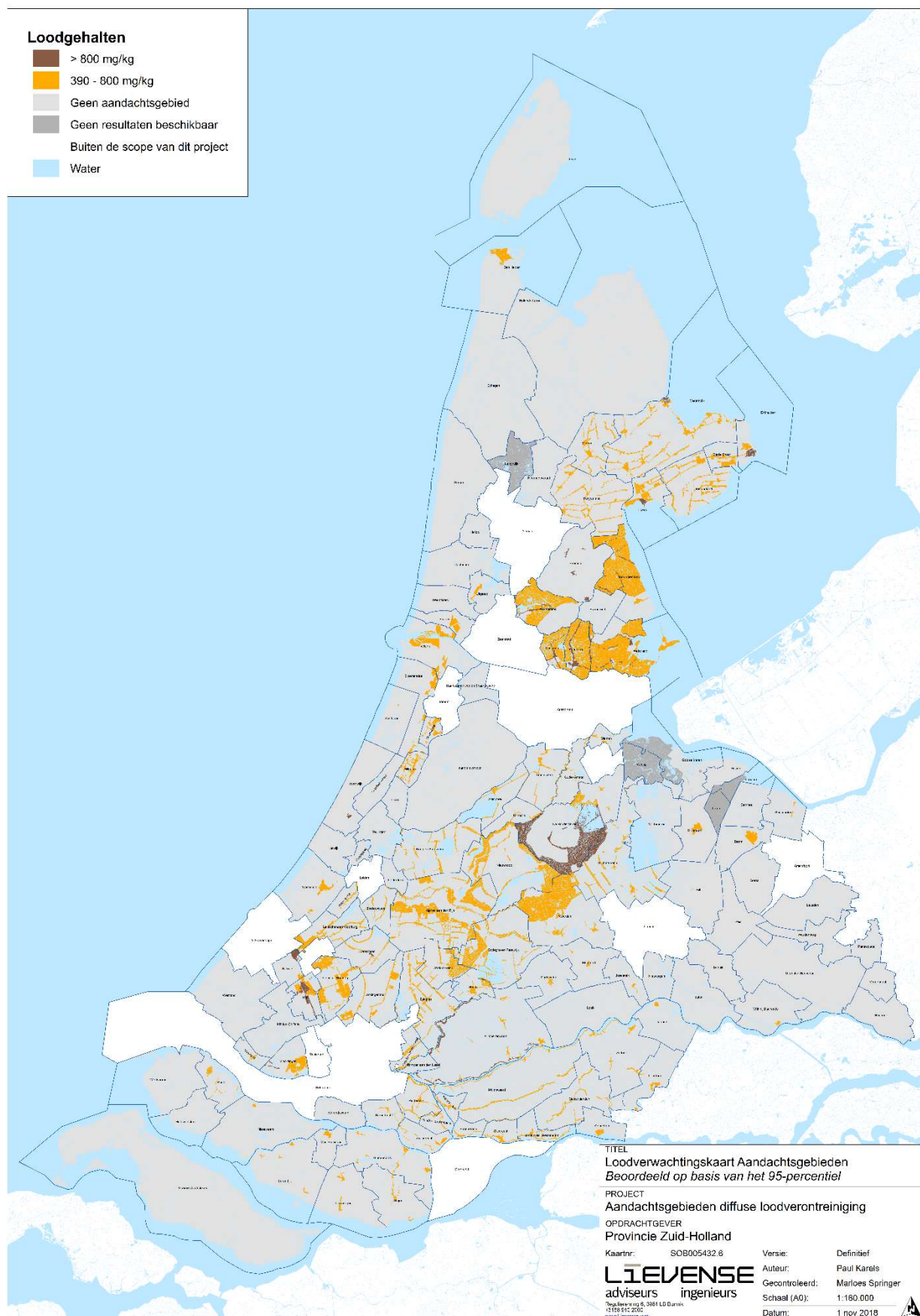
Artikel 7: Diffuse bodemverontreiniging:

- 7.1 De bevoegde overheden Wbb bewerkstelligen, voor zover dat nog niet is gebeurd en voor zover nodig in samenwerking met de gemeenten die geen Bevoegde overheid Wbb zijn, dat in gebieden met Diffuse bodemverontreiniging met onaanvaardbare humane risico's helderheid bestaat over in dat gebied op te volgen gebruiksadviezen, teneinde deze risico's te minimaliseren. Zij leggen gebruiksadviezen vast in voor een ieder te raadplegen documenten. Zij stellen voorts beleid op voor werkzaamheden in deze gebieden die het risico op blootstelling of verplaatsing vergroten, zoals graafwerkzaamheden.
- 7.2 Indien in een gebied met Diffuse bodemverontreiniging onaanvaardbare humane risico's aanwezig blijken te zijn en deze risico's niet door het opvolgen van gebruiksadviezen tot een aanvaardbaar niveau kunnen worden teruggebracht, dragen de Bevoegde overheden Wbb ervoor zorg dat deze risico's zo spoedig mogelijk worden beheerst. Voor het definitief wegnemen van de risico's wordt zoveel mogelijk gebruik gemaakt van natuurlijke momenten, zoals herontwikkeling. De Bevoegde overheden Wbb die het betreft nemen de aanpak van deze verontreiniging in hun programmering op.

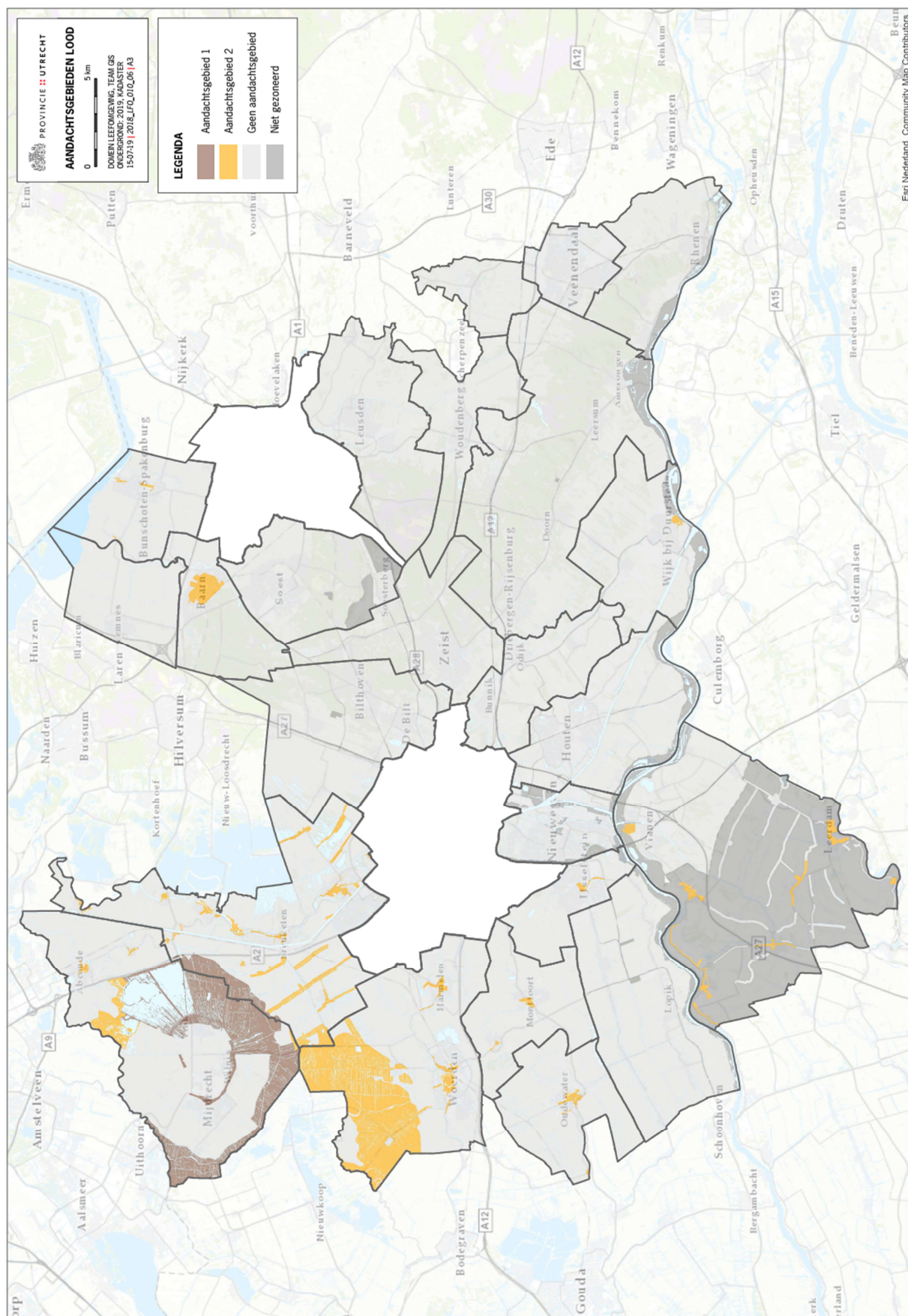
Uit: Convenant Bodem en Ondergrond 2016-2010; 17 maart 2015.

Bijlage 2.

Kaart aandachtsgebieden Provincies Noord-Holland, Zuid-Holland en Utrecht.



Kaart aandachtsgebieden Provincie Utrecht.



Toelichting op de kaart aandachtsgebieden Provincie Utrecht

Achtergrond

In 2017 heeft de Provincie Utrecht in samenwerking met gemeente Amersfoort, gemeente Utrecht en de omgevingsdiensten een loodverwachtingskaart laten maken. Deze is het resultaat van de inventarisatie door LieveenseCSO van de bestaande bodemgegevens uit de verschillende bodeminformatiesystemen van de Utrechtse gemeenten, RUD en ODRU [ref. 4]. De kaart geeft het gebied aan waar sprake KAN zijn van verhoogde gehalten lood in de bodem. Het vormt een aanwijzing op welke gebieden de Provincie haar onderzoek en communicatie moet richten.

Betekenis van de kaart

De loodverwachtingskaart geeft in verschillende gradaties aan in welke gebieden sprake kan zijn van verhoogde gehalten lood in de bodem. De indeling van de kaart is gebaseerd op de gezondheidkundige advieswaarden van GGD en RIVM en een kans van 5% of meer dat deze waarden worden overschreden. Het is géén kaart met verontreinigde gebieden/locaties. De kaart geeft weer op welke gebieden de Provincie in samenwerking met de omgevingsdiensten en betrokken gemeenten haar onderzoek en communicatie wil richten en met welke intensiteit. De focus ligt daarbij op de aandachtsgebieden. Hiervoor is het handelingskader opgesteld.

Hoe is de kaart opgebouwd?

Voor de loodverwachtingskaart is de bodemkwaliteitsmethodiek gebruikt. Op basis van de beschikbare bodemdata zijn per bodemkwaliteitszone de overschrijdingskansen berekend voor bepaalde risicogrenswaarden voor lood.

Op basis van welke waarden is de kaart gemaakt?

De overschrijdingskansen zijn berekend voor de gezondheidkundige advieswaarden van de GGD voor verschillende gebruikstypen (moestuin, wonen met tuin, plaatsen waar jonge kinderen van 0-6 jaar spelen). Op basis daarvan zijn kaarten ontwikkeld voor de verschillende gebruikstypen. De kaart voor het gebruikstype 'plaatsen waar kinderen spelen' is gekozen als basis voor de loodverwachtingskaart (100 mg/kg ds en 390 mg/kg ds). In aanvulling op het GGD advies heeft het RIVM advies uitgebracht tot welk loodgehalte gebruiksadviezen voor 'wonen met tuin' toereikend zijn, mits de gebruiksadviezen worden opgevolgd en de (openbare) speelplekken voor jonge kinderen "schoon" zijn. Ook voor deze waarde (800 mg/kg ds)⁹ zijn de overschrijdingskansen berekend.

De loodverwachtingskaart is de bodemkwaliteitskaart voor lood op basis van de P95 van de gezondheidkundige advieswaarden van GGD en RIVM. De kaarten geven aan waar er een kans van 5% of meer is dat een meting een bepaald loodgehalte aantoon. Op een groot deel van de percelen in deze gebieden zal daarom *gemiddeld* een (veel) lager loodgehalte voorkomen. Echter, uit voorzorg richt de Provincie haar aandacht op vrij ruim gekozen gebieden. Het werkgebied van de Provincie Utrecht als bevoegd gezag Wbb is exclusief gemeente Utrecht en gemeente Amersfoort.

Van loodverwachtingskaart naar de aandachtsgebieden

De gebieden met een P95 boven 390 mg/kg ds zijn aangewezen als 'aandachtsgebieden'. Om de kans op blootstelling aan lood te verminderen op plaatsen waar jonge kinderen (dagelijks) spelen, is hiervoor het handelingskader opgesteld. De gebieden met een P95 boven de 800 hebben daarbij prioriteit bij de aanpak (aandachtsgebied 1). De andere aandachtsgebieden hebben een lagere prioriteit (aandachtsgebied 2). In het handelingskader wordt dit nader toegelicht.

⁹ In 2017 heeft de Gemeente Zaanstad beleid vastgesteld voor de aanpak van diffuus lood in de bodem. Een van de elementen hierin betreft een criterium waarboven de blootstelling in particuliere tuinen niet meer door uitsluitend gebruiksadviezen kan worden beperkt en waarboven dus aanvullende maatregelen noodzakelijk zijn. Dit criterium is vastgesteld op 800 mg/kg ds [ref. 6]. In opdracht van de Provincies Noord-Holland, Zuid-Holland en Utrecht heeft het RIVM het Zaans beleid geëvalueerd [ref. 7]. Uit deze evaluatie is onder meer gebleken dat het criterium van 800 mg/kg ds correct en voldoende onderbouwd is afgeleid.

Bijlage 4.

Gezondheidskundige advieswaarden bodemlood en handelingsperspectieven.

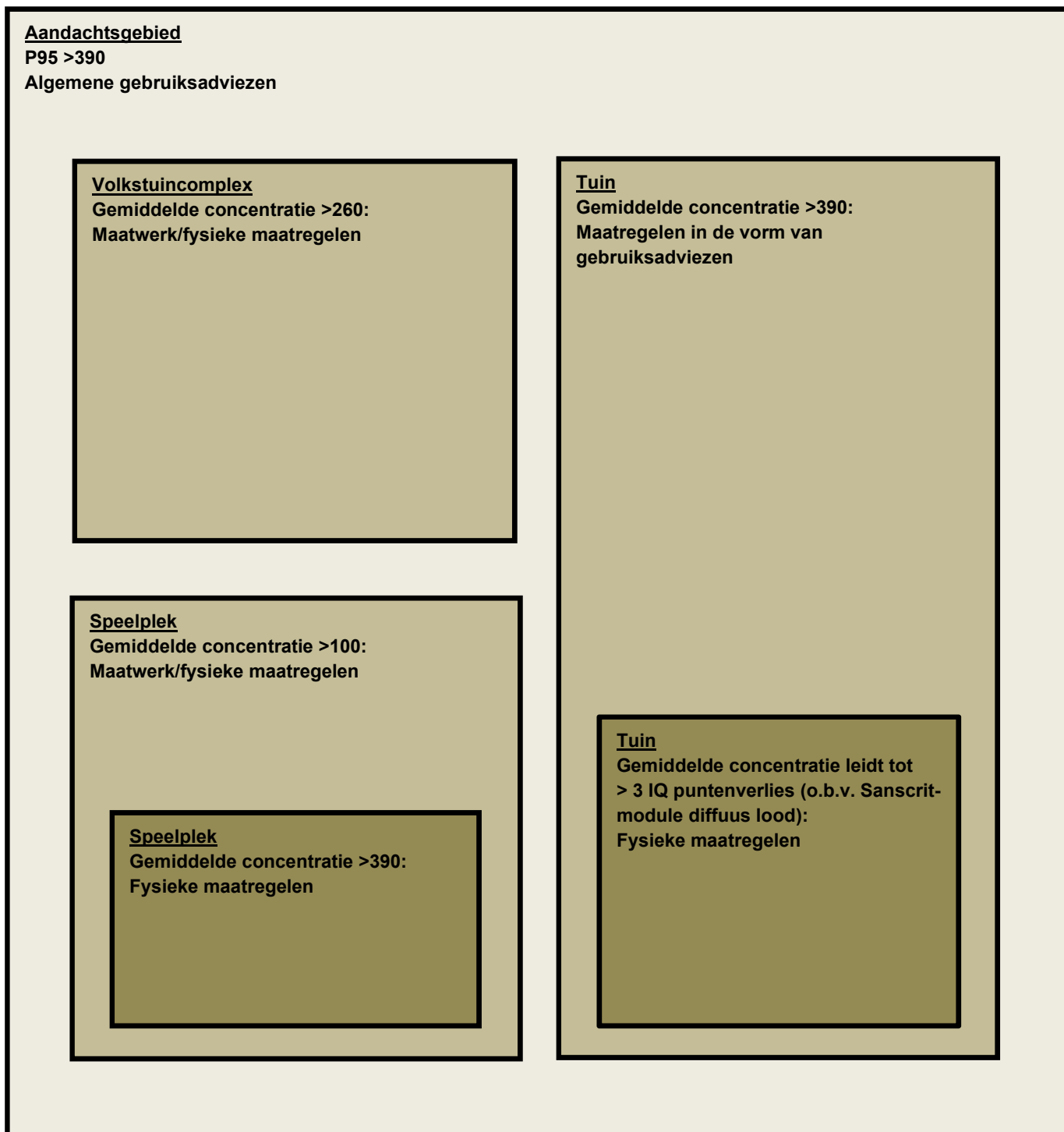
	Gezondheidskundig voldoende bodemloodkwaliteit	Gezondheidskundig matige bodemloodkwaliteit	Gezondheidskundig onvoldoende bodemloodkwaliteit
Grote moestuin (> circa 200 m ²)	< 60	60 - 260	> 260
Wonen met tuin (kleine moestuin)	< 90	90 - 370	> 370
Plaatsen waar kinderen spelen	< 100	100 - 390	> 390
IQ-puntverlies door bodemlood	< 1 IQ-puntverlies	1-3 IQ-puntverlies	> 3 IQ-puntverlies
<i>Handelingsperspectieven</i> voor plaatsen waar jonge kinderen (0-6 jaar) veel in contact komen met grond (gevoelige locaties: wonen met tuin, kinderspeelplekken, kinderdagverblijven e.d.)	• goede ruimtelijke ordening: realiseer gevoelige bestemmingen zoveel mogelijk op grond met een voldoende bodemloodkwaliteit	• Brede communicatie over <i>algemene</i> gebruiksadviezen (folder, posters, website e.d.). • Sanering bij herstructurering e.d.	• Sanering • Indien sanering niet haalbaar: <i>specifieke</i>, gerichte risicocommunicatie met bewoners en andere gebruikers van verontreinigde grond (brieven, informatiebijeenkomsten e.d.)

Gezondheidskundige advieswaarden bodemlood (in mg/kg droge stof) en handelingsperspectieven (bron: Ex ante evaluatie lokaal beleid aanpak diffuus bodemlood (RIVM Rapport 2017-0174, december 2017).

Bijlage 5.

Handelingskader – schematisch.

Gehalten lood in mg/kg ds (absolute gehalten).





Aan: IenW WOM

A. van Leeuwenhoeklaan 9
3721 MA Bilthoven
Postbus 1
3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl

KvK Utrecht 30276683

T 030 274 91 11
info@rivm.nl

Datum

20 juli 2021

Opgesteld door

Arjen Wintersen
Piet Otte
DMG/DDB

T 030-2743543
arjen.wintersen@rivm.nl

memo

Risicogrenzen ten behoeve van de vaststelling van Interventiewaarden voor PFOS, PFOA en GenX

Samenvatting

Deze notitie bevat de risicogrenzen die gebruikt worden bij de onderbouwing van Interventiewaarden voor bodem en grondwater voor de stoffen PFOS, PFOA en GenX. In 2020 zijn voor deze stoffen Indicatieve Niveaus voor Ernstige Verontreiniging afgeleid. Op dat moment voerde de Europese Autoriteit voor Voedselveiligheid (EFSA; European Food Safety Authority) nog een evaluatie uit van een selectie van PFAS. Dit was de aanleiding om eerst indicatieve normen af te leiden.

Inmiddels is de evaluatie door EFSA afgerond en is besloten om de nieuwe gezondheidkundige grenswaarde te gebruiken voor de onderbouwing van risicogrenzen ten behoeve van het beleid voor PFAS. Deze notitie onderbouwt de nieuwe humane risicogrenzen en bevat daarnaast de ecologische risicogrenzen die al eerder voor de afleiding van de INEV's zijn gebruikt.

Interventiewaarden zijn normen die gebruikt worden voor de beoordeling van gevallen van ernstige bodemverontreiniging. Is er sprake van een geval van ernstige bodemverontreiniging, dan dient met een locatiespecifieke risicobeoordeling bekeken te worden of beheers- of saneringsmaatregelen nodig zijn.

De risicogrenzen uit deze notitie zijn nog geen normen. Interventiewaarden worden door het Ministerie van IenW vastgesteld op basis van risicogrenzen. Daarnaast kunnen ook aspecten zoals doelmatigheid en proportionaliteit een rol spelen bij het vaststellen van de Interventiewaarden. In het vervolgtraject vindt een impact assessment plaats met een inventarisatie van de beschikbare kennis over gehalten van PFAS in bodem en grondwater.

Inhoud

SAMENVATTING.....	1
INHOUD	2
GEBRUIKTE AFKORTINGEN	3
1. AANLEIDING	4
2. HUMANE RISICOGRENZEN.....	5
2.1 HERZIENE GEZONDHEIDSKUNDIGE GRENSWAARDE	5
2.2 IMPLEMENTATIE EFSA GGW VOOR AFZONDERLIJKE PFAS EN PFAS MENGSELS	5
2.3 VERNIEUWD BLOOTSTELLINGSMODEL CSOIL.....	6
2.4 RESULTATEN HUMANE RISICOGRENZEN IN BODEM, PORIEWATER EN GRONDWATER	7
3. ECOLOGISCHE RISICOGRENZEN	9
4. AGGREGATIE EN AANBEVELINGEN	10
4.1 METHODIEK ONDERBOUWING INTERVENTIEWAARDEN	10
4.2 AGGREGATIE RISICOGRENZEN	10
4.3 OVERWEGINGEN BIJ IMPLEMENTATIE VAN DE WAARDEN UIT DEZE NOTITIE	11
4.4 AANBEVELINGEN.....	12
5. LITERATUUR	13
BIJLAGE 1. BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTE PER BODEMFUNCTIE.....	15
BIJLAGE 2. OVERZICHT RELATIVE POTENCY FACTORS.....	16

Gebruikte afkortingen

BCF	BioConcentratieFactor
FRD 903	2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propaanzuur (HFPO-DA)
HC ₅₀	Hazardous Concentration for 50 % of species
HFPO-DA	2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propaanzuur
IenW	Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat
INEV	Indicatief Niveau voor Ernstige Verontreiniging
GGW	Gezondheidskundige grenswaarde
MTR	Maximaal Toelaatbaar Risico
TWI	Toelaatbare Wekelijkse Inname
PFAS	Per- en polyfluoralkylstoffen
PFHxS	Perfluorhexaansulfonzuur (C6)
PFNA	Perfluornonaanzuur (C9)
PFOA	Perfluorooctaanzuur (C8)
PFOS	Perfluorooctaansulfonzuur (C8)
RI	Risico Index
RPF	Relative Potency Factor

Over deze versie

Nummer: 1.1

Datum publicatie: 20 juli 2021

Wijzigingen tov voorgaande versie:

- Herstel van wegvallen sommige tabellen en omkaderde teksten in de oorspronkelijke versie;
- Veranderen N-MeFOSA en N-EtFOSA in N-MeFOSA(A) en N-EtFOSA(A).

Oorspronkelijke versie

Datum publicatie 5 juli 2021

Link:

[Risicogrenzen ten behoeve van de vaststelling van Interventiewaarden voor PFOS, PFOA en GenX | RIVM](#)

1. Aanleiding

In 2020 zijn INEV's afgeleid voor de drie PFAS PFOS, PFOA en GenX (Wintersen & Otte, 2020). De reden om eerst over te gaan tot het afleiden van indicatieve niveaus was de nog lopende evaluatie van de Gezondheidskundige Grenswaarde voor een selectie van PFAS door de Europese Autoriteit voor Voedselveiligheid (EFSA; European Food Safety Authority). Inmiddels heeft EFSA haar opinie over PFAS afgerond (EFSA CONTAM panel, 2020) en heeft het RIVM geadviseerd om de GGW voor de vier PFAS PFOS, PFOA, PFHxS en PFNA te gebruiken voor de onderbouwing van Nederlandse normen voor PFAS in voedsel, drinkwater en milieu (RIVM, 2020).

In deze notitie worden de nieuwe humane risicogrenzen voor bodem en grondwater die zijn berekend op basis van de EFSA GGW gepresenteerd en toegelicht. Daarnaast worden de al eerder afgeleide ecologische risicogrenzen samengevat en worden alle risicogrenzen geaggregeerd tot waarden die gebruikt kunnen worden voor de onderbouwing van Interventiewaarden voor bodem en grondwater voor PFOS, PFOA en GenX¹.

Ongeveer gelijktijdig met dit document verschijnt een notitie waarin op vergelijkbare wijze de risicogrenzen ter onderbouwing van Maximale Waarden voor het toepassen van grond en bagger voor PFOS en PFOA worden gepresenteerd (Wintersen & Otte, 2021). Later dit jaar volgt een impact assessment van de waarden uit deze notitie. Hierin worden de risicogrenzen afgezet tegen onderzoeken naar de diffuse bodemkwaliteit en de beschikbare kennis over gehalten van PFAS nabij bronlocaties.

¹ GenX is de naam voor een productieproces. De beoordeling in het kader van deze notitie is gebaseerd op de stof HFPO-DA: 2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propaanzuur

2. Humane risicogrenzen

2.1 Herziene gezondheidskundige grenswaarde

De EFSA stelt in haar evaluatie een gezondheidskundige grenswaarde vast van 4,4 nanogram per kilogram lichaamsgewicht per week (TWI) voor de gecombineerde inname van de 4 PFAS verbindingen PFOS, PFOA, PFHxS en PFNA (EFSA CONTAM panel, 2020).

Deze notitie richt zich op de onderbouwing van Interventiewaarden voor de drie PFAS waarvoor eerder Indicatieve Niveaus voor Ernstige Verontreiniging zijn afgeleid: PFOS, PFOS en GenX. In tabel 2.1 is te zien dat de nieuwe grenswaarde tot een factor 20 lager is dan de gezondheidskundige grenswaarden die in 2020 zijn toegepast voor de afleiding van humane risicogrenzen ten behoeve van de INEV's.

Tabel 2.1. Gezondheidskundige grenswaarden gebruikt in 2020 en huidig

GGW in ng/kg lg/d	Grenswaarde 2020	Grenswaarde 2021
PFOS	6,25 ¹	0,63 ³
PFOA	12,5 ²	
HFPO-DA (GenX)	21 ⁴	– ⁵

¹ Wintersen et al. (2019)

² Zeilmaker et al. (2016)

³ EFSA CONTAM panel (2020), voor PFOS, PFOA, PHxS en PFNA gecombineerd. Omgerekend naar dagelijkse inname

⁴ Rutgers et al. (2019)

⁵ Geen nieuwe waarde van EFSA. Beoordeling vindt plaats obv RPF (paragraaf 2.2)

2.2 Implementatie EFSA GGW voor afzonderlijke PFAS en PFAS mengsels

De nieuwe gezondheidskundige grenswaarde geldt voor het mengsel van vier PFAS. De EFSA geeft daarbij niet aan of en hoe deze vier PFAS ten opzichte van elkaar gewogen dienen te worden. Het RIVM stelt voor om dit op basis van zogenaamde Relative Potency Factors (RPF's) (Bil et al., 2020; RIVM, 2021) te implementeren.

Tabel 2.2. Relative Potency Factors voor de 4 PFAS van de EFSA GGW en voor GenX/HFPO-DA

Stof	RPF
PFOS	2
PFOA	1
PFHxS	0,6
PFNA	10
HFPO-DA	0,06

In de voorgestelde RPF benadering wordt aangenomen dat de gezondheidskundige grenswaarde voor PFOA gelijk is aan de EFSA GGW. De grenswaarde voor PFOS is de helft van de EFSA GGW, omdat de toxiciteit twee maal hoger dan die van PFOA wordt ingeschat. Met deze RPF's kunnen de risicogrenzen berekend worden op basis van de relatieve toxiciteit van de individuele verbindingen.

Tevens maakt de RPF benadering het mogelijk om de toxiciteit van mengsels van PFAS onder bepaalde voorwaarden bij elkaar op te tellen (ook buiten de 4 PFAS die door EFSA zijn beoordeeld). Paragraaf 2.4 gaat

hier nader op in. Een overzicht van alle beschikbare RPF's is opgenomen in Bijlage 2.

2.3 Vernieuwd blootstellingsmodel CSOIL

Om de gezondheidkundige grenswaarde 'terug te rekenen' naar een concentratie in de bodem wordt het humane blootstellingsmodel CSOIL gebruikt. Hiervoor gebruikt het model naast stofeigenschappen (tabel 2.2) informatie over blootstellingsroutes gekoppeld aan zeven bodemfuncties. De humane risicogrenzen voor bodem in deze notitie zijn berekend met een nieuwe versie van CSOIL (Van Breemen P.M.F. et al., 2020). Het model is op onderdelen geactualiseerd. Dit heeft (beperkt) consequenties voor de hoogte van de risicogrenzen voor PFAS. De belangrijkste wijzigingen van het model zijn:

- Introductie van nieuwe groep dissociërende stoffen;
- Actualisatie van de consumptiehoeveelheden aardappels en groenten;
- Actualisatie van de hoeveelheden drink- en douchewater.

De aanpassingen aan het model zijn in detail beschreven in het begeleidend rapport bij de nieuwe versie van CSOIL. Getalsmatig hebben de wijzigingen een geringer effect op de risicogrenzen dan de aanpassing van de gezondheidkundige grenswaarde.

Tabel 2.3. Stofparameters PFOS en PFOA zoals gebruikt voor het blootstellingsmodel CSOIL.

Parameter/stof	PFOS	PFOA	HFPO-DA
Molecuulmassa (g/mol)	500	414	329
Oplosbaarheid (mg/l)⁽¹⁾	$3,7 \times 10^2$ ⁽²⁾	$7,1 \times 10^3$ ⁽⁴⁾	$6,6 \times 10^5$ ⁽⁵⁾
Dampspanning (Pa)⁽¹⁾	$3,3 \times 10^{-3}$ ⁽²⁾	$2,7 \times 10^1$ ⁽⁴⁾	$1,17 \times 10^{-2}$ ⁽⁵⁾
Log K_{oc} (l/kg)	2,57 ⁽²⁾	2,06 ⁽⁴⁾	1,1 ⁽⁵⁾
BCF_{aardappel} (-)	$1,0 \times 10^{-3}$ ⁽³⁾	$1,2 \times 10^{-2}$ ⁽⁴⁾	0,47 ⁽⁵⁾
BCF_{groenten} (-)	$1,7 \times 10^{-2}$ ⁽³⁾	$3,5 \times 10^{-2}$ ⁽⁴⁾	0,58 ⁽⁵⁾

¹ Waarden gecorrigeerd naar 10°C

² Moermond et al. (2010)

³ Wintersen et al. (2019)

⁴ Lijzen et al. (2018)

⁵ Rutgers et al. (2019)

2.4 Resultaten humane risicogrenzen in bodem, poriewater en grondwater

Tabel 2.4 toont de humane risicogrenzen in bodem voor de bodemfunctie 'Wonen met tuin'. Deze bodemfunctie vertegenwoordigt een blootstellingsscenario in het model CSOIL en vormt het humane beschermingsniveau ter onderbouwing van de Interventiewaarden, het MTR.

De poriewaterconcentraties uit Tabel 2.4 zijn de met CSOIL berekende evenwichtsconcentraties bij de concentraties in de vaste fase. De waarden onder 'C_{gw,max}' zijn de concentraties waarbij blootstelling tot de GGW optreedt als gevolg van consumptie van ruw grondwater. De berekening gaat uit van een levenslange blootstelling (Van Breemen P.M.F. et al., 2020). Voor de onderbouwing van Interventiewaarden wordt daarbij geen rekening gehouden met blootstelling uit andere bronnen. Met andere woorden, de zogenoemde allocatiefactor bedraagt 1 (NOBO, 2008). De waarden uit Tabel 2.4 zijn berekend met toepassing van de RPF's uit Tabel 2.2. Deze humane risicogrenzen zijn alleen van toepassing als één van de stoffen PFOS, PFOA of GenX wordt aangetroffen in bodem of grondwater. Hierna wordt beschreven hoe om te gaan met de risicogrenzen in geval er een mengsel van PFAS voorkomt in bodem.

Tabel 2.4. Humane risicogrenzen in bodem, poriewater en voor directe consumptie van ruw grondwater

	Bodem [µg/kg]	Poriewater [ng/l]	C_{gw, max} [ng/l]
PFOS	59	2,7x10 ³	9,9
PFOA	60	8,6x10 ³	20
GenX	57	6,0x10 ⁴	3,3x10 ²

De risicogrenzen voor PFOS en GenX uit Tabel 2.4 zijn gecorrigeerd voor relatieve toxiciteit op basis van de RPF's uit Tabel 2.2. In Bijlage 1 worden de relatieve bijdragen van de blootstellingsroutes uit het model CSOIL weergegeven voor de drie stoffen uit tabel 2.4.

Wanneer mengsels van PFAS worden beoordeeld, dient uitgegaan te worden van concentratie-additie. Daarbij wordt een risico-index berekend als de som van de quotiënten van concentraties en risicogrenzen. De blootstelling uit bodem of grondwater voldoet aan de GGW bij een risico-index lager dan 1:

$$RI = \sum_{i=1}^n \frac{C_{PFASn}}{Rg_{PFASn}}$$

Waarbij

RI	Risico-index
C _{PFASn}	Concentratie van PFAS component n
Rg _{PFASn}	Risicogrens voor PFAS component n

Bij implementatie van deze risicogrenzen in normstelling kan ook gebruik gemaakt worden van een benadering op basis van Toxiciteits-

equivalenten zoals die voor dioxines wordt toegepast. De wijze waarop met combinatietoxiciteit rekening wordt gehouden is onderdeel van het beleidsmatig traject en hangt onder af van hoe de ecologische risicogrenzen doorwerken in de normen.

In het (fictieve) rekenvoorbeeld hierna wordt getoond hoe een berekening van het gezondheidsrisico op basis van de RPF's en concentratie-additie plaats zou kunnen vinden

Rekenvoorbeeld toetsing gecombineerde blootstelling

Voorbeeld: beoordeling mengsel PFAS in bodem

In de bodem op een verontreinigde locatie zijn de volgende concentraties PFAS aangetroffen:

PFOS	49 µg/kg
PFOA	3 µg/kg
6:2 FTS	34 µg/kg

We kunnen op dit moment alleen de risico-index van het mengsel van PFOS en PFOA berekenen. Voor 6:2 FTS is nog geen risicogrens in bodem beschikbaar.

$$RI = \frac{49}{59} + \frac{3}{60} = 0,88$$

Conclusie

De gecombineerde humane blootstelling uit bodem aan PFOS en PFOA leidt niet tot overschrijding van de EFSA GGW (de risico-index is kleiner dan 1). Er is echter een derde verbinding aangetoond die structurele gelijkenissen met PFOS vertoont. Het verdient aanbeveling om na te gaan of voor deze stof een risicogrens afgeleid kan worden. Als tijdelijke oplossing kan overwogen worden om 6:2 FTS als PFOS te beoordelen.

Er zijn voor bodem humane risicogrenzen voor PFOS, PFOA en GenX afgeleid. De RPF's uit bijlage 2 geven een indicatie van de relatieve toxiciteit van andere PFAS ten opzichte van PFOA. Het is daarmee echter niet direct mogelijk om voor deze PFAS ook risicogrenzen in bodem af te leiden. Daarvoor is het nodig om het blootstellingsmodel CSOIL voor deze stoffen te parametriseren. In hoeverre dit mogelijk is, hangt af van de daarvoor beschikbare informatie. Zie verder ook de aanbeveling hierover in Hoofdstuk 4.

De risicogrenzen op basis van directe consumptie van ruw grondwater, de $C_{gw,max}$ kunnen op basis van de RPF's wel direct worden geëxtrapoleerd voor andere PFAS dan de PFAS uit deze notitie.

3. Ecologische risicogrenzen

De ecologische risicogrenzen voor PFOS, PFOA en GenX zijn sinds 2020 onveranderd. Tabel 3.2 toont de ecologische risicogrenzen. Er wordt onderscheid gemaakt in directe ecotoxiciteit en ecotoxiciteit op basis van doorvergiftiging. Het eerste type risicogrens heeft betrekking op directe blootstelling van bodemorganismen aan PFAS in de bodem. Het tweede type risicogrens geeft aan bij welke concentratie in de bodem effecten op hogere organismen in de voedselketen, zoals mollen en roofvogels, kunnen optreden (Verbruggen, 2014). In grondwater wordt alleen directe ecotoxiciteit beschouwd.

Voor GenX kon uitsluitend een risicogrens op basis van doorvergiftiging worden bepaald. De verwachting is dat de directe ecotoxiciteit van GenX relatief gering is (Rutgers et al., 2019).

Tabel 3.2. Ecologische risicogrenzen (op basis van HC₅₀; hazardous concentration for 50% of species) voor PFOS en PFOA in µg/kg

	Doorvergiftiging	Directe ecotoxiciteit	
	Bodem (µg/kg)	Bodem (µg/kg)	Grondwater(ng/l)
PFOS ¹	9100	5,0x10 ⁴	1,0x10 ⁶
PFOA ²	1100	5,0x10 ⁴	7,0x10 ⁶
GenX ³	960	-	1,6x10 ⁷

¹ Waarden uit Verbruggen et al. (2020)

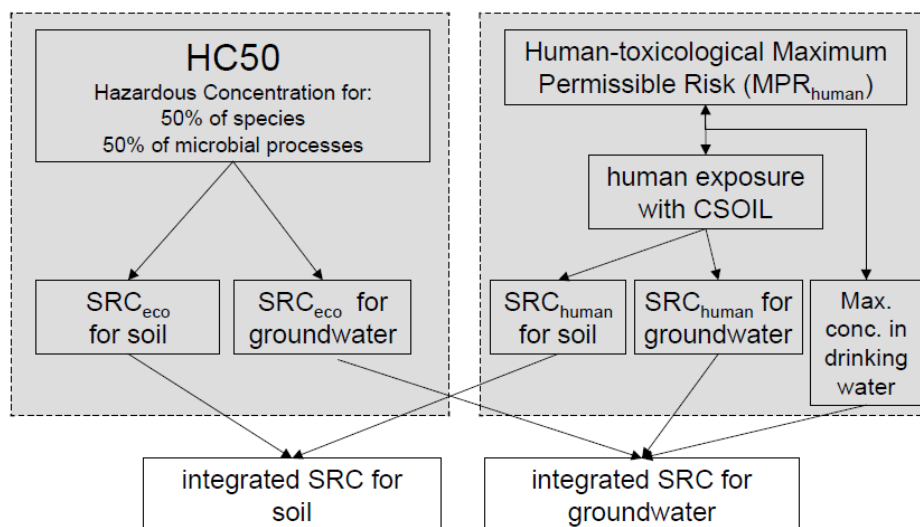
² Waarden uit Lijzen et al. (2018)

³ Waarden uit Rutgers et al. (2019)

4. Aggregatie en aanbevelingen

4.1 Methodiek onderbouwing Interventiewaarden

In dit hoofdstuk worden de risicogrenzen geaggregeerd zoals beschreven in Lijzen et al. (2001) en in Figuur 4.1. In dit rapport werd tevens geadviseerd om bij de onderbouwing van Interventiewaarden rekening te houden met de ecologische risico's van doorvergiftiging in de voedselketen. Van (een deel van de) PFAS is bekend dat zij accumuleren in organismen en dat daardoor juist hogere organismen kwetsbaar zijn voor de aanwezigheid van deze stoffen in het ecosysteem (Verbruggen et al., 2020). Om die reden zijn de ecologische risicogrenzen voor doorvergiftiging opgenomen in de onderbouwing, net als bij de onderbouwing van INEV's en de onderbouwing van de Maximale Waarden voor toepassen.



Figuur 4.1. Aggregatie risicogrenzen tbv onderbouwing Interventiewaarden. $SRC_{eco} = HC_{50}$, $MPR = MTR$. Uit Lijzen et al. (2001)

4.2 Aggregatie risicogrenzen

Tabel 4.1 toont de geaggregeerde (laagste) waarden voor bodem. Te zien is dat de humane risicogrenzen op basis van de nieuwe EFSA GGW bepalend zijn voor de geaggregeerde waarde. In tegenstelling tot de INEV's uit 2020, die nog bepaald werden door de ecologische risicogrenzen.

Tabel 4.1. Risicogrenzen bodem voor PFOS, PFOA en GenX en geaggregeerde (laagste) waarden

Risicogrenzen bodem (µg/kg)					
	Ecologie		Humaan	Geaggregeerd*	INEV 2020
Toetscriterium	HC _{50, direct}	HC _{50,dv}	MTR		
PFOS	9100	110	59	59	110
PFOA	5,0x10 ⁴	1100	60	60	1100
GenX	-	960	57	57	97

* Waarden per stof, voor beoordeling obv combinatietoxiciteit, zie paragraaf 2.4

Tabel 4.2 toont de geaggregeerde waarden voor grondwater. Er worden twee waarden gegeven. Een waarde gebaseerd op de beleidsmatige overweging dat ruw grondwater zonder risico's moet kunnen worden geconsumeerd en een waarde gebaseerd op risico's van verontreinigd grondwater voor het bovengronds gebruik van een locatie en voor het grondwaterecosysteem.

Tabel 4.2. Risicogrenzen grondwater voor PFOS, PFOA en GenX en geaggregeerde waarden

Risicogrenzen grondwater in ng/L voor PFAS					
	Drinkwater	Ecologie	Gezondheid	Geaggregeerd	
Toetscriterium	C _{dw, max}	HC _{50,direct}	MTR	Inclusief consumptie	Exclusief consumptie
PFOS	9,9	1,0x10 ⁶	2,7x10 ³	9,9	2,7x10³
PFOA	20	7,0x10 ⁶	8,6x10 ³	20	8,6x10³
GenX	330	1,6x10 ⁷	6,0x10 ⁴	330	6,0x10⁴

Tabel 4.3 bevat de ter vergelijking INEV's voor grondwater uit 2020.

Tabel 4.3. INEV's voor grondwater uit 2020 in ng/l

Stof	INEV inclusief consumptie	INEV exclusief consumptie
PFOS	200	5,6x10 ⁴
PFOA	390	1,7x10 ⁵
GenX	660	1,4x10 ⁵

4.3 Overwegingen bij implementatie van de waarden uit deze notitie

Doelstelling Interventiewaarden

Met Interventiewaarden wordt bepaald of sprake is van een afgebakend geval van ernstige bodemverontreiniging (Circulaire bodemsanering, 2013). Indien sprake is van een geval van ernstige bodemverontreiniging, dan dient met een locatiespecifieke beoordeling bepaald te worden of beheers- of saneringsmaatregelen noodzakelijk zijn.

De risicogrenzen uit deze notitie zijn nog geen normen.

Interventiewaarden worden door het Ministerie van IenW vastgesteld op basis van risicogrenzen. Daarnaast kunnen ook aspecten zoals doelmatigheid en proportionaliteit een rol spelen bij het vaststellen van de Interventiewaarden. In het vervolgtraject vindt nog een impact assessment plaats met een inventarisatie van concentraties PFAS in bodem en grondwater.

Twee waarden voor grondwater

In deze notitie worden twee risicogrenzen voor grondwater gepresenteerd. De waarde inclusief consumptie van ruw drinkwater wordt op vergelijkbare wijze afgeleid als richtwaarden voor drinkwater. Het belangrijkste verschil is dat de richtwaarde voor drinkwater is gebaseerd op een blootstelling van 20% van de GGW (20% allocatie). Voor de onderbouwing van Interventiewaarden wordt gerekend met 100% allocatie.

De risicogrens uit deze notitie is een uitwerking van het beschermdoel dat ook zogenaamd ruw grondwater, dat is grondwater voor zuivering, zoveel mogelijk van een kwaliteit dient te zijn die consumptie toestaat zonder blootstelling aan stoffen boven de GGW. De risicogrens voor grondwater inclusief consumptie van drinkwater is daarmee geen norm voor drinkwater. Drinkwater ('uit de kraan') dient immers te voldoen aan de vastgestelde richtwaarden voor drinkwater.

Op basis van wat nu bekend is van de concentraties PFAS in grondwater, is het de verwachting dat de kwaliteit van het grondwater niet overal aan dit beschermdoel voldoet (Van der Aa et al., 2021). Dit is onderwerp van de impact assessment die volgt op de vaststelling van de risicogrenzen in deze notitie. Welk van de risicogrenzen voor grondwater van toepassing is in specifieke situaties is onderdeel van het traject van beleidsmatige vaststelling van de Interventiewaarden.

4.4 Aanbevelingen

Met betrekking tot precursors van PFOS:

Concentraties van de precursors van PFOS N-EtFOSA(A) en N-MeFOSA(A) dienen opgeteld te worden bij de concentratie van PFOS voor beoordeling. Er is voldoende bewijs dat deze precursors na toepassen op landbodem snel worden omgezet in PFOS (Fromel & Knepper, 2010; Nguyen et al., 2016; Osté, 2021).

Ten aanzien van de toepasbaarheid van de twee soorten van risicogrenzen voor grondwater uit deze notitie wordt aanbevolen om nader uit te werken onder welke voorwaarden deze waarden van toepassing zijn in relatie tot de beschermdoelen die deze waarden vertegenwoordigen.

Met betrekking tot ontwikkeling van kennis op het gebied van risico's van PFAS in grond en grondwater worden de volgende adviezen gegeven:

- Ga na of PFAS opgenomen kunnen worden in de Risicotoolbox-grondwater. Dit instrument maakt een functiegerichte risicobeoordelingen mogelijk van het grondwater. Dit geeft invulling aan het handelingsperspectief bij overschrijding van de Interventiewaarde;
- Leid risicogrenzen af voor andere PFAS dan PFOS, PFOA en GenX in bodem en grondwater. Bijvoorbeeld als onderdeel van de pilots in het kader van de te ontwikkelen algemene methodiek opkomende stoffen in bodem;
- Evalueer de huidige humane risicogrenzen voor bodem na een periode van één of twee jaar. PFAS staan als stofgroep in de belangstelling en daardoor komt veel nieuwe informatie beschikbaar over bijvoorbeeld opname van PFAS in eetbare gewassen. Op basis van deze nieuwe informatie kunnen de risicogrenzen binnen afzienbare tijd verbeterd worden.

5. Literatuur

- Bil, W., Zeilmaker, M., Fragki, S., Lijzen, J., Verbruggen, E., & Bokkers, B. (2020). Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach
Environ Toxicol Chem
<https://doi.org/doi.org/10.1002/etc.4835>
- Circulaire bodemsanering. (2013). *Circulaire bodemsanering per 1 juli 2013, geraadpleegd op 21 oktober 2021.*
<https://wetten.overheid.nl/BWBR0033592/2013-07-01>
- EFSA CONTAM panel. (2020). *Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food* (EFSA Journal 2020;18(9):6223).
<https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/6223>
- Fromel, T., & Knepper, T. P. (2010). Biodegradation of fluorinated alkyl substances. *Rev Environ Contam Toxicol*, 208, 161-177.
https://doi.org/10.1007/978-1-4419-6880-7_3
- Lijzen, J., Baars AJ, Otte PF, Rikken M, Swartjes FA, Verbruggen EMJ, & AP, V. W. (2001). *Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater.*
<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701023.html>
- Lijzen, J., Wassenaar, P., Smit, C., Posthuma, C., Brand, E., Swartjes, F., & Versteegh, J. (2018). *Risicogrenzen PFOA voor grond en grondwater : Uitwerking voor generiek en gebiedsspecifiek beleid (herziene versie).*
- Moermond, C. T. A., Verbruggen, E. M. J., & Smit, C. E. (2010). *Environmental risk limits for PFOS. A proposal for water quality standards in accordance with the Water Framework Directive* (601714013/2010).
- Nguyen, T. V., Reinhard, M., Chen, H., & Gin, K. Y. (2016). Fate and transport of perfluoro- and polyfluoroalkyl substances including perfluorooctane sulfonamides in a managed urban water body. *Environ Sci Pollut Res Int*, 23(11), 10382-10392.
<https://doi.org/10.1007/s11356-016-6788-9>
- NOBO. (2008). *Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling, onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor bodemnormen in 2005, 2006 en 2007. Ministerie van VROM, publicatie 8395.*
https://www.bodemplus.nl/publish/pages/91751/rapportage_nobo_normstelling_en_bodemkwaliteitsbeoordeling_24_263999.pdf
- Osté, L. (2021). *Onderbouwing grenswaarden voor definitief handelingskader PFAS Grenswaarden voor toepassen in zoet oppervlaktewater. In voorbereiding.*
- RIVM. (2020). *Conclusie RIVM gebruik EFSA-TWI PFAS.*
<https://www.rivm.nl/documenten/notitie-conclusie-rivm-gebruik-efsa-twi-pfas>
- RIVM. (2021). *Notitie implementatie van de EFSA som-TWI PFAS.*
<https://www.rivm.nl/documenten/notitie-implementatie-van-efsa-som-twi-pfas>
- Rutgers, M., Brand, E., Janssen, P., Marinkovic, M., Muller, J., Oomen, A., Otte, P., Swartjes, F., & Verbruggen, E. (2019). *Risicogrenzen*

- GenX (HFPO-DA) voor grond en grondwater.*
<https://www.rivm.nl/publicaties/risicogrenzen-genx-hfpo-da-voor-grond-en-grondwater>
- Van Breemen P.M.F. , Quick, J., Brand, E., Otte, P. F., Wintersen, A. M., & Swartjes, F. A. (2020). *CSOIL 2020: Exposure model for human health risk assessment through contaminated soil. Technical description.* <https://www.rivm.nl/publicaties/csoil-2020-exposure-model-for-human-health-risk-assessment-through-contaminated-soil>
- Van der Aa, M., Hartmann, J., Biesebeek, J. D. t., & Boon, P. (2021). *Analyse bijdrage drinkwater en voedsel aan blootstelling EFSA-4 PFAS in Nederland en advies drinkwaterrichtwaarde.*
- Verbruggen, E. (2014). *New method for the derivation of risk limits for secondary poisoning* (2014-0097).
<https://www.rivm.nl/publicaties/new-method-for-derivation-of-risk-limits-for-secondary-poisoning>
- Verbruggen, E., Marinkovic, M., & Wassenaar, P. (2020). *Ecotoxicologische risicogrenzen voor PFOS in bodem en grondwater.* <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2020-0085.html>
- Wintersen, A., & Otte, P. (2021). *Risicogrenzen ter onderbouwing van Maximale Waarden voor toepassen van grond en baggerspecie voor PFOS en PFOA.*
- Wintersen, A., Römkens, P., Rietstra, R., Zeilmaker, M., Bokkers, B., & Swartjes, F. (2019). *Risicogrenzen bodem voor het gebruik van PFAS-houdende grond en bagger voor akkerbouw en veeteelt.*
- Wintersen, A. M., & Otte, P. (2020). *Indicatieve Niveaus voor Ernstige Verontreiniging PFAS.*
<https://www.rivm.nl/documenten/indicatieve-niveaus-voor-ernstige-verontreiniging-pfas>
- Zeilmaker, M. J., Janssen, P., Versteegh, A., Pul, A. v., Vries, W. d., Bokkers, B., Wuijts, S., Oomen, A., & Herremans, J. (2016). *Risicoschatting emissie PFOA voor omwonenden*
<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2016-0049.pdf>

Bijlage 1. Bijdrage blootstellingsroute per bodemfunctie

stofnaam	risicogrenswaarde bodem [mg/kg]	Poriewater [kg/m3]	Ingestie grond	Dermale opn. binnen	Dermale opn. buiten	Inhalatie gronddeeltjes	Inhalatie binnenlucht	Inhalatie buitenlucht	Groente- consumptie	Permeatie drinkw.	Dampen douchen	Derm. opn. douchen	Dosis [g/(kg lg.dag)]
PFOA	5.95E-02	8.61E-06	7.29E-11	4.54E-13	6.32E-12	5.66E-13	5.03E-13	9.26E-17	5.47E-10	3.86E-13	1.50E-15	1.02E-13	6.29E-10
PFOS	5.85E-02	5.39E-06	1.44E-10	8.95E-13	1.25E-11	1.12E-12	7.66E-22	1.66E-23	4.70E-10	2.06E-19	2.33E-24	2.35E-22	6.29E-10
GenX (FRD 903)	5.72E-02	3.62E-06	4.20E-12	2.62E-14	3.64E-13	3.26E-14	4.23E-15	1.67E-16	6.22E-10	1.69E-12	3.07E-20	3.05E-14	6.29E-10

Merk op:

- Bijdragen blootstellingsroutes aan dosis in g/kg lichaamsgewicht/dag
- De waarden onder 'risicogrenswaarde' en 'poriewater' zijn exclusief correctie achtergrondblootstelling

Bijlage 2. Overzicht Relative Potency Factors

Uit: (RIVM, 2021)

Relatieve potentie factoren van 23 PFAS

PFAS	PFAS afkorting	CAS nummer van lineaire PFAS	RPF
Sulfonzuren			
Perfluorbutaansulfonzuur	PFBS	375-73-5	0,001
Perfluorpentaansulfonzuur *	PFPeS	2706-91-4	0,6
Perfluorhexaansulfonzuur	PFHxS	355-46-4	0,6
Perfluorheptaansulfonzuur *	PFHpS	375-92-8	2
perfluoroctaansulfonzuur	PFOS	1763-23-1	2
Perfluordecaansulfonzuur	PFDS	335-77-3	2
Carbonzuren			
perfluorbutaanzuur	PFBA	375-22-4	0,05
Perfluorpentaanzuur *	PFPeA	2706-90-3	0,05
perfluorhexaanzuur	PFHxA	307-24-4	0,01
Perfluorheptaanzuur *	PFHpA	375-85-9	1
perfluoroctaanzuur	PFOA	335-67-1	1
perfluornonaanzuur	PFNA	375-95-1	10
Perfluordecaanzuur *	PFDA	335-76-2	10
perfluorundecaanzuur	PFUnDA	2058-94-8	4
perfluordodecaanzuur	PFDoDA	307-06-7	3
Perfluortridecaanzuur *	PFTTrDA	72629-94-8	3
perfluortetradecaanzuur	PFTeDA	376-06-7	0,3
perfluorhexadecaanzuur	PFHxDA	67905-19-5	0,02
perfluoroctadecaanzuur	PFODA	16517-11-6	0,02
Ether carbonzuren			
2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propionzuur	HFPO-DA (~GenX)	13252-13-6	0,06
ammonium 4,8-dioxa-3H-perfluornonanoaat	ADONA	958445-44-8	0,03
Telomeer alcoholen			
1H,1H,2H,2H-perfluoroctanol	6:2 FTOH	647-42-7	0,02
1H,1H,2H,2H-perfluordecanol	8:2FTOH	678-39-7	0,04

HANDELINGSKADER BODEMBEHEER TOEMAAKGRONDEN

LANDELIJK GEBIED

December 2010

SAMENVATTING

De komende jaren gaan de plannen voor de herinrichting en het beheer van het veenweidegebied in uitvoering. Kaders hiervoor zijn de Nota Ruimte, het Nationaal Landschap het Groene Hart, het Veenweidepact, alsmede de Voorloper voor het Groene Hart, die opgesteld is t.b.v. de provinciale en gemeentelijke ruimtelijke structuurvisies. De doelstelling is om het karakteristieke open veenweidelandschap te behouden. Hiervoor is het nodig dat de landbouw (melkveehouderij) toekomst perspectief houdt en de natuurwaarden worden versterkt.

In het veenweidegebied komen echter toemaakgronden voor. Deze gronden zijn sinds de middeleeuwen bij de vervening ontstaan. Turfschippers brachten als retourvracht stadsafval, zand, en mest mee en boeren verspreidden deze toemaakmaterialen over het drassige veenland, teneinde de structuur en vruchtbaarheid van de bodem te verbeteren. Vanwege het gebruik van stadsafval zijn toemaakgronden verontreinigd. Daar waar veel toemaakmaterialen zijn aangebracht, komen ze voor in de bovenste 10 tot 50 cm van de huidige veenbodem. Vanwege het voorkomen in de bovengrond, wordt gesproken van een toemaakdek. Het toemaakdek wordt in de bodemkaart van Nederland als een aparte zone binnen het veenweidegebied onderscheiden. Het oppervlak bedraagt ca 6.000 ha, verspreid over de provincies Utrecht en Zuid-Holland, onder andere in de veenweidepactgebieden De Venen en Gouwe Wiericke. Vanwege de verontreiniging vormen toemaakgronden in potentie een risico voor de landbouw en de natuur en stellen ze beperkingen aan het hergebruik van toemaakgrond, als deze vrijkomt bij grondwerkzaamheden.

Om het risico van een bodemverontreiniging te voorspellen wordt landelijk gebruik gemaakt van het rekenmodel 'Risicotoolbox'. Op basis van dit model zijn toemaakgronden ernstig verontreinigd en zouden ze met spoed moeten worden gesaneerd. Bovendien kan eventueel vrijkomende toemaakgrond niet worden gebruikt om veenweide percelen op te hogen, bijvoorbeeld ter compensatie van de voortschrijdende bodemdaling op laag gelegen weilandpercelen. Dit komt omdat toemaakgrond verontreinigd is en daarmee niet voldoet aan de landelijke achtergrondwaarden, die in de Risicotoolbox zijn ingevoerd als maximale waarden voor de functies landbouw en natuur. Daarbij komt dat de saneringsmaatregelen standaard bestaan uit het afgraven van de toemaakgrond of het opbrengen van tenminste een halve meter schone grond. De impact van het model is daarmee zeer ingrijpend voor het veenweidegebied.

De landelijke regelgeving biedt evenwel de mogelijkheid om door veldonderzoek te verifiëren of er daadwerkelijk sprake is van een dergelijk risico en of de beperkingen aan het hergebruik terecht nodig zijn. De afgelopen jaren zijn hiertoe diverse onderzoeken uitgevoerd. De provincies Utrecht en Zuid-Holland en het voormalige ministerie van LNV hebben met medewerking van melkveehouders en natuurbeherende instanties veldonderzoeken uitgevoerd naar de landbouwkundige risico's. Provincie Utrecht en universiteiten en kennisinstituten hebben diverse veldstudies gedaan naar de ecologische risico's. Uit deze onderzoeken is gebleken dat er enige effecten van de verontreiniging zijn, maar dat deze effecten te gering zijn om landbouwkundige en ecologische risico's op te leveren, zelfs niet op weidepercelen met hoge gehalten aan verontreinigende stoffen. Er is daarom geen reden om de toemaakgronden te saneren en beperkingen te stellen aan het hergebruik van toemaakgrond binnen het gebied met toemaakgronden.

De Algemene wet Bestuursrecht, artikel 4:81 biedt de provincie de mogelijkheid om 'beleidsregels' op te stellen voor bijzondere verontreinigingen en de aanpak daarvan in het kader van de saneringsregeling van de Wet bodembescherming, terwijl de Regeling bodemkwaliteit van het Besluit bodemkwaliteit de gemeente de mogelijkheid biedt om 'gebiedspecifiek' bodembeleid te maken. Van beide mogelijkheden is gebruik gemaakt om een handelingskader voor het bodembeheer van toemaakgronden in het landelijk gebied op te stellen. Het handelingskader integreert beide wettelijke kaders en biedt de mogelijkheid om op basis van de beleidsregel af te zien van sanering en op basis

van het gebiedspecifieke bodembeleid toemaakgrond binnen het gebied met toemaakgronden her te gebruiken. Bovendien zijn de juridische en administratieve procedures om dit mogelijk te maken beperkt en vereenvoudigd tot wat met de huidige wetgeving minimaal vereist is.

Gelet op de bevoegdheidsverdeling tussen provincies en gemeenten stelt de provincie i.c. Gedeputeerde Staten voor dit gebied de beleidsregel vast en stelt de gemeente i.c. de gemeenteraad het gebiedspecifieke bodembeleid vast. Onderstaand zijn de voorstellen samengevat. De onderdelen die betrekking hebben op het gebiedsspecifieke bodembeleid zijn bedoeld als advies aan de betreffende gemeenten.

De onderdelen van de beleidsregel zijn:

1. Bodemonderzoek van veenweidepercelen binnen het kaartgebied met toemaakgronden kan zich beperken tot een veldinspectie. Als toemaakmaterialen worden aangetroffen en geen lokale andere verontreinigingen te verwachten zijn, kan chemisch bodemonderzoek achterwege blijven. Dit is een vereenvoudiging ten opzichte van wat landelijk is afgesproken. De afspraak is om altijd chemisch bodemonderzoek uit te voeren als de kans op het aantreffen van een ernstige diffuse bodemverontreiniging meer is dan 5%. Voor een veenweideperceel met toemaakgrond is uit de bodemonderzoeken gebleken dat deze kans circa 15% bedraagt. Indien er toch voor wordt gekozen om een chemisch bodemonderzoek uit te voeren, is specifiek voor deze diffuse verontreiniging een handreiking voor dit onderzoek opgesteld en opgenomen in het handelingskader.
2. Indien op een veenweideperceel met toemaakgrond wel een chemisch bodemonderzoek is uitgevoerd en daaruit gebleken is dat de bodem ernstig is verontreinigd is, dienen grondwerkzaamheden die gevolgd worden door verplaatsing per as of leiding van de toemaakgrond gemeld te worden bij de betreffende provincie. Dit geldt ook wanneer op een ernstig verontreinigd perceel grond wordt aangebracht voor ophoging van dit perceel. Het betreft een melding conform van artikel 28 van de Wbb en de initiatiefnemer van de melding dient deze te voorzien van een 'saneringsplan' conform artikel 39, waarin de grondwerkzaamheden worden omschreven. In dit geval worden echter anders dan gebruikelijk geen eisen gesteld aan de grondwerkzaamheden, i.c. diepte van afgraven en dikte van de aan te brengen afdekkende grondlaag. Voor wat betreft de kwaliteit van de grond zijn de regels 5, 6 en 7 van het gebiedspecifieke bodembeleid van toepassing. Verder wordt niet vereist dat de grondwerkzaamheden alleen maar door een erkende bodemsaneerder mogen worden uitgevoerd. Wel blijft vereist dat de grondwerkzaamheden begeleid worden door een erkende milieukundige begeleider. De provincie beschikt op basis van de melding van de grondwerkzaamheden dat sprake is van een ernstige verontreiniging, waarvan de sanering niet spoedeisend is en stemt in met het saneringsplan. Na afloop van de grondwerkzaamheden dient de initiatiefnemer een evaluatieverslag en een nazorgplan in (kan apart onderdeel zijn in het evaluatieverslag). De provincie beschikt op het evaluatieverslag en het nazorgplan. De beschikkingen op het saneringsplan, evaluatieverslag en nazorgplan worden kadastraal geregistreerd in het kader van de Wkpb. De huidige saneringsregeling biedt op dit moment geen andere mogelijkheid. Mogelijk dat in het kader van het Besluit Uniforme Saneringsregeling (BUS), de hier beschreven aanpak wordt opgenomen. Dan zou kunnen worden volstaan met een BUS-melding. Dit vereenvoudigt en bekort de procedure van 15 naar 5 weken, alvorens te kunnen starten met de werkzaamheden.
3. Regel 8 en 9 van het gebiedspecifieke bodembeleid zijn ook van toepassing op percelen met toemaakgronden die ernstig verontreinigd zijn.

De onderdelen van het gebiedspecifieke bodembeleid van het Besluit bodemkwaliteit zijn:

4. Evenals bij regel 1 van de beleidsregel kan bij voorgenomen grondwerkzaamheden bodemonderzoek achterwege blijven, als bij veldinspectie binnen het kaartgebied toemaakmaterialen worden aangetroffen en geen lokale andere verontreinigingen te verwachten zijn.
5. Toemaakgrond kan worden hergebruikt als ophooggrond binnen het gebied met toemaakgronden. Dit impliceert dat er voor de gebiedseigen grond maximale waarden voor landbouw en natuur worden geaccepteerd die hoger zijn dan de landelijke achtergrondwaarden. Aangezien op de veenweidepercelen met hoge gehalten in de bodem geen landbouwkundige en ecologisch risico's zijn, en gegeven het feit dat aantreffen van hoge gehalten afhankelijk is van het aantal percelen dat in de steekproeven is onderzocht, is er voor gekozen geen expliciete maximale waarde aan te

geven. Als voldaan wordt aan regel 4, dan kan de toemaakgrond worden hergebruikt binnen het gebied met toemaakgronden.

6. Grond afkomstig van buiten het gebied kan worden toegepast als ophooggrond binnen het gebied met toemaakgronden, mits deze voldoet aan één van beide van onderstaande chemische kwaliteitseisen:
 - o Indien de grond afkomstig is uit een gebied, waarvan in het gemeentelijke bodembeheerplan is aangegeven dat de bodemkwaliteit vergelijkbaar of beter is dan de kwaliteit van de bodem in het gebied met toemaakgronden, kan de grond worden toegepast. De gemeentelijke bodemkwaliteitskaart en bodembeheerplan dienen dan als bewijsmiddel voor de kwaliteit.
 - o Indien de grond afkomstig is uit een partij grond, dan dient uit de partijkeuring te blijken dat de kwaliteit van de grond voldoet aan de landelijke achtergrondwaarden en voor de stoffen die in veengronden en rivierkleigronden van nature hogere gehalten kunnen hebben aan de regionale achtergrondwaarden. In tabel 2 van paragraaf 4.4 zijn de betreffende stoffen en bijbehorende regionale achtergrondwaarden opgenomen. Voor de relatief lage achtergrondwaarden is gekozen, omdat grond van buiten een diverse herkomst kan hebben. Hierdoor is het onvoldoende zeker of bij overschrijding van deze waarden, de beschikbaarheid van deze stoffen voldoende laag is en daarmee geen risico ontstaat voor de landbouw en de natuur.
7. Grond afkomstig van buiten het gebied kan worden toegepast als ophooggrond binnen het gebied met toemaakgronden, mits deze voldoet aan beide onderstaande fysische kwaliteitseisen:
 - o De grond dient zo min mogelijk bodemvreemde materialen te bevatten, met als bovengrens 2%, waarbij voor stoffen met een laag volumegewicht (bv. piepschuim) het percentage als volumeprocent wordt gezien. Landelijk geldt een maximum van 20% op gewichtsbasis.
 - o De grond dient te passen bij het karakter van het veenweidegebied. Dit betekent dat veengrond en rivierkleigrond wel geschikt zijn en zandgrond en zeekleigrond niet.
8. Bagger uit de sloten binnen het gebied met toemaakgronden kan op percelen met toemaakgronden worden toegepast, waarbij regel 4 en 5 eveneens van toepassing zijn.
9. Grondverzet binnen een veenweide perceel met toemaakgrond en zonder transport per as of leiding hoeft niet te worden gemeld bij het landelijke centrale meldpunt i.c. het AgentschapNI.

Met dit handelingskader wordt het mogelijk gemaakt om de toemaakgronden intact te laten en kunnen grondwerkzaamheden waar toemaakgrond bij betrokken is, beperkt blijven tot wat strikt noodzakelijk is ten behoeve van de herinrichting. Dit is met name van belang voor de overige bodemthema's in het veenweidegebied. Zo zijn veengronden kwetsbaar voor veenafbraak en de daarmee gepaard gaande bodemdaling. Afgraven en daarmee zelf actief bijdragen aan de bodemdaling, is vanwege de bodemverontreiniging niet nodig, evenals het opbrengen van tenminste een halve meter schone grond. Op een zettingsgevoelige veenbodem zou dit tot een inefficiënt gebruik van grond leiden ter compensatie van de bodemdaling. Het is doelmatiger om de daling te compenseren door het aanbrengen van relatief dunne lagen. Met dezelfde hoeveelheid grond kunnen dan meer percelen worden opgehoogd en worden het bodemleven en de graslandvegetatie minder aangetast.

Het intact laten van de toemaakgronden draagt bovendien bij aan de beleving van de geschiedenis van de vervening en landbouw en daarmee aan de cultuurhistorie van het gebied.

Het handelingskader is niet van toepassing op het hergebruik van toemaakgrond buiten het toemaakdegebied en in de zogenaamde grootschalige bodem toepassingen op land (bijv. een geluidswal) en in water (bijvoorbeeld t.b.v. de verondieping van een zandwinplas). Wel kan uit de tabellen worden afgeleid met welke kans vrijkomende toemaakgrond voldoet aan de landelijk gestelde kwaliteitseisen om te mogen worden toegepast in deze grootschalige toepassingen.

Het handelingskader beperkt zich tot de toemaakgronden in het landelijke gebied met functies landbouw en natuur en extensief recreatief medegebruik en gaat daarmee niet over toemaakgronden met andere functies, zoals de functie wonen in een lintbebouwing op het toemaakdek. Verder gaat het handelingskader niet over locale verontreinigingen binnen het toemaakdegebied, zoals gedempte sloten en mogelijke lekkages van voormalige olietanks bij boerderijen en woningen. Voor de aanpak van lokale verontreinigingen is het algemene bodembeleid van Provincies Utrecht en Zuid-Holland van

toepassing, waarbij voor wat betreft de aanpak van gedempte sloten gebruik gemaakt kan worden van de ervaringen die opgedaan zijn in de pilot Krimpenerwaard. Tenslotte houdt het handelingskader geen rekening met de kwaliteit van de bodem ten gevolge van de belasting met meststoffen of met de aanwezigheid van ziekteverwekkers voor planten of dieren.

Het handelingskader is het resultaat van een samenwerking van de provincies Utrecht en Zuid-Holland, DLG en de regionale milieudiensten i.c. Midden-Holland, West-Holland en Noordwest-Utrecht, waaraan de betreffende gemeenten de uitvoering van het Besluit bodemkwaliteit gemandateerd hebben. Met het oog op het toepassen van bagger uit het gebied op percelen met toemaakgronden is het baggeronderdeel afgestemd met de waterbeheerders in het gebied i.c. het Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden, Waternet en het Hoogheemraadschap Rijnland.

Voor de gemeenten is het handelingskader één van de bouwstenen voor de actualisatie van de gemeentelijke bodemkwaliteitskaarten en de daarop gebaseerde bodembeheerplannen op basis van het Besluit en de Regeling Bodemkwaliteit. Het betreft de bouwsteen: toemaakdek met functies landbouw, natuur en extensief recreatief medegebruik. Gemeenten waar toemaakgronden in hun landelijk gebied voorkomen zijn: De Ronde Venen, Woerden, Nieuwkoop, Bodegraven, Alphen aan den Rijn, Reeuwijk, Rijnwoude, Zoeterwoude, Leiderdorp, Kaag en Braassem, Teylingen, Waddinxveen en Boskoop. Voor provincies Utrecht en Zuid-Holland vormt het handelingskader de basis voor de uitvoering van de saneringsregeling van de Wet bodembescherming in het toemaakdekgebied met deze functies.

INHOUD

Samenvatting	2
1 Inleiding	7
1.1 Herinrichting en beheer veenweidegebied	7
1.2 Beleidsontwikkelingen	7
1.3 Toemaakdek: oorsprong, voorkomen en verontreiniging	8
1.4 Probleemstelling	8
1.5 Doelstelling van het handelingskader	9
1.6 Status van de nota	10
1.7 Leeswijzer	10
2 Reikwijdte handelingskader	11
2.1 Inhoudelijke afbakening	11
2.2 Geografische en functionele afbakening	11
2.3 Betrokken bevoegde gezagen	11
3 Bodemkwaliteit toemaakgronden	12
3.1 Kenmerken van de toemaakverontreiniging	12
3.1.1 Bronnen en aard van de verontreiniging	12
3.1.2 Chemische samenstelling	12
3.1.3 Bodemkwaliteitskaart toemaakgronden	14
3.1.4 Grondwaterkwaliteit	15
3.1.5 Uitlooggedrag toemaakgronden	15
3.1.6 Bodemkwaliteit venige ondergrond	15
3.2 Beoordeling van de bodemverontreiniging	15
3.2.1 Ernst van de verontreiniging	15
3.2.2 Spoedeisendheid van sanering	16
3.2.3 Sanerings- en beheersmaatregelen	19
3.2.4 Invloed van herinrichting op de milieuhygiënische risico's	20
4 Ontgraven en toepassen van grond	20
4.1 Juridische basis	20
4.2 Regels ontgraven en toepassen toemaakgrond binnen het toemaakdekgebied	21
4.3 Regels voor toepassen van toemaakgrond buiten het toemaakdekgebied	22
4.4 Regels voor toepassen grond afkomstig van buiten het toemaakdekgebied	23
4.5 Regels voor toepassen van bagger op percelen met een toemaakdek	25
4.6 Ontgravingen op percelen met toemaakdek én andere verontreinigingsbronnen	26
5 Literatuur	26
Bijlagen	
1 Voorkomen van veengronden met een toemaakdek	28
2 Resultaten bodemonderzoeken van toemaakgronden in De Venen tot 2006	29
3 Resultaten Alterra onderzoek van toemaakgronden in de Venen na 2006	30
4 Resultaten provinciaal bodemkwaliteitsmeetnet	38
5 Kentallen voor het toemaakdekgebied	39
6 Ecologische studies	42
7 Handreiking bodemonderzoek toemaakgronden landelijke gebied	48

1 INLEIDING

1.1 Herinrichting en beheer Veenweidegebied

De komende jaren gaan de plannen voor de herinrichting en beheer van het veenweidegebied in uitvoering. Kaders hiervoor zijn de Nota Ruimte, het Nationaal Landschap het Groene Hart, het Veenweidepact en de convenanten voor de diverse veenweidepactgebieden, alsmede de Voorloper voor het Groene Hart [lit. 1], die als basis dient voor de provinciale en gemeentelijke ruimtelijke structuurvisies. De doelstelling is om het karakteristieke open veenweidelandschap te behouden. Hiervoor is het nodig dat de landbouw (melkveehouderij) toekomst perspectief houdt en de natuurwaarden worden versterkt.

Veengronden zijn kwetsbaar voor veenaafbraak. De ambitie is om deze afbraak te beperken en zo de bodemdaling af te remmen. Dit vraagt om een meer klimaatbestendig beheer van oppervlaktewater en grondwater. Veengronden zijn bovendien zettingsgevoelig en kwetsbaar voor structuurbederf. Dit stelt specifieke eisen aan het beheer van de veenweiden.

Op korte termijn zullen de plannen voor de herinrichting van de gebieden De Venen en Gouwe Wiericke in uitvoering gaan. De eerste fase in De Venen betreft de herinrichting van het deelgebied de Bovenlanden, ter weerszijde van de Kromme Mijdrecht in Utrecht en Zuid-Holland. Voor het gebied Gouwe Wiericke worden momenteel voor de diverse deelgebieden inrichtingsplannen opgesteld. Bij de realisatie van de plannen zullen grond- en baggerwerkzaamheden worden uitgevoerd.

In beide gebieden komen toemaakgronden in de bovengrond voor. Deze maken deel uit van het zogenaamde 'toemaakdek'. Toemaakgronden zijn verontreinigd. Ze vormen daardoor in potentie een risico voor de beoogde gebruiksfuncties van de bodem. Bovendien leidt de aanwezigheid van de verontreiniging tot beperking van de gebruiksmogelijkheden van grond die vrijkomt bij de herinrichtingswerkzaamheden.

1.2 Beleidsontwikkelingen

Vooruitlopend op dit handelingskader is in 2006 door de gemeenten in het gebied De Venen in samenwerking met de regionale milieudiensten en de beide provincies een beleidskader bodembeheer opgesteld voor de toemaakgronden in het zogenaamde buitengebied [lit. 2]. Dit is het landelijke veenweidegebied met functies landbouw, natuur en extensief recreatief medegebruik. In dit kader is afgesproken de veronderstellingen m.b.t. tot variabiliteit in chemische samenstelling van de toemaakgrond, de wijze van voorkomen van de verontreinigingen en de landbouwkundige risico's bij beweiding van de toemaakdepercelen door veldonderzoek te verifiëren.

Vooruitlopend op deze verificatie heeft de provincie Utrecht het handelingskader voor haar grondgebied in de Venen in 2006 vastgesteld. In Zuid-Holland is mede vanwege de fusie van de gemeenten Ter Aar, Nieuwkoop en Liemeer er voor gekozen om eerst de verificatie uit te voeren. Nu deze verificatie voltooid is, is dit een goed moment om het handelingskader te actualiseren en gezien de herinrichtingsplannen in Gouwe Wiericke te verbreden naar het gehele veenweidegebied met toemaakgronden.

De actualisatie is mede noodzakelijk omdat, met de inwerking treding van het Besluit bodemkwaliteit [lit. 3] en Regeling bodemkwaliteit [lit. 4], de normstelling en regelgeving met betrekking tot het hergebruik van grond zijn aangepast. Van gemeenten wordt verwacht dat zij hun bestaande bodemkwaliteitskaarten en bodembeheerplannen actualiseren conform de nieuwe regelgeving. Dit kan het gehele grondgebied van een gemeente betreffen, met de diverse combinaties van grondsoorten en vormen van bodemgebruik die daar voorkomen. Voor de combinatie toemaakgrond

in het landelijk gebied met de eerder genoemde gebruiksfuncties biedt dit handelingskader de basis voor het grondverzet en het bodembeheer.

1.3 Toemaakdek: oorsprong, voorkomen en verontreiniging

Het toemaakdek is ontstaan doordat vanaf de middeleeuwen stadsvuil vermengd met zand, stalmest en bagger, naar de veengronden in het gebied werd aangevoerd. Deze aanvoer hing samen met de vervening van het gebied. Veen (turf) werd als brandstof vervoerd naar de steden (Amsterdam, Haarlem, Leiden, Gouda, Utrecht) en als retourvracht van de turfschepen werden de toemaakmaterialen teruggebracht naar de veengronden die niet verveend zijn. Ter plaatse van de vervening ontstonden veenplassen. Sommige veenplassen zijn drooggemaakt (bijvoorbeeld Polder Nieuwkoop, Groot Mijdrecht en de Middelburg-Tempelpolder), andere niet (bijvoorbeeld Nieuwkoopse, Vinkeveense en Reeuwijkse plassen). Het toemaakdek is daarmee verbonden met de verveningsgeschiedenis en daarmee een onderdeel van de cultuurhistorie van het gebied.

Doel van het aanbrengen van toemaak was om de bodemvruchtbaarheid en de structuur van de veenbodem te verbeteren. Op deze wijze is in het veenweidegebied zowel in de lintbebebouwingstroken als in het landelijk gebied op veel plaatsen een toemaakdek ontstaan. De laagdikte waarin toemaakmaterialen in het landelijk gebied zijn toegepast varieert van enkele centimeters tot maximaal ongeveer 50 cm. Het gebied met toemaakgronden is weergegeven op de kaart in bijlage 1. Toemaakgronden komen voor in de provincies Utrecht, Zuid-Holland en Noord-Holland.

Ook buiten het veenweidegebied is binnen provincie Utrecht plaatselijk een toemaakdek in de bovengrond aanwezig. De toemaakdekken buiten het veenweidegebied hebben evenwel een andere herkomst, en daardoor een andere samenstelling dan het toemaakdek in het veenweidegebied. Deze vallen buiten het kaartbeeld en buiten het gebied waarvoor dit handelingskader is opgesteld.

Kenmerkend voor het toemaakdek is de aanwezigheid van artefacten (zoals pijpenkopjes) en scherfjes, sintels en verbrandingsslakken. Deze materialen waren aanwezig in het aangevoerde stadsvuil en slib. Het toemaakdek bevat vanwege deze toemaakmaterialen verhoogde gehalten aan zware metalen (lood, koper en zink). Sintels, slakken en scherven, welke veelvuldig in het toemaakdek aanwezig zijn, vormen de bron van de verontreiniging [lit. 5 en 6].

Op grond van de normen van de Wet bodembescherming wordt de bodemlaag met deze historische bodemverbeteraar beschouwd als milieuhygiënisch verontreinigd.

1.4 Probleemstelling

Vanwege de verontreinigingen in het toemaakdek zijn er in potentie risico's voor het bodemgebruik en beperkingen voor de herinrichting van het toemaakdekgebied.

De concentraties aan zware metalen en met name lood overschrijden op diverse weidepercelen verspreid over het toemaakdekgebied de interventiewaarden. Hierdoor is sprake van ernstige verontreinigingen, die in potentie een ecologisch risico vormen. Dit roept twijfels op over de haalbaarheid van de beoogde natuurdoelstelling in het veenweidegebied en de duurzaamheid van het landbouwkundig gebruik door een onvoldoende functionerend bodemleven. Ook is de vraag in hoeverre er landbouwkundige risico's zijn in de zin dat er veevoeder- en/ of warenwetnormen kunnen worden overschreden of dat er veterinaire risico's kunnen zijn.

Indien daadwerkelijk sprake is van dergelijke risico's, dan bestaan de standaardsaneringsmaatregelen uit afgraven of aanbrengen van een leeflaag van tenminste een halve meter grond. Deze maatregelen kunnen vanwege de geringe drooglegging van de veenweidepercelen en de zettingsgevoeligheid van de veenbodem conflicteren met beoogde inrichting en het beheer van het gebied.

Bovendien zijn veenweidepercelen gevoelig voor bodemdaling. Om verdere bodemdaling van de veenweidepercelen te vertragen is het wenselijk dat de vrijkomende toemaakgrond binnen het toemaakdegebied kan worden hergebruikt. Dit geldt ook voor de gebiedseigen onderhoudsbagger. Voor percelen met een te geringe drooglegging, waarbij verdere verlaging van het polderpeil niet gewenst is en onvoldoende gebiedseigen grond en bagger voorhanden is, ontstaat de behoefte om hiervoor grond van elders aan te voeren en te benutten om de bodemdaling te compenseren. De vraag om duidelijkheid over de kwaliteit van de zowel de gebiedseigen als gebiedsvreemde grond en bagger die op percelen met een toemaakdek kan worden toegepast.

Het generieke beleid in het Besluit bodemkwaliteit beperkt de mogelijkheden om de gebiedseigen grond toe te passen. Het staat namelijk alleen toepassing van schone grond toe in gebieden met functies landbouw en natuur. Aangezien toemaakgrond verontreinigd is, betekent dat deze zou moeten worden afgevoerd om elders te worden toegepast, waarbij de mogelijkheden beperkt zijn en verder afnemen met de toename van de verontreinigingsgraad. Het Besluit biedt evenwel de mogelijkheid om een gebiedsspecifiek bodembeleid te maken.

Gezien de diverse soorten toemaakmaterialen die zijn gebruikt en de variatie in de mate waarin ze zijn aangebracht, komen de gehalten aan zware metalen in de toemaakgronden in een ruime bandbreedte voor. Er is hierdoor sprake van een heterogene diffuse bodemverontreiniging, waarbij de bandbreedte dermate groot is dat er een substantiële kans is dat op perceelsniveau de diverse generieke bodemwaarden en -normen worden overschreden, i.c. de LAC-signaalwaarden voor landbouw [lit. 7], de maximale waarden voor wonen en industrie uit het Besluit bodemkwaliteit, en de interventiewaarden en het saneringscriterium van de saneringsregeling Wbb. Als gevolg van deze heterogeniteit kan op voorhand niet worden voorspeld in welke gehalten de zware metalen aanwezig zijn op een individueel weideperceel en daarmee kan ook geen uitspraak worden gedaan over het al dan niet overschrijden van deze bodemnormen. In het bijzonder speelt dit bij het al dan niet overschrijden van de interventiewaarden, omdat bij overschrijding van deze waarden de saneringsregeling van de Wbb van toepassing is en bij onderschrijding het Besluit bodemkwaliteit. Dit vraagt om een goed beeld van de bandbreedte waarin de gehalten voorkomen en inzicht in de kansen op overschrijding van de diverse normwaarden.

Uitsluitel van de werkelijke bodemkwaliteit is pas mogelijk na chemisch bodemonderzoek. Daarbij is het wenselijk om met één onderzoek de toetsing aan alle bovengenoemde normen mogelijk te maken. Gezien de grootte omvang van het toemaakgebied (ca 6.000 ha) en de vele relatief kleine veenweidepercelen, betekent onderzoek van elk perceel een aanzienlijke kostenpost. Deze kosten zijn weliswaar te rechtvaardigen als het risico inderdaad toeneemt bij toenemende gehalten in de bodem, maar niet wanneer dit niet het geval is en het onderzoek alleen wordt gedaan om te bepalen welk wettelijk kader van toepassing is, zonder dat dit tot verschillen in toepassing leidt. In het beleidskader bodembeheer voor het landelijk gebied in De Venen [lit. 1], is verondersteld dat er geen risico is en dat daarom chemisch bodemonderzoek achterwege kan blijven. Echter onder de voorwaarde dat door veldonderzoek daadwerkelijk wordt vastgesteld dat er sprake van de aanwezigheid van een toemaakdek binnen het gebied dat als zodanig op de kaart in bijlage 1 is weergegeven.

Tenslotte is bij de inwerkingtreding van het Besluit bodemkwaliteit een nieuw standaard stoffenpakket geïntroduceerd. Om te voldoen aan de regelgeving is het noodzakelijk dat ook inzicht wordt gegeven in de gehalten waarin de nieuwe stoffen in het toemaakdegebied voorkomen.

1.5 Doelstelling van dit handelingskader

Dit handelingskader heeft tot doel om een oplossing te vinden voor de hiervoor genoemde problemen. Samenvattend komt de doelstelling op het volgende neer.

- Het geven van duidelijkheid over de risico's van de verontreinigende stoffen in de toemaakgronden voor gebruiksfuncties landbouw, natuur en extensief recreatief medegebruik.
- Het bieden van een gebiedsspecifiek kader waardoor, ten behoeve van de beoogde herinrichting en beheer van het veenweidegebied met een toemaakdek, verantwoord hergebruik van gebiedseigen grond en bagger zo min mogelijk wordt beperkt en duidelijkheid wordt gegeven over de kwaliteit grond die van elders binnen het gebied kan worden toegepast.
- Het inzichtelijk maken van de kwaliteit van de toemaakgrond en de heterogeniteit binnen het toemaakdekgebied.
- Het formuleren van een gebiedsspecifieke regelgeving waarin het Besluit bodemkwaliteit en de Saneringsregeling van de Wbb zodanig zijn afgestemd dat het gebiedsspecifiek beleid met een minimum aan administratie en kosten voor zowel de initiatiefnemer als het bevoegd gezag kan worden uitgevoerd en gehandhaafd.

Dit handelingskader definieert het 'stand still principe' op een groter schaalniveau dan gebruikelijk, namelijk op een gemeenten en provincies overschrijdende schaal. Dit heeft voordelen voor de gebruiksmogelijkheden van bodem en grond.

1.6 Status van de nota

Voor de gemeenten met toemaakgronden in het landelijk gebied biedt het handelingskader één van de bouwstenen voor de actualisatie van de gemeentelijke bodemkwaliteitskaarten en de daarop gebaseerde bodembeheerplannen op basis van het Besluit en de Regeling bodemkwaliteit. Het betreft de bouwsteen: toemaakgronden met functies landbouw, natuur en recreatief medegebruik. Gemeenten met toemaakgronden in hun landelijk gebied zijn: De Ronde Venen, Woerden, Nieuwkoop, Bodegraven, Alphen aan den Rijn, Reeuwijk, Rijnwoude, Zoeterwoude, Leiderdorp, Kaag en Braassem, Teylingen, Waddinxveen en Boskoop. Voor provincies Utrecht en Zuid-Holland vormt het handelingskader de basis voor de uitvoering van de saneringsregeling van de Wet bodembescherming voor de toemaakgronden met deze functies.

Indien daar aanleiding toe is, zal het handelingskader worden aangepast. Aanleidingen voor aanpassing van het beleid kunnen onder meer zijn:

- Praktijk-evaluaties;
- Veranderingen in wet- en regelgeving;
- Nieuwe wetenschappelijke inzichten.

1.7 Leeswijzer

Dit handelingskader beschrijft de technisch-inhoudelijke, juridische en administratieve/procedurele aspecten van het beheer van toemaakgronden in het landelijke veenweidegebied met de functies: landbouw en natuur en het recreatief medegebruik bij deze functies.

In hoofdstuk 2 wordt de reikwijdte van het handelingskader aangegeven. Hoofdstuk 3 beschrijft de kenmerken, het voorkomen en de kwaliteit van de toemaakgronden, waarbij tevens wordt ingegaan op de beoordeling van de verontreinigingen. Tenslotte worden in hoofdstuk 4 de regels aangegeven voor het ontgraven en toepassen van grond en bagger. In de bijlagen wordt nadere informatie gegeven over het voorkomen van toemaakgrond (bijlage 1), de kwaliteit van de toemaakgrond (bijlage 2 t/m 5), ecologische risico (bijlage 6) en over de handreiking voor uitvoeren van het bodemonderzoek en het beoordelen van de resultaten (Bijlage 7).

2 REIKWIJDTE HANDELINGSKADER

2.1 Inhoudelijke afbakening

Dit handelingskader geeft een uitwerking van de milieuregelgeving die van toepassing is voor het onderzoek en het beheer en het zo nodig saneren van veengronden met een toemaakdek, alsmede voor het hergebruik van toemaakgrond binnen het toemaakdekgebied.

Veenweidepercelen hebben doorgaans een geringe drooglegging. Deze zal verder afnemen door voortschrijdende bodemdaling. Aangezien peilverlaging niet wenselijk is, ontstaat de behoefte om grond van buiten het toemaakdekgebied als ophoogmateriaal aan te brengen. Ook het hergebruik van gebiedseigen bagger op de percelen draagt bij aan het afremmen van de bodemdaling. Het handelingskader beoogt ook het aanbrengen van deze grond en bagger te faciliteren en te reguleren.

Het handelingskader gaat niet op het hergebruik van toemaakgrond buiten het toemaakdekgebied en in de zogenaamde grootschalige bodem toepassingen op land (bijv. in een geluidswal) en in water (bijvoorbeeld t.b.v. een verondieping van een zandwinplas). Bovendien gaat het handelingskader niet in op regels voor onderzoek en sanering van bodemverontreinigingen afkomstig van lokale verontreinigingen binnen het toemaakdekgebied, zoals gedempte sloten en lekkende olietanks bij boerenerven. Voor de aanpak van lokale verontreinigingen is het algemene bodembeleid van Provincies Utrecht en Zuid-Holland van toepassing. Dit handelingskader houdt tevens geen rekening met de kwaliteit van de bodem ten gevolge van de belasting met meststoffen of met de aanwezigheid van ziekteverwekkers voor planten of dieren.

Tot slot maken ook regels die vanuit andere wettelijke kaders van toepassing kunnen zijn op de voorgenomen inrichtingsmaatregelen (zoals bijvoorbeeld: de Ontgrondingenwet, de Flora en Faunawet, de Habitat-richtlijn, de Provinciale Verordening Natuur en Landschap en gemeentelijke bestemmingsplannen en verordeningen) geen deel uit van dit handelingskader.

2.2 Geografische en functionele afbakening

Toemaakmateriaal komt voornamelijk voor in de bovengrond van de niet verveende gebieden. Stichting Bodemkartering (tegenwoordig Alterra) heeft het voorkomen van het toemaakmateriaal in de bodem geïnventariseerd. Daarbij is als criterium aangehouden dat het toemaakmateriaal in de bovengrond in een laagdikte van tenminste 10 cm in de bodem aanwezig is. Het betreft een areaal van ca 6.000 ha veenweidegebied (zie kaart in bijlage 1).

Buiten het gearceerde gebied kunnen de niet verveende weidegebieden ook beïnvloed zijn door toemaakmateriaal. Echter, daar is minder materiaal aangebracht, zodat de dikte doorgaans kleiner is dan 10 cm en de herkenbaarheid minder is.

Dit handelingskader is van toepassing op percelen in het landelijke gebied met de functies 'landbouw', en 'natuur' en recreatief medegebruik bij deze functies binnen de contour van het toemaakdekgebied. Het handelingskader zoals omschreven in deze nota is niet van toepassing op percelen met de functie 'wonen', 'kinderspeelplaats', 'moestuin', 'bedrijfslocatie' of 'extensief gebruikt (openbaar) groen'. Dit handelingskader geldt dus niet voor dorpskernen, lintbebouwingstroken, bedrijfsterreinen, boerenerven, recreatiewoningen en volkstuinten.

2.3 Betrokken bevoegde gezagen

De betrokken bevoegde gezagen zijn de gemeenten die bevoegd zijn voor de uitvoering van het Besluit bodemkwaliteit en de Regeling bodemkwaliteit. Gemeenten waar toemaakgronden in hun landelijk gebied voorkomen zijn: De Ronde Venen, Woerden, Nieuwkoop, Bodegraven, Alphen aan den Rijn, Reeuwijk, Rijnwoude, Zoeterwoude, Leiderdorp, Kaag en Braasem, Teylingen, Waddinxveen, Boskoop. Deze gemeentelijke taak wordt uitgevoerd door de Regionale Milieudiensten:

Noordwest-Utrecht, Midden-Holland en West-Holland. Daarnaast zijn de provincies Utrecht en Zuid-Holland bevoegd gezag voor de uitvoering van de saneringsregeling van de Wbb. Verder zijn de waterbeheerders: Het Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden, Waternet en het Hoogheemraadschap Rijnland betrokken voor wat betreft de baggerproblematiek in het toemaakdegebied.

3 BODEMKWALITEIT TOEMAAKGRONDEN

3.1 Kenmerken van de toemaakverontreiniging

3.1.1 Bronnen en aard van de verontreiniging

De herkomst en samenstelling van het toemaakdek binnen plangebied De Venen is uitgebreid beschreven [lit. 8 en 9]. De hier weergegeven informatie betreft een samenvatting van de informatie daarover in de genoemde rapportages.

Het toemaakdek is aangebracht vanaf de 14^e eeuw en mogelijk eerder, tot begin 20^e eeuw. In die periode werd het toemaakmateriaal op de terugweg van turfschepen aangevoerd vanuit de steden Amsterdam, Utrecht, Leiden, Gouda en Den Haag en aangebracht op de veenweidepercelen die niet werden verveend. Het toemaakdek is daarmee een onderdeel van de verveningsgeschiedenis en daarmee van de cultuurhistorie van het gebied.

Toemaakdek bestaat uit stadsvuil vermengd met zand, slib en stalmest. Het afval betreft afval afkomstig van smeltovens, aardewerkfabrieken en houtskoolbranders. Het afval bestond uit haardas, bagger, puin, keukenafval en straatafval. Dit verklaart de aanwezigheid van scherven en van sintels en slakken (uit de ovens) in het toemaakdek. Daarnaast zijn voorwerpen als glas, pijpenkoppen en munten in toemaakdek aanwezig. Deze afvalbijmengingen zijn een bron van zware metalen en PAK (polycyclische aromatische koolwaterstoffen):

- Sintels (verbrandingsresten van steenkool): diverse metalen, waaronder lood, koper en in mindere mate zink en PAK.
- Slakken (restanten van smelten diverse ertsen): diverse zware metalen.
- Potscherven (glazuurlaag op keramiek en pigmenten in de glazuurlaag): lood en soms cadmium.
- Overige artefacten (voorwerpen van zink of koper of de legeringen messing of brons): zink en koper.

Vanwege de aard van de aangebrachte materialen wordt verwacht dat een deel van de verontreinigende stoffen nog in deze materialen aanwezig is. Dit is in het verificatie-onderzoek bevestigd [lit. 6]. Hierbij is gebruik gemaakt van elektronenmicroscopie. De aangebrachte materialen bleken niet alleen in de fractie groter dan 2 mm aanwezig te zijn, maar ook in grote hoeveelheden in de fractie kleiner dan 2 mm voor te komen. Het merendeel van het lood in deze fijne fractie is nog steeds in deze toemaakmaterialen in de oorspronkelijke vorm aanwezig. Voor zover het lood door verwerking is vrijgekomen is het ingebouwd in de organische stof van de bodem).

3.1.2 Chemische samenstelling

Met name in het gebied De Venen zijn in het verleden vanuit diverse invalshoeken onderzoeken verricht naar de kwaliteit van de bodem [lit. 5, 10 t/m 18]. Uit deze onderzoeken komt naar voren dat de toemaakdeklag verontreinigd is met de zware metalen lood, koper en zink. De PAK-gehalten in toemaakdek liggen om en nabij de streefwaarde.

Bij de onderzoeken zijn verschillende strategieën gevolgd, bijvoorbeeld ten aanzien van bemonstering (steken, boren), monstersamenstelling (aantal grepen per monster, dieptetraject van de grepen) en monstervoorbehandeling (wijze van verwijderen van artefacten zoals potscherven, al dan niet zeven voor de vermaling van het grondmonster, ontsluiting met uiteenlopende destructiemiddelen). De in de bijlage 2 gepresenteerde data van de chemische samenstelling moeten in dat licht worden gezien. Deze zijn in 2006 gebruikt als basis voor het beleidskader voor het toemaakdek voor het buitengebied in de Venen. Het heeft toen geleid tot een aparte zonering voor de Polder Demmerik [lit. 1].

Vanwege de grote diversiteit in bemonsteringsstrategieën is als onderdeel van de verificatie in opdracht van de provincies Utrecht, Zuid-Holland en het voormalige ministerie van LNV door Alterra een onderzoek uitgevoerd naar de chemische samenstelling van het toemaakdek binnen het gebied De Venen. Hiervoor zijn 31 aselect gekozen weidepercelen onderzocht op een schaalgrootte van 100 m². Dit komt overeen met ca 25 m³ en past daarmee bij de schaalgrootte waarbij in het kader van de saneringsregeling van de Wbb de ernst van een verontreiniging wordt beoordeeld. Op vier van de percelen is tevens onderzoek gedaan naar de ruimtelijke variabiliteit binnen het perceel door op vijf plaatsen binnen het perceel een vak van 100 m² te bemonsteren. Hierbij is de handreiking voor het bodemonderzoek van dit handelingskader gevolgd (bijlage 7). Bovendien is de reproduceerbaarheid van de bemonstering onderzocht door op deze vier percelen de bemonstering in één vak in drievoud uit te voeren. De grondfractie kleiner dan 2 mm is onderzocht.

De resultaten van het Alterra onderzoek [lit. 19] zijn verwerkt en bewerkt in bijlage 3 a t/m g. In bijlage 3a zijn de gemeten gehalten weergegeven, met inbegrip van de percelen die met meerdere vakken bemonsterd zijn. Bijlage 3b geeft voor de kritische stoffen lood, koper en zink de gemeten gehalten weer van de 31 percelen. Uit bijlage 3b blijkt dat de gehalten lood, koper en zink sterk verschillen tussen de percelen, wat zich manifesteert in ruime marges tussen de kentallen in bijlage 3c. Op naar schatting 15 % van de percelen worden interventiewaarden overschreden, meestal voor lood en soms ook voor koper en zink. De lood- en kopergehalten en de lood- en zinkgehalten blijken positief gecorreleerd te zijn (bijlage 3d), maar de correlatie is niet altijd aanwezig. Zo matched het hoogste zinkgehalte op perceel 754 niet met een hoog loodgehalte op hetzelfde perceel (zie bijlage 3b). De verschillen in gehalten binnen een perceel zijn relatief gering (bijlage 3e). Dit bevestigt de verwachting dat een individueel weilandperceel als een ruimtelijke eenheid kan worden gezien. Verder is de reproduceerbaarheid van de bemonstering binnen een vak relatief goed (bijlage 3f).

De resultaten van het Alterra hebben betrekking op het gehele toemaakdekgebied binnen De Venen, dus met inbegrip van de Polder Demmerik. In deze polder komen vier van de geselecteerde percelen voor. Als deze percelen apart worden beschouwd dan zijn de loodgehalten in het deelgebied Demmerik hoger dan in de overige deelgebieden van de Venen gezamenlijk. De resultaten van het Alterra onderzoek bevestigen daarmee het al bestaande beeld (bijlage 3g).

Voor het toemaakdek buiten het gebied de Venen kan de chemische samenstelling worden afgeleid uit het bodemkwaliteitsmeetnet van de provincie Zuid-Holland [lit. 20]. De resultaten zijn weergegeven in bijlage 4. Het meetnet omvat evenwel het gehele toemaakdekgebied van Zuid-Holland, dus eveneens het Zuid-Hollandse deel van De Venen. Om dit zichtbaar te maken zijn de meetpunten buiten de Venen onderstreept weergegeven. Op basis van de gehalten in het meetnet en het Alterra onderzoek zijn kentallen berekend om een vergelijking te kunnen maken tussen de bodemkwaliteit binnen en buiten het gebied De Venen. De resultaten zijn weergegeven in bijlage 5a. Hieruit blijkt dat de kentallen voor de kritische stoffen lood, koper en zink in beide gebieden weinig van elkaar verschillen. Zowel binnen als buiten De Venen is er een substantiële kans op overschrijding van de interventiewaarden. Ook het onderzoek van Milieudienst Midden-Holland, dat is uitgevoerd in het Gouwe-Wiericke gebied, bevestigt het beeld dat de kwaliteit buiten het gebied De Venen vergelijkbaar is met die van De Venen. Op basis hiervan wordt geconcludeerd dat de bodemverontreiniging in het toemaakdek gekwalificeerd kan worden als een diffuse heterogene bodemverontreiniging met een substantiële kans (meer dan 5%) op overschrijding van een interventiewaarde op perceleniveau. Dit

betekent dat op meer dan 5% van de percelen naar verwachting sprake is van een ernstige bodemverontreiniging. Naar verwachting ligt de kans op ca 15%. Op een areaal van 6.000 ha zou dit neerkomen op ca 900 ha verspreid over het gebied.

Verder blijkt uit bijlage 5a dat de kentallen voor de kritische stoffen van de data bestanden van het provinciaal meetnet en het Alterra onderzoek niet veel van elkaar verschillen. Op grond hiervan is er voor gekozen beide databestanden samen te voegen tot één databestand. Daarbij is er voor gekozen om geen aparte zone te onderscheiden voor de polder Demmerik, omdat ook buiten deze polder kans op overschrijding van de interventiewaarde ook substantieel is. Bovendien is er uit oogpunt van de milieurisico's geen reden om een aparte zone voor deze polder te onderscheiden (zie hs 3.2). Voor stoffen die in beide databestanden voorkomen levert dit 49 meetpunten op. Voor stoffen die alleen in het provinciaal meetnet voorkomen betreft het 18 meetpunten.

3.1.3 Bodemkwaliteitskaart toemaakgronden

Het feit dat het toemaakdek in meerdere gemeenten en provincies voorkomt maakt deze bodemkwaliteitskaart bijzonder. Bij het opstellen van de kaart is gekeken naar de geschiedenis van het ontstaan van het toemaakdek en naar het vroegere en huidige bodemgebruik (veenweide met functies (melk)veehouderij en natuur). Vervolgens is de chemische kwaliteit in deze zone bepaald op basis van diverse aselechte steekproeven met uitsluiting van lokale bodemverontreinigingen. Hiermee voldoet de totstandkoming aan de criteria van de Regeling bodemkwaliteit en de Handreiking bodemkwaliteit [lit. 21].

Bijlage 5b biedt inzicht in de kentallen van de stoffen die sinds het Besluit bodemkwaliteit in het standaard stoffenpakket zijn opgenomen. Tevens zijn kentallen opgenomen van enkele stoffen die relevant zijn voor de beoordeling van de eigenschappen van de bodem onder andere van de beschikbaarheid van fosfaat bij verandering van functie van de bodem of van de vochtcondities waaronder de grond wordt toegepast.

Kritische stoffen zijn lood, koper en zink. De nieuwe stoffen uit het standaard stoffenpakket zijn niet kritisch. Voor de kritische stoffen zijn de kentallen van bijlage 5b tevens weergegeven in tabel 1

Tabel 1 Kentallen voor lood, koper en zink voor het gehele toemaakdekgebied, gehalten gecorrigeerd naar standaard bodem(H = 10%, L = 25%)

Stof	N	Min	5P	25P	50P	75P	80P	90P	95P	Max	Gem
Pb	49	27	67	173	256	432	457	627	738	860	318
Cu	49	13	22	42	57	86.	92	125	158	209	70
Zn	49	29	77	111	141	180	197	303	347	1556	185

n.b Interventiewaarden: Pb 530 mg/kg, Cu 190 mg/kg, Zn 720 mg/kg

n.b. In de studie van Alterra, zie bijlage 3a, zijn ook loodgehalten hoger dan 860 mg/kg gemeten, tot 1.630 mg/kg (na correctie naar standaard bodem 1.306 mg/kg). Hoe groter de steekproef, hoe kleiner

het bemonsterde oppervlak en hoe geringer het aantal steken waaruit het mengmonster wordt samengesteld, deze hoger zal het maximum gemeten gehalte zijn.

3.1.4 Grondwaterkwaliteit

In het door toemaakdek beïnvloede gebied in de provincies Utrecht en Zuid-Holland worden de toemaakdekmatalen niet boven de streefwaarde in het grondwater aangetoond. Het grondwater in het beheersgebied is tot op heden niet meetbaar beïnvloed door de aanwezigheid van toemaakdek.

3.1.5 Uitlooggedrag toemaakgronden

In 1996 is onderzoek gedaan naar het uitlooggedrag van zware metalen in toemaakgrond [lit. 11]. De onderzochte toemaakdekgnd bevatte koper, lood en zink in gehalten tussen de streef- en interventiewaarden, waarbij alleen de loodgehalten nabij de interventiewaarde lagen. Het uitlooggedrag van de onderzochte toemaakdekmonsters bleek lager dan de uitloognorm (U1) van het Bouwstoffenbesluit. Uitloging van metalen uit het toemaakdek is daardoor zo gering dat deze voldoet aan de 'marginale bodembelasting' zoals werd bedoeld in het toenmalige Bouwstoffenbesluit. De marginale uitloging van metalen uit het toemaakdek verklaart de afwezigheid van metalen in het grondwater onder het toemaakdek

3.1.6 Bodemkwaliteit venige ondergrond

Uit onderzoek van de Vrije Universiteit Amsterdam in 1999 is gebleken dat in de polder bij Demmerik de uit veen bestaande ondergrond niet verontreinigd is met zware metalen. Op geen van de 10 meetpunten worden streefwaarden overschreden voor zware metalen die in het onderzoek betrokken waren (Pb, Zn, Cu, Cd en Ni, uitgaande van toetsing als standaardbodem). Aangezien het gebied Demmerik sterk door toemaakdek beïnvloed is - het dek is dik ontwikkeld en de gehalten aan metalen zijn hoog in vergelijking tot elders in het toemaakdekgebied- wordt verondersteld dat de ondergrond onder het toemaakdek in het algemeen onverdacht is.

Deze aanname is bevestigd door de data die in 2004 beschikbaar zijn gekomen in het kader van het bodemkwaliteitsmeetnet van Provincie Zuid-Holland [lit. 20]

3.2 Beoordeling van de bodemverontreiniging

3.2.1 Ernst van de verontreiniging

Ruimtelijke eenheid voor beoordeling ernst

Het toemaakdekgebied is een omvangrijke diffuse bodemverontreiniging. Omdat de ophoging van toemaakdek gedurende eeuwen heeft plaatsgevonden – laagje voor laagje door steeds anderen - is geen sprake van één organisatorische eenheid die het gehele gebied heeft opgehoogd, maar is sprake van meerdere veroorzakers en eigenaren die achtereenvolgens een deel van het toemaakdek hebben opgebracht. Omdat deze jarenlange ophoging van gebiedsdelen niet meer te traceren is naar gebiedsdeel en naar 'ophoger', wordt ervan uitgegaan dat een weilandperceel of een deel daarvan aangemerkt kan worden als één ruimtelijke eenheid.

De ernst van de verontreiniging binnen het toemaakdekgebied wordt daarom beoordeeld op de schaal van het weilandperceel. Dit is de ruimtelijke eenheid waarop van oudsher en nu nog het weilandbeheer en daarmee ook het bodembeheer plaatsvindt.

Wijze van beoordeling ernst

Er is sprake van een geval van ernstige bodemverontreiniging indien in een bodemvolume van minimaal 25 m³ gemiddeld sprake is van overschrijding van een interventiewaarde.

Indien het wenselijk is om de ernst van de toemaakdekverontreiniging op een perceel vast te stellen (bijvoorbeeld bij de aankoop van een perceel), dient hiervoor een bodemonderzoek te worden uitgevoerd. Specifiek voor het onderzoek van deze diffuse heterogene bodemverontreiniging op veenweidepercelen in het landelijke gebied is een handreiking voor het bodemonderzoek ontwikkeld (zie bijlage 7).

Op perceelsniveau is sprake van een geval van ernstige aan toemaakdek gerelateerde bodemverontreiniging indien het gehalte van één of meer stoffen in één of meer mengmonsters de interventiewaarde overschrijdt. Eén mengmonster representeert een vak van 100 m². Uitgaande van een minimale dikte van de toemaakdeklaag van 25 cm, is bij overschrijding van de interventiewaarde in het mengmonster van één vak sprake van een bodemvolume van minimaal 25 m³ waarin gemiddeld sprake is van overschrijding van de interventiewaarde.

3.2.2 Spoedeisendheid van sanering

Er is sprake van een spoedeisend te saneren verontreiniging als sprake is van onaanvaardbare humane, ecologische of verspreidingsrisico's.

Deze risico's worden modelmatig berekend met behulp van de landelijke Risicotoolbox [lit. 22]. Uitgaande van de P95-waarden voor lood, koper en zink worden de humane en ecologische risico niveaus overschreden. Dit betekent dat de sanering spoedeisend zou zijn. De beoordelingssystematiek in Sanscrit kent evenwel een derde stap, waarbij de risico's locatiespecifiek beoordeeld worden.

Humaan risico

Uit onderzoek van het RIVM is gebleken dat de humane biobeschikbaarheid van het lood in toemaakgrond beperkt is. Op grond hiervan zijn de humane risicogrenswaarden voor lood in de Circulaire bodemsanering 2009 gewijzigd [lit. 23].

In het landelijk gebied is blootstelling van mensen aan de toemaakdekverontreiniging in potentie alleen aan de orde in gebieden met bij het recreatief (mede)gebruik bij de functies landbouw en natuur. Aannemende dat de blootstelling vergelijkbaar is met 'extensief gebruik openbaar groen' dan zijn er geen risico's voor de volksgezondheid aan de orde tot een gehalte van 6.760 mg/kg. Aangezien het hoogst gemeten gehalte ruim onder dit niveau ligt, mag worden verondersteld dat er geen humane risico's zijn.

Ecologisch risico

In 2000 en 2005 zijn studies uitgevoerd naar de ecologische risico's van het toemaakdek in plangebied De Venen afgerond [lit. 8, 16, 24]. Uit deze studies is het volgende gebleken:

- De spreiding in totaalgehalten aan lood, koper en zink is hoog. Voor bijvoorbeeld lood binnen Polder Demmerik van 181 tot 1428 mg/kg (bijlage 6).
- Er is een groot verschil tussen de totaalgehalten in de bodem en de concentratie in het bodemvocht.
- De beschikbaarheid van metalen is gering vanwege de aard van de bron (sintels, scherven, slakken) en de kenmerken van het pad (hoog org.C in de bodem-matrix).
- Theoretisch is het transport van zware metalen in het poriënwater van toemaakdek zeer gering, als gevolg van de hoge bindingscapaciteit van het toemaakdek (veroorzaakt door het hoge organisch stofgehalte). Deze theoretische aanname wordt bevestigd door de afwezigheid van lood in het poriënwater van toemaakdek.
- Ondanks de geringe beschikbaarheid nemen regenwormen in toemaakgronden meer lood, zink en koper op dan in een niet verontreinigde bodem (bijlage 6).

Nadien zijn diverse ecologische onderzoeken uitgevoerd. Veelal in het kader van het SSEO programma (Stimuleringsprogramma voor Systeemgericht Ecotoxologisch Onderzoek). Klok et al (2006) [lit. 25] vonden meer regenwormen op toemaakgronden in Polder Blokland dan in de referentie polder (Zeevang) zonder toemaakgrond, daarbij was het percentage adulte regenwormen wel lager in de Polder Blokland. Zij concludeerden dat de zware metalen mogelijk een enigszins vertraagde groei veroorzaken. Roodbergen et. al. (2008) [lit. 26] hebben dezelfde polders gebruikt voor onderzoek naar de accumulatie van metalen in regenwormen en eieren en veren van grutto's. Opvallend is dat Roodbergen et al. veel meer regenwormen aantreffen dan Klok. Roodbergen et al. vonden over de jaren 2003 en 2004 een dichtheid van gemiddeld ca 500/m², terwijl Klok et al. over 2002 een gemiddelde van ca 50/m² vonden (bijlage 6). In beide studies werden de regenwormen in het voorjaar verzameld. Weersomstandigheden voorafgaand en tijdens de bemonstering zijn niet vermeld en het bodemvolume dat gebruikt werd voor de telling was verschillend. Roodbergen et al. vonden geen verschil in dichtheden tussen Polder Blokland en de referentie polder. Wel vonden zij dat in Blokland de regenwormen meer lood, koper, zink, kwik en cadmium bevatten, de grutto eieren meer lood en kwik, en de grutto veren meer lood, cadmium en chroom bevatten dan in de referentie polder (bijlage 6). Uit deze studie kan worden afgeleid dat er ogenschijnlijk voldoende voedselaanbod is en blijft de vraag in hoeverre de bioaccumulatie in grutto's effect heeft op de populatie. Roodbergen heeft daarna de grutto populatie gevolgd en gevonden dat de verontreinigingen geen invloed hebben op het broedsucces van de grutto [lit. 27]. De terugloop van de grutto populatie en dat van veel andere weidevogels wordt volgens haar vooral veroorzaakt door de algehele terugloop van het broedsucces door intensivering van de landbouw en toenemende predatie.

Kools et al. (2008) [lit. 28] hebben de effecten van de toemaakverontreinigingen op het ecologische functioneren van de bodem onderzocht en getest hoe het bodemleven reageert op stress. Daartoe hebben zij intacte bodemonsters overgebracht naar klimaatkas en onderzocht hoe het bodemleven en het ecologisch functioneren van de bodem zich herstelt na stress. De studie is uitgevoerd met grond uit de polder Demmerik. Daarbij is gebruik gemaakt van een interne referentie. Om de kans op effecten zo groot mogelijk te maken is de locatie met de hoogste gehalten aan verontreinigingen vergeleken met die met de laagste gehalten. De verschillen in ecologische eigenschappen tussen de meer verontreinigde bodem en de minder verontreinigde bodem en de wijze waarop deze op stress reageerden waren niet groot en niet evident. In de meer verontreinigde bodem was de biomassa aan regenwormen en potwormen lager dan in de minder verontreinigde bodem. Dit kan echter ook mede verklaard worden door het lagere org. C gehalte en de ongunstiger pH in de meer verontreinigde bodem. Tegen de verwachting in reageerde de minder verontreinigde bodem minder goed op zink stress dan de sterker verontreinigde bodem (bijlage 6)

Rutgers (2008) [lit. 29] heeft de resultaten van diverse onderzoeken in de polder Demmerik bijeengebracht, bewerkt en geprobeerd te interpreteren. De volgende constatering werd gedaan. Er is een positieve correlatie tussen het totaal gehalte aan lood in de bodem en de poriewater concentratie. In de meer verontreinigde toemaakgronden zijn de nematoden en bacterie gemeenschappen anders dan in de minder verontreinigde toemaakgronden en herstellen ze in de meer verontreinigde gronden onder laboratorium omstandigheden minder snel van stress. De verschillen kunnen echter mede veroorzaakt zijn door het lagere org.C gehalte en de ongunstiger pH in de meer verontreinigde toemaakgronden. Eindconclusie van Rutgers: "De verschillen zijn echter gering en moeilijk vast te stellen, vanwege de lage ratio tussen signaal en ruis".

Samenvattend wordt uit deze onderzoeken geconcludeerd dat er wel enige effecten van de verontreiniging zijn, maar dat deze effecten te gering zijn om ecologische risico's op te leveren, zelfs niet op weidepercelen met hoge gehalten aan verontreinigende stoffen.

Landbouwkundig risico

Strikt genomen speelt het landbouwkundig risico geen rol in de bepaling van de spoedeisendheid van bodemsanering. Landbouwkundige risico's zijn echter wel relevant als aanvullend maatschappelijk criterium als van een functiegerichte benadering wordt uitgegaan, zoals hier het geval is. De functiegerichte benadering voor landbouw houdt in dat de kwaliteit van de bodem geschikt moet zijn en blijven voor landbouwkundig gebruik. Voor het toemaakdegebied in het landelijke gebied, waar het gebruik vooral (melk)veehouderij betreft, betekent dit dat de bodem geschikt moet zijn voor de volgende functies:

- Geschikt zijn voor de productie van veevoeder, i.c. gras en maïs dat voldoet aan de veevoedernormen;
- Geschikt zijn voor de produceren van landbouwproducten, i.c. melk, kaas en vlees, die voldoen aan de warenwetnormen;
- Geschikt zijn voor beweiding, waarbij het vee gevrijwaard blijft van nadellige effecten op de gezondheid als gevolg van bodemverontreiniging.

Landbouwkundig gebruik is niet alleen gekoppeld aan de bestemming landbouw, ook in natuurgebieden en gebieden met extensieve recreatie kan sprake zijn van landbouwkundig (mede)gebruik. In het veenweidegebied is natuurontwikkeling voorzien naar natuurdoeltypen zoals bloemrijk grasland, schraalgrasland en weidevogelgebied. De natuurbeherende instantie heeft er baat bij dat het gras als veevoeder kan worden verhandeld en vee kan worden ingeschaard voor (na)beweiding.

BN-DLO [lit. 30] (tegenwoordig Alterra) heeft in 1999 modelberekeningen uitgevoerd om de landbouwkundige risico's in beeld te brengen. Gezien de mate van verontreiniging in de toemaakgronden zijn modelmatig overschrijdingen van veevoedernormen te verwachten voor lood en koper. Voor lood is bij het gemiddelde gehalte in de bodem berekend dat de veevoedernorm met een factor 3 kan worden overschreden. Voor koper is overschrijding pas aan de orde bij het hoogst gevonden gehalte in de bodem. Voor wat betreft de warenwetnormen is alleen bij de hoogst gevonden gehalten berekend dat in orgaanvlees i.c. nier en lever de warenwetnorm voor lood kunnen worden overschreden. Veterinaire effecten van lood, koper en zink zijn modelmatig niet te verwachten, behoudens mogelijk voor schapen voor wat betreft koper.

De vraag is in hoeverre de door het IBN-DLO gebruikte modellen van toepassing zijn in toemaakgronden. Immers een deel van de verontreiniging is aanwezig in sintels en scherven en is daardoor slecht beschikbaar voor opname in het gewas en voor opname via het maag-darm-systeem vanuit gronddeeltjes die bij het grazen aanhangend aan het gras zijn ingenomen. De verwachting in de streek is, dat het model de risico's overschat en dat het model daarom niet bruikbaar is. Op basis hiervan is bij het opstellen van het beleidskader voor het buitengebied in De Venen in 2006 verondersteld dat er geen landbouwkundige risico's zijn met de aanbeveling om dit d.m.v. onderzoek wel te verifiëren.

Dit verificatieonderzoek is in opdracht van het voormalige ministerie van LNV en de provincies Utrecht en Zuid-Holland door Alterra uitgevoerd [lit. 19]. Op 31 aselekt gekozen veenweidepercelen met een toemaakdek in De Venen zijn grond en gras bemonsterd in vakken van 100 m². Uit het onderzoek is gebleken dat het gras (ongewassen) op alle percelen voldeed aan de veevoedernorm. Het loodgehalte in het gras bleek in hoge mate bepaald te worden door de hoeveelheid en kwaliteit van de aanhangende grond (i.c. grond dat aan grassprietten hangt als gevolg van splash door regenval en het besmeuren van het gras bij beweiding).

Aangezien het onderzoek in de zomer werd uitgevoerd onder omstandigheden (droog en snelle grasgroei) waarbij de hoeveelheid aanhangende grond waarschijnlijk geringer is dan op andere momenten in het seizoenen, is een vervolgonderzoek uitgevoerd naar de graskwaliteit op meerdere

momenten in het groeiseizoen. Het is uitgevoerd op enkele percelen uit de selectie van 31 percelen, representatief voor de bandbreedte waarin de gehalten voorkomen. Tegelijkertijd is op deze percelen onderzoek gedaan naar de mogelijke accumulatie van lood in levers en nieren van schapen en koeien die ter slachting werden aangeboden, omdat modelmatig de veevoedernorm voor lood onvoldoende garantie blijkt te bieden dat de warenwetnorm niet zal worden overschreden.

Uit het vervolgonderzoek [lit. 31] is gebleken dat op alle percelen het gras (ongewasssen) voldeed aan de veevoedernorm en dat het orgaanvlees bij alle geslachte dieren (schapen en koeien) voldeed aan de warenwetnorm. Opvallend waren de relatief lage Cu gehalten in het orgaanvlees, ook bij schapen, waaronder Texelaar, bij relatief hoge Cu gehalten in de bodem, tot voorbij de interventiewaarde.

Het feit dat er geen landbouwkundige risico's zijn kan worden verklaard uit de geringe beschikbaarheid van het lood dat een gevolg is van vorm waarin het lood in de bodem voorkomt. Dit is gebleken uit het onderzoek van Geoconnect dat in opdracht van de provincie Zuid-Holland in 2007 is uitgevoerd [lit. 6]. Op 5 van de 31 percelen is door Geoconnect gekeken naar de vorm waarin het lood voorkomt in de grondfractie < 2 mm. Daarbij is gebruik gemaakt van chemische analyses m.b.v. elektronenmicroscopie. Uit het onderzoek is gebleken dat het merendeel van het lood voorkomt in zeer slecht oplosbare verbindingen die in het stadsvuil aanwezig waren dat als toemaakmateriaal is gebruikt. Voor zover lood daar door verwerking uit is vrijgekomen is het ingebouwd in de organische stof (humus) en in die situatie slecht beschikbaar.

Betekenis voor de bodemgebruikers

Natuurbeheerders (Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten, Provinciale landschappen, particulieren) van weilanden met veenweidenatuur op het toemaakdek kunnen vee inscharen voor beweiding en het maaisel (kuilgras /hooi) aanbieden als veevoer. (Melk)veehouders kunnen contracten sluiten met natuurbeheerders voor het uitscharen van hun vee en het gebruik van gras en hooi als veevoeder uit deze gebieden.

Verspreidingsrisico

Gezien het feit dat verontreinigende stoffen in het toemaakdek zich in al die jaren nog niet hebben verspreid naar de ondergrond en grondwater, wordt geconcludeerd dat er geen verspreidingsrisico's zijn.

Conclusie

Samenvattend kan worden gesteld dat door het ontbreken van actuele humane, ecologische en verspreidingsrisico's en door het eveneens ontbreken van landbouwkundige risico's er geen reden is om bodemsaneringsmaatregelen te treffen. Mocht de verontreiniging op een perceel ernstig zijn, dan is *sanering* vanuit milieuhygiënische redenen *niet spoedeisend*.

3.2.3 Sanerings- en beheersmaatregelen

Vanwege het ontbreken van risico's is de sanering niet alleen niet spoedeisend maar ook niet noodzakelijk, zolang het toemaakdegebied in gebruik blijft voor landbouw, natuur en recreatief (mede) gebruik. Het uitvoeren van gebruikelijke saneringsmaatregelen, zoals het verwijderen van de verontreinigde bodem of het aanbrengen van een leeflaag wordt ontraden. Verwijderen van het toemaakdek, dat 10 tot ca 50 cm dik is, betekent dat het maaiveld daalt. Dit doet afbreuk aan de ambitie om bodemdaling te vertragen. Bovendien leidt verwijderen tot verlies aan bodemleven en van de zaadbank die in de toemaakgrond aanwezig zijn. Verder zal de resterende bodem minder waterbergend vermogen hebben en minder draagkrachtig zijn voor beweiding en maaien. Tenslotte komt het nog onveraaide veen dicht bij het oppervlak te liggen, zodat de bodem gevoeliger wordt voor veenafbraak tijdens droogtes.

Het aanbrengen van een leeflaag, die volgens het generieke beleid tenminste 50 cm dik behoort te zijn, zal vanwege de zettingsgevoeligheid van de bodem leiden tot zetting en verdichting van de bodem, tot het begraven van de zaadbank en verstoring van het bodemleven.

Bovendien leiden dergelijk saneringswerkzaamheden tot (aanzienlijk) grondtransport dat nogal belastend is voor de bodem en polderwegen als aangewezen is op transport per as.

Mochten er wijzigingen in het bodemgebruik worden voorgenomen, bijvoorbeeld aanleg van volkstuinten / moestuinten of wonen met tuin, dan dient opnieuw een risicobeoordeling te worden gemaakt, omdat de generieke risicogrenswaarde voor lood voor volkstuinten/ moestuinten wordt overschreden en er een substantiële kans dat deze ook voor wonen met tuin wordt overschreden. Wijzigingen in het bodemgebruik op (mogelijk) ernstig verontreinigde bodem dienen te worden gemeld op basis van artikel 37 lid Wbb. Specifieke beheersmaatregelen anders dan het melden van wijzigingen in het bodemgebruik kunnen achterwege blijven.

3.2.4 Invloed van herinrichting op de milieuhygiënische risico's

Voor deelgebieden van het toemaakdekgebied bestaat het voornemen om vernatting te bewerkstelligen. Daarnaast worden landbouwgronden omgezet in natuur. Op landbouwgronden die omgevormd worden tot natuurgebied en waarbij geen onderhoudsbekalking wordt gegeven, mag worden verwacht dat de zuurgraad ter plekke zal dalen.

In algemene zin kunnen vernatting en daling van de zuurgraad leiden tot mobilisatie van verontreinigingen in de bodem [lit. 32, 33, 34]. Op basis van de studie naar de milieuhygiënische risico's van toemaakdek worden echter geen nadelige effecten van deze veranderingen verwacht: de beschikbaarheid van de zware metalen zal niet toenemen [lit. 8, 24].

Wel kan de daling van de zuurgraad bij het stoppen van bekalking leiden tot ongewenste vegetatie-effecten. In het kader van het beheer van de natuurgebieden wordt geadviseerd de zuurgraadverandering te volgen en zo nodig (indien niet strijdig met de natuurdoeltypen) door bekalking bij te sturen. In de studie van Alterra naar de landbouwkundige risico's zijn ook vegetatieopnamen gemaakt van de percelen in het Zuid-Hollandse deel van het gebied De Venen [lit. 19].

De aanwezigheid van een toemaakdek vormt gezien het voorgaande geen belemmering voor het realiseren van de gewenste natuurdoeltypen. De realisatie zal veeleer bepaald worden door de bodemstructuur, het bodemleven, de nutriëntenstatus en de zuurgraad van bodem, en de vochtvoorziening en de wijze waarop deze kritische factoren kunnen worden beheerst in het beheer van de natuur, bodem, grondwater en oppervlaktewater. Voor het bereiken van bepaalde natuurdoelen kan (plaatselijk) verwijderen van de bovengrond toch noodzakelijk zijn.

4 ONTGRAVEN, EN TOEPASSEN VAN TOEMAAKDEKGROND

4.1 Juridische basis

De Regeling bodemkwaliteit van het Besluit bodemkwaliteit biedt de basis voor het toepassen van grond en bagger op de bodem. De toepassingsmogelijkheden worden bepaald door kwaliteit van de ontvangende bodem en de bodemkwaliteitseis die aan de gebruiksfunctie worden gesteld. De beste kwaliteit (scherpste norm) is bepalend. In het toemaakdek liggen deze eisen evenwel ver uiteen. De ontvangende bodem is verontreinigd, soms zelfs ernstig, terwijl de bodemkwaliteitseisen voor landbouw en natuur de generieke achtergrondwaarde is. Voor lood is dit 50 mg/kg. Om hergebruik van toemaakgrond binnen het toemaakdekgebied mogelijk te maken, is het noodzakelijk gebruik te maken van de mogelijkheid die het Besluit biedt om een gebiedspecifiek bodembeleid te maken.

Bijzonder voor het toemaakdekgebied is dat op diverse percelen met een toemaakdek de interventiewaarde voor lood, en soms ook voor koper en zink, wordt overschreden. Deze percelen zijn daarmee ernstig verontreinigd. Hierdoor is naast het Besluit bodemkwaliteit ook de saneringsregeling van de Wbb van toepassing. Dit handelingskader voorziet in een gebiedspecifiek beleid op basis van het Besluit bodemkwaliteit dat is afgestemd met de saneringsregeling van de Wbb.

4.2 Regels ontgraven en toepassen toemaakgrond binnen het toemaakdekgebied

Aangezien de verontreinigingen in het toemaakdek geen milieuhygiënische risico's vormen, is sanering niet noodzakelijk en worden er geen eisen c.q. geen maximale waarden gesteld aan de kwaliteit van de toemaakgrond bij toepassen van deze grond binnen het toemaakdekgebied ten behoeve van de functies landbouw, natuur en recreatief medegebruik.

Ontgraving, verplaatsing en toepassen van toemaakdekgrond zullen daarom geheel gestuurd worden door herinrichtingprojecten en andere grondwerken binnen het veenweidegebied. Het is wenselijk om de grond binnen het gebied her te gebruiken, om zo bij te dragen aan het compenseren van de bodemdaling in het veenweidegebied. Vanwege de zettingsgevoeligheid van de veenbodem wordt aangeraden de grond in dunne lagen aan te brengen. Met dezelfde hoeveelheid grond kunnen dan meer percelen worden opgehoogd en wordt het bodemleven en de graslandvegetatie minder aangetast.

Rol bodemonderzoek

Gebruikelijk is dat voorafgaand aan grondwerkzaamheden in en op een vermoedelijk ernstig verontreinigde bodem een bodemonderzoek plaatsvindt. Aangezien uit de diverse uitgevoerde bodemonderzoeken al een voldoende beeld gekomen is van de verontreinigings situatie, voorziet dit handelingskader in de mogelijkheid om te volstaan met een beperkt bodemonderzoek. Het onderzoek kan zich beperken tot het verifiëren of het perceel waar de ontgraving beoogd is, volgens de bodemkaart een toemaakdek heeft en door een zintuiglijke bevestiging ter plaatse of toemaakmaterialen in de bodem aanwezig zijn en geen andere (lokale) verontreinigingen aanwezig zijn. Hetzelfde geldt voor het perceel waar de toepassing van de grond beoogd is. Wanneer op beide percelen aan deze voorwaarden wordt voldaan, kan de grond worden ontgraven, vervoerd en toegepast.

Indien er wel een chemisch bodemonderzoek is uitgevoerd op de beoogde plaats van ontgraving of toepassing of op beide plaatsen, dan worden de resultaten getoetst aan de interventiewaarde. Indien deze waarde wordt overschreden, is sprake van een ernstig verontreiniging en is de saneringsregeling van de Wbb van toepassing.

Indien de beoogde percelen nog niet zijn onderzocht en toch gekozen wordt voor een volledig bodemonderzoek (met inbegrip van chemische analyses), dan dient dit onderzoek voor wat betreft de toemaakverontreiniging te worden uitgevoerd conform de handreiking in bijlage 7. Op deze wijze wordt namelijk de gemiddelde kwaliteit voor ca 25m³ bodem bepaald, wat het minimumvolume is waarop de ernst van een verontreiniging wordt beoordeeld

Meldingsprocedure

Op basis van het Besluit bodemkwaliteit dient de initiatiefnemer een toepassing van grond te melden bij het centrale meldpunt van het AgentschapNL. Op zijn beurt informeert het agentschap de betreffende gemeente c.q. regionale milieudienst op wiens grondgebied c.q. in wiens regio de grond wordt toegepast. Indien sprake is van ontgraving of toepassing van grond op ernstig verontreinigd toemaakdekperceel, dient de initiatiefnemer dit tevens te melden bij de betreffende provincie waar de ontgraving of toepassing plaats vindt. Dit kan een melding zijn op basis van artikel 28 van de

saneringsregeling van de Wbb of een melding in het kader van het Besluit Uniforme Saneringsregeling (BUS), zodra deze regeling daarin voorziet.

Van een melding bij het AgentschapNI en de provincie kan worden afgezien als het grondverzet (ontgraving en toepassing) beperkt blijft tot hetzelfde perceel en daarbij bovendien geen vervoer per as of leiding plaatsvindt. Deze laatste voorwaarde is opgenomen ten behoeve van de handhaving. Rijden met grond en verspuiten van grond via een pijpleiding zijn niet regelmatig voorkomende activiteiten. Of het rijden en verspuiten dan beperkt blijft tot eenzelfde perceel of perceelsoverschrijdend is, valt op afstand niet goed waar te nemen. Vandaar dat het melden van een dergelijke wijze van grondverzet wenselijk is. Bovendien leidt het rijden met grond tot structuurbederf en verdichting van de weinig draagkrachtige veenbodem, zeker wanneer onder ongunstige weersomstandigheden wordt gewerkt en er onvoldoende voorzieningen worden getroffen om dit te voorkomen. Daarentegen is het werken met een kraan een normale activiteit in het veenweidegebied. Deze wordt doorgaans ingezet voor het jaarlijkse schonen van de sloten. Een kraan zal ook worden ingezet bij de aanleg van natuurvriendelijke oevers en het verbreden van sloten en het verspreiden van de daarbij vrijkomende grond binnen hetzelfde perceel. Het vrijstellen van de melding faciliteert deze weinig belastende wijze van grondverzet.

Onder een perceel wordt verstaan het oorspronkelijke veenweideperceel. Indien twee of meerdere percelen door demping van sloten vergroot zijn tot één groot perceel blijft deze vereenvoudiging beperkt tot het grondverzet binnen het oorspronkelijke perceel met inbegrip van het aanbrengen van grond op de demping, voor zover de sloot in het verleden niet gedempt is met milieuhygiënische verdachte afvalstoffen, zoals shredder, huisvuil, bouw- en sloopafval en verdachte bedrijfsafvalstoffen. Indien dergelijke afvalstoffen wel zijn gebruikt, wordt op basis van de ervaring in de Krimpenerwaard [lit. 35], verondersteld dat deze dempingen bij onvoldoende afdekking met grond een ecologisch en landbouwkundig risico vormen. Het aanbrengen van grond om deze risico's afdoende te reduceren, valt onder de saneringsregeling van de Wbb.

Het Besluit bodemkwaliteit voorziet in grootschalige bodemtoepassingen van grond. In principe bestaat de mogelijkheid om een grootschalige bodemtoepassing ook op het toemaakdek te realiseren, mits voldaan wordt aan de emissietoetswaarden en emissiewaarden. Voor lood, koper en zink liggen de emissietoetswaarden onder de interventiewaarden. Voor lood is deze waarde 308 mg/kg. De kans dat deze wordt overschreden in toemaakgrond is ongeveer 50%. In dit handelingskader is er niet voor gekozen om dit ook gebiedsspecifiek uit te werken. Er is van afgezien omdat het toemaakdek ligt op zettingsgevoelige veengronden. Een grootschalige bodemtoepassing zou immers leiden tot een onnodige zetting en verdichting van de ondergrond en inefficiënt hergebruik van vrijkomende toemaakgrond. Bovendien biedt het gebiedsspecifieke beleid zoals hier uitgewerkt voldoende toepassingsmogelijkheden.

Indien bij grondwerkzaamheden in het toemaakdekgebied de (veen)grond onder het toemaakdek vrijkomt, dan kan deze eveneens binnen het toemaakdekgebied worden hergebruikt.

4.3 Regels voor toepassen van toemaakgrond buiten het toemaakdekgebied

Uit het provinciaal bodemkwaliteitsmeetnet [lit. 20] blijkt dat het toemaakdekgebied de hoogste gehalten aan diffuus belastende stoffen heeft van alle zones die in het landelijk gebied van Zuid-Holland worden onderscheiden. Generieke toepassing van toemaakgrond in andere landelijke gebieden in het kader van het Besluit bodemkwaliteit is dan niet mogelijk, omdat dit zou leiden tot een verslechtering van de bodemkwaliteit op de plaats van toepassing. Wel kan het mogelijk zijn dat een individuele partij grond na keuring wel voldoet aan de kwaliteitseis voor toepassing in zones buiten het toemaakdekgebied. Verder zijn grootschalige bodemtoepassingen mogelijk, mits aan de generieke emissietoetswaarden wordt voldaan. Dit zal door bodemonderzoek dan wel partijkeuring moeten worden vastgesteld. Indien uit het onderzoek blijkt dat niet aan de emissietoetswaarde wordt voldaan

en hergebruik ook nergens gebiedspecifiek mogelijk is, kan worden gekozen voor het storten van de grond op een gecontroleerde stortplaats, omdat de grond als niet reinigbaar kan worden beschouwd. Het creëren van de mogelijkheid om toemaakgrond te storten buiten een inrichting (onthefving van het storten buiten een inrichting Wm art. 10.63), is niet uitgewerkt, omdat dit handelingskader een ruime mogelijkheid biedt om de grond toe te passen binnen het toemaakdekgebied op de veenweidepercelen met de functies landbouw, natuur en recreatief medegebruik.

4.4 Regels voor toepassen grond afkomstig van buiten het toemaakdekgebied

Vanwege de voortdurende bodemdaling en de wens om het polderpeil niet verder te verlagen is de behoefte ontstaan om het verminderen van de drooglegging te compenseren door het opbrengen van grond, bij voorkeur met grond met een hoog organisch stof gehalte en een laag volumegewicht. Vanuit deze behoefte verkent het Proefcentrum Zegveld momenteel de mogelijkheden om moderne toemaakmaterialen samen te stellen uit grond, bagger, plantmateriaal en dierlijke (potstal)mest. Gezien deze groeiende behoefte zijn in dit handelingskader de voorwaarden voor de toepassing aangegeven.

Grond van buiten die wordt aangeboden om veenweidepercelen op te hogen kan een diverse herkomst hebben. De grond kan afkomstig zijn uit zowel landelijk als stedelijk gebied. Het kan zowel bovengrond als ondergrond met onveraard veen of ongerijpte klei betreffen. De grond kan zijn vrij gekomen bij een bodemsaneringsoperatie. Hij kan zijn ontstaan door rijping van bagger of speciaal gemaakt zijn om als modern toemaakmateriaal toe te passen. Gezien de diversiteit kan de grond verontreinigd zijn met vele stoffen. Om die reden, is het gewenst om voor alle stoffen waarvoor in Regeling bodemkwaliteit generieke maximale waarden zijn afgeleid ook voor het toemaakdekgebied maximale waarden vast te stellen. Met deze waarden kan worden beoordeeld of een gekeurde partij grond kan worden geaccepteerd als ophooggrond. Naast een keuringsresultaat kan ook een bodemkwaliteitskaart als bewijsmiddel worden geaccepteerd.

Uit het provinciaal bodemkwaliteitsmeetnet van Zuid-Holland [lit. 20] en gemeentelijke bodemkwaliteitskaarten van het landelijke gebied voor zover deze beschikbaar zijn, blijkt dat het toemaakdekgebied de hoogste gehalten aan diffuus belastende stoffen heeft. Dit maakt het mogelijk om grond uit de overige landelijke gebieden toe te passen in het toemaakdekgebied. Zo kan veengrond uit het overige veenweidegebied, waar het toemaakdek ontbreekt dan wel onvoldoende aanwezig is, worden gebruikt als aanvul- of ophooggrond op veenweidepercelen. Dit geldt ook voor de rivierkleigronden zoals aanwezig in de stroomruggronden van de Oude Rijn. Veengrond en rivierkleigrond passen bovendien bij het karakter van het niet verveende veenweidegebied. Dit geldt niet voor zandgrond uit het kustgebied en zeekleigrond uit in de droogmakerijen en de Zuid-Hollandse Eilanden. Om die reden zijn zandgrond en kalkrijke (zeeschelphoudende) en pyriethoudende zeeklei, waarin kateklei gevormd is, dan wel kan ontstaan bij blootstelling aan zuurstof, ongeschikt om te gebruiken als aanvul- of ophooggrond op veenweidepercelen. Dit laat onverlet dat zand wel gebruik kan worden als bouwstof voor bijvoorbeeld de aanleg van wegen en parkeerplaatsen, met hierbij de kanttekening dat vanwege de zettingsgevoeligheid van veengronden zand minder geschikt is dan alternatieve ophoogmaterialen met een laag volumegewicht. Daar waar in de aangrenzende droogmakerijen de bodem ontwikkeld is op restveen, is de grond wel geschikt voor toepassing, omdat het past bij het karakter van het gebied. Als een gemeentelijke bodemkwaliteitskaart als bewijsmiddel wordt gebruikt, is de grond toepasbaar onder de voorwaarde dat de grond traceerbaar uit de betreffende zone afkomstig is en van een plaats in de zone met een (historisch) bodemgebruik dat overeenkomstig is met gebruik waarop de zone is onderscheiden.

Indien een partijkeuring als bewijsmiddel wordt gebruikt dient de kwaliteit te voldoen aan maximale waarden. Voor landbouw en natuur gelden de achtergrondwaarden (AW-2000) als generieke maximale waarden. Hier wordt bij aangesloten, omdat bij grond van buiten het gebied, gezien de diverse herkomst die deze grond kan hebben, onzekerheid bestaat over beschikbaarheid van de

verontreinigende stoffen als de gehalten hoger zijn dan de achtergrondwaarden. Hierbij wordt wel de kanttekening geplaatst dat in veengronden en rivierkleigronden de gehalten van nature hoger kunnen zijn dan de generieke achtergrondwaarden. De reden waarom deze hoger zijn komt voort uit het feit dat deze gronden niet of onvoldoende zijn meegenomen in het landelijke AW-2000 onderzoek op basis waarvan de generieke achtergrondwaarden zijn afgeleid. Aangezien zowel het generieke als het regionale beleid is dat grond met natuurlijke gehalten vrij kan worden toegepast, is het gewenst om bij het beoordelen van het keuringsresultaat hiermee rekening te houden.

In tabel 2 zijn de betreffende stoffen opgenomen met de bijbehorende regionale natuurlijke gehalten. Deze gehalten zijn afgeleid van het provinciaal bodemkwaliteitsmeetnet van het landelijk gebied van Zuid-Holland. Daarbij zijn de data van de ondergrond gebruikt. Het betreft een databestand van ca 250 meetpunten, waarbij in analogie met de afleiding van de generieke achtergrondwaarde, de P95 waarden als regionale achtergrondwaarden zijn gekozen. In zowel het landelijk AW-2000 onderzoek als voor het onderzoek t.b.v. het provinciaal bodemkwaliteitsmeetnet zijn data van de bovengrond en ondergrond verzameld. Voor de afleiding van de generieke achtergrondwaarde zijn de data van de bovengrond gebruikt, terwijl voor de afleiding van de regionale achtergrondwaarden de data van de ondergrond zijn gebruikt. De data van de ondergrond worden voor de betreffende stoffen als representatief voor de natuurlijke gehalten gezien.

Tabel 2 Natuurlijke gehalten in rivierkleigronden en veengronden. De waarden gelden voor een standaardbodem (H=10%, L=25%)

Stof	AW 2000	AW-ZH
	mg/kg	mg/kg
Ba	190	310
Hg	0,15	0,21
Pb	50	65
Mo	1,5	5
Ni	35	50

Bodemvreemde materialen

Op basis van het Besluit bodemkwaliteit mag grond bodemvreemde materialen bevatten tot een percentage van 20%. Vooral grond uit stedelijk gebied kan relatief veel bodemvreemde materialen bevatten. Voor het veenweidegebied met functies landbouw en natuur is het wenselijk dat de grond zo min mogelijk bodemvreemde materialen bevat. Om die reden wordt als bovengrens 2% aangehouden. Voor bodemvreemde materialen met een volumegewicht groter dan 1 betreft het gewichtsprocenten en voor materialen met een volumegewicht kleiner dan 1 betreft het volumepercenten. De Handreiking Besluit bodemkwaliteit noemt de mogelijkheid om hier gebiedsspecifieke afspraken voor te maken [lit. 21]. Voor het maken van moderne toemaak betekent dit dat de basisbestanddelen een natuurlijke aard moeten hebben (grond, bagger, plantenresten, houtsnippers, mest, vergistingsproducten (digestaat)). De hoeveelheid zand in het eindproduct dient beperkt te blijven, zodat de minerale fractie ten minste 12% klei bevat. Als dit percentage wordt overschreden, is sprake van een zandgrond. Zoals eerdergenoemd past dit bij het karakter van het veenweidegebied.

Mechanisme bodemdaling

In veenweidegebieden daalt de bodem als gevolg van veenafbraak. Het mechanisme hierachter is dat tijdens droogte de graslandvegetatie het bodemvocht verbruikt en de grondwaterstand daalt. Door het slootkanteffect kan het slootwater onvoldoende infiltreren en daalt de grondwaterstand verder tot beneden het slootpeil tot in het nog onveraaarde veen. Door intree van lucht (zuurstof), dat bevordert wordt door scheurvorming aan het oppervlak, krijgen aeroob levende organismen (bacteriën, pissebedden, regenwormen) de kans om het veen af te breken. Vooral extreem droge zomers zorgen

voor veenafbraak, omdat de grondwaterstand dan aanzienlijk daalt tot bijna 1 meter min maaiveld en de hoge bodemtemperatuur gunstig is voor de biologische afbraakprocessen. Vanwege dit mechanisme zal voorzetting van het veenweidegebruik op de wijze zoals tot nu toe gebeurd is, leiden tot verdergaande bodemdaling. Tot voor kort was het gebruikelijk het polderpeil te verlagen, om voldoende drooglegging te behouden. Thans wordt geopteerd om het peil vast te houden en zo nodig het bodemgebruik / de functie aan te passen. Zolang er sprake blijft van veenweidelandbouw of veenweidenatuur, zal vanwege het slootkanteffect peilfixatie de bodemdaling niet stoppen, hoogstens wat vertragen. Gelet op het mechanisme zullen maatregelen gericht op het reguleren van de grondwaterstand tijdens droogtes wel effectief zijn. Onderwaterdrainage heeft daarbij de voorkeur, boven beregenen, bevoeien of begreppelen, omdat deze maatregelen meer water vragen en hogere beheerskosten hebben.

4.5 Regels voor toepassen van bagger op percelen met een toemaakdek

In het toemaakdekgebied komen veel sloten en watergangen voor. Deze moeten van tijd tot tijd gebaggerd worden. Met het oog op het beperken van de bodemdaling is het wenselijk dat de vrijkomende bagger op de aangrenzende percelen kan worden verspreid. Het Besluit bodemkwaliteit biedt hiervoor het kader. In het besluit wordt 'verspreidbare bagger' onderscheiden. Indien de kwaliteit daaraan voldoet kan de bagger verspreid worden op de aangrenzende percelen. De beoordeling vindt plaats op basis van de ms-PAF. m.b.v. de Towabo rekenmodule. De bagger kan verspreid worden op de naastliggende percelen m.b.v. een kraan of een zogenaamde baggerpomp of d.m.v. verspuiting via een pijpleiding naar een zogenaamd 'weilanddepot'. In het laatste geval komt de bagger uit het aangrenzende gebied van het depot. Ook kan gebiedseigen bagger worden gebruikt worden als grondstof voor het maken modern toemaakmateriaal. Als de overige grondstoffen van natuurlijke oorsprong zijn, zoals bijvoorbeeld: riet, houtsnippers en organische mest, dan kan dit materiaal worden toegepast als ophoogmateriaal op percelen met een toemaakdek.

Het is waarschijnlijk dat de waterbodem in het toemaakdekgebied verontreinigd is met toemaakgrond als gevolg van oeverafslag, uitlopen van de kanten door vee en graafactiviteiten van muskusratten en dat deze zodanig verontreinigd is dat de bagger, bij een ms-PAF toetsing niet gekwalificeerd wordt als verspreidbaar, terwijl de kwaliteit wel vergelijkbaar is met het toemaakdek van de landbodem. Om die reden is er voor gekozen dat bagger uit het toemaakdekgebied kan worden toegepast op de veenweide percelen binnen het toemaakdekgebied. Er worden net als bij grondverzet binnen het toemaakdekgebied geen maximale waarden gesteld aan de kwaliteit van de bagger. Indien de waterbodem i.c. de bagger is onderzocht en de gehalten aan lood, koper of zink overschrijden de interventiewaarden voor de landbodem, dan dient de toepassing op het land te worden gemeld bij de betreffende provincie (zie hs 4.2, meldingsprocedure). Overigens wordt de baggerkwaliteit doorgaans niet vastgesteld, omdat de sloten in het landelijk gebied veelal vrijgesteld zijn van waterbodemonderzoek t.b.v. het onderhoudsbaggerwerk.

Bagger afkomstig uit lintbebouwingstroken in het toemaakdekgebied kan ook binnen het toemaakdekgebied worden toegepast wanneer het dezelfde metalen betreft als van het toemaakdek en de gehalten vergelijkbaar zijn. Als de bagger organische verontreinigingen bevat die er voor zorgen dat de msPAF-waarde voor organische stoffen wordt overschreden, dan kan de bagger niet worden toegepast. Bagger uit lintbebouwingstroken wordt meestal wel bemonsterd en kan worden getoetst aan de msPAF. Het toetsingscriterium voor de organische verontreinigingen is 20%.

Het voorgaande biedt de mogelijkheid om gebiedseigen bagger die vanwege de toemaakverontreinigingen niet voldoet aan de generieke kwaliteitseisen voor verspreidbare bagger toch te kunnen toepassen op percelen met toemaakgronden in het landelijke gebied. Hierbij wordt opgemerkt dat het hier, anders dan voor verspreidbare bagger, geen verplichting voor de ingelanden inhoudt om de bagger ook te moeten ontvangen, maar een mogelijkheid om hiervan gebruik te maken.

Toepassing in een weilanddepot dienen te worden gemeld bij het centrale meldpunt van het AgentschapNI (zie 4.2, meldingsprocedure). Vanwege de ambitie om bodemdaling te vertragen, is het uit oogpunt van efficiënt gebruik van bagger als ophoogmateriaal wenselijk om de laagdikte van de bagger beperkt te houden om daarmee zetting van de veenbodem te beperken (zie 4.2, mechanisme bodemdaling).

4.6 Ontgravingen op percelen met toemaakdek én andere verontreinigingsbronnen

Indien ontgraving plaats vindt op percelen waarvan de bodem ernstig is verontreinigd door één of meerdere andere oorzaken, zijn de reguliere saneringsregeling van de Wet bodembescherming en het Besluit Uniforme Saneringen daarop van toepassing. In dat geval zijn de regels van dit handelingskader alleen van toepassing op het geval 'toemaakdek' op het perceel, en dan alleen voor het deel van het geval 'toemaakdek' dat geen overlap heeft met een verontreiniging met een andere oorzaak.

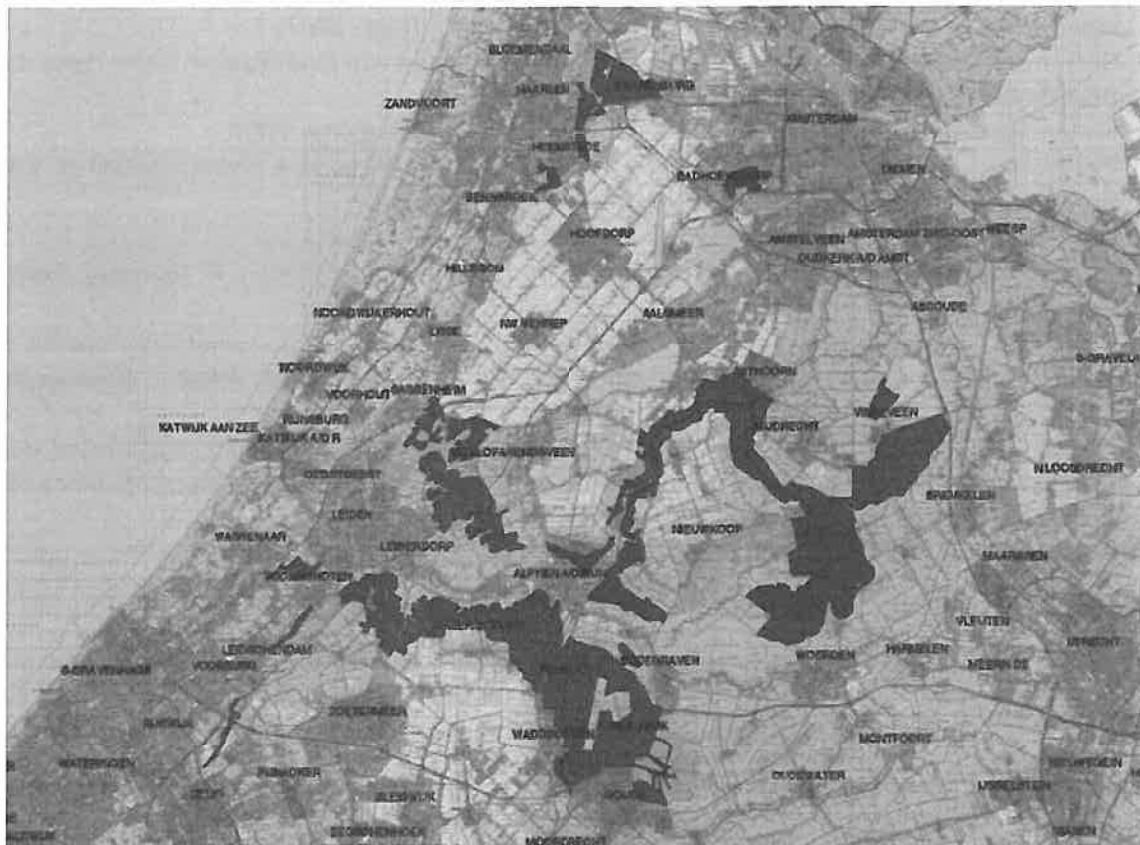
Een bijzondere verontreinigingsbron in het landelijk gebied vormen de met afval gedempte sloten. Op basis van de ervaringen in de Krimpenerwaard kunnen deze locale verontreiniging zintuiglijk worden uitgekarteerd [lit. 35]. Indien andere verontreinigingsbronnen worden vermoed, dan dient het bodemonderzoek naar aard en omvang van de verontreiniging op reguliere wijze te worden uitgevoerd.

5 LITERATUUR

1. Voorloper Groene Hart, provincies Utrecht, Noord-Holland en Zuid-Holland, dec 2008.
2. Beleidskader bodembeheer toemaakdek buitengebied, plangebied De Venen, provincie Utrecht, 2006.
3. Besluit bodemkwaliteit 22-11-2007, houdende regels inzake de kwaliteit van de bodem, Staatsblad 2007 nr. 469.
4. Regeling bodemkwaliteit, 13-12-2007, VROM en VW, nrDJZ2007124397, Staatscourant, 20-12-2007, nr. 247/pag. 67.
5. Puin, pijpenkoppen en potscherven, Vrije Universiteit, stageverslag, 1999
6. Walraven N. Karakterisatie van lood in toemaakdekken in de provincie Zuid-Holland. rapportnummer GC 01-2007, Geoconnect, Castricum.
7. Römken et al. 2007. Onderbouwing LAC2006-waarden en overzicht van bodem-plant relaties ten behoeve van de Risicotoolbox, Alterra rapport 1442.
8. Toemaakdekken in De Venen, Historische verontreiniging met gevolgen voor gezondheid, landbouw en ecologie, Provincie Utrecht, 2005.
9. Vooronderzoek ter ondersteuning bij opstellen handelingskader bodembeheer toemaakdek bebouwd gebied gemeente De Ronde Venen, BMC-Bodemconsult B.V., notitie A0200150, revisie 4, 3 maart 2006.
10. Bodemkwaliteitsmeetnet Provincie Utrecht, Resultaten van de eerste meetronde van het meetnet verspreiding, CSO, rapport 94.022a, 1994.
11. Uitlooggedrag metaalhoudende grond, IWACO, rapport 91.3100.7, 1996.
12. Zware metalen in toemaakdek in de gemeente De Ronde Venen: milieuhygiëne en beleid, IWACO, rapport 10.5379.0, 1996.
13. Zware metalen in toemaakdek in Woerden, IWACO, rapport 10.6506.0, 1997.
14. Beleidsvoorbereidend onderzoek verhoogde achtergrondgehalten gemeente De Ronde Venen, Chemilinc, 1998.
15. Evaluatie en risico's van de bodemkwaliteit van toemaakdekken in de provincie West-Nederland, Wageningen Universiteit, stageverslag, 1999.

16. Bosveld A.T.C. et al. Ecologische risico's van bodemverontreinigingen in toemaakdek in de gemeente De Ronde Venen, Alterra, rapport 151, 2000
17. Heterogeniteit bodemkwaliteit toemaakdekken Provincie Utrecht, IWACO, rapport 19600a0, 2000.
18. Inventarisatie bodemkwaliteit landelijk gebied Provincie Utrecht, IWACO, rapport 42126a0, 2001.
19. Rietra R.P.J.J. en Römkens P.F.A.M.; Actief bodembeheer Toemaakdekken; Risico's van bodemverontreiniging voor de kwaliteit van veevoer en de gehalten aan lood en cadmium in orgaanvlees in het veenweidegebied. Alterra rapport 1433, 79pp., 2007.
20. Bodemkwaliteitskaart op basisniveau van het landelijk gebied van Zuid-Holland, DHV, rapport RB-SE20044147, 2004.
21. Handreiking Besluit bodemkwaliteit, Senternovem, Bodemplus, 27-12- 2007.
22. Posthuma L. et al. Kijk op de Risicotoolbox. Beoordelen van de actuele bodemkwaliteit en kiezen van Lokale Maximale Waarden. RIVM rapport 711701082/2008.
23. Circulaire bodemsanering 2009, Staatscourant, 7-4-2009, nr. 67.
24. De milieuhygiënische risico's van toemaakdekverontreiniging in De Venen, P. Doelman, herziene rapportage, mei 2005.
25. Klok C. et. al. Population growth and development of the earthworm *Lumbricus Rubellus* in a polluted field soil: possible consequences for the godwit (*Limosa limosa*). Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 25, no.1, pp 213-219, 2006.
26. Roodbergen M. et al. Transfer of heavy metals in the food chain earthworm Black-tailed godwit (*limosa limosa*): Comparison of a polluted and a reference site in The Netherlands. Science of the Total Environment 406, 407-412, 2008.
27. Roodbergen M. Population dynamics of black-tailed Godwits in the light of heavy metal pollution. PhD thesis Wageningen University 2010 ISBN 978-90-327-0390-5. Alterra Scientific Contributions 36
28. Kools S.A.E. et al. Stress responses investigated; application of zinc and heat to Terrestrial Model Ecosystems from heavy polluted grassland. Science of the Total Environment 406, 462-468, 2008.
29. Rutgers M. Fields effects of pollutants at the community level - Experimental challenges and significance of community shifts for ecosystem functioning. Science of the Total Environment 406, 469-478, 2008.
30. Risico's van bodemverontreiniging in toemaakdek in de gemeente De Ronde Venen, IBN, rapport 454, 1999.
31. Rietra R.P.J.J. en Römkens P.F.A.M.; De invloed van toemaak op de kwaliteit van veevoer en inname door grote grazers. Invloed van bodemverontreiniging op de kwaliteit van veevoer en de gehalten aan lood in faeces en orgaanvlees van koeien en schapen in het veenweidegebied; Alterra rapport 1871, 59 pp. 2010.
32. Programmeringsstudie Veranderend Landgebruik; Gedrag van geaccumuleerde stoffen in verband met veranderingen in landgebruik en herstelbaarheid van ecosystemen. RIVM rapport 711401001 (1997).
33. Risico's van bodemverontreiniging in het landelijk gebied. Alterra rapport 244 (2001).
34. Randvoorwaarden voor natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden. Roelofs J.G.M. en Smolders A.J.P. Samenvattingen Symposium Bodembreed 2002, p.119.
35. Workshop praktijklessen uit de Krimpenerwaard Triade. SKB PT 5407, 2008.

Bijlage 1 Voorkomen van veengronden met een toemaakdek



Bijlage 2 Kentallen van resultaten van diverse bodemonderzoeken van toemaakgronden in De Venen, die gebruikt zijn voor het opstellen van het beleidskader bodembeheer voor het buitengebied De Venen uit 2006 (lit. 2, tabel 3.1).

Tabel 3.1: Kentallen bodemverontreiniging toemaakdek buitengebied plangebied De Venen (mg/kg ds, omgerekend naar standaardbodem op basis van 17 % lutum en 38 % humus).

	Cadmium	Koper	Lood	Zink	PAK
Zone toemaakdek buitengebied exclusief polder Demmerik					
Aantal waarnemingen	12	50	81	42	5
Gemiddelde (standaard-deviatie)	0,26 (0,22)	84 (111)	306 (201)	139 (66)	0,4 (0,3)
Mediaan	0,25	71	279	123	0,3
95-percentiel	0,25	127	561	233	0,8
Zone toemaakdek polder Demmerik					
Aantal waarnemingen	0	0	27	0	0
Gemiddelde (standaard-deviatie)	-	-	718 (196)	-	-
Mediaan	-	-	699	-	-
95-percentiel	-	-	983	-	-
Toetsingswaarden					
Streefwaarde	0,8	36	85	140	1
Tussenwaarde	6,4	113	308	430	20,5
Interventiewaarde	12	190	530	720	40

n.b.

De kentallen in de tabel zijn gebaseerd op de data in de volgende onderzoeken:

- Zware metalen in toemaakdek in de gemeente De Ronde Venen: milieuhygiëne en beleid, IWACO, rapport 10.5379.0, 1996 [lit. 12].
- Zware metalen in toemaakdek in Woerden, IWACO, rapport 10.6506.0, 1997 [lit. 13].
- Puin, pijpenkoppen en potscherven, Vrije Universiteit, stageverslag, 1999[lit. 5].
- Ecologische risico's van bodemverontreinigingen in toemaakdek in de gemeente De Ronde Venen, Alterra, rapport 151, 2000 [lit. 16].
- Heterogeniteit bodemkwaliteit toemaakdekken Provincie Utrecht, IWACO, rapport 19600a0, 2000 [lit. 17].
- Bodemkwaliteitskaart op basisniveau van het landelijk gebied van Zuid-Holland, DHV, rapport RB-SE20044147, 2004 [lit. 20].

Bijlage 3 Resultaten Alterra onderzoek bodemkwaliteit toemaakdek in de Venen, Alterra rapport 1433 gemeten waarden [lit. 19]

Bijlage 3a Gemeten gehalten van 31 percelen inclusief de percelen die op 5 verschillende plaatsen (vakken) bemonsterd zijn, waarvan 1 vak in drievoud

Agua Regia ICP-MS								Gloeiverlies	
Perceel nr.	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Co (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Mo (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	org.stof %	<2 µm %
T885	148	0,73	4,89	68,31	1	20	311	32,1	21,1
T948	127	0,48	5,03	99,43	2	19	407	30,4	21,3
T839	134	0,68	7,13	51,69	2	24	210	27,3	26,0
T1065	154	0,58	5,75	101,14	1	21	463	28,1	17,7
T731	177	0,53	5,69	110,98	1	21	481	26,5	18,2
T754	1618	1,13	13,69	111,46	1	27	363	34,1	14,8
T765	177	0,63	6,99	181,91	2	25	299	30,8	25,1
T607	434	1,28	8,02	135,62	2	30	695	38	21
T1196	218	1,01	7,21	80,38	3	35	279	45	25
T1459	195	0,73	6,28	99,54	3	29	359	50	26
T1583	188	0,91	5,33	68,85	3	24	486	41	30
T660	211	0,85	5,77	61,21	1	28	185	45	30
T2276	234	0,86	7,84	125,36	3	31	514	32	28
T2281	377	1,14	6,93	94,39	2	25	549	31	21
T2746	255	0,72	8,51	112,60	3	35	510	29	35
T2998	253	0,86	7,45	119,59	2	29	394	32	27
T42-1 C	119	0,48	8,69	58,56	2	26	298	16,0	27,5
T42-1 B	126	0,45	8,71	65,09	1	26	286	14,8	26,3
T42-1 A	128	0,44	8,92	65,45	2	27	284	14,5	26,9
T42-2	112	0,49	7,00	58,19	1	24	335	16,5	23,8
T42-3	130	0,54	7,52	59,64	2	24	324	14,7	23,7
T42-4	132	0,51	9,29	65,71	2	27	306	15,1	24,3
T42-5	116	0,47	7,83	63,74	2	25	314	14,7	22,6
T33	116	0,42	9,50	58,74	1	33	236	15,7	27,6
T225	115	0,57	6,26	77,20	2	22	480	22,1	17,1
T117	124	0,53	7,08	51,78	1	28	295	18,5	29,8
T154	120	0,56	7,21	37,12	1	25	118	16,8	17,2
T383	127	0,56	8,62	36,57	1	30	95	17,9	26,2
T254	174	0,59	7,73	77,98	2	28	251	22,9	22,9
T523	206	0,81	5,76	142,53	2	22	519	32	16
T563	162	0,67	5,09	233,13	1	21	546	28	14
T612	157	0,56	5,62	83,13	3	25	399	38	22
T1826-1A	471	1	9	160	3	28	798	44,4	13
T1826-1B	495	2	9	192	3	26	864	41,8	13
T1826-1C	506	1	11	252	4	34	1630	44,1	12
T1826-2	441	1	8	194	4	29	1058	42,3	14
T1826-3	435	1	9	182	3	27	809	46,6	11
T1826-4	401	1	7	256	3	24	969	40,3	14
T1826-5	506	2	9	158	3	29	725	50,9	11
T1818	363	1	7	169	3	27	791	41,6	16

T1794	313	1	6	234	3	21	1007	35,5	14
T1144-1A	274	1	7	157	2	27	802	38,4	19
T1144-1B	276	1	7	142	2	25	642	37,9	19
T1144-1C	254	1	7	134	2	25	710	37,3	22
T1144-2	274	1	7	124	3	26	692	38,0	23
T1144-3	334	1	7	190	2	25	763	39,6	21
T1144-4	195	1	6	103	2	22	475	36,7	18
T1144-5	224	1	7	109	2	24	572	39,7	19
T3122-1A	139	1	7	52	3	31	117	30,6	36
T3122-1B	149	1	7	52	3	32	122	30,1	35
T3122-1C	129	1	8	54	3	31	115	32,2	35
T3122-2	181	1	8	54	3	31	114	29,7	36
T3122-3	170	1	8	75	4	31	137	30,3	34
T3122-4	201	1	7	55	4	31	123	29,9	34
T3122-5	150	1	7	58	3	31	132	31,9	35

n.b. subnummers 1 t/m 5 refereren aan de bemonsteringsvakken binnen een perceel: A, B en C refereren aan de drievoudige bemonsteringen binnen een bemonsteringsvak

Bijlage 3b Gemeten gehalten van 31 percelen (Alterra onderzoek [lit. 19])

Perceel nr	Pb mg/kg	Zn mg/kg	Cu mg/kg	L %	H %
33	236	116	59	27,6	15,7
42*	314	123	62	24,3	15,2
117	295	124	52	29,8	18,5
154	118	120	37	17,2	16,8
225	480	115	77	17,1	22,1
254	251	174	78	22,9	22,9
383	95	127	37	26,2	17,9
523	519	206	143	16	32
563	546	162	233	14	28
607	695	434	136	21	38
612	399	157	83	22	38
660	185	211	61	30	45
731	481	177	111	18,2	26,5
754	363	1618	111	14,8	34,1
765	299	177	182	25,1	30,8
839	210	134	52	26	27,3
885	311	148	68	21,1	32,1
948	407	127	99	21,3	30,4
1065	463	154	101	17,7	28,1
1144*	644	259	134	20,2	38,4
1196	279	218	80	25	45
1459	359	195	100	26	50
1583	486	188	69	30	41
1794	1007	313	234	14	35,5
1818	791	363	169	16	41,6
1826*	932	461	198	12,5	44,7
2276	514	234	125	28	32
2281	549	377	94	21	31
2746	510	255	113	35	29
2998	394	253	120	27	32
3122*	125	168	59	34,9	30,6

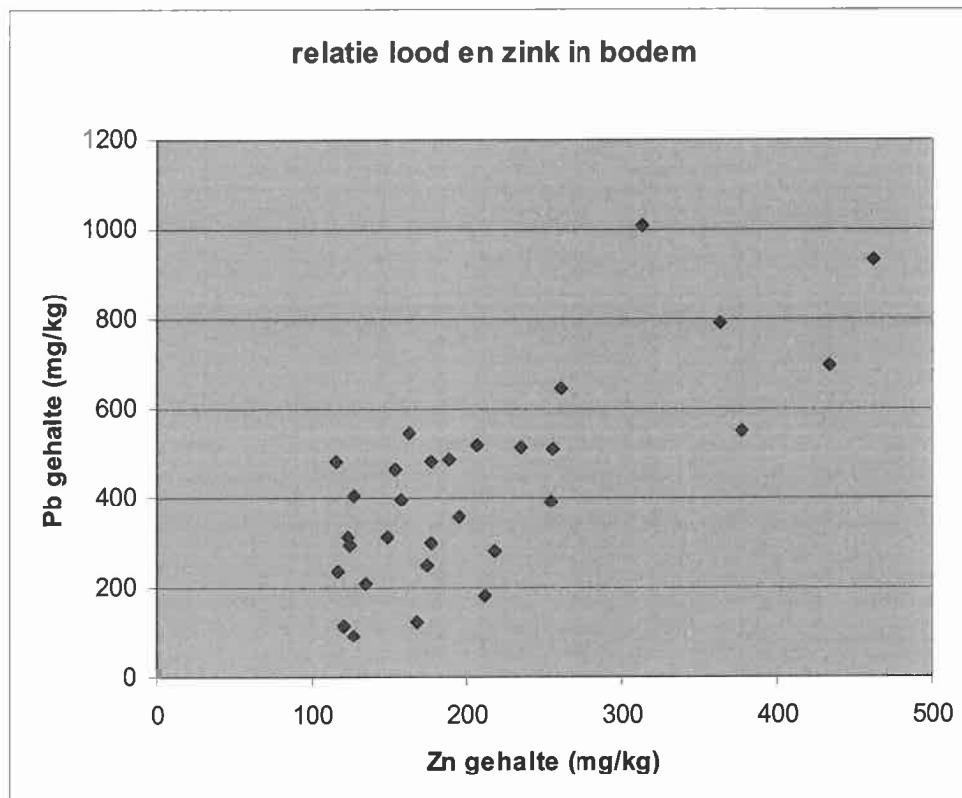
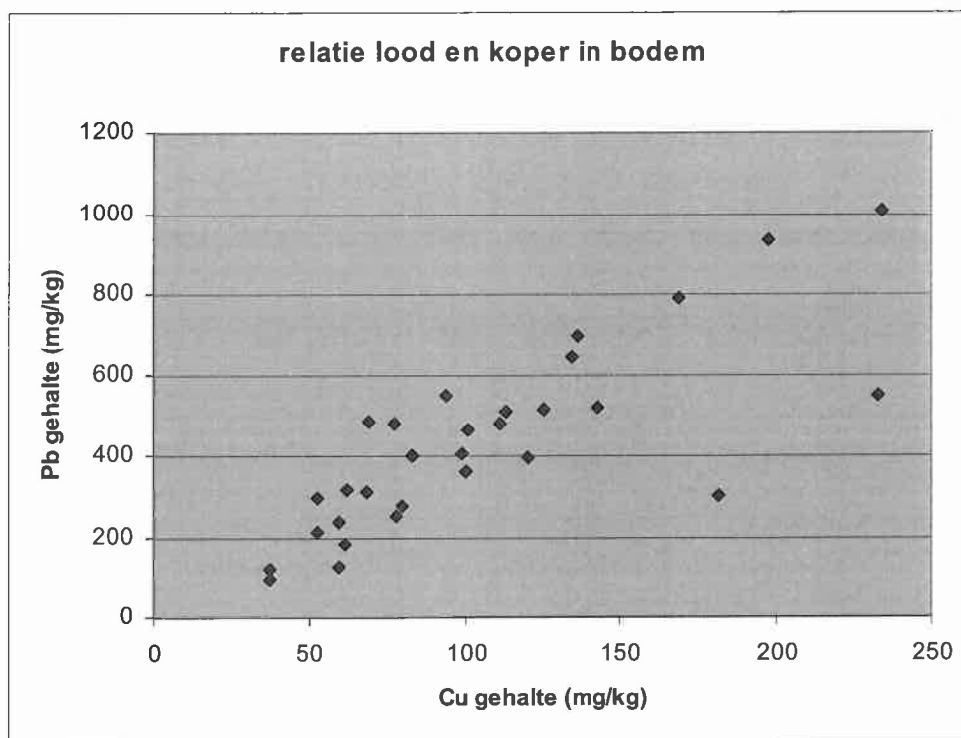
n.b. * is de gemiddelde waarde van 5 bemonsterde vakken, waarbij 1 vak de gemiddelde waarde is van 3 bemonsteringen binnen een vak (zie bijlage 3a en 3g)

Bijlage 3c Kentallen gehalten in mg/kg, gecorrigeerd naar standaard bodem (10% H en 25 % L) (Alterra onderzoek [lit. 19]).

Stof	N	Min	5P	25P	50P	75P	80P	90P	95P	Max	Gem
Ba	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Cd	31	0,32	0,37	0,43	0,49	0,59	0,62	0,71	0,75	0,76	0,52
Co	31	4,6	5,3	6,3	7,4	8,3	8,8	9,5	11,8	20,1	8,0
Cu	31	32	37	51	73	.96	97	135	166	209	81
Hg	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Pb	31	86.	106	.231	312	454	458	542	682	860	315
Mo	31	1	1	1	2	3	3	3	3,1	3,4	2
Ni	31	21	22	25	28	31	31	35	37	43	29
Zn	31	104	107	123	148	198	216	331	388	1556	223
PCB	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
PAK	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
M.O.	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

n.b. --- Deze stoffen zijn niet gemeten in het Alterra onderzoek

Bijlage 3d Correlaties tussen lood en koper (n = 31) en tussen lood en zink (n = 30) op basis van gemeten gehalten (Alterra onderzoek [lit. 19])



Bijlage 3e Ruimtelijke variabiliteit in gehalten binnen een perceel, gemeten gehalten (Alterra onderzoek [lit. 19]).

Perceel nr	Pb mg/kg	Zn mg/kg	Cu mg/kg	L %	H %
42-1*	289	124	63	26,9	15,1
42-2	335	112	58	23,8	16,5
42-3	324	130	60	23,7	14,7
42-4	306	132	66	24,3	15,1
42-5	314	116	64	22,6	14,7
gemiddeld	314	123	62	24,3	15,2
1826-1*	1097	521	201	12,7	43,4
1826-2	1058	441	194	14,0	42,3
1826-3	809	435	182	11,0	46,6
1826-4	969	401	256	14,0	40,3
1826-5	725	506	158	11,0	50,9
gemiddeld	932	461	198	12,5	44,7
1144-1*	718	268	144	20,0	38,0
1144-2	692	274	124	23,0	38,0
1144-3	763	334	190	21,0	39,6
1144-4	475	195	103	18,0	36,7
1144-5	572	224	109	19,0	39,7
gemiddeld	644	259	134	20,2	38,0
3122-1*	118	139	53	35,3	30,97
3122-2	114	181	54	36,0	29,7
3122-3	137	170	75	34,0	30,3
3122-4	123	201	55	34,0	29,9
3122-5	132	150	58	35,0	31,9
gemiddeld	125	168	59	34,8	30,6

n.b. * betreft het gemiddelde van 1 monstervak dat 3 maal is bemonsterd (a,b,c)

Bijlage 3f Reproduceerbaarheid van de gehalten binnen een bemonsteringsvak, gemeten gehalten (Alterra onderzoek [lit. 19])

Perceel nr		Pb mg/kg	Zn mg/kg	Cu mg/kg	L %	H %
42-1c		298	119	59	27,5	16,0
42-1b		286	126	65	26,3	14,8
42-1a		284	128	65	26,9	14,5
	gemiddeld	289	124	63	26,9	15,1
1826-1a		798	471	160	13,0	44,4
1826-1b		864	495	192	13,0	41,8
1826-1c		1630	596	252	12,0	44,1
	gemiddeld	1097	521	201	12,7	43,4
1144 -1a		802	274	157	19,0	38,4
1144-1b		642	276	142	19,0	37,9
1144-1c		710	254	134	22,0	37,3
	gemiddeld	718	268	144	20,0	37,9
3122-1a		117	139	52	36,0	30,6
3122-1b		122	149	52	35,0	30,1
3122-1c		115	129	54	35,0	32,2
	gemiddeld	118	139	53	35,3	31,0

n.b. * betreft het gemiddelde van 1 monstervak dat 3 maal is bemonsterd (a,b,c)

Bijlage 3g Kentallen voor lood, koper en zink in mg/kg van het gehele toemaakdekgebied in De Venen (kolom 2) en gesplitst over het deelgebied Demmerik (kolom 3) en de overige deelgebieden gezamenlijk in De Venen (kolom 4). Gehalten gecorrigeerd naar standaardbodem (Alterra onderzoek [lit. 19]).

	De Venen	Deelgebied Demmerik	Overige deelgebieden
	lood	lood	lood
gemiddeld	351	641	308
mediaan	312	682	307
P80	458	787	446
P90	542	824	476
P95	682	842	504

	De Venen	Deelgebied Demmerik	Overige deelgebieden
	koper	koper	koper
gemiddeld	81	125	75
mediaan	73	134	72
P80	97	162	94
P90	135	175	105
P95	166	182	130

	De Venen	Deelgebied Demmerik	Overige deelgebieden
	zink	zink	zink
gemiddeld	223	292	212
mediaan	148	309	144
P80	216	357	194
P90	331	387	262
P95	388	402	349

Bijlage 4 Bodemmeetnet Zuid-Holland gemeten gehalten [lit. 20]

Perceel	Pb	Cu	Zn	Ba	Cd	Co	Hg	Mo	Ni	Zn	PAK	olie	L	H
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	%	%
NO22N	<u>150</u>	<u>44</u>	<u>97</u>	<u>85</u>	<u>0,5</u>	<u>6,1</u>	<u>0,67</u>	<u><5</u>	<u>17</u>	<u>97</u>	<u>0,63</u>	<u>100</u>	<u>22,1</u>	<u>26,9</u>
NO25W	<u>170</u>	<u>38</u>	<u>88</u>	<u>64</u>	<u>0,97</u>	<u>5</u>	<u>0,49</u>	<u><5</u>	<u>10</u>	<u>88</u>	<u>1,2</u>	<u>56</u>	<u>12,1</u>	<u>27,9</u>
TD02EM	<u>690</u>	<u>15</u>	<u>54</u>	<u>26</u>	<u>0,4</u>	<u>5</u>	<u>0,12</u>	<u><5</u>	<u>5,9</u>	<u>54</u>	<u>0,41</u>	<u>50</u>	<u>6</u>	<u>16,8</u>
TD04EM	<u>41</u>	<u>9</u>	<u>28</u>	<u>15</u>	<u>0,4</u>	<u>5</u>	<u>0,1</u>	<u><5</u>	<u>5</u>	<u>28</u>	<u>5</u>	<u>50</u>	<u>9,2</u>	<u>8,9</u>
TD07EM	330	82	160	150	0,69	6,5	1,3	<5	25	160	0,96	100	10,8	27,9
TD08EM	240	85	160	170	0,72	7	0,99	<5	23	160	1	100	22,6	23,9
TD10EM	220	52	140	160	0,83	8,2	0,51	<5	25	140	0,8	100	10	39,9
TD11EM	36	22	49	64	0,4	5,1	0,11	<5	22	49	0,22	50	60,3	5,9
TD12EM	<u>1000</u>	<u>67</u>	<u>130</u>	<u>150</u>	<u>0,97</u>	<u>5,3</u>	<u>0,54</u>	<u><5</u>	<u>23</u>	<u>130</u>	<u>1,3</u>	<u>100</u>	<u>21,8</u>	<u>43,9</u>
TD14EM	<u>210</u>	<u>66</u>	<u>150</u>	<u>130</u>	<u>1</u>	<u>7</u>	<u>1</u>	<u><5</u>	<u>24</u>	<u>150</u>	<u>1</u>	<u>50</u>	<u>32,4</u>	<u>35,9</u>
TD15EM	<u>49</u>	<u>22</u>	<u>63</u>	<u>44</u>	<u>0,4</u>	<u>5</u>	<u>0,38</u>	<u><5</u>	<u>13</u>	<u>63</u>	<u>1</u>	<u>50</u>	<u>14</u>	<u>11,9</u>
TD16EM	<u>130</u>	<u>38</u>	<u>59</u>	<u>60</u>	<u>0,44</u>	<u>5</u>	<u>0,61</u>	<u><5</u>	<u>14</u>	<u>59</u>	<u>0,53</u>	<u>100</u>	<u>10,4</u>	<u>19,9</u>
TD20EM	<u>200</u>	<u>49</u>	<u>130</u>	<u>88</u>	<u>0,55</u>	<u>5,9</u>	<u>0,88</u>	<u><5</u>	<u>20</u>	<u>130</u>	<u>1,1</u>	<u>50</u>	<u>14,4</u>	<u>11,9</u>
TD22EM	750	210	230	220	0,67	8,2	5,9	<5	31	230	2,6	50	25,7	24,9
TD23EM	<u>250</u>	<u>65</u>	<u>180</u>	<u>140</u>	<u>0,82</u>	<u>8,1</u>	<u>0,66</u>	<u><5</u>	<u>25</u>	<u>180</u>	<u>1,3</u>	<u>100</u>	<u>16,6</u>	<u>31,9</u>
TD25EM	<u>220</u>	<u>64</u>	<u>140</u>	<u>200</u>	<u>0,66</u>	<u>7,6</u>	<u>0,51</u>	<u><5</u>	<u>33</u>	<u>140</u>	<u>0,85</u>	<u>100</u>	<u>31</u>	<u>32,9</u>
TD27EM	<u>340</u>	<u>70</u>	<u>250</u>	<u>170</u>	<u>2</u>	<u>8</u>	<u>1</u>	<u><5</u>	<u>25</u>	<u>250</u>	<u>2</u>	<u>60</u>	<u>12,4</u>	<u>39,9</u>
TD29EM	<u>190</u>	<u>58</u>	<u>110</u>	<u>120</u>	<u>1</u>	<u>6</u>	<u>1</u>	<u><5</u>	<u>22</u>	<u>110</u>	<u>1</u>	<u>100</u>	<u>15,6</u>	<u>2,9</u>

n.b. De onderstreept aangegeven percelen liggen buiten het deelgebied De Venen van Zuid-Holland

n.b. In TD10EM is lutum gehalte van 1% gemeten, Lutum van 1% is zeer onwaarschijnlijk bij een profielbeschrijving van kleiig veen. Bij correctie op L geldt een minimum van 2%. Waarschijnlijk is een decimaal verschoven. Bij de correctie op L is gekozen voor 10%

Bijlage 5a Kentallen voor lood, koper en zink in mg/kg in het toemaakgebied. (kolom 2) voor het toemaakdekgebied in Zuid-Holland (provinciaal bodemkwaliteitsmeetnet), (Kolom 3) voor het deelgebied buiten De Venen in Zuid-Holland (provinciaal bodemkwaliteitsmeetnet), (Kolom 4) voor het deelgebied De Venen in Zuid-Holland en Utrecht (Alterra onderzoek) en (kolom 5) voor het gehele toemaakdekgebied in Zuid-Holland en Utrecht (provinciaal bodemkwaliteitsnet + Alterra onderzoek). Gehalten gecorrigeerd naar standaardbodem.

	ZH geheel meetnet	ZH buiten De Venen meetnet	De Venen Alterra	ZH + Utrecht Meetnet + Alterra
	lood	lood	lood	lood
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
gemiddelde	261	253	351	318
mediaan	193	164	312	256
P80	305	259	458	457
P90	665	645	542	627
P95	746	763	682	738

	ZH geheel Meetnet	ZH min De Venen meetnet	De Venen Alterra	ZH + Utrecht Meetnet + Alterra
	koper	koper	koper	koper
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
gemiddelde	50	40	81	70
mediaan	44	43	73	57
P80	56	53	97	92
P90	74	54	135	125
P95	92	56	166	158

	ZH geheel Meetnet	ZH min De Venen meetnet	De Venen Alterra	ZH + Utrecht Meetnet + Alterra
	zink	zink	zink	zink
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
gemiddelde	121	112	223	180
mediaan	103	100	148	133
P80	174	144	216	185
P90	186	170	331	303
P95	202	198	388	345

Bijlage 5b Kentallen toemaakdekgebied, gehalten gecorrigeerd naar standaard bodem(10% H en 25 % L)

Stof	N	Min	P5	P10	P25	P50	P75	P80	P90	P95	Max	Gem
As	18	7	8	9	9	11	13	13	14	14	15	11
Ba	18	31	31	58	100	155	196	213	289	299	320	156
Cd	49	0,32	0,36	0,39	0,42	0,50	0,58	0,60	0,73	0,76	1,21	0,53
Co	49	2	5	5	6	8	9	9	12	14	20	8
Cr	18	11	15	19	26	32	43	44	51	58	68	35
Cu	49	13	22	34	42	57	86	92	125	158	209	70
Hg	18	0,08	0,12	0,14	0,44	0,63	0,96	0,98	1,12	1,98	5,73	0,89
Pb	49	27	67	114	173	256	432	457	627	738	860	318
Mo	49	1,0	1,0	1,0	1,0	2,0	3,0	3,0	3,0	3,1	3,4	2,0
Ni	49	9	14	19	24	28	31	31	37	41	44	27
V	18	9	12	26	37	43	55	67	81	92	110	49
Zn	49	29	77	86	111	141	180	197	303	347	1556	185
PAK	18	0,20	0,23	0,24	0,28	0,41	0,48	0,71	0,96	1,77	5,88	0,75
M.O.	18	14	15	19	23	34	42	42	54	65	98	37
EOX	18	0,00	0,00	0,10	0,17	0,25	0,36	0,39	0,44	0,61	1,05	0,29
Al	31	14369	15843	16733	18630	21936	28360	29651	32118	33347	36840	23582

Ca	31	4983	5384	5586	6947	7936	10550	10674	13156	14116	16308	8821
Fe	31	17357	18126	18578	19694	22560	24944	25367	29273	29595	30184	22946
Mg	31	2168	2432	2591	3307	3871	4583	4719	5232	5368	5505	3957
P	31	949	1176	1225	1666	2004	2442	2529	2784	2835	2880	2029
S	31	1264	1284	1554	2112	2507	3519	3531	4413	5189	5960	2845
P/Fe	31	0,04	0,05	0,05	0,08	0,09	0,11	0,11	0,12	0,13	0,14	0,09
pH-KCl	18	4,2	4,5	4,6	4,9	5,2	5,9	6,0	6,2	6,6	7,6	5,4
pH-CaCl2	31	4,7	4,7	4,8	4,9	5,1	5,2	5,3	5,4	5,4	6,8	4,8
L	49	6	10	12	15	21	26	27	30	34	60	21
H	49	5	12	16	23	30	36	38	42	45	50	29

n.b. Organocloorbestrijdingsmiddelen (OCB's), Drins, DDT's, HCH's zijn in de subzone toemaakdek in bodemmeetnet niet boven de detectiegrens aangetroffen. PCB's zijn in de subzone toemaakdek niet geanalyseerd.

Bijlage 6 Ecologische studies in toemaakgronden

Klok C. et al. Population growth and development of the earthworm *Lumbricus Rubellus* in an polluted field soil: possible consequences for the godwit (*Limosa limosa*). Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 25, no.1. pp 213- 219, 2006

Beschrijving

In deze studie zijn twee veenweidegebieden met elkaar vergeleken. De ene met een toemaakdek (Polder Blokland) en de andere zonder (Polder Zeevang). In beide polders is het totaal gehalten in de bodem bepaald en zijn regenwormen in het veld geteld en beoordeeld op leeftijdsopbouw en is de biomassa aan regenwormen bepaald. De bodem werd in april 2002 bemonsterd in een volume van 50 bij 50 bij 20 cm in 8 vout. De monsters werden onderzocht op regenwormen en de bodemeigenschappen werden bepaald. Voor het bepalen van de bodemeigenschappen is een mengmonster samengesteld en geanalyseerd.

Resultaten

Tabel 1: Bodemeigenschappen in Polder Blokland (toemaakdek) en Polder Zeevang (referentie)							
Gebied	pH	Org.C	Iutum	Cu	Hg	Pb	Zn
Blokland	4,8	25	23,7	64,8	1,47	426,1	178,4
Zeevang	4,9	34,4	24,8	22,2	0,29	87,6	120,8

In Blokland werden meer regenwormen gevonden (63/m²), dan in Zeevang (41/m²), maar de biomassa in Blokland was lager (28 g/m²), dan in Zeevang (37 g/m²), en het relatieve aantal adulte regenwormen was in Blokland minder (56%) dan in Zeevang (82%). Conclusie van de studie is dat er een vertraagde groei van regenwormen in toemaakgrond is. In de discussie over de effecten op de grutto populatie wordt gezegd dat er mogelijk minder voedsel is, maar ook wordt opgemerkt dat een regenwormenpopulatie snel kan groeien (factor 4 in een jaar).

Opmerkingen

Kanttekening bij het onderzoek is dat als gekeken zou zijn naar het absolute aantal adulten, dan verdwijnt het verschil. Blokland (35 /m²) en Zeevang (34/m²). Gelet op het verschil in biomassa, dan zullen de adulte regenwormen in Blokland kleiner zijn geweest dan in Zeevang. Verder kan de vertraagde groei ook (mede) veroorzaakt zijn door het verschil in org.C dat in Blokland lager is dan Zeevang, waardoor de groeicondities in Blokland in het voorjaar ongunstiger kunnen zijn geweest. Een belangrijk verschil met de volgende studie van Roodbergen et al. is dat het aantal regenwormen per m² hier veel lager is (factor 10) dan bij Roodbergen.

Roodbergen M. et al. Transfer of heavy metals in the food chain earthworm Black-tailed godwit (*limosa limosa*): Comparlson of a polluted and a reference site in The Netherlands. Science of the Total Environment 406, 407- 412, 2008.

Beschrijving

In deze studie zijn dezelfde locaties gebruikt als in de studie van Klok et al. In de studie is gekeken naar de regenwormpopulatie en naar de gehalten in de bodem, regenwormen en eieren en veren van de grutto. Anders dan bij Kolk zijn de regenwormen verzameld uit een bodemvolume van 20 bij 20 bij 10 cm. Ze zijn verzameld in twee jaren 2003 en 2004, beide jaren in maart, steeds op 8 plaatsen per gebied. Grutto eieren en veren werden verzameld in 2002 en 2004. Grondmonsters zijn in 2003 en 2004 genomen, daarbij zijn per locatie 6 monsters genomen en samengevoegd tot een mengmonster. Per gebied levert dit 8 mengmonsters elk jaar op (n =16 per gebied). Anders dan bij Klok et al. ontstaat daarmee ook inzicht in de heterogeniteit binnen een gebied.

Resultaten

Tabel 2 Gehalten in bodem, regenwormen, grutto eieren en grutto veren in Blokland (tmd) en Zeevang (ref)														
	Cd	Cd	Cr	Cr	Cu	Cu	Hg	Hg	Ni	Ni	Pb	Pb	Zn	Zn
Gebied	Blok	Zeev	Blok	Zeev	Blok	Zeev	Blok	Zeev	Blok	Zeev	Blok	Zeev	Blok	Zeev
bodem	0,93	0,88	35	44	78	30	1,8	0,35	23	23	336	93	185	123
regenworm	4,3	3,1	1,9	3,2	15	9,1	1,06	0,30	2,1	2,4	35	6,1	508	416
ei	-	-	1,10	1,60	3,55	3,56	0,33	0,21	0,25	0,49	0,17	0,02	55	56
veer	0,07	0,02	3,38	0,97	15	16	0,52	0,52	0,73	0,36	2,79	1,66	208	205

Bodem: Net als bij Klok is de bodem in Blokland verontreinigd met lood, koper, zink en kwik. Het loodgehalte bij Roodbergen is gemiddeld lager (336 mg/kg) dan bij Klok (426 mg/kg). Roodbergen vond daarbij een spreiding van 162 -764 mg/kg. *Regenwormen:* In Blokland bevatten regenwormen meer lood, koper, zink, kwik en cadmium dan in Zeevang. *Eieren:* In Blokland bevatten grutto eieren meer lood en kwik, dan in Zeevang. *Veren:* In Blokland bevatten grutto veren meer lood, cadmium en chroom dan in Zeevang. Meer betekent, significant meer bij een $p < 0,05$.

Tabel 3 Dichtheid en biomassa van regenwormen in Blokland (toemaakdek) en Zeevang (referentie)				
Gebied	Eigenschap	2003	2004	Gemiddeld
Blokland	Dichtheid (-/m ²)	568	412	490
	Biomassa (g/m ²)	90	126	108
Zeevang	Dichtheid (-/m ²)	549	496	523
	Biomassa (g/m ²)	125	115	120

De verschillen in regenworm dichtheden en biomassa waren gering en niet significant.

Conclusies van de studie zijn dat zware metalen in toemaakgronden meer worden opgenomen in regenwormen en dat sommige metalen, zoals lood ook meer worden opgenomen in eieren en veren. De zware metalen in toemaakgronden leiden niet tot een verlaagde dichtheid en biomassa aan regenwormen en daarmee in een minder voedselaanbod voor de grutto's. Aandachtspunt is cadmium, het gehalte in de bodem in de toemaakgrond is laag en nauwelijks hoger dan in de referentie, toch is er een groter en significant verschil in gehalten in regenwormen. Dit verschil zet zich niet door in de eieren, de gehalten in eieren lagen beneden de detectiegrens, maar wel door in de veren. Opvallend is chroom, de gehalten in de bodem, regenwormen en eieren zijn niet verhoogd, maar wel in veren van de grutto's op toemaakgronden. Roodbergen et al. gaven aan dat er weinig studies zijn gedaan naar gehalten in vogelveren en dat het onzeker is wat de bijdrage is van het voedsel in het overwinteringsgebied en de trekgebieden op de gehalten in eieren en veren.

Opmerkingen

Opvallend zijn het grote aantal regenwormen en de biomassa ervan in vergelijking tot de studie van Klok et al. (zie boven). Het verschil is een factor 10. De weersomstandigheden voorafgaand en tijdens het verzamelen van de regenwormen zijn niet vermeld. Wat betreft de veren mag verwacht worden dat de plaats waar de grutto ruit veel invloed zal hebben op de kwaliteit van de veren Roodbergen et al. hebben de bovenste armpennen (2^{de} en 3^{de} tertiaal) verzameld. (Grutto's zijn gevangen in een val). Verwacht mag worden dat deze vleugelpennen die onmisbaar zijn bij het vliegen in het overwinteringsgebied zullen zijn gevormd. Wat daar de kwaliteit van de bodem en het voedsel is, is niet bekend. Het verder op kleur komen (zomerkleed) vindt ook februari /maart op de pleisterplaatsen in Nederland plaats. Daarna verspreiden ze zich over de broedgebieden en verblijven daar tot de kuikens kunnen vliegen (juni). In vervolgstudies heeft Roodbergen de grutto populaties in beide

gebieden bestudeerd en geen negatief effect op de grutto populatie in Blokland gevonden als gevolg van de verontreiniging. De resultaten zijn in haar proefschrift opgenomen [lit. 27].

Kools S.A.E. et al. Stress responses investigated; application of zinc and heat to Terrestrial Model Ecosystems from heavy polluted grassland. Science of the Total Environment 406, 462-468, 2008.

Beschrijving

De studie is uitgevoerd met toemaakgrond uit de polder Demmerik. Voor het Terrestrial Model Ecosysteem (TME) onderzoek wordt een cilindrisch bodemvolume diameter 17,5 cm en lengte 40 cm, gestoken en intact inclusief graszode verplaatst naar een klimaatkas op het lab. Daar is de bodem onderworpen aan twee vormen van stres, toediening van zink en hitte. Vervolgens is gekeken hoe snel het bodemleven hersteld van de stres. De verwachting is dat het bodemleven in toemaakgrond vanwege de verhoogde zinkgehalten geadapteerd is aan zink en daardoor sneller zal herstellen dan grond die niet verontreinigd is met zink. Voor wat betreft hitte stres wordt daarentegen verwacht dat het bodemleven in toemaakgrond minder snel zal herstellen (stres op stres). Voor het vinden van de locaties voor het nemen van bodemonsters voor het TME onderzoek, zijn eerst op twee naast elkaar liggende weilandpercelen 108 grondmonsters genomen, waarbij om de 5 m gestoken is tot 10 cm diepte met diameter van 3 cm. Met behulp van XRF metingen zijn de monsters met de laagste en hoogste metaalgehalten geselecteerd. Op die twee plaatsen, klasse laag en klasse hoog, zijn de bodemonsters genomen voor het TME onderzoek. Op elke plaats zijn 39 bodemonsters (TME's) verzameld voor 13 behandelingen in 3voud.

De volgende ecologische eigenschappen zijn gemeten: nitraat uitspoeling, CO₂ emissie, grasgroei, microfauna activiteit, bacteriële kolonievorming, regenwormen en potwormen (soorten en biomassa). Bovendien zijn in bodems die in de TME's gebruikt zijn de volgende eigenschappen gemeten: pH, org stof, totaal en extraheerbaar zink, lood en koper in respectievelijk Koningswater en CaCl₂.

Resultaten

Tabel 4 Bodemeigenschappen in de Polder Demmerik (toemaakdek)			
Eigenschap	Klasse Laag	Klasse Hoog	N Laag/ N Hoog
pH (CaCl ₂)	6,2 (1,0)	5,0 (0,2)	27 / 27
Org. C (%)	57 (4)	39 (3)	27 / 27
Zn totaal (mg/kg)	231 (16)	343 (42)	27 / 27
Cu totaal (mg/kg)	109 (11)	199 (54)	39 / 39
Pb totaal (mg/kg)	537 (120)	959 (217)	39 / 39

De bodem in Klasse Hoog heeft zoals verwacht de hoogste gehalten aan zink, koper en lood. Tussen haakjes is de standaardafwijking gegeven. De bodem in Klasse Laag heeft meer org.C en een meer neutrale pH.

De verschillen in ecologische eigenschappen tussen de meer verontreinigde bodem (Klasse Hoog) en de minder verontreinigde bodem (Klasse Laag) en de wijze waarop deze op stres reageerden waren niet groot en niet evident. In de meer verontreinigde bodem was de biomassa aan regenwormen en potwormen lager dan in de minder verontreinigde bodem. Dit kan echter ook mede verklaard worden door het lagere org. C gehalte en de ongunstiger pH in de meer verontreinigde bodem. Tegen de verwachting in reageerde de minder verontreinigde bodem minder goed op zink stres dan de sterker verontreinigde bodem.

Opmerkingen

De moeilijkheid in deze studie is het vinden van een goede referentie. Beide percelen zijn hier verontreinigd. De verschillen zijn weliswaar dankzij het grote aantal waarnemingen significant, maar toch niet zo groot. Gelet op de standaardafwijking is er een enige overlap te verwachten in de bandbreedte waarin de gehalten voorkomen. Daarbij komt dat er ook verschil in org. C en pH is. Verder zijn niet alle resultaten in het artikel opgenomen. Zo ontbreken de meetresultaten van de biomassa aan regenwormen, zodat een vergelijking met de studies van Klok et al. en Roodbergen et al. niet mogelijk is. Verder zou een ander verwachtingsbeeld ook mogelijk zijn geweest, namelijk dat de meer verontreinigde bodem gevoeliger is voor zink stres dan de minder verontreinigde bodem. Dat zou dan een verklaring kunnen zijn voor een minder snel herstel van bodemleven na de stres. Maar het blijft lastig als ook org. C en pH verschillen.

Rutgers M. Fields effects of pollutants at the community level- Experimental challenges and significance of community shifts for ecosystem functioning. Science of the Total Environment 406, 469- 478, 2008.

Samenvatting

In deze studie zijn de resultaten van diverse onderzoeken in de polder Demmerik bijeengebracht, bewerkt en geprobeerd te interpreteren. De volgende constatering worden gedaan. Er is een positieve correlatie tussen het totaal gehalte aan lood in de bodem en de poriewater concentratie. In de meer verontreinigde toemaakgronden zijn de nematoden en bacterie gemeenschappen anders dan in de minder verontreinigde toemaakgronden en herstellen ze in de meer verontreinigde gronden onder laboratorium omstandigheden minder snel van stres. De verschillen kunnen echter mede veroorzaakt zijn door het lagere org.C gehalte en de ongunstiger pH in de meer verontreinigde toemaakgronden. Eindconclusie van Rutgers: "De verschillen zijn echter gering en moeilijk vast te stellen, vanwege de lage ratio tussen signaal en ruis".

Bosveld A.T.C. et al. Ecologische risico's van bodemverontreinigingen in toemaakdek in de gemeente De Ronde Venen. Alterra rapport 151, 2000.

Beschrijving

Dit onderzoek is in opdracht van provincie Utrecht uitgevoerd. Het is uitgevoerd in de Polder Demmerik. Er zijn 8 veenweidepercelen geselecteerd, 4 in het reservaatgebied, 3 bij particulieren en 1 referentie. Per perceel is een locatie van 4 bij 4 meter uitgezet en op de hoekpunten zijn monsters genomen van 50*50*20 voor regenwormen onderzoek: biomassa, populatieopbouw en gehalten aan verontreinigende stoffen. Ook zijn grondmonsters meegenomen naar het lab voor bioassays met regenwormen. Voor bepaling van zware metalen, Pak en pH H₂O en KCl, org.C en lutum in de bodem, is per locatie uit 4 steken tot 20cm een mengmonster samengesteld. Ook het poriewater is onderzocht. Verder zijn grondmonsters onderzocht op activiteiten van bacteriën. Modelmatig is gekeken naar bioaccumulatie in grutto en spitsmuizen.

Resultaten

Bodem: Er is een grote variatie in gehalten voor lood, koper en zink. Met name een zeer grote heterogeniteit voor lood. Overige resultaten: org. C van 33-45%, lutum 8-24%, pH-H₂O 5,6-6,3, pH-KCl 5,1-5,6. In de studie is ook gekeken naar correlaties: koper, lood en zink zijn sterk gecorreleerd, terwijl cadmium niet gecorreleerd is. In het poriewater is geen lood boven de detectielimiet gemeten.

Bacteriën: Cadmium lood en zink hebben invloed op de functionele profielen.

Regenwormen: dichtheid 105/m² reservaat en 158/m² particulier, referentie ca 600/m², biomassa ca 40 g/m² in reservaat en particulier en op referentie ca 620 g/m². Cadmium zou invloed hebben kunnen gehad op de populatieopbouw (minder adulten). In bioassays lieten regenwormen een goede groei zien en bleken ze meer pak, cadmium, lood, zink en koper op te nemen dan in de referentie. De regenwormen in het veld vertoonden een vergelijkbaar opnamebeeld.

Bioaccumulatie: Cadmium en zink accumuleren in regenwormen, ratio worm/grond groter dan 1. Modelmatig is doorgerekend dat cadmium, ondanks het feit dat het geen toemaakverontreiniging is, een nadelig effect kan hebben op spitsmuizen en oudere grutto's. Ook buiten het toemaakdegebied kunnen dezelfde cadmium gehalten kunnen voorkomen, waarschijnlijk als gevolg van het gebruik van meststoffen. Ook daar kan het model deze uitkomst geven.

Opmerkingen

Het is voor die tijd een opmerkelijk uitgebreide studie. De rapportage is echter niet overal te begrijpen. Het rapport is onduidelijk over de loodgehalten in de bodem. In de inleiding worden de volgende loodgehalten (mg/kg) van de percelen gegeven: R1 (599), R2 (806), R3 (1209), R4 (1428), P1 (583), P2 (830), P3 (1222) en Vref (147). R staat voor reservaat, P voor particulier en Vref voor de referentie. Bij de resultaten worden de volgende gehalten gegeven: R1 (471), R2 (821), R3 (672), R4 (923), P1(1226), P2 (181), P2 (476) en Vref (681). De verschillen zijn opmerkelijk en vooral het hoge gehalte in de referentie is opvallend. Dit is bovendien aanmerkelijk hoger dan in P2. In het rapport wordt hier geen aandacht aan besteed. Verder is de perceelaanduiding in bioassays onduidelijk. De Vref komt niet meer voor en er wordt een P0 en een S1–S4 reeks geïntroduceerd. Verder wordt af en toe voor de data verwezen naar bijlage 9. Deze ontbreekt echter.

Roodbergen M. Population dynamics of Black-tailed Godwits in the light of heavy metal pollution. PhD thesis Wageningen University 2010 ISBN 978-90-327-0390-5, Alterra scientific contributions 36, Alterra Wageningen UR 2010.

Maja Roodbergen gepromoveerd in Groningen

Op vrijdag 29 oktober jl. is SOVON-onderzoeker Maja Roodbergen aan de Rijksuniversiteit Groningen gepromoveerd tot doctor in de wiskunde en natuurwetenschappen. Haar proefschrift is getiteld *Population dynamics of Black-tailed Godwits in the light of heavy metal pollution*. Het gaat dus over Grutto's en zware metalen, maar kijkt verder dan het effect van vervuiling alleen.

Maja heeft ook een populatiemodel opgesteld om door te kunnen rekenen hoe in het veld gemeten waarden van broedsucces en overleving doorwerken op de aantalonontwikkeling. Bovendien heeft ze zelf zulke 'demografische' gegevens verzameld in twee gebieden, en een analyse gemaakt van alle beschikbare gegevens voor vijf soorten steltlopers van het boerenland in Europa.

Milieuvervuiling geen recent fenomeen

De milieuvervuiling die de aanleiding vormde tot dit onderzoek is bepaald geen recent fenomeen: het gaat om stadsafval uit Amsterdam en Utrecht, dat al vanaf de 16e eeuw werd uitgespreid over het drasse veenland in de omgeving om de bodemstructuur en vruchtbaarheid te verbeteren. Het gevolg is een verspreide vervuiling met een mix van zware metalen (onder meer afkomstig van smederijen) en andere stoffen. Maja onderzocht of Grutto's, als karakteristieke bewoners van deze veengraslanden, hiervan nadelige effecten ondervinden, door een gebied waar zulke 'toemaakdekken' zijn aangebracht te vergelijken met een 'schoon' referentiegebied.

Geen verschil in broedsucces

In het vervuilde gebied werden van een aantal metalen hogere concentraties gemeten dan in het referentiegebied in bodem, regenwormen (het stapelvoedsel van volwassen grutto's), en veren en niet uitgekomen eieren van grutto's. In het laatste geval ging het om kwik en lood, stoffen die in principe gevaarlijk zijn voor organismen, maar de gevonden concentraties waren niet hoog in vergelijking met metingen bij andere vogelsoorten. Maja vond dan ook geen aanwijzingen dat het broedsucces in het vervuilde gebied lager was dan in het referentiegebied. Ze zag hier wel iets minder vaak door haar gekleurde volwassen grutto's terug in volgende jaren, maar dat kan net zo goed zijn veroorzaakt door een verschil in broedplaatstrouw dan door een geringere overlevingskans. Gemiddeld was de

overleving van de adulte Grutto's ook niet lager dan schattingen uit de jaren '70 en '80.

Ontoereikend broedsucces

Het aantal uitgevlogen jongen was daarentegen in beide studiegebieden zeer laag. Dit bevestigt dat de populatieafname van Grutto's vooral wordt veroorzaakt door een ontoereikend broedsucces en niet door problemen met de overleving. Hetzelfde beeld komt naar voren uit de analyse van Europabrede demografische gegevens voor Scholekster, Kievit, Wulp, Grutto en Tureluur.

Beschermingsmaatregelen gericht op het verhogen van het broedsucces zullen dus voor deze soorten het meeste effect sorteren. In Nederland lijkt diffuse vervuiling met zware metalen daarbij niet de grootste zorg, hoewel Maja waarschuwt dat de bodemconcentraties een toenemende trend vertonen en dus mogelijk in de toekomst wel tot problemen kunnen leiden.

Bijlage 7 Handreiking bodemonderzoek toemaakgronden landelijke gebied

De handreiking is opgesteld om toemaakmaterialen in de bodem te kunnen herkennen, te kunnen vaststellen of sprake is van een toemaakdek en te kunnen bepalen wat de chemische kwaliteit van de toemaakgrond is.

Als basis voor de handreiking is verondersteld dat een veen(weide)perceel de kleinste ruimtelijke eenheid is die door de jaren heen op uniforme wijze is gebruikt, waardoor als resultante van het jarenlange gebruik het perceel een bepaalde bodemkwaliteit heeft gekregen. Beweiden, maaien en bemesten vinden op het schaalniveau van een perceel plaats. Verondersteld is dat dit ook voor het aanbrengen van toemaakmaterialen van toepassing is geweest. Op basis van dit conceptuele model is de eerste versie van handreiking opgesteld en opgenomen in het beleidskader bodembeheer toemaakdek buitengebied, plangebied De Venen [lit. 2]. Uit het onderzoek van Alterra [lit. 19] is gebleken de kwaliteitsverschillen binnen een verschil gering zijn en dat daarmee het concept bruikbaar is. De ervaringen zijn gebruikt om de handreiking te actualiseren.

Een perceel wordt gedefinieerd als een kavel zoals ontstaan bij de ontginning van het gebied. Indien twee kavels door demping van de kavelsloot samen gevoegd zijn tot een nieuwe kavel, blijft een dergelijke nieuwe kavel ten behoeve van het onderzoek gelden als twee percelen. In de praktijk komen zowel dempingen van lengtesloten voor om een bredere nieuwe kavel te krijgen als dempingen van dwarssloten voor om langere kavels te maken of combinaties van beide. In het toemaakdekgebied in De Venen komen ca 3.200 veenweidepercelen voor met een gezamenlijk oppervlak van ca 3.000 ha. Als deze verhouding ook geldt voor het gehele toemaakdekgebied, dan zijn er ruim 6.000 veenweidepercelen, waar deze handreiking voor gebruikt kan worden.

De handreiking is niet bedoeld voor andersoortige bodemverontreinigingen, die ook in het veenweidegebied voorkomen, zoals met afval gedempte sloten of kunnen zijn ontstaan door een andersoortig bodemgebruik (niet zijnde landbouw of natuur) in het verleden, zoals voormalig sierteelt, glastuinbouw of baggerdepot. Tijdens het vooronderzoek (NEN 5725), dient dit verkend te worden en indien aanwezig dienen deze op de gebruikelijke wijze te worden onderzocht. De handreiking is hier niet voor bedoeld.

Herkennen van toemaakmaterialen in het veld

In het veld wordt toemaakmaterialen in het veenweidegebied herkend aan de combinatie van de volgende drie kenmerken:

- aanwezigheid van veraard veen in een laagdikte van 10 tot 50 cm;
- aanwezigheid van artefacten zoals scherven van glas en aardewerk, baksteen, sintels en kleine gebruiksvoorwerpen in veraarde veengrond;
- bijmenging van zand.

Het is het meest praktisch om te letten op molshopen. Als daar artefacten in aanwezig zijn, duidt dit op toemaakgrond. In een oudere molshop na een regenbui, zijn de artefacten vaak nog beter zichtbaar en kunnen ook schoongewassen zandkorrels worden waargenomen. De kans op het aantreffen van molshopen is het grootst aan het einde van de winter. Als er geen molshopen aanwezig zijn, dan kunnen de slootkanten uitsluitsel geven. Daar waar oeverafslag is, zijn artefacten en zand langs de waterlijn zichtbaar. Als er geen of onvoldoende molshopen zijn en geen oeverafslag is, dan dienen boringen uitsluitsel te geven of er toemaakmaterialen zijn aangebracht.

Herkennen van een toemaakdek

De eerste check hiervoor bestaat het raadplegen van de bodemkaart van Nederland (zie bijlage 1) en daarop inzoomen of het betreffende perceel binnen het kaartgebied van het toemaakdek valt. Als dit zo is, wordt vervolgens gekeken of toemaakmaterialen in het veld herkenbaar aanwezig zijn. Indien deze herkenbaar zijns, wordt geconcludeerd dat het perceel tot het toemaakdekgebied behoort en dat het handelingskader van toepassing is.

Indien het betreffende perceel volgens de kaart niet binnen het toemaakdekgebied valt, maar in het aangrenzende niet verveende veenweidegebied, is het zeer wel mogelijk dat daar ook toemaakmaterialen aanwezig zijn. Naar verwachting is daar echter minder materiaal aangebracht, zodat de dikte doorgaans kleiner zal zijn dan 10 cm en de herkenbaarheid minder is. Volgens de bodemkaart mag worden verwacht dat binnen het kaartgebied de toemaakmaterialen tot een diepte van tenminste 10 cm in de bodem worden aangetroffen. Echter de bodemkaart heeft daarbij ook onzekerheden vooral in de grenszone. Het is daardoor mogelijk dat ook buiten de begrenzing percelen met een toemaakdek voorkomen. Om dit te kunnen vaststellen dient ook gekeken naar de diepte tot waar toemaakmaterialen in de bodem voorkomen. Wanneer in het merendeel van de boringen deze materialen tot tenminste 10 cm diepte worden aangetroffen, wordt geconcludeerd dat er sprake is van een toemaakdek. Voor het betreffende perceel is dan ook het handelingskader van toepassing. In Tabel A is het aantal boringen aangegeven dat geadviseerd wordt te gebruiken om dit vast te kunnen stellen.

Tabel A Aantal boringen voor het beoordelen of een toemaakdek op een perceel aanwezig is	
Oppervlak perceel (ha)	Aantal boringen voor visuele inspectie
< 0,5	3
0,5 tot 1	5
1 tot 2	7
2 tot 3	9
3 tot 5	11
> 5	15

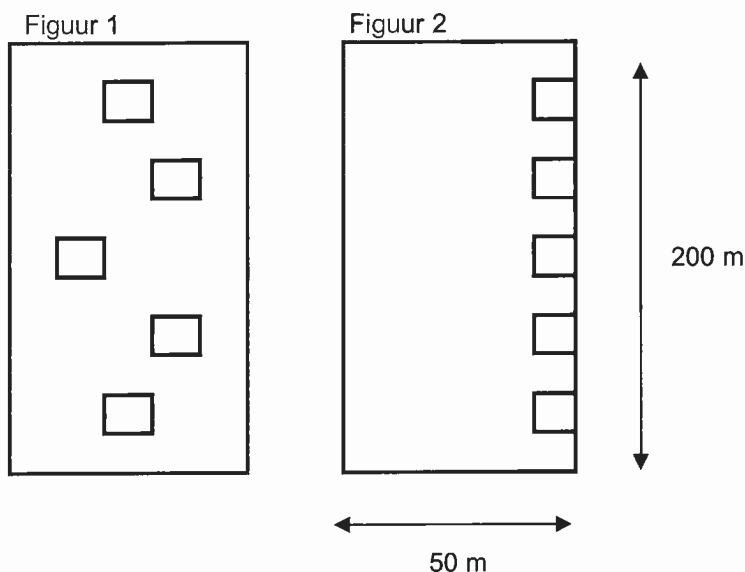
Voor het herkennen van een toemaakdek zijn er twee aandachtspunten. Het toemaakdek kan zijn afgedekt door de aanleg van een weilanddepot voor bagger. Het is vrij gebruikelijk dat de gerijpte bagger blijft liggen, waardoor het toemaakdek niet meer direct aan het oppervlak ligt. Het tweede aandachtspunt betreft de mogelijkheid dat door eerder uitgevoerde grondwerkzaamheden, plaatselijk delen van het toemaakdek zijn ontgraven en de vereiste dikte van tenminste 10 cm niet meer aanwezig. Als deze aandachtspunten zich voordoen op een perceel binnen het kaartgebied van het toemaakdek, dan blijft het perceel tot het toemaakdekgebied behoren. Tabel A is dan niet van toepassing. Deze tabel is alleen van toepassing voor percelen die buiten het kaartgebied liggen en waarvan het vermoeden bestaat dat daar wel een toemaakdek aanwezig is.

Bepalen van de chemische kwaliteit van de bodem met een toemaakdek

Het bepalen van chemische kwaliteit heeft als doel om te kunnen beoordelen of de bodem van het perceel met toemaakgrond al dan niet ernstig verontreinigd is. Dit betekent dat de schaalgrootte van het onderzoek daarop moet worden afgestemd. Uitgaande van een gemiddelde dikte van het toemaakdek van ca 25 cm (verondersteld diktebereik is 10 tot ca 50 cm), dan correspondeert een oppervlak vak van 100 m² met een bodemvolume van ca 25 m³. Dit is het minimum volume waarop in het kader van de saneringsregeling van de Wbb de ernst van een bodemverontreiniging wordt beoordeeld. Per perceel worden afhankelijk van de grootte van het perceel 1 of meerdere vakken van 100 m² geselecteerd. Het aantal vakken is weergegeven in Tabel B.

Tabel B: Aantal te bemonsteren vakken van 100 m ² voor het bepalen van de chemische kwaliteit	
oppervlak perceel in ha	aantal vakken
< 0,5	3
0,5 tot 1	5
1 tot 2	7
2 tot 3	9
3 tot 5	11
> 5	15

De vakken worden evenwichtig over het perceel verdeeld. Als voorbeeld is dit voor een perceel van 1 ha met 5 vakken in de figuur weergegeven.



In een perceel worden vakjes geselecteerd van 100 m². Indien het de bedoeling is om de kwaliteit van de bodem van perceel vast te stellen, wordt aanbevolen de vakjes evenwichtig over het perceel te verdelen (bijvoorbeeld zoals in figuur 1). Voor het ruimtelijk evenwichtig verdelen van de vakken wordt aangeraden het perceel in 5 stukken te verdelen met ongeveer gelijke delen en binnen elk deel op te delen in vakken van 100 m², deze vakken te nummeren en door loting te bepalen welk vak wordt uitgekozen voor bemonstering. Het kan zijn dat de aandacht uitgaat naar een deel van een perceel, omdat daar grondwerkzaamheden zijn voorzien, bijvoorbeeld verbreden van een sloot, aanleg natuurvriendelijke oever, afgraven bovengrond en inzicht gewenst is in de kwaliteit van de vrijkomende toemaakgrond. Ook als de grondwerkzaamheden inhouden dat grond wordt aangebracht, kan er behoefte zijn om eerst de kwaliteit van de ontvangende bodem te kennen. Als dergelijke aandacht bestaat, wordt aangeraden de vakken te selecteren binnen het betreffende deel van het perceel (zie figuur 2). Indien de aandacht uitgaat naar een zodanig klein deel van een perceel dat dit minder groot is dan 300 m² (het gezamenlijk oppervlak van 3 bemonsteringsvakken), wordt aangeraden het aantal vakken te reduceren van 3 naar 2 of indien nodig van 2 naar 1. Indien slechts 1 vak wordt bemonsterd wordt aangeraden dit in tweevoud te doen, zodat tenminste twee van elkaar onafhankelijk analyse resultaten worden en op basis van het gemiddelde de kwaliteit beoordeeld kan worden. Hiermee wordt voor wat betreft het aantal te nemen en analyseren mengmonsters aangesloten bij de onderzoeksinspanning van het Besluit bodemkwaliteit.

Per vak van 100 m² wordt aangeraden van 20 plaatsen een grondmonster te nemen met een guts van 3 cm tot een diepte van 10 cm. Hierbij is verondersteld dat het toemaakdek vanaf het maaiveld aanwezig is en dat de eerste 10 cm representatief is voor kwaliteit over de gehele dikte van het toemaakdek. Omdat het toemaakdek een dikte heeft van 10 cm tot ca 50 cm, heeft een diepere bemonstering het risico dat veengrond zonder toemaakmaterialen in het grondmonster terecht kan komen. Bij keuze van 20 plaatsen wordt aangesloten bij het provinciaal bodemkwaliteitsmeetnet.

De 20 monsters worden volledig samengevoegd tot 1 mengmonster. Ter voorbereiding van de chemische analyse wordt het monster gezeefd over 2 mm. Vervolgens wordt de fractie < 2 mm voor de analyses gebruikt. De fractie groter dan 2mm wordt beschreven en gewogen en het aandeel in het monster wordt in gewichtsprocent weergegeven.

Beoordelen van de resultaten van het chemisch onderzoek

Er zijn drie mogelijke uitkomsten van het onderzoek

1. In alle vakken van het perceel worden geen interventiewaarden overschreden. In dat geval wordt de bodem van het perceel als niet ernstig verontreinigd beoordeeld en de eventueel vrijkomende grond wordt als licht verontreinigd;
2. In alle vakken van het perceel worden interventiewaarden overschreden. In dat geval wordt de bodem van het perceel als ernstig verontreinigd beoordeeld, evenals de eventueel vrijkomende grond;
3. In één of meerdere vakken van het perceel worden interventiewaarden overschreden. In dat geval wordt de bodem van het perceel ook als ernstig verontreinigd beoordeeld, evenals de eventueel vrijkomende grond.

Ter toelichting het volgende:

In situatie 1 is het denkbaar dat als er meer vakken op het perceel zouden zijn geselecteerd er toch een overschrijding van de interventiewaarde zou zijn gevonden. Dit risico wordt geaccepteerd, omdat op basis van het conceptuele model dit risico niet als groot wordt gezien.

In situatie 3 staat vast dat er in een volume van tenminste 25 m³ gemiddeld de interventiewaarde wordt overschreden. Aangezien in het conceptuele model het perceel als een eenheid wordt gezien, wordt daarmee de bodem van het gehele perceel als een geval van ernstige verontreiniging gezien. In Situatie 3 is het denkbaar dat er een gradiënt in het perceel aanwezig is. Als sprake lijkt te zijn van een duidelijke kan een perceel eventueel opgedeeld worden in een ernstig verontreinigd deel en een licht verontreinigd deel. Dit ter beoordeling aan het bevoegd gezag saneringsregeling Wbb.

De kwaliteit van vrijkomende grond is één op één volgend op die van de bodem. Hier is voor gekozen, zodat met één bodemonderzoek beide doelen kan worden gediend. Gezien vanuit de keuringsystematiek voor grond, kan het bodemonderzoek gezien worden als een in-situ patijkeuring. Daarbij zijn de verschillen dat hier gekozen wordt voor een steekproef (zie figuur 1) en dat de 'greepgrootte' en het aantal grepen minder zijn.

Indien de aandacht uitgaat naar een deel van een perceel, omdat daar bijvoorbeeld grondwerkzaamheden zijn voorzien, en gekozen wordt om alleen dat deel van het perceel te onderzoeken (zie figuur 2), dan wordt de beoordeling primair beperkt tot het deel van het perceel dat is onderzocht. In figuur 2 is dat de rechterstrook die steekproefsgewijs is onderzocht. In hoeverre de beoordeling kan worden geëxtrapoleerd naar het gehele perceel is ter beoordeling aan het bevoegd gezag Wbb.

In de tabel is een voorbeeld uitgewerkt op basis van de data uit het Alterra onderzoek [lit. 19]. De data zijn opgenomen in bijlage 3a.

Loodgehalten in 5 vakken per perceel gemeten en gecorrigeerd naar standaardbodem (L=25%, H=10%), voor data zie bijlage 3a [lit. 19]							
Perceel 42		Perceel 1826		Perceel 1144		Perceel 3122	
gemeten	standaard	gemeten	standaard	gemeten	standaard	gemeten	standaard
mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
289	267	1097	879	718	566	118	86
335	315	1058	846	692	530	114	84
324	312	809	639	763	586	137	102
306	291	969	790	475	386	123	92
314	306	725	551	572	447	132	96

De beoordeling wordt gebaseerd op de naar de standaard bodem gecorrigeerde data. De interventie waarde voor lood is 530 mg/kg

Situatie 1 is van toepassing op perceel 42 en 3122

Situatie 2 is van toepassing op perceel 1826

Situatie 3 is van toepassing op perceel 1144.

Volledigheidshalve dient vanwege de kans op overschrijding van de interventiewaarden voor zink en koper de excersitie ook voor deze stoffen gedaan te worden. Voor koper is de uitkomst dat Situatie 1 van toepassing is op de percelen 42, 3122 en 1144, en Situatie 3 van toepassing is op 1826. Voor zink is situatie 1 op alle percelen van toepassing. In dit voorbeeld is lood de dominerende stof.



Circulaire bodemsanering per 1 juli 2013

(Deze versie treedt per 1 juli 2013 in de plaats van vorige versies van deze circulaire)

1.	Inleiding	2
1.1	Aanleiding	2
1.2	Status, reikwijdte en werkingsduur circulaire	3
	Samenhang Wbb en Wabo	4
1.3	Vervallen van eerdere regelingen	4
2.	Geval van ernstige verontreiniging: artikel 29 Wbb	5
2.1	Geval van ernstige verontreiniging	5
2.2	Geen geval van ernstige verontreiniging	5
3.	Met spoed saneren: artikel 37 Wet bodembescherming	5
3.1	Met spoed saneren	5
3.2	Niet met spoed saneren	6
3.3	Saneringstijdstip	7
3.4	Stappenplan risicobeoordeling	7
3.5	Beschikking 'ernst en spoed'	9
4.	Saneringsdoelstelling: artikel 38 Wet bodembescherming	10
4.1	De saneringsdoelstelling van de Wbb	10
4.1.1	Algemeen	10
4.1.2	Saneringsdoelstelling immobiele verontreinigingen	11
4.1.3	Saneringsdoelstelling mobiele verontreinigingen	11
4.2	Het geven van invulling aan de saneringsdoelstelling	12
4.2.1	Type aanpak	12
4.2.2	Saneringsstrategie	13
4.2.3	Het saneringsresultaat voor mobiele verontreinigingen	14
	BIJLAGE 1: STREEFWAARDEN GRONDWATER, INTERVENTIEWAARDEN BODEMSANERING, INDICATIEVE NIVEAUS VOOR ERNSTIGE VERONTREINIGING, BODEMTYPECORRECTIE EN MEETVOORSCHRIFTEN.	16
1.	Streefwaarden grondwater en interventiewaarden bodemsanering	16
2.	Indicatieve niveaus voor ernstige verontreiniging (INEV'S)	19
3.	Bodemtypecorrectie en meetvoorschriften	21
	BIJLAGE 2: SANERINGSCRITERIUM: VASTSTELLING VAN HET RISICO VOOR DE MENS, VOOR HET ECOSYSTEEM OF VAN VERSPREIDING	22
1.	Algemeen	22
2.	Uitgangspunten	22
3.	Stapsgewijze systematiek	22
4.	Risico's voor de mens	23
4.1	Algemeen	23
4.2	Stap 2: Standaard risicobeoordeling	23
4.3	Stap 3: Locatiespecifieke beoordeling	24
5.	Risico's voor het ecosysteem	25
5.1	Algemeen	25
5.2	Stap 2: Standaard risicobeoordeling	25
5.3	Stap 3: Locatiespecifieke risicobeoordeling	28
6.	Risico's van verspreiding van verontreiniging	30
6.1	Algemeen	30
6.2	Stap 2: Standaard risicobeoordeling	30
6.2.1	Gebruik van de bodem wordt bedreigd	30
6.2.2	Onbeheersbare situatie	31
6.3	Stap 3: Locatiespecifieke beoordeling	32
6.3.1	Gebruik van de bodem wordt bedreigd	32
6.3.2	Onbeheersbare situatie	32
	BIJLAGE 3: MILIEUHYGIËNISCH SANERINGSCRITERIUM BODEM, PROTOCOL ASBEST	38
1.	Inleiding	38
1.1	Aanleiding	38
1.2	Doel	38
2.	Uitgangspunten en reikwijdte	38
2.1	Uitgangspunten	38
2.2	Beperking tot humane risico's	38
2.3	Relatie met het bodembeleid	38
3.	Opzet risicobeoordeling	39
3.1	Basisinformatie en afstemming	39
3.2	Afzonderlijke stappen	39
4.	Nadere uitwerking afzonderlijke stappen	40
4.1	Stap 1 Vaststellen geval van ernstige verontreiniging	40
4.2	Stap 2 Standaard risicobeoordeling	41
4.3	Stap 3 Locatiespecifieke risicobeoordeling	42
5.	Conclusies en consequenties	45
	BIJLAGE 4: SANERING IMMOBIELE VERONTREINIGINGEN: HET SANERINGSRESULTAAT	46
1.	Algemeen	46
2.	Invulling kwaliteitseisen bovengrond	46
2.1	Samenhang tussen bodemfuncties en bodemnormen	46
2.2	Mogelijke saneringsmaatregelen	46



2.3	Eisen aan dikke leeflagen	47
2.4	Terugsaneereisen en kwaliteitseisen leeflaag en aanvulgrond	47
	BIJLAGE 5: SANERING MOBIELE VERONTREINIGINGEN: HET SANERINGSRESULTAAT	49
1.	Algemeen	49
2.	Saneringsresultaat gevals- en clusteraanpak	49
3.	Saneringsresultaat gebiedsaanpak	51
4.	Stappenplan voor sanering mobiele verontreinigingen	51
	BIJLAGE 6: RICHTLIJN VOOR HET OMGAAN MET NIET-GENORMEERDE STOFFEN	54
1.	Inleiding	54
2.	Achtergrondwaarden en streefwaarden voor niet-genormeerde stoffen	55
3.	Primaire beoordeling ernst en spoed van het geval van verontreiniging	55
4.	Aanvullende beoordeling ernst en spoed van het geval van verontreiniging	56
	BIJLAGE 7: OVERZICHT REGELGEVING WET BODEMBESCHERMING	58
1.	Wetgeving	58
2.	Besluiten en ministeriële regelingen	58
3.	Mandaat/delegatiebesluiten	58
4.	Circulaires	58
5.	In procedure zijnde wetsvoorstellen	58
6.	Vervallen	58

1. Inleiding

In dit hoofdstuk is de aanleiding voor het opstellen van deze circulaire in 2006 en voor latere wijzigingen weergegeven. Tevens worden het onderwerp, de status, de reikwijdte en de werkingsduur van de circulaire toegelicht. Daarnaast is een overzicht opgenomen van de nieuwe en vervallen regelgeving die betrekking heeft op het onderwerp van de circulaire.

1.1 Aanleiding

Op 1 januari 2006 is de wet tot wijziging van de Wet bodembescherming¹ (Wbb) in werking getreden. Met deze wetswijziging is uitvoering gegeven aan de beleidsvoornemens die in 2002 zijn geformuleerd in het kabinetsstandpunt Beleidsvernieuwing bodemsanering². Hierop volgend is eind december 2003 een Beleidsbrief over de volgende stap in de vernieuwing van het bodembeleid aan de Tweede Kamer gezonden³, waarin beleidsvoornemens zijn verwoord die invloed hebben gehad op genoemde wetswijziging.

Op 1 januari 2008 is de eerste fase van het Besluit bodemkwaliteit (Bbk)⁴ in werking getreden die het toepassen van grond en baggerspecie in een oppervlaktewaterlichaam (waterbodembodem) regelt. Op 1 juli 2008 is de tweede fase van het Bbk van kracht geworden die het toepassen van grond en baggerspecie op landbodems en het toepassen van bouwstoffen op of in de bodem en in een oppervlaktewaterlichaam regelt.

In deze circulaire staat de uitwerking van het saneringscriterium centraal waarmee wordt vastgesteld of een spoedige sanering noodzakelijk is. Het milieuhygiënisch saneringscriterium (hierna genoemd saneringscriterium) is opgenomen in de gewijzigde tekst van artikel 37 van de Wbb. Daarnaast wordt in deze circulaire ingegaan op de uitwerking van de saneringsdoelstelling zoals die is opgenomen in de gewijzigde tekst van artikel 38 van de Wbb. Bij de uitwerking van de saneringsdoelstelling is aansluiting gezocht bij het Besluit bodemkwaliteit.

In 2006 is gekozen voor een circulaire omdat daarmee op korte termijn duidelijkheid kon worden geboden aan de uitvoeringspraktijk over de toepassing van beide artikelen. Naar aanleiding van twee jaar praktijkervaring met deze circulaire, alsmede de wens om aan te sluiten op het nieuwe Bbk en het vervallen van de Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering per 1 oktober 2008, is deze circulaire van 2006 met ingang van 1 oktober 2008 gewijzigd. Met de wijziging van de circulaire zijn de interventiewaarden grond gewijzigd.

Het gevolg van de wijziging in de normstelling is dat er in de uitvoeringspraktijk vanaf 1 oktober 2008 een aantal ongewenste situaties is ontstaan, namelijk een ongewenste toename van het aantal gevallen van ernstige bodemverontreiniging. Het probleem dat zich voordoet ligt vooral op het terrein van de aangescherpte interventiewaarde grond voor de somwaarde voor drins, waardoor het aantal locaties volgens de Wbb gedefinieerd als 'geval van ernstige bodemverontreiniging' enorm is toegenomen. Als gevolg van de ongewenste effecten heeft een heroverweging plaatsgevonden van de interventiewaarden grond voor drins (som), DDE en DDT. De circulaire is in 2009 onder andere

¹ Stb. 2005, 680.

² Tweede Kamer, 2001–2002, 28 199, nr.1.

³ Tweede Kamer, 2003–2004, 28 199, nr. 13.

⁴ Stb. 2007, 469.

hierop aangepast. Ook voor de interventiewaarde grond voor barium, de beoordeling van humane risico's bij lood en de beoordeling van spoed bij ecologie (stap 2) zijn in 2009 op onderdelen wijzigingen doorgevoerd.

Per 3 april 2012 is een gewijzigde versie van de Circulaire bodemsaneringen verschenen. De aanpassingen in 2012 betreffen onder ander:

- de reikwijdte van deze circulaire door de inwerkingtreding van de Waterwet.
- de beoordeling van de ecologische risico's in stap 2 en 3.
- gewijzigde beoordeling van de humane risico's van bodemverontreiniging met lood.
- aangepast protocol risicobeoordeling asbest.
- een verduidelijking van de relatie met het Besluit Bodemkwaliteit.
- de gebiedsgerichte aanpak van verontreinigd grondwater (scheiding bronzone en pluim).
- een nuancering van het gebruik van de stabiele eindsituatie door een toenemend gebruik van de ondergrond.
- geactualiseerde versie van de 'Richtlijn voor het omgaan met niet-genormeerde stoffen' is toegevoegd. Deze richtlijn was niet meer vigerend met het vervallen van de Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering.
- actualisatie van verwijzingen naar regelgeving en literatuur.

In 2013 heeft een beperkte wijziging van de circulaire bodemsanering plaatsgevonden. De belangrijkste wijzigingen zijn:

- bijlage 1 van de circulaire is voor het omgaan met meetwaarden beneden de bepalingsgrens en het hanteren van de bodemtypecorrectie in overeenstemming gebracht met een wijziging van de Regeling bodemkwaliteit, die per 1 juli 2013 in werking treedt.
- in bijlage 2, hoofdstuk 5: zijn de criteria voor het triadeonderzoek nader ingevuld en in hoofdstuk 6 is een verwijzing naar het RIVM informatieblad opgenomen.
- actualisatie van verwijzingen naar regelgeving en literatuur.
- enkele kleine correcties en tekstaanpassingen.

De wet geeft de bevoegdheid om algemene regels te stellen voor zowel het saneringscriterium als de saneringsdoelstelling. Mede aan de hand van de ervaringen die in de praktijk worden opgedaan met de toepassing van deze circulaire, zal besluitvorming plaatsvinden over het opstellen van algemene regels.

1.2 Status, reikwijdte en werkingsduur circulaire

Deze circulaire heeft het karakter van richtlijnen, dat wil zeggen dat het bevoegd gezag uit het oogpunt van zorgvuldige besluitvorming rekening moet houden met hetgeen hier is bepaald. Het bevoegd gezag mag voor specifieke situaties gemotiveerd maatwerk toestaan.

De richtlijnen hebben betrekking op historische gevallen van bodemverontreiniging (sinds 1987 geldt een zorgplicht) in de landbodem. Met inwerkingtreding van de Waterwet op 22 december 2009 heeft de Wet bodembescherming niet langer betrekking op de waterbodem. De Circulaire sanering waterbodems 2008 is met inwerkingtreding van de Waterwet aldus komen te vervallen. Voor gevallen van bodemverontreiniging in waterbodems waarover in het kader van de Wbb reeds is beschikt op ernst en spoedeisendheid, geldt als overgangsbeleid dat deze binnen de Wbb worden afgehandeld. Na de beschikking op het evaluatieverslag gaan deze gevallen over naar het regime van de Waterwet. Met de inwerkingtreding van de Waterwet is de terminologie voor waterbodems gewijzigd. Zo is term van het Besluit bodemkwaliteit voor de waterbodem 'bodem onder oppervlaktewater' vervangen door de terminologie van de Waterwet voor waterbodems, zijnde 'bodem en oever van een oppervlaktewaterlichaam'. Deze circulaire volgt de terminologie van de Waterwet. Waar voorheen de regels van de Wbb aanleiding vormden voor het saneren van waterbodems, wordt nu de Europese Kaderrichtlijn Water, geïmplementeerd in de Waterwet, bepalend voor het stellen van kwaliteitseisen aan oppervlaktewaterlichamen waar de waterbodem een onderdeel van is. Voor het nemen van maatregelen in de bodem of oever van een oppervlaktewaterlichaam gelden de vereisten vanuit de Waterwet. Uitzondering op deze regel zijn de krachtens de Waterwet aangewezen *drogere oevergebieden* (artikel 3.1, derde lid Waterwet). Dit zijn gronden die niet of nauwelijks invloed ondergaan van het water. Vooral voor de oppervlaktewaterlichamen die behoren tot de Rijksrivieren is dit aan de orde. De drogere oevergebieden van Rijkswateren zijn aangewezen op kaarten bij de Waterregeling (zie www.helpdeskwater.nl). Voor de niet-Rijkswateren worden de drogere oevergebieden aangewezen bij of krachtens provinciale verordening. De Wet bodembescherming en deze circulaire blijven van toepassing op deze gronden (artikel 6.2, derde lid Waterwet jo. artikel 99, vierde lid Wbb).

Van grensoverschrijdende verontreiniging is sprake als verontreinigingen vanuit de landbodem in het watersysteem terechtkomen en andersom. De aanpak van grensoverschrijdende gevallen wordt gekoppeld aan de ligging van de bron van de verontreiniging, op voorwaarde dat er een duidelijke



(punt)bron te vinden is. Dit betekent dat aanpak van de verontreiniging volgens de Wbb plaatsvindt als de bron op de landbodem ligt. Artikel 63c Wbb bevat het juridische kader voor dergelijke verontreinigingen en is een spiegelbepaling van artikel 5.17 Wtw. Het moet gaan om een verontreiniging die als 'ernst en spoed' is beschikt. Artikel 63c Wbb heeft zijn huidige formulering gekregen met de invoeringswet Waterwet. Het tweede lid van artikel 63c legt een zelfstandige verplichting aan Gedeputeerde Staten op. Deze verplichting berust binnen de bevoegd gezag gemeenten bij burgemeesters en wethouders.

De richtlijnen met betrekking tot asbest hebben een eigen invulling omdat asbest heel specifieke eigenschappen heeft afwijkend van de andere stoffen. De richtlijnen met betrekking tot asbest zijn opgenomen als bijlage 3 bij deze circulaire.

De reikwijdte van deze circulaire omvat met name de risicobeoordeling en de saneringsdoelstelling. De wijze waarop de risico's worden weggenomen (saneringsaanpak) is een afweging van het bevoegd gezag en blijft hier buiten beschouwing. Zoals in paragraaf 4.2 (invulling van de saneringsdoelstelling) is toegelicht, wordt voor de saneringsaanpak een afweging gemaakt tussen de kosten en baten van het wegnemen van de risico's. In voorkomende gevallen kan bijvoorbeeld bij ecologische risico's het wegnemen van de verontreiniging schadelijker zijn voor het ecosysteem dan niet ingrijpen in het ecosysteem.

Samenhang Wbb en Wabo

Wanneer voor bouwactiviteiten op een locatie, waar sprake is van een geval van ernstige verontreiniging, een omgevingsvergunning is vereist voor een gebouw waarin voortdurend of nagenoeg voortdurend mensen verblijven, treedt de omgevingsvergunning niet in werking. De vergunning treedt pas in werking als het bevoegd gezag heeft vastgesteld dat er geen sprake is van een geval van ernstige verontreiniging, die met spoed moet worden gesaneerd, als het bevoegd gezag heeft ingestemd met het saneringsplan, of als er een BUS-melding is gedaan.

1.3 Vervallen van eerdere regelingen

Deze circulaire treedt in de plaats van de circulaire Saneringsregeling Wet bodembescherming: Beoordeling en afstemming (Staatscourant 1998, nr. 242), de circulaire Bepaling saneringstijdstip (Staatscourant 1997, nr. 47), de Circulaire bodemsanering 2006, de Circulaire bodemsanering 2006, zoals gewijzigd op 1 oktober 2008 en treedt tevens in de plaats van de Circulaire bodemsanering 2009 en de Circulaire bodemsanering 2009, zoals gewijzigd per 1 april 2012 (Stcrt 2012, 6563). Sinds oktober 2002 golden het Besluit en de Regeling locatiespecifieke omstandigheden bodemsanering (LSO), bedoeld als invulling van de mogelijkheid om af te wijken van de doelstelling in artikel 38. Door de wijziging van artikel 38 zijn het Besluit en de Regeling vervallen sinds 1 januari 2006.

Met het in werking treden per 1 juli 2008 van het tweede deel van Besluit bodemkwaliteit dat betrekking heeft op het toepassen van grond en baggerspecie op landbodems zijn de Bodemgebruikswaarden (BGW's)⁵ komen te vervallen. In het Besluit bodemkwaliteit zijn de Achtergrondwaarden en de Maximale Waarden opgenomen die in plaats komen van de BGW's als terugsaneerwaarde. Een toelichting op de Maximale Waarden is opgenomen in de Regeling bodemkwaliteit⁶.

De Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering is per 1 oktober 2008 vervallen. De streefwaarden grondwater blijven een rol houden in het bodemsaneringsbeleid en zijn daarom opgenomen in bijlage 1 bij deze circulaire. De interventiewaarden voor grond zijn in 2008 herzien op basis van recente wetenschappelijke inzichten. Het NOBO-rapport (NOBO: normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling, onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007 (VROM, 2008)) gaat hier uitgebreid op in. In bijlage 1 is ook de in de Beleidsbrief asbest⁷ aangekondigde interventiewaarde voor asbest opgenomen. Tevens zijn de indicatieve niveaus voor ernstige verontreiniging (INEV's) in bijlage 1 opgenomen.

In bijlage 7 is een overzicht opgenomen van bestaande regelgeving en is aangegeven welke regelgeving is vervallen. Het overzicht van de regelgeving heeft een iets andere opzet gekregen. De verwijzing naar het jaartal en nummer van het Staatsblad c.q. Staatscourant, waarin de regeling is geplaatst, is weggelaten. De meest actuele versie van de geldende wetten en regelingen staan op www.wetten.nl. De twee genoemde circulaires staan niet op de site, hiervoor is de verwijzing naar de Staatscourant wel opgenomen.

⁵ Gepubliceerd als bijlage bij de Regeling locatiespecifieke omstandigheden, 2002.

⁶ Regeling bodemkwaliteit, Staatscourant 2007, nr. 247

⁷ Tweede Kamer, 2004, 28 663 en 28 199, nr. 15.



Het is aan het bevoegd gezag om te beoordelen hoe moet worden omgegaan met situaties die reeds zijn onderzocht of die zich in een onderzoeksfase bevinden, voordat deze circulaire van kracht werd. Op de website van Bodem+ staan vragen en antwoorden die hierop ingaan (zie www.bodemplus.nl en kijk onder de FAQ-rubriek over de circulaire bodemsanering).

2. Geval van ernstige verontreiniging: artikel 29 Wbb

In dit hoofdstuk wordt aangegeven wanneer er sprake is van een geval van ernstige verontreiniging en wat daar de consequenties van zijn. Tevens wordt ingegaan op situaties waarbij er wel sprake is van verontreiniging, maar het geen geval van ernstige verontreiniging betreft.

2.1 Geval van ernstige verontreiniging

Er is sprake van een geval van ernstige verontreiniging indien voor ten minste één stof het gemiddelde gemeten concentratie van minimaal 25 m³ bodemvolume in het geval van bodemverontreiniging, of 100 m³ poriënverzadigde bodemvolume in het geval van een grondwaterverontreiniging, hoger is dan de interventiewaarde. Er kunnen gevallen zijn waarbij de interventiewaarde niet wordt overschreden en er toch sprake is van een geval van ernstige verontreiniging. In bijlage 2 zijn dergelijke gevoelige situaties beschreven in stap 1 van het saneringscriterium. Ook in het geval van verontreinigingen met stoffen waarvoor geen interventiewaarde is afgeleid kan sprake zijn van een geval van ernstige verontreiniging. Voor specifieke situaties kan het bevoegd gezag in overleg treden met het RIVM.

In het 'Milieuhygiënisch Saneringscriterium Bodem, protocol asbest', dat is opgenomen als bijlage 3 bij deze circulaire, is geregeld wanneer er voor een bodemverontreiniging met asbest sprake is van een geval van ernstige verontreiniging. Voor een bodemverontreiniging met asbest is het volumecriterium voor het vaststellen van de ernst van het geval niet van toepassing.

In het navolgende hoofdstuk wordt voor gevallen van ernstige verontreiniging ingegaan op het vaststellen van het al dan niet met spoed saneren en de saneringsdoelstelling.

2.2 Geen geval van ernstige verontreiniging

Als er geen sprake is van een geval van ernstige verontreiniging, hoeft niet te worden bepaald of er met spoed dient te worden gesaneerd. Verbeteren van de bodemkwaliteit kan niet worden voorgeschreven op grond van de regels voor bodemsanering. Als een gemeente een gebiedskwaliteit heeft vastgesteld op grond van het Besluit bodemkwaliteit (bijvoorbeeld door het vaststellen van lokale maximale waarden), dan kan de gemeente wel, afhankelijk van haar ambitieniveau in de Bouwverordening voorschrijven dat bij bouwactiviteiten deze gebiedskwaliteit als uitgangspunt geldt. Bovendien geldt deze gebiedskwaliteit bij hergebruik van grond en bagger in het gebied. Het is echter niet zo dat bij niet ernstig verontreinigde grond een verplichting kan worden opgelegd op grond van de bodemsaneringregelgeving om de bodem schoner te maken. Er is hier immers geen sprake van een potentieel risico dat een dergelijke verplichting rechtvaardigt.

3. Met spoed saneren: artikel 37 Wet bodembescherming

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de criteria op basis waarvan wordt bepaald of een geval van ernstige verontreiniging al dan niet met spoed dient te worden gesaneerd. Tevens worden de consequenties aangegeven van de verplichting met om met spoed te saneren en het niet met spoed hoeven te saneren. Het hoofdstuk wordt afgesloten met een beschrijving van het proces van het vaststellen van de spoed en met een overzicht van aspecten die het bevoegde gezag Wbb in de beschikking 'ernst en spoed' kan opnemen.

3.1 Met spoed saneren

Als een geval van ernstige verontreiniging is vastgesteld dan is er sprake van een potentieel risico dat aanleiding geeft tot een vorm van saneren of beheren. Artikel 37 Wbb heeft tot doel vast te stellen of er sprake is van onaanvaardbare risico's bij het huidige of toekomstig gebruik zodat er spoedig moet worden gesaneerd.

Risico's hebben een directe relatie met gebruik van de bodem en daarmee met de functie. Als er aan het gebruik binnen de aanwezige of toekomstige functie onaanvaardbare milieuhygiënische risico's zijn verbonden staat voorop dat maatregelen zo snel mogelijk moeten worden genomen. Deze te nemen maatregelen zijn primair gericht op het in voldoende mate tegengaan van de optredende risico's. Het hoeft dus niet te betekenen dat het hele geval met spoed dient te worden gesaneerd. Dit was in 2009 een belangrijke verandering ten opzichte van het voor die tijd in de Wbb aanwezige artikel 37 Wbb, op grond waarvan de urgentie werd vastgesteld met het oogmerk het hele geval in één keer

aan te pakken. Het 'oude' artikel 37 Wbb had tot doel zorg te dragen voor prioritering in aanpak van gevallen van verontreiniging, het huidige artikel 37 Wbb dient er primair toe risico's tijdig weg te nemen. De reden voor deze verandering was dat er vanaf dat moment nadrukkelijker voor werd gekozen een flexibele aanpak mogelijk te maken. In hoofdstuk 4 wordt hier verder op ingegaan.

Uit de beschikking 'ernst en spoed' moet blijken welk deel van het geval van ernstige verontreiniging onaanvaardbare risico's oplevert en om een spoedige sanering vraagt (zie paragraaf 3.5). Als het gaat om risico's bij toekomstig gebruik betekent dit, dat voorafgaand aan dit gebruik maatregelen moeten worden genomen om de risico's in voldoende mate tegen te gaan. Uit de beschikking blijkt verder welke beheermaatregelen, zoals bedoeld in art 37, lid 4 Wbb, dienen te worden genomen ter plaatse van het deel van het geval van ernstige verontreiniging dat geen onaanvaardbare risico's oplevert.

De risico's die aanleiding kunnen zijn om met spoed te saneren worden verdeeld in: a) risico's voor de mens, b) risico's voor het ecosysteem en c) risico's van verspreiding van verontreiniging.

ad a) Er is sprake van onaanvaardbare risico's voor de mens indien bij het huidige of voorgenomen gebruik van de locatie een situatie bestaat waarbij:

- chronische negatieve gezondheidseffecten kunnen optreden;
- acute negatieve gezondheidseffecten kunnen optreden.

Indien de aanwezigheid van bodemverontreiniging bij het huidig gebruik leidt tot aantoonbare hinder voor de mens (door o.a. huidirritatie en stank) dient eveneens met spoed te worden gesaneerd.

ad b) Er is sprake van onaanvaardbare risico's voor het ecosysteem indien bij het huidige of voorgenomen gebruik van de locatie:

- de biodiversiteit kan worden aangetast (bescherming van soorten);
- kringloopfuncties kunnen worden verstoord (bescherming van processen);
- bio-accumulatie en doorvergiftiging kunnen plaatsvinden.

ad c) Er is sprake van onaanvaardbare risico's van verspreiding van verontreiniging in de volgende situaties:

- het gebruik van de bodem door mens of ecosysteem wordt bedreigd door de verspreiding van verontreiniging in het grondwater waardoor kwetsbare objecten hinder ondervinden;
- er sprake is van een onbeheersbare situatie, dat wil zeggen indien:
 - er een drijfslaag aanwezig is die door activiteiten en processen in de bodem kan verplaatsen en van waaruit verspreiding van verontreiniging kan plaatsvinden;
 - er een zaklaag aanwezig is die door activiteiten en processen in de bodem kan verplaatsen en van waaruit verspreiding van verontreiniging kan plaats vinden;
 - de verspreiding heeft geleid tot een grote grondwaterverontreiniging en de verspreiding nog steeds plaats vindt.

In paragraaf 3.4 wordt een stappenplan voor de risicobeoordeling gegeven met in bijlage 2 een uitleg over de werkwijze van het saneringscriterium, waarmee wordt bepaald of er sprake is van onaanvaardbare risico's voor de mens, voor het ecosysteem of van verspreiding van verontreiniging. De werkwijze van het saneringscriterium voor asbest is beschreven in bijlage 3.

3.2 Niet met spoed saneren

Als op grond van artikel 37 Wbb is vastgesteld dat niet met spoed hoeft te worden gesaneerd, geldt er geen termijn voor het uitvoeren van een sanering. Er kunnen volgens art 37, lid 4 Wbb wel (langjarige) beheermaatregelen worden opgelegd, bijvoorbeeld gericht op specifieke humane of ecologische risico's. Ditzelfde geldt voor verspreidingsrisico's gerelateerd aan kwetsbare objecten (zie bijlage 2, paragraaf 6). Indien er geen relatie is tot een kwetsbaar object is monitoring van verontreinigd grondwater niet nodig.

Sanering van het geval van ernstige verontreiniging dat niet met spoed hoeft te worden gesaneerd zal veelal plaatsvinden als nieuwe ontwikkelingen, zoals bouwactiviteiten of herinrichting van een locatie of gebied, daartoe aanleiding geven. Als er op of in een ernstig verontreinigde bodem bouwactiviteiten plaatsvinden waardoor de verontreiniging wordt verminderd of verplaatst, is op grond van artikel 28 Wbb melding verplicht aan het bevoegd gezag. Er moet een (deel)saneringsplan worden opgesteld of een melding worden gedaan in het kader van het Besluit uniforme saneringen (BUS; art. 39b lid 3 Wbb) voordat de beoogde handelingen worden uitgevoerd. Er gelden specifieke procedures voor goedkeuring van het (deel)saneringsplan en om vast te stellen dat de BUS-melding in overeenstemming is met het BUS.

3.3 Saneringstijdstip

Daar waar sprake is van onaanvaardbare risico's moeten deze zo snel mogelijk worden weggenomen. Tot het moment waarop deze risico's met de sanering definitief worden weggenomen, kunnen onaanvaardbare risico's worden beperkt door het nemen van tijdelijke beveiligingsmaatregelen, zoals bedoeld in art 37, lid 3 Wbb.

Het kan enige tijd in beslag nemen om te bepalen wat de precieze oorzaken zijn van de risico's en welke maatregelen nodig zijn om deze risico's weg te nemen. Als indicatie voor de te hanteren termijn waarop de sanering moet aanvangen in het geval van onaanvaardbare risico's geldt daarom de volgende richtlijn: binnen 4 jaar na het afgeven van de beschikking 'ernst en spoed'. Het bevoegd gezag Wbb stelt het precieze saneringstijdstip vast en stemt dit af op de voorwaarden die locatiespecifieke omstandigheden met zich meebrengen.

3.4 Stappenplan risicobeoordeling

Bij een vermoeden van bodemverontreiniging worden locaties op enig moment onderzocht om vast te stellen of er sprake is van een geval van ernstige verontreiniging. Hiertoe dient een nader onderzoek te worden uitgevoerd, overeenkomstig de NTA 5755: Bodem – Landbodem – Strategie voor het uitvoeren van nader onderzoek – Onderzoek naar de aard en omvang van bodemverontreiniging, juli 2010.

Voor gevallen van ernstige verontreiniging dient de spoed van de sanering te worden vastgesteld. Dit gebeurt op basis van een risicobeoordeling (zie paragraaf 3.1). Als hulpmiddel bij het berekenen van de risico's van een bodemverontreiniging wordt gebruik gemaakt van het instrument Sanscrit dat beschikbaar is via www.sanscrit.nl. Het bepalen van de risico's vindt in eerste instantie plaats door middel van een standaard risicobeoordeling. Deze risicobeoordeling is een technische vertaling van de uitgangspunten van het saneringscriterium. Hiervoor wordt een generiek model gebruikt waarbij berekeningen op een aantal punten kunnen worden aangepast aan de heersende omstandigheden. Deze praktisch toepasbare systematiek is bruikbaar voor alle locaties (met uitzondering van bodems of oevers van oppervlaktewaterlichamen) in Nederland. De beoordeling is generiek en daardoor aan de veilige kant. Uitgangspunt is dat in de meeste gevallen met deze standaard risicobeoordeling kan worden volstaan.

Het is echter mogelijk dat in meer complexe situaties een uitgebreidere beoordeling van de risico's wordt uitgevoerd waarbij de locatiespecifieke omstandigheden in beschouwing worden genomen. Omdat een locatiespecifieke risicobeoordeling gericht is op de locatie en er gebruik gemaakt kan worden van metingen in plaats van berekeningen, wordt een gedetailleerder en genuanceerder beeld verkregen van de risico's. Zodra een locatiespecifieke beoordeling is uitgevoerd dient de besluitvorming hierop gebaseerd te worden.

De risicobeoordeling vindt plaats in drie stappen die hierna worden toegelicht. Stap 1 en 2 dienen altijd te worden uitgevoerd. Stap 3 is niet verplicht maar kan worden uitgevoerd als de initiatiefnemer of het bevoegd gezag Wbb dit wenselijk acht. In figuur 1 zijn de stappen van de risicobeoordeling alsmede van sanering en beheer schematisch weergegeven. In bijlage 2 is een toelichting opgenomen op de drie stappen van de risicobeoordeling.

Stap 1: vaststellen geval van ernstige verontreiniging

Het doel van stap 1 is vast te stellen of er op de locatie sprake is van een geval van ernstige verontreiniging. Dit wordt vastgesteld op basis van een nader onderzoek.

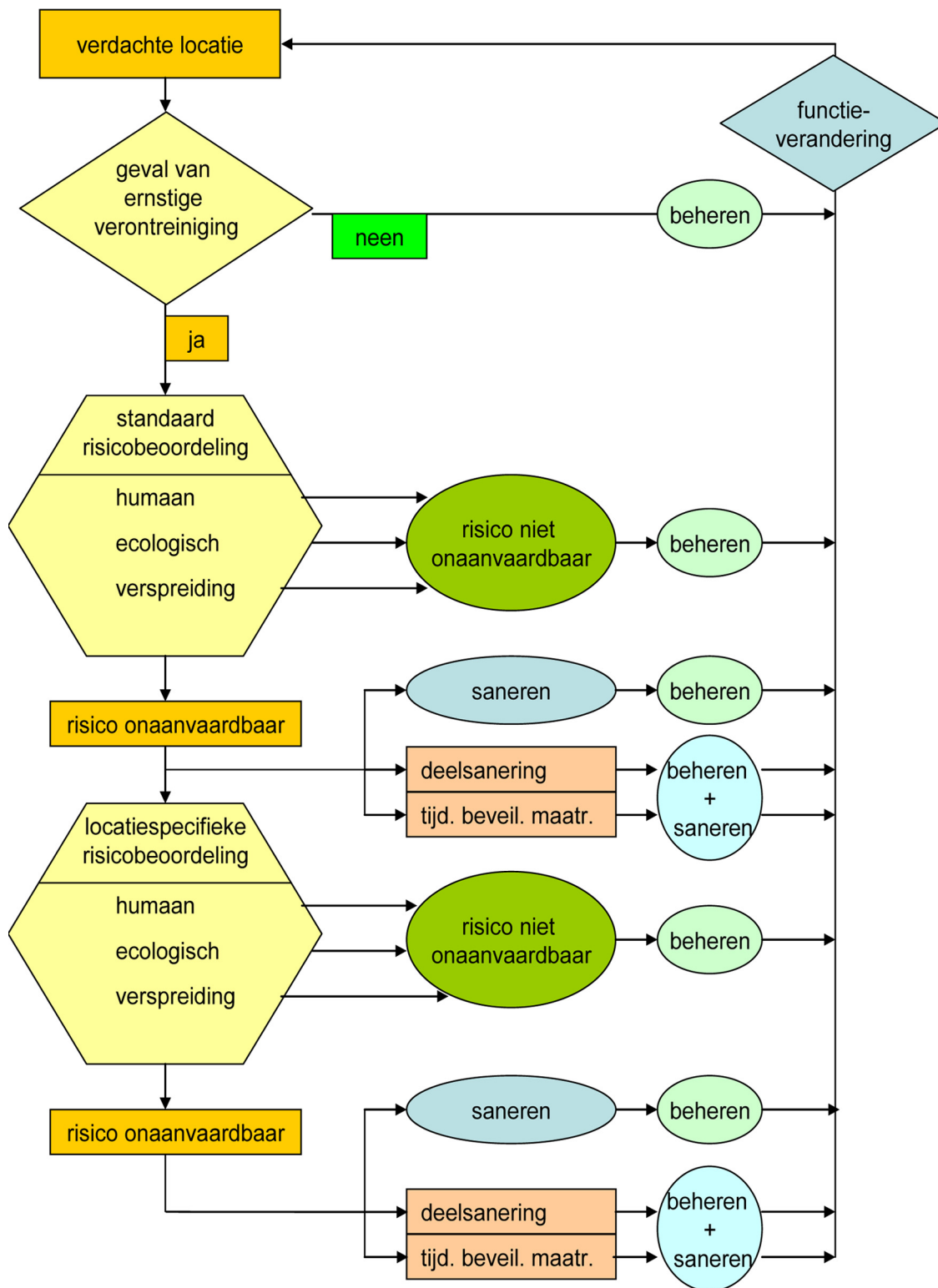
Stap 1 kan leiden tot de volgende resultaten:

- Geen geval van ernstige verontreiniging
Indien er geen sprake is van een geval van ernstige verontreiniging hoeft verder niet te worden nagegaan of er sprake is van onaanvaardbare risico's ten gevolge van de aanwezigheid van de verontreiniging.
- Geval van ernstige verontreiniging → stap 2: standaard risicobeoordeling
Indien er sprake is van een geval van ernstige verontreiniging volgt altijd de volgende stap: het uitvoeren van een standaard risicobeoordeling (stap 2).

Stap 2: standaard risicobeoordeling

Het doel van stap 2 is om voor het geval van ernstige verontreiniging, of een deel ervan, vast te stellen of er sprake is van onaanvaardbare risico's.

Met een standaard risicobeoordelingsmethode wordt getoetst of de aanwezige verontreiniging bij het huidige en/of toekomstige gebruik risico's oplevert die onaanvaardbaar zijn voor de mens (humaan), voor het ecosysteem (ecologisch) of uit het oogpunt van verspreiding van verontreiniging.



Figuur 1: Schema proces bodemsanering

Het toekomstige gebruik wordt bepaald door de initiatiefnemer, maar moet wel passen binnen de ruimte die het bestemmingsplan geeft. De risicobeoordelingsmethode is generiek waarbij de parameters aan de veilige kant zijn gekozen. De risicobeoordeling wordt uitgevoerd als onderdeel van het in stap 1 genoemde nader onderzoek.

Stap 2 kan leiden tot de volgende resultaten:

- Risico niet onaanvaardbaar
Indien uit de standaard risicobeoordeling volgt dat de aanwezige bodemverontreiniging bij het

huidige of toekomstige gebruik geen onaanvaardbare risico's oplevert, is het niet noodzakelijk om met spoed te saneren. Wel is een beperkingenregistratie nodig, die betrekking heeft op de interventiewaarde-contour in de grond. Bovendien kan een vorm van beheer nodig zijn, dit ter beoordeling door het bevoegd gezag Wbb.

- **Risico onaanvaardbaar → spoedig saneren**
Indien uit de standaard risicobeoordeling volgt dat (een deel van) de aanwezige bodemverontreiniging bij het huidige of toekomstige gebruik onaanvaardbare risico's oplevert is spoedig saneren van dat deel van het geval van ernstige verontreiniging vereist.
- **Risico onaanvaardbaar → stap 3: locatiespecifieke risicobeoordeling**
Indien uit de standaard risicobeoordeling volgt dat (een deel van) de aanwezige verontreiniging bij het huidige of toekomstige gebruik onaanvaardbare risico's oplevert kan er, gelet op de mogelijke overschatting van de risico's in de toegepaste methodieken in stap 2, aanleiding zijn te verwachten dat een meer specifieke risicobeoordeling voor het betreffende geval van ernstige verontreiniging tot een andere conclusie leidt. De initiatiefnemer kan er voor kiezen om een dergelijke locatiespecifieke risicobeoordeling (stap 3) aansluitend aan de standaard risicobeoordeling uit te voeren. Ook het bevoegd gezag Wbb kan aangeven dat een locatiespecifieke beoordeling plaats moet vinden, indien zij dat noodzakelijk acht met het oog op de besluitvorming.

Stap 3: locatiespecifieke risicobeoordeling

Het doel van stap 3 is om voor het geval van ernstige verontreiniging, of voor het relevante deel ervan, te toetsen of het resultaat van de standaard risicobeoordeling in stap 2 ('risico onaanvaardbaar') door een locatiespecifiek onderzoek tot een andere conclusie leidt of dat het resultaat van stap 2 wordt bevestigd en nader wordt onderbouwd. Tevens kan het resultaat van stap 3 leiden tot een betere dimensionering van de saneringsmaatregelen.

Stap 3 kan leiden tot de volgende resultaten:

- **Risico niet onaanvaardbaar**
Indien uit de locatiespecifieke risicobeoordeling volgt dat de aanwezige bodemverontreiniging bij het huidige of toekomstige gebruik geen onaanvaardbare risico's oplevert is spoedig saneren niet noodzakelijk. Wel is een beperkingenregistratie nodig, die betrekking heeft op de interventiewaarde-contour in de grond. Bovendien kan een vorm van beheer nodig zijn, dit ter beoordeling door het bevoegd gezag Wbb.
- **Risico onaanvaardbaar → spoedig saneren**
Indien de locatiespecifieke risicobeoordeling tot dezelfde conclusie leidt als de standaard risicobeoordeling in stap 2, dan wordt bevestigd dat (een deel van) de aanwezige bodemverontreiniging bij het huidige of toekomstige gebruik onaanvaardbare risico's oplevert. Spoedig saneren van dat deel van het geval van ernstige verontreiniging is vereist. Paragraaf 5.3 geeft verschillende mogelijkheden voor de aanpak van de sanering.

3.5 Beschikking 'ernst en spoed'

In de beschikking 'ernst en spoed' kunnen de onderstaande zaken worden opgenomen indien sprake is van onaanvaardbare risico's bij het huidige dan wel voorgenomen gebruik:

- de mate van verontreiniging en omvang (van het onderzochte deel) van het geval van ernstige verontreiniging;
- de beperkingenregistratie die betrekking heeft op de interventiewaarde-contour in de grond;
- welke onaanvaardbare risico's aanwezig zijn bij het huidige gebruik of voorgenomen gebruik;
- welk deel van de verontreiniging de onaanvaardbare risico's veroorzaakt;
- wanneer de sanering(sfasen) moet(en) starten;
- wanneer (het) saneringsplan(nen) moet(en) worden ingediend;
- welke tijdelijke beveiligingsmaatregelen moeten worden getroffen en wanneer verslag moet worden gedaan van de uitvoering van die maatregelen;
- welke beheermaatregelen in het belang van de bescherming van de bodem genomen moeten worden voor het deel van het geval van ernstige verontreiniging waarvoor is vastgesteld dat er geen sprake is van onaanvaardbare risico's en wanneer verslag moet worden gedaan van de uitvoering van die maatregelen. Hieronder worden onder andere verstaan:
 - monitoringmaatregelen met daaraan gekoppelde rapportageverplichtingen;
 - maatregelen ter voorkoming van verspreiding;
 - gebruiksbepalingen;
- welke relevante wijzigingen in gebruik moeten worden gemeld aan het bevoegd gezag Wbb.

In de beschikking 'ernst en spoed' kan het volgende worden opgenomen indien er geen sprake is van onaanvaardbare risico's bij het huidige dan wel voorgenomen gebruik:

- de mate van verontreiniging en omvang (van het onderzochte deel) van het geval van ernstige verontreiniging;

- de vaststelling dat er bij het huidige of voorgenomen gebruik geen sprake is van onaanvaardbare risico's;
- de beperkingenregistratie die betrekking heeft op de interventiewaarde-contour in de grond;
- welke beheermaatregelen in het belang van de bescherming van de bodem genomen moeten worden en wanneer verslag moet worden gedaan van de uitvoering van die maatregelen. Hieronder worden onder andere verstaan:
 - monitoringmaatregelen gericht op verspreidingsrisico's in relatie tot te beschermen kwetsbare objecten;
 - gebruiksbeperkingen;
- welke relevante wijzigingen in gebruik moeten worden gemeld aan het bevoegd gezag Wbb.

Voor de beschikking 'ernst en spoed' geldt dat geen sprake kan zijn van een 'pro forma spoed' beschikking. Voor elk geval van ernstige verontreiniging dient altijd een standaard risicobeoordeling te worden uitgevoerd op basis waarvan kan worden bepaald of de sanering al dan niet met spoed dient te worden uitgevoerd.

4. Saneringsdoelstelling: artikel 38 Wet bodembescherming

Een beschrijving van het saneringsdoel staat opgenomen in artikel 38 Wbb. Op basis van de beschreven doelstelling is sinds 1 januari 2006 het functiegericht en kosteneffectief saneren mogelijk. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op het vaststellen van de saneringsdoelstelling voor gevallen van ernstige verontreiniging en op de wijze waarop invulling kan worden gegeven aan dit functiegericht en kosteneffectief saneren.

4.1 De saneringsdoelstelling van de Wbb

4.1.1 Algemeen

Voor de saneringsdoelstelling is het gestelde in art. 38, lid 1 van de Wbb bepalend. Met de sanering moet de bodem ten minste geschikt worden gemaakt voor de functie die het na de sanering krijgt, waarbij het risico voor mens, plant of dier als gevolg van blootstelling aan de verontreiniging zoveel mogelijk wordt beperkt. Daarnaast moet het risico van de verspreiding van verontreinigende stoffen zoveel mogelijk worden beperkt alsook de noodzaak tot het nemen van maatregelen en beperkingen in het gebruik van de bodem (de nazorg). 'Zoveel mogelijk' betekent dat de kosten in goede relatie moeten staan tot het resultaat van de sanering.

Voor de doelstelling gericht op het zoveel mogelijk beperken van de risico's van de verspreiding van verontreinigingen in het grondwater zijn van belang:

- het gebruik van de bodem vanwege de directe relatie met de aanwezigheid van kwetsbare objecten binnen het potentiële beïnvloedingsgebied van de grondwaterverontreiniging. Het gaat daarbij om de risico's ten gevolge van de verspreiding;
- de toestand van de bodem vanwege de directe relatie met de aanwezigheid van drijfzand, zaklagen en/of de verspreiding zelf. Het gaat met name om de risico's van het verspreiden als zodanig, waardoor sprake kan zijn van een onbeheersbare situatie.

Vanuit de insteek van verspreidingsrisico's richt de sanering zich dus op het toekomstige gebruik van de bodem (behoud en/of herstel van de functionele kwaliteit) en op het beheersbaar maken van de aanwezige verontreiniging. Dit mag op een kosteneffectieve wijze worden ingevuld. Het betekent dat er een evenwichtige verhouding moet bestaan tussen de lasten en de baten van de sanering.

Naast de kosten zijn de lasten van de sanering bijvoorbeeld de tijdsduur van de uitvoering, de nazorg, de onzekerheden van het halen van het saneringsresultaat en de belasting van overige milieucompartimenten. Als baten kunnen worden genoemd de risicoreductie, herstel van gebruiksmogelijkheden, verwijderde vracht, creëren van mogelijkheden voor natuurlijke afbraak, afname aansprakelijkheid. Naast deze generieke aspecten kunnen lasten en baten ook betrekking hebben op regionale of lokale aspecten waarvoor door het betreffende bevoegd gezag beleid is vastgesteld.

Indien nazorg nodig is om het saneringsresultaat in stand te houden en/of te controleren (waaronder monitoren) moeten de nazorgmaatregelen voldoende zijn om er voor te zorgen dat de verontreiniging die na de sanering is achtergebleven niet zal leiden tot een vermindering van de kwaliteit van de bodem die na de sanering is bereikt (artikel 39d Wbb). Uit de motivering die is opgenomen in het saneringsplan moet blijken of aan het hiervoor genoemde wordt voldaan.

Vanuit de betekenis van de saneringsdoelstelling voor de praktijk is een onderscheid naar immobiele en mobiele verontreinigingssituaties van belang (in het vervolg kortweg aangeduid met immobiele en mobiele verontreinigingen). Bij immobiele verontreinigingen ligt de nadruk op het functiegericht

saneren, terwijl bij mobiele verontreinigingen de kosteneffectiviteit van de sanering een centrale rol speelt.

4.1.2 Saneringsdoelstelling immobiele verontreinigingen

Bij immobiele verontreinigingen wordt de saneringsdoelstelling primair bepaald door de geschiktheid van de bodem voor de aanwezige of voorgenomen functie, c.q. het gebruik van de bodem. Bij voorkeur wordt daarbij door het bevoegd gezag Wbb aangesloten bij het Besluit bodemkwaliteit (Bbk). De bodemfunctieklaas is dan leidend voor het bepalen van de terugsaneerwaarde in geval van verwijderen, herschikken en/of bewerken (zoals zeven) op de saneringslocatie. Als er lokale maximale waarden zijn vastgesteld voor het gebied waarbinnen de saneringslocatie is gelegen, dan gelden deze als terugsaneerwaarde. Zo niet, dan geldt hiervoor de normwaarde (Achtergrondwaarde, Maximale Waarde Wonen of Maximale Waarde Industrie) die hoort bij de bodemfunctieklaas. De bodemfunctieklaas wordt bepaald op basis van de functiekaart en als deze er niet is of als het gebied niet is ingedeeld wordt teruggevalen op de Achtergrondwaarde. Het bevoegd gezag Wbb mag gemotiveerd kiezen voor een hiervan afwijkende terugsaneerwaarde, bijvoorbeeld op basis van de toekomstige bestemming of de daadwerkelijke functie in plaats van de functie op de functiekaart. De reden voor een afwijkende saneringsdoelstelling kan ook liggen in gebiedsspecifieke omstandigheden zoals bijvoorbeeld in het geval van omvangrijke verontreinigingen als De Kempen.

Voor de invulling van de saneringsdoelstelling is ook van belang of er sprake is van aanvoer van grond van elders. Indien hiervan sprake is (aanvulgrond, aanbrengen leeflaag), is het Bbk van toepassing. Voor de aangevoerde grond gelden de volgende eisen:

- indien de saneringslocatie is gelegen in een gebied waarvoor conform het Besluit bodemkwaliteit lokale maximale waarden zijn vastgesteld, dan gelden deze als kwaliteitseis;
- zo niet, dan is het generieke beleid conform het Bbk van toepassing. De kwaliteitseis wordt bepaald op basis van de bodemfunctieklaas en op basis van de bodemkwaliteitsklaas. De strengste eis van deze twee geeft de doorslag. De bodemfunctieklaas wordt bepaald op basis van de functiekaart en als deze er niet is of als het gebied niet is ingedeeld wordt teruggevalen op de Achtergrondwaarde als kwaliteitseis. De bodemkwaliteitsklaas wordt bepaald op basis van de bodemkwaliteitskaart. Als deze er niet is dan wordt de locatie ingedeeld op basis van de bodemkwaliteit van de omgeving van de saneringslocatie.

Idealiter komt de saneringsdoelstelling dus overeen met de eisen van het Besluit bodemkwaliteit. Er kan dan worden gesproken van een duurzame geschiktheid voor de functie. Indien in bijzondere situaties uit een afweging op basis van kosteneffectiviteit blijkt, dat een functiegerichte saneringsdoelstelling niet haalbaar is, dan kan hiervan gemotiveerd worden afgeweken.

In bijlage 4 wordt nader ingegaan op het te realiseren saneringsresultaat.

4.1.3 Saneringsdoelstelling mobiele verontreinigingen

Een verontreiniging in de bodem wordt mobiel genoemd als deze, al dan niet via de vaste fase van de bodem, in het grondwater terecht is gekomen en zich in of met het grondwater kan verspreiden⁸. Voor de saneringsaanpak is het onderscheid in de bronzone en de pluim van de verontreiniging van belang. Bij een mobiele verontreiniging is de bronzone het gebied waarbij zodanig hoge gehalten aan verontreinigende stoffen in bodem⁹ en/of grondwater aanwezig zijn, dat gedurende lange tijd van hieruit verspreiding naar het omliggende grondwater zal (kunnen) optreden. Met de pluim wordt de verontreiniging van het grondwater buiten de bronzone bedoeld.

Bovenstaande definitie betekent dat een zaklaag (zie paragraaf 6.2.2.) formeel onder de definitie van bronzone valt. In hoeverre de zaklaag ook daadwerkelijk kosteneffectief gesaneerd kan worden zal per situatie moeten worden beoordeeld.

De sanering van mobiele verontreinigingen moet leiden tot een kwaliteit van grond en grondwater die het gewenste gebruik van de boven- en ondergrond mogelijk maakt, de risico's van de verspreiding van (rest)verontreinigingen na sanering zo veel mogelijk beperkt en zo min mogelijk nazorg vereist. Dit kan worden beschouwd als een 'stabiele, milieuhygiënisch acceptabele eindsituatie'. Met deze omschrijving wordt geen generiek normatieve invulling aan het begrip van 'stabiele eindsituatie'

⁸ In het Besluit uniforme sanering (BUS) wordt voor de daaronder vallende verontreinigingen uitgegaan van een overschrijding van de tussenwaarde in het grondwater als criterium voor een mobiele verontreinigingssituatie.

⁹ Bronlocatie is in de NEN 5740 gedefinieerd als het geografisch afgebakend bodemvolume, waarin zodanige concentraties van (een) verontreinigende stof(fen) aanwezig zijn, dat (als gevolg van het in oplossing gaan hiervan) gedurende lange tijd verspreiding van deze verontreiniging naar de pluim in het grondwater optreedt of zal gaan optreden. Voor verontreinigingen in de vaste fase van de bodem is een eenduidige afbakening goed mogelijk en is de term bronlocatie goed bruikbaar. Voor verontreinigingen die ook in het grondwater aanwezig zijn, is de term bronzone beter op zijn plaats.

gegeven. Het heeft vooral een relatieve betekenis vanwege de samenhang met de kosteneffectiviteit van een sanering.

Wat als kosteneffectief kan worden beoordeeld en mag worden aangemerkt als een evenwichtige verhouding tussen baten en lasten van een sanering (inclusief in-situ technieken) hangt van zeer veel factoren af. Aan de hand van onderstaande voorbeelden wordt dit verduidelijkt:

- bij een verontreiniging met een relatief kleine omvang van de bronzone en de pluim zal een nagenoeg volledige verwijdering, afhankelijk van de technische haalbaarheid, al snel tenderen naar 'meest kosteneffectief' voor de gegeven situatie als gevolg van onder meer de daarmee te realiseren gebruiks- en inrichtingsvrijheden en afwezigheid van zorgverplichtingen;
- bij een verontreiniging waarbij de bronzone zich voornamelijk in de grond bevindt, kan een verwijdering van alleen de bronzone in de praktijk de gewenste kosteneffectieve oplossing blijken te zijn, omdat daarmee dan het grootste deel van de verontreinigingsvracht wordt verwijderd en de verspreiding naar het diepere grondwater zal worden gestopt;
- bij een verontreiniging met een grote bronzone die zich door de aard van de verontreinigende stoffen en de bodemsamenstelling voornamelijk in het grondwater zelf bevindt, is een kosteneffectieve oplossing zeer sterk afhankelijk van de mate waarin de bronzone door middel van een actieve sanering is te verwijderen en de daarmee te realiseren baten door besparingen in toekomstig beheer, c.q. nazorg, milieuverdienste en ruimtelijke winst;
- bij een verontreiniging waarbij door de aard van de stoffen en de bodemsamenstelling nagenoeg geen bronzone (meer) aanwezig is en de verontreinigingen zich hebben verspreid in een groot bodemvolume zal het verwijderen van delen van deze verontreiniging in het algemeen slechts in beperkte mate bijdragen aan de baten van de sanering.

Bij mobiele verontreinigingen zal bijna altijd sprake zijn van maatwerk, waarbij het te realiseren saneringsdoel moet worden geplaatst en beoordeeld in een bredere (ruimtelijke) context.

4.2 Het geven van invulling aan de saneringsdoelstelling

De Wbb voorziet in meerdere mogelijkheden om tot een flexibele uitvoering van de sanering te komen. Met name voor de aanpak van mobiele verontreinigingen is dit van belang. Daarmee kan niet alleen op doelmatige wijze worden ingespeeld op geplande of voorziene ruimtelijke ontwikkelingen, maar kan ook worden gestuurd op een efficiënte en (kosten)effectieve uitvoering van de sanering. Onderstaand worden de verschillende sturingsmogelijkheden toegelicht.

4.2.1 Type aanpak

In de Wbb worden drie typen van aanpak onderscheiden: de gevals aanpak, de cluster aanpak en de gebieds aanpak.

De *gevals aanpak* is gericht op gevallen van verontreiniging, waarbij het voor het grondwater gaat om één of meerdere in elkaars nabijheid gelegen grootschalige verontreinigingen. Voor zover de verschillende verontreinigingen afzonderlijk zijn te benaderen (technisch, organisatorisch, juridisch en financieel) moet worden gekozen voor een gevalsgesichte aanpak op basis van de Wbb.

De *cluster aanpak* is gericht op situaties, waarbij meerdere gevallen van (grootschalige) grondwaterverontreiniging binnen één gebied aanwezig zijn en een of meerdere van deze gevallen liggen in elkaars verlengde, beïnvloeden elkaar of zijn vermengd geraakt. Een cluster aanpak, zoals genoemd in de Wbb, biedt dan de goede mogelijkheden om tot een efficiënte sanerings aanpak te komen. Mogelijkheden voor optimalisatie van de efficiency zijn in die situaties aanwezig indien de sanering kan wordt geïntegreerd in voorziene of te initiëren boven- en/of ondergrondse ruimtelijke ontwikkelingen.

Bij de *gebieds aanpak* gaat het om grote(re) gebieden met veel in elkaar overlopende of samenvallende (grootschalige) verontreinigingen in een complexe omgeving (bijvoorbeeld: intensieve bovengrondse activiteiten en bebouwing, een bijzondere bodemsamenstelling, een complexe hydrologische situatie, diverse typen aan verontreinigingen, etc.). Vaak is de verontreiniging binnen het gebied op gevalsniveau niet goed in kaart te brengen en is een aanpak van (delen van) de grondwaterverontreiniging technisch niet haalbaar, niet doelmatig en/of gebonden aan zeer hoge kosten. Tot een gebieds aanpak kan worden besloten, indien gebiedsgericht grondwaterbeheer al is ingesteld vanuit aanwezige grondwaterbelangen in het gebied en/of indien dit wordt ingesteld als gevolg van de aanwezige verontreinigingen die niet via de geval- en de cluster aanpak kunnen worden gesaneerd of zeer problematisch zal zijn. In de Wbb staan de criteria geformuleerd waaraan wordt getoetst of kan worden overgegaan tot het instellen van gebiedsgericht beheer van verontreinigd grondwater met een nadere uitwerking daarvan in de Memorie van Toelichting.

4.2.2 Saneringsstrategie

Het saneringscriterium van de Wbb verplicht de saneringsplichtige om tenminste dat deel van het geval van ernstige verontreiniging, dat leidt tot onaanvaardbare risico's met spoed te saneren. Als de situatie naar het oordeel van het bevoegde gezag daartoe aanleiding geeft, kunnen tevens beheermaatregelen worden opgelegd voor het overige deel van het geval van ernstige verontreiniging in afwachting van een eventuele sanering op een later moment.

In de Wbb worden meerdere strategieën onderscheiden ter ondersteuning van een flexibele saneringsuitvoering. Naast het saneren in één keer van de hele verontreiniging bestaat de mogelijkheid voor een gefaseerde sanering, een deelsanering en de tijdelijke beveiliging voor situaties die met spoed moeten worden gesaneerd, maar waarbij dit nog niet mogelijk, of om bepaalde redenen niet gewenst is.

Sanering in één keer

Bij relatief kleine gevallen die met spoed moeten worden gesaneerd, zal de sanering van het hele geval in één keer om uitvoeringstechnische, organisatorische en/of financiële redenen vaak de voorkeur hebben van zowel de saneringsplichtige als het bevoegde gezag Wbb. Bij relatief omvangrijke gevallen en/of bij voorziene ruimtelijke ontwikkelingen, waarmee tot integratie kan worden gekomen, kan dit duidelijk anders liggen. Tot het moment dat onaanvaardbare risico's definitief worden weggenomen, kunnen de risico's indien naar het oordeel van het bevoegde gezag noodzakelijk, worden beperkt door het nemen van tijdelijke beveiligingsmaatregelen.

Gefaseerde sanering

Op grond van artikel 38 lid 3 van de Wbb is het mogelijk om een sanering gefaseerd uit te voeren. Bij relatief grote en/of complexe gevallen sluit een gefaseerde uitvoering van de sanering vaak beter aan op de dynamiek van de locatie. Hierbij wordt in het saneringsplan aangegeven hoe het gehele geval in fasen zal worden gesaneerd. De verschillende saneringsfasen zijn daarbij op hoofdlijnen uitgewerkt en gepland, de totale sanering is begroot en eventuele nazorg is beschreven. Het saneringsplan wordt beschikt, waarna per fase een meer gedetailleerde uitwerking van de maatregelen aan het bevoegde gezag wordt voorgelegd voor een inhoudelijke beoordeling en toetsing aan de beschikking. Een gefaseerde sanering is toepasbaar in situaties waarbij:

1. in grote lijnen bekend is welke ruimtelijke ontwikkelingen op een locatie zullen gaan plaatsvinden, maar waarbij de realisatie ervan gespreid in de tijd over een langere periode zal plaatsvinden.
2. de vervolgfase(n) van de sanering in belangrijke mate worden bepaald door de resultaten van de voorgaande fase. Dit kan het geval zijn bij verontreinigingen, waarbij meerdere saneringsmethoden opeenvolgend aan elkaar (moeten) worden toegepast om de saneringsdoelstelling te kunnen realiseren. Voorbeelden zijn: ontgraving van de bronzone en/of onttrekking van verontreinigd grondwater in de bronzone als eerste fase gevolgd door in situ technieken in de bronzone en eventueel de pluim in een tweede fase, of inzet van intensieve in situ technieken als eerste fase gevolgd door extensieve in situ technieken in de periode daarna. Andere voorbeelden zijn die, waarbij de noodzaak van een eventuele tweede fase (de pluimaanpak) wordt bepaald door de effectiviteit van de sanering van de eerste fase (de sanering van de bronzone). In dit laatste voorbeeld kan/zal de sanering van de eerste fase dan kunnen leiden tot het geschikt maken van de locatie voor de functie en zou de tweede fase zich dan kunnen beperken tot het vaststellen of een milieuhygiënisch acceptabele eindsituatie is/wordt bereikt. Het betreft dan met name het monitoren van de eindsituatie.

In beide situaties wordt de doelstelling van de totale sanering zo concreet mogelijk ingevuld, maar (nog) niet de wijze waarop deze zal worden gerealiseerd. Dat laatste gebeurt in de op een later moment uit te werken deelplannen. Het bevoegd gezag Wbb maakt zichtbaar in de motivering van de beschikking op welke manier rekening wordt gehouden met de omstandigheden van het geval en de (ruimtelijke) plannen die een initiatiefnemer voor een locatie of een gebied heeft.

Deelsanering

Artikel 40 van de Wbb maakt het uitvoeren van deelsaneringen mogelijk. Het verschil met een gefaseerde sanering is, dat niet voor het gehele geval van ernstige verontreiniging een saneringsplan wordt opgesteld, maar slechts voor een deel ervan. Ook het nader onderzoek hoeft niet per se het gehele geval in kaart te brengen. De beschikking 'ernst en spoed' is dan gebaseerd op het onderzochte deel van het geval van ernstige verontreiniging.

Het begrip deelsanering is in de Wbb ruim gedefinieerd. Dit om de flexibiliteit in de uitvoering van de sanering zodanig te laten zijn, dat optimaal kan worden aangesloten bij de bij gewenste activiteiten en ontwikkelingen. Het bevoegde gezag Wbb moet bij het verlenen van instemming met de door de saneerder voorgestelde aanpak wel het belang van de bescherming van de bodem in acht nemen. Een

voorwaarde in de Wbb, voor een deelsanering is, dat het belang van bescherming van de bodem zich hiertegen niet mag verzetten.

Belangrijk is dus dat enerzijds ruimte wordt geboden voor uitvoering van onderzoek en sanering op maat, maar dat anderzijds het bieden van die ruimte er niet toe mag leiden dat risico's niet worden onderkend. Als de daarvoor benodigde informatie nog tekort schiet, bijvoorbeeld omdat er nog onvoldoende zicht is op de omvang van het geval, kan de afweging worden gemaakt wel op korte termijn een deelsanering te laten uitvoeren op grond van beperkt onderzoek, onder de voorwaarde dat verder onderzoek moet plaatsvinden om meer inzicht te krijgen in het hele geval. Een deelsanering is toepasbaar in situaties waarbij:

1. ruimtelijke ontwikkelingen of activiteiten gaan plaatsvinden op slechts een deel van het geval van ernstige verontreiniging, met bijvoorbeeld immobiele verontreinigingen in de bovengrond en eventueel lokale mobiele verontreinigingen daarbinnen, waarbij al dan niet met spoed moet worden gesaneerd. Het belang van bescherming van de bodem zich hiertegen dan niet of slechts onder bijzondere omstandigheden verzetten;
2. het voor de sanering gewenst of noodzakelijk is de bronzone van een verontreiniging te scheiden van de verontreinigingspluim. Dit is in beginsel alleen het geval, indien sprake is van een gebiedsaanpak van de verontreiniging en waarbij de pluim of het pluimgebied onderdeel vormt van het gebiedsgericht grondwaterbeheer. Het belang van de bescherming van de bodem is hierbij niet aan de orde, omdat de aanpak van het verontreinigd grondwater op een andere wijze is/wordt geregeld. Aangezien dit niet het geval is bij een gevals- en clusteraanpak kan het belang van bescherming van de bodem als gevolg van de aanwezige verspreidingsrisico's hier wel in het geding zijn. Voor die situaties is een gefaseerde sanering dan ook geschikter.

De deelsanering moet worden gezien als een volwaardige vorm van sanering voor dat deel van de verontreiniging waarop de sanering betrekking heeft. Verplicht met spoed saneren is gekoppeld aan onaanvaardbare risico's, en daar waar geen sprake is van onaanvaardbare risico's kan gebruik worden gemaakt van de mogelijkheid tot het voorschrijven van beheermaatregelen.

Voor de eerst genoemde situatie kan de deelsanering worden uitgevoerd voor het onderzochte deel van het geval van ernstige verontreiniging waar sprake is van onaanvaardbare risico's en waarop de beschikking 'ernst en spoed' betrekking heeft. Natuurlijk kan een deelsanering hier ook plaatsvinden als er geen sprake is van onaanvaardbare risico's, maar de sanering wordt uitgevoerd ten behoeve van een gewenste ontwikkeling op de locatie. Vaak zal het nader onderzoek bij een deelsanering in verband met een bouwplan zich beperken tot het gedeelte waar gebouwd gaat worden.

Voor de tweede situatie zal over het hele geval voldoende informatie moeten worden verzameld om een beschikking 'ernst en spoed' te kunnen verlenen. De beschikking betreft dan de hele verontreiniging. De in dat kader te verzamelen informatie kan dan ook worden gebruikt voor bijvoorbeeld de definiëring van de begrenzing van de bronzone en de afkoop van het overige deel van de grondwaterverontreiniging in het kader van het gebiedsgericht grondwaterbeheer.

4.2.3 Het saneringsresultaat voor mobiele verontreinigingen

Het beoordelen van een sanering met mobiele verontreinigingen op kosteneffectiviteit zal in de praktijk per situatie kunnen leiden tot een ander saneringsresultaat. Door de grote verscheidenheid aan aard, omvang en gehalten aan verontreinigingen, bodemgesteldheid, omgevingskenmerken en ruimtelijke dynamiek bestaat er een ruime bandbreedte waarbinnen het saneringsresultaat kan liggen. Voor situaties waar mobiele verontreinigingen risico's vormen (of op termijn kunnen vormen) voor drinkwaterwinningen, overlegt het bevoegd gezag, net als met andere belanghebbenden, met de betrokken drinkwatermaatschappij over het gewenste saneringsresultaat. Aan het saneringsresultaat kunnen door het bevoegde gezag Wbb bepaalde verplichtingen worden verbonden in de vorm van monitoring en/of nazorg, indien dit vanuit het belang van de bescherming van de bodem als noodzakelijk wordt beoordeeld. In bijlage 5 wordt uitgaande van een vierdeling in de bandbreedte van het resultaatgebied een richtinggevend kader gegeven voor de eventuele verplichtingen.

Het is de verantwoordelijkheid van het bevoegde gezag Wbb om te beoordelen of naar redelijkheid aan de gestelde eisen van het zo veel mogelijk beperken van het risico van de verspreiding wordt voldaan. Ook wordt daarbij in acht genomen het zo veel mogelijk beperken van de noodzaak van nazorg.

In het door de saneerder in te dienen saneringsplan moet de keuze voor de voorgestelde saneringsoplossing worden gemotiveerd en onderbouwd en vervolgens worden voorzien van een inhoudelijke uitwerking van de oplossing. Motivatie, gegeven onderbouwing en uitwerking moeten zodanig zijn, dat het bevoegde gezag een verantwoord besluit tot instemming op de voorkeursoplossing kan nemen. Indien hierom niet wordt verzocht, hoeft het bevoegd gezag geen oordeel te geven over eventuele varianten die al dan niet aan het keuzeproces ten grondslag hebben gelegen.



Om in het afwegingsproces tot de meest gewenste saneringsoplossing te komen, kan gebruik worden gemaakt van het in bijlage 5 gegeven stappenplan.

*De Staatssecretaris van Infrastructuur en Milieu,
W.J. Mansveld.*

BIJLAGE 1: STREEFWAARDEN GRONDWATER, INTERVENTIEWAARDEN BODEMSANERING, INDICATIEVE NIVEAUS VOOR ERNSTIGE VERONTREINIGING, BODEMTYPECORRECTIE EN MEETVOORSCHRIFTEN

In deze bijlage zijn in tabel 1 de streefwaarden grondwater en interventiewaarden voor zowel grond als grondwater opgenomen. In tabel 2 zijn indicatieve niveaus voor ernstige verontreiniging (INEV's) en indien beschikbaar streefwaarden voor grondwater opgenomen. Voorafgaande aan deze tabel is een toelichting op de INEV's opgenomen. Deze bijlage eindigt met de verwijzing naar de formules voor bodemtypecorrectie en instructies voor de toepassing hiervan en een verwijzing naar meetvoorschriften.

1. Streefwaarden grondwater en interventiewaarden bodemsanering

Streefwaarden grondwater geven aan wat het ijkpunt is voor de milieukwaliteit op de lange termijn, uitgaande van Verwaarloosbare Risico's voor het ecosysteem. De getallen voor de streefwaarde grondwater zijn één op één overgenomen uit de Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering (2000). De streefwaarden zijn afgeleid binnen het project Integrale Normstelling Stoffen (INS) en zijn in december 1997 gepubliceerd (Ministerie van VROM, Integrale Normstelling Stoffen, Milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht, 1997). Met enkele uitzonderingen zijn de INS-streefwaarden overgenomen. De INS-streefwaarden zijn zoveel mogelijk risico-onderbouwd en gelden voor individuele stoffen. Voor metalen wordt er onderscheid gemaakt tussen diep en ondiep grondwater. Reden hiervoor is het verschil in achtergrondconcentraties tussen diep en ondiep grondwater. Als grens tussen diep en ondiep grondwater wordt een arbitraire grens van 10 m gebruikt. Hierbij dient te worden opgemerkt dat deze grens indicatief is. Indien informatie voorhanden is dat een andere grens aannemelijk is voor de te beoordelen locatie, dan kan een andere grens genomen worden. Hierbij valt te denken aan informatie over de grens tussen het freatische grondwater en het eerste watervoerend pakket.

- Voor ondiep grondwater (< 10 m) zijn de MILBOWA-waarden als streefwaarden overgenomen. Deze zijn gebaseerd op achtergrondconcentraties en gelden hierbij als handreiking.
- Voor diep grondwater (> 10 m) worden de in INS voorgestelde streefwaarden overgenomen. Dit betekent dat de streefwaarde bestaat uit de van nature aanwezige achtergrond-concentratie (AC) plus de Verwaarloosbare Toevoeging. Hierbij worden de in INS opgenomen achtergrondconcentraties als handreiking gegeven (zie RIVM-rapport 711701017).

In beide gevallen geldt dat de gegeven achtergrondconcentratie als handreiking moet worden gezien. Indien informatie voorhanden is over de lokale achtergrondconcentratie dan kan deze in combinatie met de Verwaarloosbare Toevoeging als streefwaarde worden gebruikt. Meer informatie over achtergrondconcentraties van metalen in grondwater in verschillende gebieden in Nederland is te vinden in RIVM-rapport nummer 711701017. Meer informatie over achtergrondconcentraties in grond en grondwater is te vinden in het dossier 'meetnetten' op www.rivm.nl, via www.dinoloket.nl en in de Geochemische atlas van Nederland (Alterra-rapport 2069, 2010).

De interventiewaarden bodemsanering geven aan wanneer de functionele eigenschappen die de bodem heeft voor de mens, dier en plant ernstig zijn verminderd of dreigen te worden verminderd. Ze zijn representatief voor het verontreinigingsniveau waarboven sprake is van een geval van ernstige (bodem)verontreiniging. De interventiewaarden grond voor de eerste tranche stoffen zijn geëvalueerd. Er zijn nieuwe voorstellen voor interventiewaarden gedaan die zijn opgenomen in tabel 7.1 van het RIVM-rapport 711701023 (febr 2001). Voor een aantal stoffen van de eerste tranche zijn de nieuw voorgestelde interventiewaarden op basis van beleidsmatige overwegingen aangepast. De normaanpassingen zijn beschreven in het NOBO-rapport: VROM, 2008: NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007. De interventiewaarden grond voor de andere tranches zijn niet geëvalueerd en blijven gelijk aan de interventiewaarden grond zoals opgenomen in de Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering (2000). De interventiewaarden grond gelden voor droge bodem. Voor bodems of oevers van een oppervlaktewaterlichaam zijn aparte interventiewaarden opgesteld die zijn opgenomen in de Regeling bodemkwaliteit. De interventiewaarden grondwater zijn niet herzien en overgenomen uit de Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering (2000).

Tabel 1 Streefwaarden grondwater en interventiewaarden grond en grondwater⁹
Gehalten in grond zijn weergegeven voor standaardbodem (10% organische stof en 25% lutum)

Stofnaam	Streefwaarde	Landelijke achtergrond concentratie	Streefwaarde	Interventiewaarden	
	grondwater ⁷	grondwater	grondwater ⁷	grond	grondwater
		(AC)	(incl. AC)		
	ondiep	diep	diep		
	(< 10 m-mv)	(> 10 m-mv)	(> 10 m -mv)		
	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(mg/kg d.s.)	(µg/l)
1. Metalen					
Antimoon	–	0,09	0,15	22	20
Arseen	10	7	7,2	76	60
Barium	50	200	200	– ⁸	625
Cadmium	0,4	0,06	0,06	13	6
Chroom	1	2,4	2,5	–	30
Chroom III	–	–	–	180	–
Chroom VI	–	–	–	78	–
Kobalt	20	0,6	0,7	190	100
Koper	15	1,3	1,3	190	75
Kwik	0,05	–	0,01	–	0,3
Kwik (anorganisch)	–	–	–	36	–
Kwik (organisch)	–	–	–	4	–
Lood	15	1,6	1,7	530	75
Molybdeen	5	0,7	3,6	190	300
Nikkel	15	2,1	2,1	100	75
Zink	65	24	24	720	800

Tabel 1 Streefwaarden grondwater en interventiewaarden grond en grondwater⁹
Gehalten in grond zijn weergegeven voor standaardbodem (10% organische stof en 25% lutum)

Stofnaam	Streefwaarde	Interventiewaarden	
	grondwater ⁷	grond	grondwater
	(µg/l)	(mg/kg d.s.)	(µg/l)
2. Overige anorganische stoffen			
Chloride (mg Cl/l)	100 mg/l	–	–
Cyanide (vrij)	5	20	1.500
Cyanide (complex)	10	50	1.500
Thiocyanaat	–	20	1.500
3. Aromatische verbindingen			
Benzeen	0,2	1,1	30
Ethylbenzeen	4	110	150
Tolueen	7	32	1.000
Xylenen (som) ¹	0,2	17	70
Styreen (vinylbenzeen)	6	86	300
Fenol	0,2	14	2.000
Cresolen (som) ¹	0,2	13	200
4. Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's)⁵			
Naftaleen	0,01	–	70
Fenantreen	0,003*	–	5
Antraceen	0,0007*	–	5
Fluorantheen	0,003	–	1
Chryseen	0,003*	–	0,2
Benzo(a)antraceen	0,0001*	–	0,5
Benzo(a)pyreen	0,0005*	–	0,05
Benzo(k)fluorantheen	0,0004*	–	0,05
Indeno(1,2,3cd)pyreen	0,0004*	–	0,05
Benzo(ghi)peryleen	0,0003	–	0,05
PAK's (totaal) (som 10) ¹	–	40	–

Stofnaam	Streefwaarde		
	grondwater ⁷	grond	grondwater
	(µg/l)	(mg/kg d.s.)	(µg/l)
5. Gechloreerde koolwaterstoffen			
a. (vluchtige) koolwaterstoffen			
Monochlooretheen (Vinylchloride) ²	0,01	0,1	5
Dichloormethaan	0,01	3,9	1.000
1,1-dichloorethaan	7	15	900
1,2-dichloorethaan	7	6,4	400
1,1-dichlooretheen ²	0,01	0,3	10
1,2-dichlooretheen (som) ¹	0,01	1	20
Dichloorpropanen (som) ¹	0,8	2	80
Trichloormethaan (chloroform)	6	5,6	400
1,1,1-trichloorethaan	0,01	15	300
1,1,2-trichloorethaan	0,01	10	130
Trichlooretheen (Tri)	24	2,5	500
Tetrachloormethaan (Tetra)	0,01	0,7	10
Tetrachlooretheen (Per)	0,01	8,8	40
b. chloorbenzenen⁵			
Monochloorbenzeen	7	15	180
Dichloorbenzenen (som) ¹	3	19	50
Trichloorbenzenen (som) ¹	0,01	11	10
Tetrachloorbenzenen (som) ¹	0,01	2,2	2,5
Pentachloorbenzenen	0,003	6,7	1
Hexachloorbenzeen	0,00009*	2,0	0,5
c. chloorfenolen⁵			
Monochloorfenolen(som) ¹	0,3	5,4	100
Dichloorfenolen(som) ¹	0,2	22	30
Trichloorfenolen(som) ¹	0,03*	22	10
Tetrachloorfenolen(som) ¹	0,01*	21	10
Pentachloorfenol	0,04*	12	3
d. polychloorbifenylen (PCB's)			
PCB's (som 7) ¹	0,01*	1	0,01
e. Overige gechloreerde koolwaterstoffen			
Monochlooranilinen (som) ¹	–	50	30
Dioxine (som TEQ) ¹	–	0,00018	nvt ⁶
Chlooraфтаleen (som) ¹	–	23	6
6. Bestrijdingsmiddelen			
a. organochloor-bestrijdingsmiddelen			
Chloordaan (som) ¹	0,02 ng/l*	4	0,2
DDT (som) ¹	–	1,7	–
DDE (som) ¹	–	2,3	–
DDD (som) ¹	–	34	–
DDT/DDE/DDD (som) ¹	0,004 ng/l*	–	0,01
Aldrin	0,009 ng/l*	0,32	–
Dieldrin	0,1 ng/l*	–	–
Endrin	0,04 ng/l*	–	–
Drins (som) ¹	–	4	0,1
α-endosulfan	0,2 ng/l*	4	5
α-HCH	33 ng/l	17	–
β-HCH	8 ng/l	1,6	–
γ-HCH (lindaan)	9 ng/l	1,2	–
HCH-verbindingen (som) ¹	0,05	–	1
Heptachloor	0,005 ng/l*	4	0,3
Heptachloorepoxide (som) ¹	0,005 ng/l*	4	3
b. organofosforpesticiden			
–	–	–	–
c. organotinbestrijdingsmiddelen			
Organotinverbindingen (som) ¹	0,05* – 16 ng/l	2,5	0,7
d. chloorfenoxy-azijnzuur herbiciden			

Stofnaam	Streefwaarde		
	grondwater ⁷		Interventiewaarden
	(µg/l)	grond (mg/kg d.s.)	grondwater (µg/l)
MCPA	0,02	4	50
e. overige bestrijdingsmiddelen			
Atrazine	29 ng/l	0,71	150
Carbaryl	2 ng/l*	0,45	60
Carbofuran ²	9 ng/l	0,017	100
7. Overige stoffen			
Asbest ³	–	100	–
Cyclohexanon	0,5	150	15.000
Dimethyl ftalaat	–	82	–
Diethyl ftalaat	–	53	–
Di-isobutyl ftalaat	–	17	–
Dibutyl ftalaat	–	36	–
Butyl benzylftalaat	–	48	–
Dihexyl ftalaat	–	220	–
Di(2-ethylhexyl)ftalaat	–	60	–
Ftalaten (som) ¹	05	–	5
Minerale olie ⁴	50	5.000	600
Pyridine	0,5	11	30
Tetrahydrofuran	0,5	7	300
Tetrahydrothiofeen	0,5	8,8	5.000
Tribroommethaan (bromofom)	–	75	630

¹ Voor de samenstelling van de somparameters wordt verwezen naar bijlage N van de Regeling bodemkwaliteit. Voor de berekening van de som TEQ voor dioxine wordt verwezen naar bijlage B van de Regeling Bodemkwaliteit. Voor het optellen van meetwaarden beneden de bepalingsgrens wordt verwezen naar bijlage G onderdeel IV van de Regeling bodemkwaliteit.

² De Interventiewaarde voor grond voor deze stoffen is gelijk of kleiner dan de bepalingsgrens (intralaboratorium reproduceerbaarheid). Indien de stof wordt aangetoond moeten de risico's nader worden onderzocht. Bij het aantreffen van vinylchloride of 1,1-dichlooretheen in grond moet tevens het grondwater worden onderzocht.

³ Gewogen norm (concentratie serpentijn asbest + 10 x concentratie amfibool asbest)

⁴ De definitie van minerale olie wordt beschreven bij de analysenorm. Indien er sprake is van verontreiniging met mengsels (bijvoorbeeld benzine of huisbrandolie) dan dient naast het alkaangehalte ook het gehalte aan aromatische en/of polycyclische aromatische koolwaterstoffen te worden bepaald. Met deze somparameter is om praktische redenen volstaan. Nadere toxicologische en chemische differentiatie wordt bestudeerd.

⁵ Voor grondwater zijn effecten van PAK's, chloorbenzenen en chloorfenolen indirect, als fractie van de individuele interventiewaarde, opstelbaar (dat wil zeggen 0,5 x interventiewaarde stof A heeft evenveel effect als 0,5 x interventiewaarde stof B). Dit betekent dat een somformule gebruikt moet worden om te beoordelen of van overschrijding van de interventiewaarde sprake is. Er is sprake van overschrijding van de interventiewaarde voor de som van een groep stoffen indien $\sum(C_i/L_i) > 1$, waarbij C_i = gemeten concentratie van een stof uit een betreffende groep en L_i = interventiewaarde voor de betreffende stof uit de betreffende groep.

⁶ Voor grondwater is er een indicatief niveau voor ernstige verontreiniging

⁷ De Streefwaarden grondwater voor een aantal stoffen zijn lager dan de vereiste rapportagegrens in AS3000. Voor het beoordelen van meetwaarden beneden de bepalingsgrens, wordt verwezen naar bijlage G onderdeel IV van de Regeling bodemkwaliteit.

⁸ De norm voor barium is tijdelijk ingetrokken. Gebleken is dat de interventiewaarde voor barium lager was dan het gehalte dat van nature in de bodem voorkomt. Indien er sprake is van verhoogde bariumgehalten ten opzichte van de natuurlijke achtergrond als gevolg van een antropogene bron, kan dit gehalte worden beoordeeld op basis van de voormalige interventiewaarde voor barium van 920 mg/kg d.s. Deze voormalige interventiewaarde is op dezelfde manier onderbouwd als de interventiewaarden voor de meeste andere metalen en is voor barium inclusief een natuurlijk achtergrondgehalte van 190 mg/kg d.s.

⁹ Voor het omgaan met meetwaarden met meetwaarden beneden de bepalingsgrens van het laboratorium wordt verwezen naar bijlage G onderdeel IV van de Regeling bodemkwaliteit.

2. Indicatieve niveaus voor ernstige verontreiniging (INEV'S)

Voor de stoffen in tabel 2 zijn indicatieve niveaus voor ernstige verontreiniging opgenomen. Het betreffen stoffen van de tweede, derde en vierde tranche afleiding interventiewaarden. Op basis van twee redenen is een indicatief niveau voor ernstige verontreiniging aangegeven en geen interventiewaarde:

- er zijn geen gestandaardiseerde meet- en analysevoorschriften beschikbaar of binnenkort te verwachten;
- de ecotoxicologische onderbouwing van de interventiewaarde is niet aanwezig of minimaal en in het laatste geval lijkt het erop dat de ecotoxicologische effecten kritischer zijn dan de humaan toxicologische effecten. De ecotoxicologische onderbouwing dient te voldoen aan de volgende criteria:
 - er dienen minimaal 4 toxiciteitsgegevens beschikbaar te zijn voor minimaal twee taxonomische groepen;
 - voor metalen dienen alle gegevens betrekking te hebben op het compartiment bodem;
 - voor organische stoffen mogen maximaal twee gegevens via evenwichtspartitie uit gegevens voor het compartiment water zijn afgeleid;

d. er dienen minimaal twee gegevens voor individuele soorten beschikbaar te zijn. Indien aan een of meerdere van deze criteria niet is voldaan en indien ecotoxicologische effecten kritischer zijn dan humaan toxicologische effecten, wordt volstaan met het vaststellen van een indicatief niveau voor ernstige verontreiniging.

De indicatieve niveaus hebben een grotere mate van onzekerheid dan de interventiewaarden. De status van de indicatieve niveaus is daarom niet gelijk aan de status van de interventiewaarde. Over- of onderschrijding van de indicatieve niveaus heeft derhalve niet direct consequenties voor wat betreft het nemen van een beslissing over de ernst van de verontreiniging door het bevoegd gezag. Het bevoegd gezag dient daarom naast de indicatieve niveaus ook andere overwegingen te betrekken bij de beslissing of er sprake is van ernstige verontreiniging. Hierbij kan gedacht worden aan:

- nagaan of er op basis van andere stoffen sprake is van ernstige verontreiniging en spoed tot saneren. Op verontreinigde locaties komen vaak meerdere stoffen tegelijk voor. Indien voor andere stoffen wel interventiewaarden zijn vastgesteld kan op basis van deze stoffen nagegaan worden of er sprake is van ernstige verontreiniging en spoed tot saneren. In zo'n geval is een risicoschatting voor de stoffen waarvoor slechts een indicatief niveau is aangegeven minder relevant. Indien op basis van andere stoffen geen sprake blijkt te zijn van ernstige verontreiniging en spoed tot saneren, is een risicoschatting voor de stoffen waarvoor slechts een indicatief niveau is aangegeven wel belangrijk;
- een ad hoc bepaling van de actuele risico's. Bij de bepaling van actuele risico's ten behoeve van het vaststellen van de spoed tot saneren spelen naast toxicologische criteria ook andere locatiegebonden factoren een rol. Het gaat hierbij bijvoorbeeld om de blootstellingsmogelijkheden, het gebruik van de locatie of de oppervlaktes van de verontreiniging. Dergelijke factoren kunnen vaak goed bepaald worden waardoor het ondanks de onzekerheid met betrekking tot de indicatieve niveaus toch mogelijk is een redelijke schatting van de actuele risico's uit te voeren. Het verdient aanbeveling hierbij gebruik te maken van bio-assays, omdat hiermee niet alleen de onzekerheden in de ecotoxicologische onderbouwing maar ook de onzekerheden ten gevolge van het gestandaardiseerde meet- en analysevoorschriften ontweken worden.
- aanvullend onderzoek naar de risico's van de stof. Er kunnen aanvullende toxiciteitsexperimenten uitgevoerd worden om een betere schatting van de risico's van de stof te kunnen maken.

De INEV's zijn niet geëvalueerd en blijven gelijk aan de INEV's zoals opgenomen in de Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering (2000). Enkele voormalige interventiewaarden zijn omgezet in INEV's. Dit wordt toegelicht in het NOBO-rapport: VROM, 2008: NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007. Alleen voor MTBE is het INEV voor grondwater aangepast naar de waarde die is genoemd in de Circulaire zorgplicht Wbb bij MTBE- en ETBE-verontreinigingen (Staatscourant 18 december 2008, nr. 2139).

Tabel 2 Streefwaarden grondwater en indicatieve niveaus voor ernstige verontreiniging⁵
Gehalten in grond zijn weergegeven voor standaardbodem (10% organische stof en 25% lutum)

Stofnaam	Streefwaarde		Indicatief niveau voor ernstige verontreiniging	
	grondwater		grond	grondwater
	Ondiep ³	Diep ³		
	(< 10m –mv)	(>10 m –mv)		
	(µg/l)	(µg/l)	(mg/kg d.s.)	(µg/l)
1 Metalen				
Beryllium	–	0,05*	30	15
Seleen	–	0,07	100	160
Tellurium	–	–	600	70
Thallium	–	2*	15	7
Tin	–	2,2*	900	50
Vanadium	–	1,2	250	70
Zilver	–	–	15	40

Tabel 2 Streefwaarden grondwater en indicatieve niveaus voor ernstige verontreiniging⁵
Gehalten in grond zijn weergegeven voor standaardbodem (10% organische stof en 25% lutum)

Stofnaam	Streefwaarde	Indicatief niveau voor ernstige verontreiniging	
	grondwater ³	grond	grondwater
	(µg/l)	(mg/kg d.s.)	(µg/l)
3. Aromatische-verbindingen			
Dodecylbenzeen	–	1.000	0,02
Aromatische oplosmiddelen ¹	–	200	150
Dihydroxybenzenen (som) ²	–	8	–
Catechol (o-dihydroxybenzeen)	0,2	–	1.250
Resorcinol (m-dihydroxybenzeen)	0,2	–	600
Hydrochinon (p-dihydroxybenzeen)	0,2	–	800
5. Gechloreerde koolwaterstoffen			
Dichlooranilinen	–	50	100
Trichlooranilinen	–	10	10
Tetrachlooranilinen	–	30	10
Pentachlooranilinen	–	10	1
4-chloormethylfenolen	–	15	350
Dioxine (som TEQ) ¹	–	nvt ⁴	0,001 ng/l
6. Bestrijdingsmiddelen			
Azinfosmethyl	0,1 ng/l *	2	2
Maneb	0,05 ng/l*	22	0,1
7. Overige verbindingen			
Acrylonitril	0,08	0,1	5
Butanol	–	30	5.600
1,2 butylacetaat	–	200	6.300
Ethylacetaat	–	75	15.000
Diethyleen glycol	–	270	13.000
Ethyleen glycol	–	100	5.500
Formaldehyde	–	0,1	50
Isopropanol	–	220	31.000
Methanol	–	30	24.000
Methylethylketon	–	35	6.000
Methyl-tert-buthyl ether (MTBE)	–	100	9.400

¹ Voor de samenstelling van de somparameters wordt verwezen naar bijlage N van de Regeling bodemkwaliteit Voor het omgaan met meetwaarden beneden de bepalingsgrens wordt verwezen naar bijlage G onderdeel IV van de Regeling bodemkwaliteit.

² Onder dihydroxybenzenen (som) wordt verstaan: de som van catechol, resorcinol en hydrochinon.

³ De Streefwaarden grondwater voor een aantal stoffen zijn lager dan de vereiste rapportagegrens in AS3000. Voor het beoordelen van meetwaarden beneden de bepalingsgrens, wordt verwezen naar bijlage G onderdeel IV van de Regeling bodemkwaliteit.

⁴ Voor grond is er een interventiewaarde.

⁵ Voor het beoordelen van meetwaarden beneden de bepalingsgrens, wordt verwezen naar bijlage G onderdeel IV van de Regeling bodemkwaliteit.

3. Bodemtypecorrectie en meetvoorschriften

De interventiewaarden voor grond in de tabellen 1 en 2 zijn bodemtype-afhankelijk en gebaseerd op een standaardbodem met een lutum percentage van 25% en een organische stof percentage van 10%. Bij de beoordeling van de kwaliteit van de bodem worden de gemeten gehalten middels een bodemtypecorrectie omgerekend naar standaardbodem. De wijze van omrekening is beschreven in bijlage G onderdeel III van de Regeling bodemkwaliteit.

Meetvoorschriften

De te hanteren analysemethoden zijn opgenomen in Bijlage L van de Regeling bodemkwaliteit..

BIJLAGE 2: SANERINGSCRITERIUM: VASTSTELLING VAN HET RISICO VOOR DE MENS, VOOR HET ECOSYSTEEM OF VAN VERSPREIDING

1. Algemeen

In deze bijlage is de werkwijze van het saneringscriterium beschreven, waarmee kan worden bepaald of sprake is van onaanvaardbare risico's van bodemverontreiniging voor de mens, voor het ecosysteem of van verspreiding van verontreiniging in het grondwater. Op basis van de bepaalde risico's kan worden vastgesteld of een sanering al dan niet met spoed dient te worden uitgevoerd. Als hulpmiddel bij het vaststellen van de risico's wordt gebruik gemaakt van een computermodel genaamd Sanscrit, dat beschikbaar is via www.sanscrit.nl. De wijzigingen in de onderhavige circulaire zijn ook in de in Sanscrit gehanteerde modelberekeningen doorgevoerd.

2. Uitgangspunten

De sanering dient met spoed te worden uitgevoerd tenzij op basis van de risicobeoordeling is aangetoond dat sanering niet met spoed hoeft te worden uitgevoerd.

De werkwijze van het saneringscriterium geldt voor:

- een geval van ernstige verontreiniging;
- een historische verontreiniging. Voor verontreinigingen die sinds 1987 zijn ontstaan is artikel 13 van de Wbb (zorgplicht) van toepassing;
- huidige en voorgenomen gebruik;
- grond en grondwater;
- alle stoffen waarvoor een interventiewaarde is afgeleid, met uitzondering van asbest.

Daar asbest heel specifieke chemische en fysische eigenschappen heeft, is voor asbest separaat het 'Milieuhygiënisch saneringscriterium, protocol asbest' ontwikkeld (zie bijlage 3 van deze circulaire). Het protocol asbest bestaat eveneens uit drie stappen, maar de systematiek voor het uitvoeren van de stappen 2 en 3 is anders dan bij de overige stoffen (zie paragraaf 3 hierna). In het geval van een bodemverontreiniging met asbest is het namelijk niet altijd mogelijk om op basis van de resultaten van stap 2 een uitspraak te doen over de risico's. In een dergelijk geval is het nodig om stap 3 uit te voeren, om op basis van de resultaten daarvan wel een uitspraak over de risico's te kunnen doen.

3. Stapsgewijze systematiek

De drie stappen waaruit het saneringscriterium bestaat worden hierna besproken. De procedure voor het doorlopen van de stappen is in de hoofdtekst van de circulaire weergegeven. Bij de bespreking van de stappen 2 en 3 wordt de beoordeling van de risico's voor de mens, voor het ecosysteem en van verspreiding afzonderlijk besproken.

Stap 1: Vaststellen geval van ernstige verontreiniging

In de eerste stap wordt op basis van het nader onderzoek vastgesteld of er sprake is van een geval van ernstige verontreiniging. Er is sprake van een geval van ernstige verontreiniging indien voor ten minste één stof de gemiddelde gemeten concentratie van minimaal 25 m³ bodemvolume in het geval van bodemverontreiniging, of 100 m³ poriënverzadigd bodemvolume in het geval van een grondwaterverontreiniging, hoger is dan de interventiewaarde.

In enkele specifieke situaties kan bij gehalten onder de interventiewaarden ook sprake zijn van een geval van ernstige verontreiniging. Dit geldt voor de zogenaamde gevoelige situaties. Gevoelige situaties zijn die situaties waarin bij gehalten onder de interventiewaarden toch het beoordelingscriterium voor onaanvaardbare humane risico's wordt overschreden bij een berekening met het blootstellingsmodel CSOIL in Sanscrit (zie paragraaf 4.2 voor meer toelichting). Bekende mogelijk gevoelige situaties zijn:

- moestuin/volkstuin;
- plaatsen waar vluchtige verbindingen in het freatische grondwater onder bebouwing aanwezig zijn in combinatie met hoge grondwaterstanden en/of in de onverzadigde bodem;
- plaatsen waar sprake is van gewasconsumptie en waar een verontreiniging met PCB's in de contactzone aanwezig is..

Voor asbest geldt dat zodra er grond aanwezig is met gehalten aan asbest boven de interventiewaarde (100 mg/kg d.s. (gewogen)), onafhankelijk van het volume, er sprake is van een geval van ernstige verontreiniging. Op basis van het protocol asbest dat is opgenomen als bijlage 3 dient dan te worden bepaald of er sprake is van onaanvaardbare risico's ten gevolge van de bodemverontreiniging met asbest.

Stap 2: Standaard risicobeoordeling

De tweede stap is een generieke modelberekening met Sanscrit. De modelberekening kan worden uitgevoerd op basis van de resultaten van het nader onderzoek. Er wordt onderscheid gemaakt in risico's voor de mens, voor het ecosysteem en van verspreiding van de verontreiniging. Daar de modelberekeningen generiek zijn, zijn de modelparameters aan de veilige kant gekozen.

Stap 3: Locatiespecifieke risicobeoordeling

De derde stap bestaat uit aanvullende metingen en/of aanvullende modelberekeningen. In de modelberekeningen kunnen modelmatig berekende gehalten worden vervangen door op de locatie gemeten gehalten. Daarnaast is het mogelijk om specifieke blootstellingsroutes aan of uit te schakelen. De derde stap wordt daarmee meer locatiespecifiek.

Het is niet noodzakelijk om metingen of aanvullende modelberekeningen voor elk onderdeel van de generieke modelberekening te verrichten. De aanvullende metingen en/of aanvullende modelberekeningen kunnen worden gericht op kritische blootstellingsroutes of onderdelen daarvan.

Hierna wordt ingegaan op de invulling van stap 2 en 3 voor het vaststellen van onaanvaardbare risico's voor de mens, voor het ecosysteem en van verspreiding van verontreiniging.

4. Risico's voor de mens

4.1 Algemeen

Er is sprake van onaanvaardbare risico's voor de mens indien bij het huidige of voorgenomen gebruik van de locatie een situatie bestaat waarbij:

- chronische negatieve gezondheidseffecten kunnen optreden;
- acute negatieve gezondheidseffecten kunnen optreden.

Chronische effecten treden op bij lagere gehalten dan acute effecten. Indien de risicobeoordeling is afgestemd op chronische effecten, wordt impliciet ook tegen acute effecten beschermd.

Daar in het geval van bijvoorbeeld blauwzuurgas acute blootstelling fataal kan zijn, is bij het afleiden van de Toxicologische Toelaatbare Concentratie in Lucht (TCL) rekening gehouden met een acuut dodelijke blootstelling.

Indien de aanwezigheid van bodemverontreiniging bij het huidige gebruik leidt tot aantoonbare hinder (o.a. huidirritatie en stank) wordt dat beoordeeld als een onaanvaardbare situatie die eveneens met spoed dient te worden gesaneerd.

4.2 Stap 2: Standaard risicobeoordeling

De risico's voor de mens worden bepaald met een blootstellingmodel CSOIL dat is opgenomen in Sanscrit. In het model is een zevental blootstellingsscenario's onderscheiden waarmee het gebruik van de locatie en de daarmee samenhangende risico's modelmatig worden beschreven. Als het een bodemverontreiniging betreft met niet-vluchtige stoffen richt de standaard risicobeoordeling zich bij bodemgebruik waarbij sprake is van veel contactmogelijkheden op de concentraties in de bovenste 1,0 m van de onbedekte bodem en anders op de bovenste 0,5 m van de onbedekte bodem. In specifieke gevallen kan gemotiveerd worden afgeweken van deze laagdikte.

Het instrument Sanscrit gaat voor de modelberekeningen van de risico's van uitdamping van vluchtige verbindingen standaard uit van een huis met een kruipruimte. Voor afwijkende situaties geeft dit naar verwachting een overschatting van de risico's. Begin 2012 zal Sanscrit daarom worden uitgebreid met de mogelijkheid uit te gaan van de bouwwijzen 'beton op zand' en 'huis met kelder'.

De modelmatig berekende blootstelling (levenslang gemiddeld in mg/kg lichaamsgewicht per dag) wordt getoetst aan het Maximaal Toelaatbaar Risico-niveau (MTR_{oraal}) als het gaat om orale en dermale blootstelling. Het quotiënt van de orale en dermale blootstelling en het MTR heet de Risico Index oraal (RI oraal). Bij inhalatoire blootstelling wordt de berekende inhalatoire blootstelling tevens getoetst aan het 'MTR-inhalatoir', dat wordt berekend op basis van de TCL (MTR inhalatoir = TCL * ademvolume/lichaamsgewicht). Het quotiënt van de inhalatoire blootstelling en het MTR inhalatoir heet de Risico Index inhalatoir (RI inhalatoir). De RI totaal = RI oraal + RI inhalatoir. Daarnaast worden de berekende gehalten in de lucht getoetst aan de Toxicologische Toelaatbare Concentratie in Lucht (TCL)

Hierbij zijn de volgende twee resultaten mogelijk:

- RI totaal < 1 en concentratie in lucht < TCL = geen onaanvaardbaar risico;
- RI totaal > 1 en/of concentratie in lucht > TCL = onaanvaardbaar risico.

De MTR- en TCL-waarden zijn opgenomen in tabel A aan het einde van deze bijlage 2.

Alleen voor lood wordt de modelmatig berekende blootstelling gedurende de kinderjaren getoetst aan het MTR, omdat voor deze stof is aangetoond dat deze periode kritischer is als het gaat om effecten dan de volwassen periode. In stap 2 wordt voor de humane relatieve biobeschikbaarheid van lood een factor van 0,74 gehanteerd. Meer informatie hierover is te vinden in het NOBO-rapport: VROM, 2008: NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007.

Er is sprake van hinder indien er huidirritatie optreedt ten gevolge van huidcontact met puur product en/of wanneer er sprake is van stank omdat de geurdrempel wordt overschreden. Een lijst met geurdrempels is opgenomen in tabel A aan het einde van deze bijlage 2.

4.3 Stap 3: Locatiespecifieke beoordeling

Stap 3 kan worden uitgevoerd als er op basis van de generieke modelberekening is geconcludeerd dat er sprake is van onaanvaardbare risico's terwijl men het idee heeft dat er in werkelijkheid geen sprake is van onaanvaardbare risico's. Een dergelijke situatie kan ontstaan doordat de modelparameters te conservatief zijn ingesteld ten opzichte van de werkelijke situatie.

Als stap 3 is uitgevoerd dient het bevoegd gezag de conclusie omtrent spoed te baseren op de resultaten uit stap 3.

In stap 3 kunnen locatiespecifieke berekeningen van de risico's van uitdamping worden uitgevoerd met behulp van een geactualiseerd model VOLASOIL (zie RIVM-rapport 711701049).

Als invulling van stap 3 kunnen aanvullende metingen worden gedaan in contactmedia. Het betreft het bepalen van gehalten aan verontreinigende stoffen in:

- bodemlucht, binnen- en buitenlucht;
- gewassen uit de moestuin;
- drinkwater (uit kunststof leidingen die door de verontreiniging lopen);
- water uit eigen bron dat voor consumptie wordt gebruikt;
- huisstof.

Tevens kan de biobeschikbaarheid van stoffen in de bodem voor de mens worden bepaald. Dit betekent dat wordt gemeten hoe groot de fractie van een stof in de bodem is die daadwerkelijk door het lichaam kan worden opgenomen. Dit is met name van belang bij verontreiniging met lood omdat humane risico's hierbij vaak doorslaggevend zijn. In stap 3 kan er voor worden gekozen de factor voor de humane relatieve biobeschikbaarheid te verlagen naar 0,4. Deze lagere factor geldt voor stedelijke ophooglagen met een historische loodverontreiniging, voor toemaakdekken (bodems met een organisch stofgehalte van minimaal 20% en een historische loodverontreiniging) en hiermee vergelijkbare bodems waarvan kan worden aangetoond dat de loodverontreiniging een lage humane biobeschikbaarheid heeft. De factor van 0,4 is een voorlopig advies. Er loopt nog een onderzoekstraject. Het bevoegd gezag heeft in stap 3 ook de mogelijkheid om rekening te houden met een beperkte gewasconsumptie uit de eigen tuin, een gebruiksbepijking aan te geven (afraden van consumptie van gewassen uit de eigen tuin) of uit te gaan van de daadwerkelijke opname van lood door moestuingewassen op basis van gewasmetingen.

Het bevoegd gezag heeft in stap 3 tevens de mogelijkheid om de hoeveelheid grondingestie locatie-specifiek aan te passen. Deze staat voor bodemfuncties met relatief veel bodemcontact, zoals wonen met tuin en plaatsen waar kinderen spelen, standaard op 100 mg/dag voor kinderen en 50 mg/dag voor volwassenen. Voor plaatsen met relatief weinig bodemcontact, zoals natuur en ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie is de hoeveelheid grondingestie in Sanscrit een factor 5 lager ingesteld (20 mg/dag voor kinderen en 10 mg/dag voor volwassenen). Als er sprake is van kleine tuinen, die grotendeels verhard zijn en die extensief worden gebruikt, is het redelijk te veronderstellen dat de hoeveelheid grondingestie lager is dan de standaardinstelling voor wonen met tuin. In welke mate dit het geval is laat zich moeilijk voorspellen. Er is geen wetenschappelijke onderbouwing beschikbaar om aan te geven onder welke voorwaarden, welke hoeveelheid grondingestie zou moeten worden gehanteerd. Bovendien moet er een samenhang zijn met communicatie over 'gebruiksaanwijzingen': de bewoners moeten weten dat ze hun tuin niet zo moeten inrichten dat er veel contact zal zijn met de bodem. Om de genoemde redenen geeft deze Circulaire geen generieke richtlijn voor een lagere hoeveelheid grondingestie in extensief gebruikte tuinen. Het bevoegd gezag kan, in overleg met de GGD, haar eigen locatiespecifieke keuze onderbouwen.

Er zijn nog geen gevalideerde meetmethoden of richtlijnen vastgesteld die dienen te worden gebruikt

voor het uitvoeren van deze metingen in stap 3. Het RIVM heeft een tweetal meetmethoden¹⁰ ontwikkeld die kunnen worden gebruikt ter ondersteuning van de locatiespecifieke risicobeoordeling van stap 3. Hiernaast heeft de GGD een richtlijn¹⁰ ontwikkeld voor een bredere beoordeling van gezondheidsrisico's. Ook deze kan worden toegepast.

Er kan thans geen advies worden gegeven over een methode die geschikt is om de humane relatieve biobeschikbaarheidsfactor voor lood te meten. Het is overigens aan de initiatiefnemer en het bevoegd gezag om tot overeenstemming te komen over de geschiktheid van de te gebruiken methode. Eventueel kan het bevoegd gezag de door de initiatiefnemer aangedragen methode gemotiveerd afwijzen. Het bevoegd gezag kan bij de beoordeling van dergelijke methoden zo mogelijk ondersteund worden door Bodem+. Afhankelijk van de gehanteerde methode kan Bodem+ het bevoegd gezag adviseren of doorverwijzen naar andere (kennis)organisaties.

In stap 3 kunnen processen modelmatig anders worden beschreven (state of the art), kan daadwerkelijke biobeschikbaarheid in de beschouwing worden betrokken of kunnen (deel)modeluitkomsten worden vervangen door meetresultaten. In de derde stap kunnen echter nooit kritische blootstellingniveaus (MTR of TCL) worden aangepast of parameters die de 'normale' populatie beschrijven. Deze laatste zijn immers zodanig gesteld dat zij bescherming bieden aan de individuele mens met inbegrip van gevoelige personen onder gevoelige omstandigheden.

De berekende orale en dermale blootstelling wordt getoetst aan het vigerende MTR. De gemeten binnen- en buitenluchtgehalten worden getoetst aan de vigerende TCL en de inhalatoire blootstelling wordt getoetst aan de op basis van de TCL berekende MTR inhalatoir.

Net als bij stap 2 zijn de volgende twee resultaten mogelijk:

- RI totaal < 1 en concentratie in lucht < TCL = geen onaanvaardbaar risico;
- RI totaal > 1 en/of concentratie in lucht > TCL = onaanvaardbaar risico.

5. Risico's voor het ecosysteem

5.1 Algemeen

Er is sprake van onaanvaardbare risico's voor het ecosysteem indien bij het huidige of voorgenomen gebruik van de locatie er dusdanige effecten op het ecosysteem zijn dat deze maatschappelijk onaanvaardbaar worden gevonden. Met effecten op het ecosysteem worden bedoeld:

- aantasting van de biodiversiteit (bescherming van soorten);
- verstoring van kringloopfuncties (bescherming van processen);
- bio-accumulatie en doorvergiftiging.

Het vaststellen van de interventiewaarden bodemsanering is gebaseerd op humane en ecologische risicogrenzen waarbij de laagste risicogrens maatgevend is voor de hoogte van de interventiewaarde, tenzij één van beiden niet betrouwbaar genoeg kan worden bepaald. Met uitzondering van antimoon en lood zijn de ecologische risicogrenzen van metalen lager dan de humane risicogrenzen en daarmee maatgevend voor de interventiewaarde. Voor PAK's en andere organische stoffen (zoals chloorhoudende bestrijdingsmiddelen) zijn de ecologische risicogrenzen ook meestal lager dan de humane risicogrenzen en daarmee maatgevend voor de interventiewaarde. Voor minerale olie en cyaniden zijn (nog) geen ecologische risicogrenzen bepaald. Voor sommige stoffen (koper, zink) hebben beleidsmatige overwegingen invloed gehad op de vaststelling van de interventiewaarde. Meer informatie hierover is opgenomen in het NOBO-rapport.

Voorafgaand aan het verschijnen van deze circulaire is advies uitgebracht door de Technische commissie bodem (TCB) over de systematiek voor ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging (AO72 2011: Advies ecologische risicobeoordeling bij bodemverontreiniging). In deze circulaire zijn op basis van het TCB advies enkele wijzigingen doorgevoerd. Het betreft met name de toevoegingen van mogelijkheden voor maatschappelijke afweging in stap 2 en stap 3. Ook de wijze waarop de beoordeling plaatsvindt van de toxische druk (TD) is mede vormgegeven op basis van het TCB advies.

5.2 Stap 2: Standaard risicobeoordeling

Ecosystemen zijn uniek en complex. Daarom zijn generieke relaties tussen de in de vorige paragraaf genoemde effecten en getalsmatige normen voor de bodemkwaliteit betrekkelijk onzeker. Ondanks de

¹⁰ Human health risks due to consumption of vegetables from contaminated sites, RIVM rapport 711701040/2007. Richtlijn voor luchtmetingen voor de risicobeoordeling van bodemverontreiniging, RIVM rapport 711701048/2007. RIVM rapport 609330010, 2009. GGD-richtlijn medische milieukunde. Gezondheidsrisico bodemverontreiniging.

onzekeerheden kan een generiek kader toch de gewenste bescherming bieden voor de meeste ecosystemen. Door meer locatiespecifieke details toe te voegen in de risicobeoordeling kan de onzekerheid worden gereduceerd. Aangezien het niet doelmatig is om voor elk terrein een locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling uit te voeren, is er voor gekozen in stap 2 op hoofdlijnen de generieke systematiek te handhaven zoals die in de laatste versie van Sanscrit was opgenomen, aangevuld met een module om het generieke risico te schatten van het mengsel van verontreinigende stoffen. In deze systematiek is in gebieden met een hoge waardering voor het ecosysteem (natuurgebieden e.d.) veel eerder sprake van onaanvaardbare risico's voor het ecosysteem dan bij een zelfde mate van verontreiniging in gebieden met een lage waardering voor het ecosysteem (industrieterrein, infrastructuur e.d.).

Voor bodemverontreiniging die zich geheel of ten dele bevindt in de bovenste 1,0 m van de onbedekte bodem, bepaalt een combinatie van gebiedstype, oppervlakte en toxische druk van verontreinigende stoffen (TD) of er sprake is van onaanvaardbare ecologische risico's en daarmee de eventuele spoed van sanering (tabel 1). De standaarddiepte van de te beoordelen bodemlaag is 1,0 m. Indien er sprake is van een bewortelingsdiepte groter dan 1,0 m, kan gemotiveerd voor een diepere te beoordelen bodemlaag worden gekozen. Indien er sprake is van een GLG (gemiddeld laagste grondwaterstand) die ondieper is dan 1,0 m beneden maaiveld, kan gemotiveerd voor het beoordelen van de bodemlaag tot aan de GLG worden gekozen. De minimum diepte van de te beoordelen bodemlaag is in dat geval 0,5 m. In het algemeen geldt dat het bodemleven op grotere diepte een lagere dichtheid heeft. Daarom wordt binnen het saneringscriterium het risico voor het ecosysteem op grotere diepte meestal aanvaardbaar geacht. Het ecosysteem op grotere diepte geniet enige bescherming via de beoordeling van de verspreidingsrisico'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

^A TD is de acute Toxische Druk van het mengsel van verontreinigende stoffen in een (meng)monster van de locatie. Voor de standaardbeoordeling in het saneringscriterium worden de contouren voor de TD = 0,25 en TD = 0,65 gebruikt. De TD wordt met Sanscrit berekend op basis van de totaalgehalten van stoffen in bodemonsters. Alle gehalten worden gecorrigeerd voor standaardbodem. De achtergronden voor de berekening van de TD zijn gepubliceerd in RIVM-rapport (Rutgers et al., 2008, 711701072).

^B De indeling in gebiedstypen is gerelateerd aan de 'ecologische waarde' van gebieden en aangepast aan de bodemgebruikscategorieën die de werkgroep NOBO heeft gedefinieerd (NOBO-rapport). Indien een locatie in meerdere categorieën ingedeeld kan worden, dient voor de gevoeligste categorie te worden gekozen.

^C EHS = Ecologische hoofdstructuur

Feitelijk is de beoordeling in stap 2 gebaseerd op de mate van verontreiniging, de omvang van het onbedekte oppervlak van het verontreinigde gebied en het gebiedstype. Hieronder wordt de invulling van het beoordelingssysteem in tabel 1 onderbouwd en toegelicht.

De mate van verontreiniging wordt ingevuld door de berekening van de Toxisch Druk per monsterpunt, gebaseerd op het mengsel en de totaalconcentraties van stoffen. Voor de bepaling van de omvang wordt het verontreinigde onbedekte oppervlak vastgesteld voor contouren waarbinnen een bepaalde TD wordt overschreden. Er is een contour voor de TD op basis van een 'laag' besliscriterium (0,25) met bijbehorende relatief grote verontreinigde onbedekte oppervlakten en een contour voor de TD op basis van een 'hoog' besliscriterium (0,65) met kleinere verontreinigde onbedekte oppervlakten. De hoogte van de genoemde besliscriteria is per januari 2012 aangepast ten opzichte van de circulaire uit 2009. In 2009 is de overstap naar de beoordeling op basis van de TD gemaakt. Hierbij is uitgegaan van de beleidsmatige randvoorwaarde dat het totaal aantal gevallen van ernstige bodemverontreiniging waarbij sprake is van onaanvaardbare risico's voor het ecosysteem gelijk zou blijven aan de situatie voor 2009. In de periode 2009–2011 bleek dat er sprake is van een toename van het aantal gevallen met onaanvaardbare risico's voor het ecosysteem. De besliscriteria zijn nu verhoogd om aan de oorspronkelijke beleidsmatige randvoorwaarde te voldoen.

De criteria voor het verontreinigde oppervlak binnen de contouren voor de TD zijn gebaseerd op uitgangspunten die een wetenschappelijke basis hebben in de ecologie. Dit betreft een minimum bodemoppervlak bij volledige toegankelijke systemen (natuurlijke systemen) waarop 5% van alle in Nederland voorkomende soorten verwacht mogen worden. Dit oppervlak is met een modelberekening geschat op 50 m². De berekening is toegelicht in RIVM-rapport 711701072/2008. Deze 50 m² fungeert als minimum oppervlak voor de beoordeling in de oppervlaktetabel. Minder toegankelijk systemen (minder gevoelig bodemgebruik zoals landbouw en wonen met tuin) zullen minder soorten bevatten, en daarvoor kunnen ruimere oppervlaktecontouren bij de beoordeling worden toegepast. Uit een inventariserende studie bleek ook dat de functionele aspecten (ecosysteemdiensten) van het bodemsysteem grofweg op dezelfde wijze met oplopende maten voor het oppervlak kunnen worden beoordeeld. De oppervlaktematen die uit deze berekeningen voortkomen hebben echter een grote mate van onzekerheid. De werkgroep NOBOWA heeft daarnaast op praktische gronden geadviseerd om de bestaande oppervlaktetabel als basis te handhaven en een aantal wijzigingen aan te brengen zodat de opbouw logischer wordt en beter in de praktijk toepasbaar.

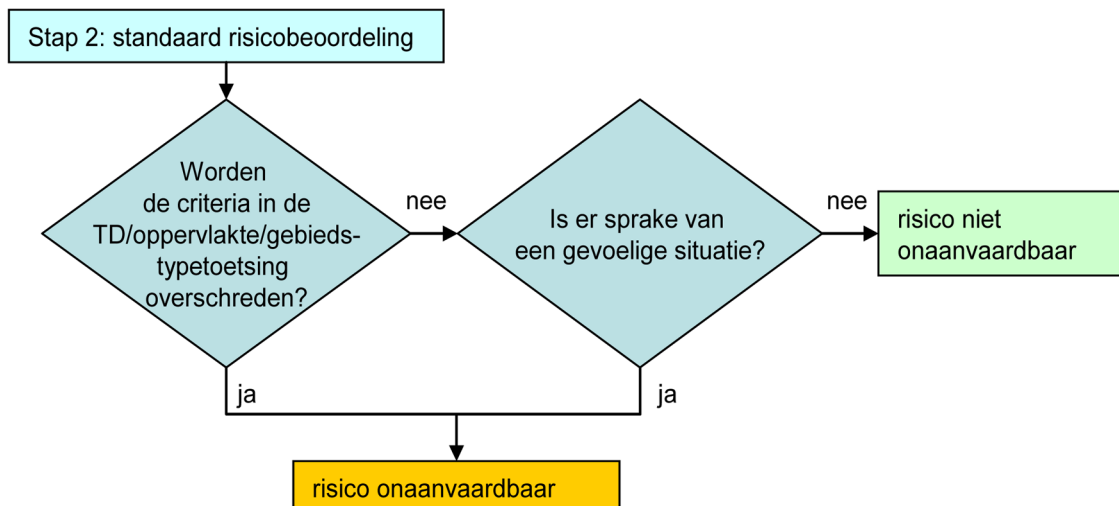
De procedure met gestandaardiseerde oppervlakken is generiek. Toch biedt deze aanpak een evenwichtige systematiek: bij hogere TD is gekozen voor een oppervlakte die een factor 10 kleiner is dan bij lagere TD en bij minder gevoelig bodemgebruik een oppervlakte die een factor 10 groter is dan bij gevoeliger bodemgebruik. Elk ecosysteem is uniek en zou eigenlijk met specifieke beoordelingsinstrumenten beoordeeld moeten worden. De generieke beoordelingstabel in deze tweede stap van het saneringscriterium biedt een logische invulling voor de standaard risicobeoordeling.

Op basis van het bovenstaande zijn de volgende wijzigingen doorgevoerd:

1. Het oppervlak voor natuur (inclusief EHS en Natura 2000 gebieden) bij het lage besliscriterium voor de TD is verhoogd van 50 naar 500 m². De onderbouwing is dat 50 m² natuur een erg klein oppervlak betreft om saneringsopties te overwegen. Voor het hoge besliscriterium van de TD is de 50 m² gehandhaafd, zodat de basis van de oppervlaktetabel nog steeds zichtbaar is en hotspots met verontreiniging leiden tot onaanvaardbare ecologische risico's. Het is logisch om bij het lage besliscriterium (een lagere TD) uit te gaan van een grotere oppervlakte gekoppeld aan onaanvaardbare ecologische risico's dan bij het hoge besliscriterium (een hogere TD).
2. Voor de gemiddelde gevoeligheid van gebieden (landbouw, wonen met tuin, moestuinen/volkstuinen en groen met natuurwaarden) is de oppervlaktecontour bij het hoge besliscriterium verhoogd van 50 m² naar 500 m². De onderbouwing hiervoor is dat saneringsopties niet op het niveau van een enkele tuin dienen te worden overwogen, wel op het niveau van een serie aangrenzende tuinen. Bovendien bevatten de gemiddeld gevoelige gebieden minder soorten en zijn dus grotere oppervlaktematen dan bij natuur passend.
3. Bij de laagste gevoeligheid van gebieden (ander groen, bebouwing, industrie en infrastructuur) en het lage besliscriterium is de oppervlakte verlaagd naar 50.000 m². Hiermee past deze oppervlakte binnen het systeem waarbij steeds een factor 10 is gehanteerd voor verminderde gevoeligheid van het bodemgebruik.

Stap 2 leidt tot de conclusie onaanvaardbare ecologische risico's als de gestelde criteria in tabel 1 bij de TD-toetsing worden overschreden. Het beoordelingssysteem is een instrument om die situaties met de meeste kans op maatschappelijk onaanvaardbare ecologische risico's eruit te halen. Dit betekent dat er uitzonderingssituaties denkbaar zijn, waarbij de criteria niet (of net niet) worden overschreden, maar waarbij er toch redenen zijn om specifiek naar de ecologische risico's te kijken of direct te kiezen voor saneringsmaatregelen (inclusief beheer). Deze uitzonderingssituaties worden in deze circulaire aangeduid als 'gevoelige situaties'. Als de gestelde criteria in tabel 1 bij de TD-toetsing niet worden overschreden, wordt nagegaan of er sprake is van een gevoelige situatie. Te denken valt aan zeldzame ecosystemen, aan situaties waarbij er sprake is van doorvergiftigingsrisico's en aan situaties waar naar verwachting sprake is van een hogere dan gemiddelde blootstelling aan verontreinigende stoffen. Voor een nadere toelichting en voorbeelden wordt verwezen naar het instrument Sanscrit. Als er sprake is van een gevoelige situatie worden op basis van de standaardbeoordeling in stap 2 de risico's onaanvaardbaar gevonden. Desgewenst kan worden doorgegaan naar stap 3, waarbij er locatiespecifiek naar de effecten op het ecosysteem wordt gekeken.

Figuur 1 geeft de standaard risicobeoordeling schematisch weer.



Figuur 1: Schema stap 2, standaard risicobeoordeling ecologische risico's

5.3 Stap 3: Locatiespecifieke risicobeoordeling

Stap 3 kan worden uitgevoerd als er op basis van de standaard beoordeling is geconcludeerd dat er sprake is van onaanvaardbare risico's, terwijl men het idee heeft dat er in werkelijkheid geen sprake is van onaanvaardbare risico's. Stap 3 kan ook worden uitgevoerd als men de effecten op het ecosysteem wil kunnen beoordelen door deze te meten. Als stap 3 is uitgevoerd dient het bevoegd gezag de conclusie omtrent spoed te baseren op de resultaten van stap 3.

Stap 3 start met de keuze tussen twee opties:

1. een gestructureerde maatschappelijk afweging om vast te stellen of het zinvol is om vervolgonderzoek uit te voeren en hier de eindconclusie op te baseren of om zonder vervolgonderzoek de keuze te maken tussen wel of geen noodzaak tot sanerings- en beheermaatregelen;
2. direct kiezen voor vervolgonderzoek in de vorm van een Triade-onderzoek of monitoring.

Optie 1 is een maatschappelijke afweging die wordt uitgevoerd op basis van stap 1 t/m 3 van de NEN 5737 (Bodem – Landbodem – Proces van locatiespecifieke ecologische beoordeling van bodemverontreiniging). Deze stappen van de genoemde procesnorm bestaan uit een inventarisatie van de problemen voor het bodemgebruik door de bodemverontreiniging, een inventarisatie van de betrokken actoren en de vorming van een overleggroep. Deze overleggroep maakt een maatschappelijke afweging en beoordeelt twee aspecten:

1. het belang van de ecologische risicobeoordeling van de bodemverontreiniging op basis van vervolgonderzoek;
2. de mogelijkheden om sanerings- en beheermaatregelen te treffen. Hierbij wordt beoordeeld of deze zinvol en haalbaar zijn.

Het kan zijn dat de overleggroep verder Triade-onderzoek niet nodig acht. Redenen hiervoor kunnen zijn dat de verwachte meerwaarde van het onderzoek minimaal is of dat de kosten niet opwegen tegen de baten. Ook kan het zijn dat de overleggroep geen mogelijkheden ziet voor het uitvoeren van sanerings- en/of beheermaatregelen die positief zijn voor het ecosysteem (het middel kan erger zijn dan de kwaal) of dat andere stressfactoren veel belangrijker zijn voor het ecosysteem dan de verontreiniging. In dit soort gevallen acht de overleggroep op basis van een maatschappelijke afweging een verdere ecologische risicobeoordeling niet zinvol en oordeelt zij dat er geen noodzaak is om sanerings- of beheermaatregelen te treffen. In termen van het saneringscriterium is het risico dan niet onaanvaardbaar. Het kan ook zijn dat de overleggroep op basis van de afweging juist wel zinvolle en haalbare sanerings- en/of beheermaatregelen voorstelt, terwijl zij tevens concludeert dat vervolgonderzoek niet zinvol is. In termen van het saneringscriterium is het risico dan onaanvaardbaar. De overleggroep kan ook concluderen dat er mogelijk wel effecten zijn waarvoor spoedige saneringsmaatregelen (inclusief beheer) nodig kunnen zijn, maar dat eerst vervolgonderzoek nodig om dit te beoordelen. Als dit vervolgonderzoek is uitgevoerd, bepaalt de uitkomst daarvan of er al dan niet sprake is van onaanvaardbare ecologische risico's.

Er dient een goede en transparante argumentatie te worden gegeven waaruit de maatschappelijke afweging blijkt. Voor een nadere toelichting en voorbeelden wordt verwezen naar het instrument Sanscrit. Het bevoegd gezag kan haar beschikking baseren op het advies van de overleggroep.

Indien direct (optie 2) of na de maatschappelijke afweging (optie 1) is geconcludeerd dat verdere beoordeling van de ecologische risico's nodig is, dient een Triade-onderzoek te worden uitgevoerd. Indien er sprake is van veranderend landgebruik, waardoor de ecologische risico's mogelijk in de toekomst zullen toenemen, kan ook monitoring worden overwogen.

Een Triade-onderzoek bestaat uit drie onderdelen:

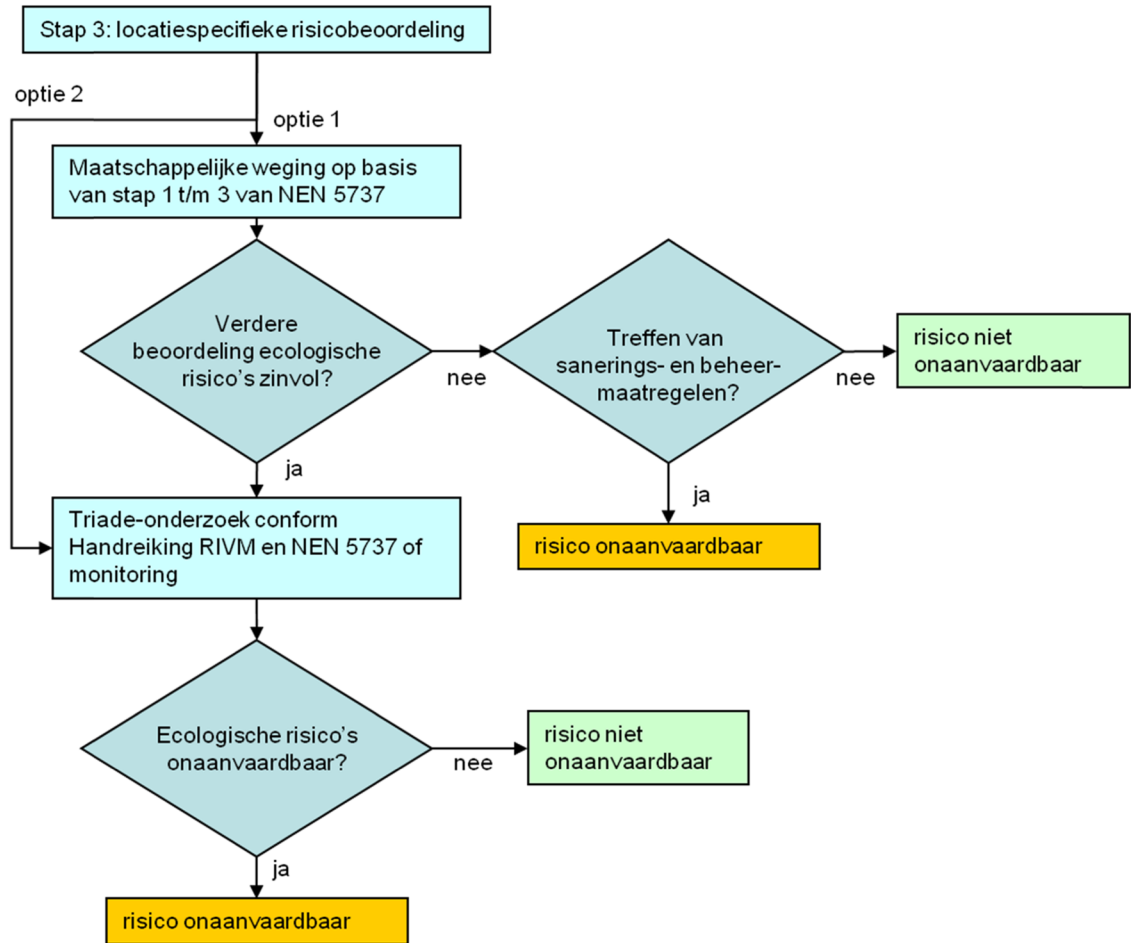
1. **Chemie:** nagaan welke stoffen in verhoogde gehalten in de bodem voorkomen en wat hun geschatte gezamenlijke effect op het ecosysteem is op basis van de toxische eigenschappen van de stoffen. Dit onderdeel sluit methodisch aan op stap 2 van het saneringscriterium in de beoordeling van ecologische risico's.
2. **Potentiële toxiciteit:** het meten van toxische effecten van de aanwezige stoffen in de bodem met behulp van bioassays. Hiermee wordt nagegaan of verontreinigingen in grondmonsters afkomstig van de locatie effecten op organismen of processen hebben onder gestandaardiseerde laboratoriumomstandigheden.
3. **Veldinventarisaties:** nagaan of de in het veld waarneembare toestand van het ecosysteem gerelateerd kan worden aan de potentiële effecten van de aanwezige bodemverontreiniging. Hierbij wordt het effect van een combinatie van verontreinigende stoffen en de biobeschikbaarheid van de stoffen in het veld impliciet meegenomen. Door een vergelijking met een goede referentie-locatie, of een verwachtingsbeeld van het ecosysteem ter plaatse, kan het effect van de verontreinigingen op het ecosysteem worden bepaald.

Voor de toepassing van Triade-onderzoek ter onderbouwing van een beslissing over de spoed kan gebruik worden gemaakt van een procesmatige standaard, namelijk NEN 5737. Voor de technisch inhoudelijke uitvoering van Triade-onderzoek kan gebruik worden gemaakt van de Handreiking van het RIVM (Handreiking TRIADE 2011: Locatiespecifiek ecologisch onderzoek in Stap 3 van het Saneringscriterium, RIVM-rapport 607711003/2011). In deze Handreiking wordt toegelicht dat een Triade zich ook kan richten op verontreinigingen in diepere bodemlagen dan de top laag. Wanneer besloten wordt om een Triade onderzoek te gaan uitvoeren, dan kan SIKB protocol 2501 worden gebruikt voor het opstellen van het onderzoeksplan alsmede de bemonstering ten behoeve van Triade onderzoek.

In de genoemde Handreiking is aangegeven hoe de verschillende onderdelen van een Triade-onderzoek moeten worden gebruikt ter onderbouwing van een beslissing over de spoed voor saneren. De procesmatige aanpak conform de NEN 5737 is in principe geschreven voor alle gevallen, maar wordt vooral toegepast op de grotere gevallen.

Het is dus aan de initiatiefnemer en het bevoegd gezag om samen afspraken te maken over de toe te passen methode. Eventueel kan het bevoegd gezag de door de initiatiefnemer aangedragen methode gemotiveerd afwijzen. Het bevoegd gezag kan bij de beoordeling van dergelijke methoden zo mogelijk ondersteund worden door RWS/Leefomgeving. Afhankelijk van de gehanteerde methode kan RWS/Leefomgeving het bevoegd gezag adviseren of doorverwijzen naar andere (kennis)organisaties.

Figuur 2 geeft de locatiespecifieke risicobeoordeling schematisch weer.



Figuur 2: Schema stap 3, locatiespecifieke risicobeoordeling ecologische risico's

6. Risico's van verspreiding van verontreiniging

6.1 Algemeen

Er is sprake van onaanvaardbare risico's van verspreiding van verontreiniging in de volgende situaties:

- het gebruik van de bodem door mens of ecosysteem wordt bedreigd;
- er sprake is van een onbeheersbare situatie, dat wil zeggen indien:
 - er een drijfslaag aanwezig is die door activiteiten en processen in de bodem kan verplaatsen en van waaruit verspreiding van verontreiniging kan plaatsvinden;
 - er een zaklaag aanwezig is die door activiteiten en processen in de bodem kan verplaatsen en van waaruit verspreiding van verontreiniging kan plaatsvinden;
 - de verspreiding heeft geleid tot een grote grondwaterverontreiniging en de verspreiding nog steeds plaats vindt.

Het RIVM informatieblad 'Beoordelen van verspreidingsrisico's' beschrijft de getrapte beoordeling van het risico van verspreiding van verontreinigingen en gaat in op de instrumenten die hierbij toegepast kunnen worden. Het informatieblad is te downloaden vanaf de website van Sanscrit.

6.2 Stap 2: Standaard risicobeoordeling

6.2.1 Gebruik van de bodem wordt bedreigd

Indien sprake is van onaanvaardbare milieuhygiënische hinder, wordt het gebruik van de bodem bedreigd. Hinder door verspreiding van verontreinigd grondwater, ongeacht de omvang, is vooral van belang in relatie tot kwetsbare objecten. Er is sprake van onaanvaardbare milieuhygiënische hinder

indien de afstand tussen een kwetsbare object en de interventiewaarde contour in het grondwater kleiner is dan 100 m.

Gemeenten en provincies kunnen te beschermen kwetsbare objecten vastleggen. Het gaat hierbij in principe om de aangewezen te beschermen gebieden uit de stroomgebiedsbeheerplannen (implementatie Kaderrichtlijn Water), maar ook om de te beschermen grondwaterfuncties zoals drinkwater en industriële onttrekkingen (implementatie Grondwaterrichtlijn). Het bevoegd gezag heeft de mogelijkheid hiernaast specifieke, bijvoorbeeld kleinschaligere, kwetsbare objecten aan te wijzen.

De volgende kwetsbare objecten kunnen bijvoorbeeld worden onderscheiden:

- intrekgebieden van de in het kader van de Kaderrichtlijn Water aangewezen grondwaterwinningen bestemd voor menselijke consumptie;
- industriële grondwateronttrekkingen;
- bodemvolumes, oppervlaktewaterlichamen, of bodem of oever van oppervlaktewaterlichamen vallend binnen of onderdeel uitmakend van: schelpdierwateren, water voor zalm- en karperachtigen, zwemwater en Natura2000-gebieden;
- bepaalde andere natuurgebieden;
- bepaalde particuliere waterwinningen;
- gebieden waarop een strategische reservering rust voor de openbare drinkwaterwinning

6.2.2 Onbeheersbare situatie

In de volgende situaties is sprake van een onbeheersbare situatie, waardoor de omvang van de verontreiniging in de bodem toeneemt of kan toenemen:

- **Drijfslaag**

Indien er een drijfslaag¹¹ aanwezig is (ongeacht de totale omvang van de grondwaterverontreiniging) wordt er vanuit gegaan dat die zich in de bodem kan verplaatsen en daardoor een onbeheersbare situatie veroorzaakt. Enkele voorbeelden zijn:

- de omvang van het geval van verontreiniging wordt op termijn vergroot doordat verspreiding van verontreiniging vanuit de drijfslaag optreedt;
- de drijfslaag verspreidt zich over de perceelgrens;
- puur product manifesteert zich aan maaiveld of in een oppervlaktewaterlichaam;
- door het verwijderen van ondergrondse obstakels kan de drijfslaag plotseling een groter gebied bestrijken.

- **Zaklaag**

Indien er een zaklaag¹² aanwezig is (ongeacht de totale omvang van de grondwaterverontreiniging), wordt ervan uitgegaan dat die zich in de bodem kan verplaatsen en daardoor een onbeheersbare situatie veroorzaakt. Bijvoorbeeld de zaklaag kan door een ingreep naar grotere diepte zakken, een watervoerend pakket binnendringen en daar een grondwaterverontreiniging veroorzaken.

Het ontstaan van een zaklaag is een relatief snel proces. Indien een zaklaag aanwezig is wordt deze dan ook vaak al jaren op zijn plek gehouden door capillaire krachten. Indien in deze situatie een verandering wordt aangebracht, bijvoorbeeld door het slaan van een heipaal of door het plaatsen van een damwand, kan de zaklaag zich verticaal verplaatsen. Binnen de gebruikszone van de bodem (het deel van de ondergrond dat door de mens wordt benut voor bijvoorbeeld heipalen, metrobuizen, koude-warmteopslag) wordt de aanwezigheid van een zaklaag als een onbeheersbare situatie beschouwd.

- **Verspreiding**

Er is sprake van een onbeheersbare situatie ten gevolge van verspreiding van verontreiniging in het grondwater als het bodemvolume dat wordt ingesloten door de interventiewaarde contour in het grondwater groter is dan 6.000 m³. De aanname daarbij is dat indien verontreiniging is veroorzaakt in het verleden (voor 1987) en inmiddels is uitgegroeid tot een verontreiniging in het grondwater met een omvang groter dan 6.000 m³ er nog altijd sprake zal zijn van verspreiding van de verontreiniging. Daarentegen heeft een grondwater-verontreiniging die in tenminste twintig jaar een interventiewaardecontour heeft die kleiner is dan 6.000 m³ bodemvolume zich in geringe mate verspreid. Een dergelijke grondwaterverontreiniging behoeft niet met spoed gesaneerd te worden zolang er geen sprake is van andere risico's.

De bepaling van de omvang van de verontreiniging is relatief eenvoudig uit te voeren en kan worden afgeleid uit de werkelijk in de bodem aanwezige situatie, namelijk uit de aangetoonde

¹¹ Volgens de richtlijn Herstel en Beheer Landbodern (<http://www.bodemrichtlijn.nl>) is een drijfslaag een laag van slecht oplosbare verontreinigende stof(fen) in productvorm met een soortelijke massa die lager is dan water en zodoende blijft drijven op grondwater.

¹² Volgens de richtlijn Herstel en Beheer Landbodern (<http://www.bodemrichtlijn.nl>) is een zaklaag een laag van slecht oplosbare verontreinigende stof(fen) met een soortelijke massa groter dan water. Deze stoffen neigen tot een snel verticaal transport door goed doorlatende bodemlagen en vervolgens horizontale uitstroming over een minder goed doorlatende laag.

gehalten van stoffen in het grondwater op verschillende plaatsen op de locatie.

6.3 Stap 3: Locatiespecifieke beoordeling

Stap 3 kan worden uitgevoerd als er op basis van de generieke beoordeling in stap 2 is geconcludeerd dat er sprake is van onaanvaardbare risico's terwijl men het idee heeft dat hier in werkelijkheid geen sprake van is. Als stap 3 is uitgevoerd dient het bevoegd gezag de conclusie omtrent spoed te baseren op de resultaten van stap 3. Er zijn nog geen gevalideerde meetmethoden of vastgestelde richtlijnen voor het vaststellen van verspreiding. Het is dus aan de initiatiefnemer en het bevoegd gezag om samen afspraken te maken over de toe te passen methode. Eventueel kan het bevoegd gezag de door de initiatiefnemer aangedragen methode gemotiveerd afwijzen. Het bevoegd gezag kan bij de beoordeling van dergelijke methoden zo mogelijk ondersteund worden door Bodem+. Afhankelijk van de gehanteerde methode kan Bodem+ het bevoegd gezag adviseren of doorverwijzen naar andere (kennis)organisaties.

6.3.1 Gebruik van de bodem wordt bedreigd

Kwetsbare objecten

In stap 3 kan de initiatiefnemer bij de aanwezigheid van een kwetsbaar object binnen het bodemvolume dat wordt ingesloten door de interventiewaarde contour in het grondwater en in een straal van 100 meter er om heen, door middel van verspreidingsberekeningen met een gekalibreerd model (op basis van meerdere rondes stijghoogtemetingen) aantonen dat er geen of slechts zodanig beperkte verspreiding optreedt dat er binnen enkele jaren geen bedreiging is van de kwetsbare objecten. Op basis van meetresultaten kunnen ook afbraakparameters en sorptie in de beschouwing meegenomen worden. Ook een meerjarige reeks (tenminste 5 jaren) van monitoringresultaten kan gebruikt worden om aan te tonen dat het kwetsbare object niet wordt bedreigd.

Daarnaast kan de initiatiefnemer in stap 3 aantonen dat er geen sprake zal zijn van onaanvaardbare milieuhygiënische hinder aan een kwetsbaar object (zie paragraaf 6.2.1.). Door middel van metingen en berekeningen zal dan aangetoond moeten worden dat:

- de kwaliteit van een aangewezen bodemvolume, oppervlaktewaterlichaam of bodem of oever van een oppervlaktewaterlichaam niet zal verslechteren;
- de kwaliteit van het grondwater dat wordt onttrokken voor menselijke consumptie niet zodanig negatief wordt beïnvloed dat de zuiveringsinspanning dient te worden vergroot;
- dat grondwateronttrekkingen niet negatief beïnvloed zullen worden, dat wil zeggen dat er geen aanvullende maatregelen noodzakelijk zijn door de aanwezigheid van de bodemverontreiniging.

De verspreidingsberekeningen dienen te worden uitgevoerd voor die stof die naar verwachting de grootste verspreiding kent en als eerste een object zal bereiken. Dit zal meestal de meest mobiele stof (laagste retardatie-factor) zijn die reeds het meest is verspreid. De situatie kan zich echter voordoen dat één stof reeds een ruime verspreiding kent, en het grondwater in een later stadium door een veel mobielere stof is verontreinigd. In dat geval zal gemotiveerd een keuze moeten worden gemaakt voor een van deze stoffen, of dient de berekening voor beide (of meer) stoffen te worden uitgevoerd.

Indien de verontreiniging geen watervoerend pakket kan bereiken dat in contact staat met te beschermen objecten, kan van verdere berekeningen worden afgezien. Dit dient echter afdoende te worden gemotiveerd.

6.3.2 Onbeheersbare situatie

Drijfslaag

In de standaard risicobeoordeling wordt aangenomen dat indien een drijfslaag aanwezig is, deze zich ook autonoom kan verplaatsen en daarmee een onbeheersbare situatie vormt. Die verspreiding wordt echter in grote mate bepaald door de doorlaatbaarheid (voorkeursbanen e.d.) van de bodem, obstructies in de bodem en door de viscositeit van de vloeistof die de drijfslaag vormt. Er kunnen zich dus gevallen voordoen waarbij de drijfslaag immobiel is. De onbeheersbare situatie wordt bepaald door de situering van de drijfslaag. Is de drijfslaag bijvoorbeeld geïsoleerd midden op een perceel aanwezig, op grote diepte ver verwijderd van een oppervlaktewaterlichaam of wordt de stroming van de drijfslaag niet beïnvloed door verwijderbare obstakels in de ondergrond, dan is geen sprake van een onbeheersbare situatie. In stap 3 kan de initiatiefnemer nagaan in hoeverre de aanwezigheid van de drijfslaag niet tot onbeheersbare situaties leidt.

Dit kan worden gedaan door middel van een meerjarige reeks (tenminste 5 jaren) van monitoringresultaten waarmee aangetoond wordt dat de drijfslaag zich al gedurende lange tijd niet verder verspreid heeft. Aanvullend onderzoek naar de materiaaleigenschappen (bv. viscositeit) van het puur product of

naar de doorlaatbaarheid van de bodem kan ook gebruikt worden, eventueel in combinatie met een meerfasenstromingsmodel of door een beschrijving van de situatie in de ondergrond die van invloed is op de verplaatsing van de drijfslag.

Zaklaag

Indien een zaklaag aanwezig is, wordt in de standaard risicobeoordeling aangenomen dat sprake is van een onbeheersbare situatie. Indien de initiatiefnemer aannemelijk kan maken dat zich binnen de gebruikszone van de bodem geen zaklaag bevindt of dat de diepte van de gebruikszone die gekozen is in stap 2 niet van toepassing is op het geval, is niet langer sprake van een onbeheersbare situatie. De initiatiefnemer kan ook aantonen dat er geen sprake is van een onbeheersbare situatie door bijvoorbeeld aannemelijk te maken dat het volume van de zaklaag zo gering is dat een verdere verspreiding naar een watervoerende laag verwaarloosbaar is en daarmee dat de kans op verspreiding van verontreiniging niet langer bestaat. Aanvullend onderzoek naar de materiaaleigenschappen (bv. viscositeit) van het puur product of de doorlaatbaarheid van de bodem kan ook gebruikt worden, eventueel in combinatie met een meerfasenstromingsmodel of door een beschrijving van de situatie in de ondergrond die van invloed is op de verplaatsing van de zaklaag.

Verspreiding

In stap 3 kan de initiatiefnemer aantonen dat ondanks het feit dat het bodemvolume met daarin verontreinigd grondwater met één of meer stoffen in gehalten boven de interventiewaarde groter is dan 6.000 m³ er jaarlijks niet meer dan 1.000 m³ bodemvolume extra verontreinigd raakt met grondwater dat één of meer stoffen bevat in gehalten boven de interventiewaarden. Dit kan worden aangetoond aan de hand van berekeningen of metingen. Het criterium van 1.000 m³ per jaar extra is gelijk aan het onderscheid tussen categorie II en categorie III op basis van de volumescore in de inmiddels vervallen circulaire Bepaling saneringstijdstip. In de situatie dat er sprake is van een kleinere volumetoename dan 1.000 m³ per jaar hoeft niet met spoed te worden gesaneerd. Er kunnen beheermaatregelen worden genomen (zie hoofdstuk paragraaf 3.5), in afwachting van het moment dat de sanering zal plaatsvinden. De beheermaatregelen met bijbehorende rapportageverplichtingen worden in de beschikking 'ernst en spoed' vastgelegd. De aard en de intensiteit van de beheermaatregelen zijn afhankelijk van een aantal factoren: het regionale of lokale beleid ten aanzien van grondwaterverontreiniging, de verontreinigingssituatie en de mate waarin verspreiding plaats vindt, de eigenschappen van de bodem, de aard van het gebied waarin de verontreiniging ligt en de dynamiek in het gebruik van de bodem die daarvan het gevolg is.

Omdat de pluimen met één of meer stoffen in een gehalte boven de interventiewaarde die een bodemvolume beslaan dat groter is dan 6.000 m³ wel de grootste bedreiging vormen voor het Nederlandse grondwaterreservoir is trendombuiging noodzakelijk, waarbij afname van verspreiding op termijn wordt bereikt. Europese ontwikkelingen spelen hierbij een rol.

Vanuit de Kaderrichtlijn Water en de onderliggende Grondwaterrichtlijn¹³ worden eisen gesteld aan de (grond-)waterkwaliteit. In het algemeen geldt dat uiterlijk 2015 een goede chemische toestand van grondwaterlichamen moet zijn bereikt. De Grondwaterrichtlijn gaat uit van een trendombuiging als niet aan de gewenste kwaliteit wordt voldaan. In de stroomgebiedbeheersplannen, die in 2009 zijn ingediend, worden de te treffen maatregelen beschreven. Vanuit deze plannen kunnen nadere eisen worden gesteld aan beheer van grondwaterverontreiniging. In het kader van dit beheer zijn zowel maatregelen denkbaar als het voorkomen van nieuwe verontreiniging, als ook het volgen en eventueel actief ingrijpen in bestaande verontreinigingssituaties. Gezien het regionale karakter van deze stroomgebiedbeheersplannen is het niet gewenst in deze circulaire precieze beheermaatregelen voor te schrijven in bepaalde situaties.

Tabel A Overzicht MTR-, TCL-waarden en geurdrempels

Overzicht MTR-waarden, TCL-waarden en geurdrempels voor de stoffen waarvoor een interventiewaarde is afgeleid, voor zover beschikbaar.

MTR_{humanaan} = het humane Maximaal Toelaatbare Risiconiveau in µg per kg lichaamsgewicht per dag. Voor niet-carcinogene stoffen komt het overeen met de "Tolerable Daily Intake (TDI)". Voor carcinogene stoffen is het gebaseerd op een extra kans op een tumorincidentie van 1 op 10.000 bij levenslange blootstelling (CR_{oral}).

In table 4.1 van RIVM-rapport 711701023 (februari 2001) zijn de MTR-waarden weergegeven die in

¹³ Richtlijn 2006/118/EG van het Europees parlement en de raad van 12 december 2006 betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging en achteruitgang van de toestand.

1999/2000 zijn herzien. Voor dioxine is later nog een wijziging doorgevoerd (zie het NOBO-rapport). Ook voor lood is een wijziging doorgevoerd. Het MTR-humaan (van 3,6 $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{ig}}/\text{dag}$) voor lood is op basis van recente onderzoekgegevens beleidsmatig voorlopig verlaagd naar een waarde van 2,8 $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{ig}}/\text{d}$

De redenen hiervoor zijn als volgt:

- De bioconcentratiefactoren voor lood in voedingsgewassen zijn verlaagd op basis van onderzoek uit 2011 (RIVM-rapport 607711004/2011: Bodemverontreiniging en de opname van lood in moestuingewassen. Risico's van lood door bodemverontreiniging). Dit betekent dat er sprake is van een lagere opname van lood via voedingsgewassen dan voorheen berekend. Bij bodemfuncties waarbij sprake is van gewasconsumptie (zoals 'wonen met tuin') betekent dit, dat pas bij een hogere loodconcentratie in de bodem de blootstelling kritisch wordt en tot effecten bij de mens kan leiden;
- Het internationaal gehanteerde niveau van het MTR-humaan ter hoogte van 3,6 $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{ig}}/\text{d}$ heeft door een advies van de EFSA/JECFA zijn grondslag verloren. In 2010 hebben deze organisaties namelijk in een advies aangegeven dat er geen veilige waarde is voor de blootstelling van kinderen aan lood. Bij lage blootstelling aan lood kan een negatief gezondheidseffect niet meer worden uitgesloten. Dit advies betekent waarschijnlijk dat het MTR-humaan op een lager niveau zal worden gesteld maar thans is onduidelijk hoeveel lager.

De in deze circulaire vastgelegde beleidsmatige keuze voor een waarde van 2,8 $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{ig}}/\text{d}$ voor het MTR-humaan zorgt ervoor dat de concentratie aan lood in de bodem waarbij sprake is van onaanvaardbare humane risico's voor de bodemfunctie wonen met tuin ongewijzigd blijft. Voor de overige bodemfuncties is er sprake van een beperkte verandering.

TCL = toxicologisch maximaal Toelaatbare Concentratie in Lucht in μg per m^3 lucht.

Voor niet-carcinogene stoffen betreft het de "Tolerable Concentration in Air (TCA)". Voor carcinogene stoffen is het gebaseerd op een extra kans op een tumorincidentie van 1 op 10.000 bij levenslange blootstelling (CR_{inhal}). De TCL-waarden van de eerste tranche stoffen staan vermeld in 'Urgentie van bodemsanering: de handleiding (Koolenbrander, 1995)'. De TCL-waarden van de tweede en derde tranche stoffen staan vermeld in 'Proposal for intervention values for soil clean-up: 'Second series of chemicals', Van den Berg et al., 1994 en 'Calculation of human-toxicological serious soil contamination concentrations and proposals for intervention values for clean-up of soil and groundwater: Third series of compounds', Kreule et al., 1995. De TCL-waarden van de vierde tranche stoffen staan vermeld in 'Maximum Permissible Risk Levels for Human Intake of Soil Contaminants: Fourth Series of Compounds', Janssen, et al., 1998.

In table 4.1 van RIVM-rapport 711701023 (februari 2001) zijn de TCL-waarden weergegeven die in 1999/2000 zijn herzien (vrijwel alle 'eerste tranche' stoffen).

Geurdrempel = De geurdrempel van een gasvormige stof is de laagste concentratie van die stof in lucht waarbij de geur ervan nog waarneembaar is door de mens.

Voor de bepaling van de geurdrempel van een stof maakt men gebruik van een geurpanel van verschillende mensen. Deze krijgen een aantal verschillende verdunningen van de stof te ruiken, en geven telkens aan of ze al dan niet een geur kunnen onderscheiden. De geurdrempel is dan de concentratie die door de helft van het panel nog onderscheiden wordt van geurvrije lucht. Geurdrempels zijn geen exacte waarden; niet iedereen is even gevoelig voor een bepaalde geur. In de literatuur kan men dan ook voor één stof verschillende geurdrempels terugvinden.

De geurdrempel wordt uitgedrukt in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ppm of ppb.

Het begrip geurdrempel is nauw verwant met het begrip geureenheid: per definitie is de geurdrempel gelijk aan één geureenheid (GE) per m^3 . Voor het criterium wordt de mediaan als maatgevend beschouwd.

Stofnaam	MTR _{humaan}	TCL	Geurdrempel ¹
	($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{d}$)	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
	mediaan	laagste	
I Metalen			
Antimoon	0,9	–	–
Arseen	1,0	1,0	–
Barium (oplosbaar)	20	–	–
Barium (niet oplosbaar)	–	1,0	–
Cadmium	0,5	–	–
ChroomIII (oplosbaar)	5	–	–
Chroom III (onoplosb. + metallisch)	5.000	60	–

Stofnaam	MTR _{humaan}	TCL	Geurdrempel ¹	
	(µg/kg/d)	(µg/m ³)	(µg/m ³)	
	mediaan	laagste		
Chroom VI	5	0,0025	–	–
Cobalt	1,4	0,5	–	–
Koper	140	1,0	–	–
Kwik (organisch)	0,1	–	–	–
Kwik (anorganisch)	2,0	–	–	–
Kwik (metallisch)	–	0,2	–	–
Lood	2,8	–	–	–
Molybdeen	10	12	–	–
Nikkel	50	0,05	–	–
Zink	500	–	–	–
II Anorganische verbindingen				
Cyaniden vrij (blauwzuur)	50	25	2.000	900
Cyaniden complex	800	–	–	–
Thiocyanaat	11	–	–	–
III Aromatische verbindingen				
Benzeen	3,3	20	80.000	5.000
Ethylbenzeen	100	770	90.000	9.000
Fenol	40	20	700	20
Cresolen (som) ²	50	170	–	–
Tolueen	223	400	20.000	600
Xylenen (som) ²	150	870	8.000	400
Catechol (o-dihydroxybenzeen)	40	–	–	–
Resorcinol (m-dihydroxybenzeen)	20	–	–	–
Hydrochinon (p-dihydroxybenzeen)	25	–	–	–
Styreen (vinylbenzeen)	120	900	3.000	70
IV Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's)				
PAK (som 10) ²	–	–	–	–
Naftaleen	40	–	800	50
Antraceen	40	–	–	–
Fenanthreen	40	–	–	–
Fluorantheen	50	–	–	–
Benzo(a)anthraceen	5,0	–	–	–
Chryseen	50	–	–	–
Benzo(a)pyreen	0,5	–	–	–
Benzo(ghi)peryleen	30	–	–	–
Benzo(k)fluorantheen	5,0	–	–	–
Indeno(1,2,3cd)pyreen	5,0	–	–	–
V Gechloreerde koolwaterstoffen: vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen				
Vinylchloride	0,6	3,6	40.000	30.000
Dichloormethaan	60	3.000	300.000	5.000
1,1-dichloorethaan	80	370	600.000	200.000
1,2-dichloorethaan	14	48	100.000	20.000
1,1-dichlooretheen	3	14	–	–
1,2-dichlooretheen(cis)	6,0	30	–	–
1,2-dichlooretheen(trans)	17	60	–	–
Dichloorpropaan (1,2)	70	12	10.000	1.000
Dichloorpropaan (1,3)	50	12	10.000	1.000
Trichloormethaan (chloroform)	30	100	700.000	300.000
1,1,1-trichloorethaan	80	380	900.000	90.000
1,1,2-trichloorethaan	4	17	–	–
Trichlooretheen (tri)	50	200	50.000	1.000
Tetrachloormethaan (tetra)	4,0	60	1.000.000	300.000
Tetrachlooretheen (per)	16	250	100.000	10.000
VI Gechloreerde koolwaterstoffen: chloorbenzenen				

Stofnaam	MTR _{humaan}	TCL	Geurdrempel ¹	
	(µg/kg/d)	(µg/m ³)	(µg/m ³)	
	mediaan	laagste		
Chloorbenzenen (som) ²	–	–	7.000	400
Monochloorbenzeen	200	500	–	–
1,2 dichloorbenzeen	430	600	–	–
1,4 dichloorbenzeen	100	670	–	–
Trichloorbenzenen(indiv)	8,0	50	–	–
Tetrachloorbenzenen (som) ²	0,5	600	–	–
Pentachloorbenzeen	0,5	600	–	–
Hexachloorbenzeen	0,16	0,75	–	–
VII Gechloreerde koolwaterstoffen: chloorfenolen				
Chloorfenolen (som) ²	–	–	400	20
Monochloorfenolen (som) ²	3	–	–	–
Dichloorfenolen (som) ²	3	–	–	–
Trichloorfenolen (som) ²	3	–	–	–
Tetrachloorfenolen (som) ²	3	–	–	–
Pentachloorfenol	3	–	–	–
VIII Overige gechloreerde koolwaterstoffen				
Chloornaftaleen (som) ²	80	1	–	–
Monochlooranilinen (som) ²	0,9	4	–	–
PCB's (som) ²	0,01	0,5	–	–
Trichloorbifenyyl (2,5,2')	0,09	–	–	–
Hexachloorbifenyyl (2,2',4,4',5,5')	0,09	–	–	–
EOX	–	–	–	–
Dioxinen (som TEQ) ²	0,000002	–	–	–
IX Bestrijdingsmiddelen				
DDT/DDE/DDD (som) ²	0,5	–	–	–
DDT (som) ²	20	–	–	–
DDE (som) ²	20	–	–	–
Aldrin,dieldrin,endrin (som) ²	0,1	–	–	–
Aldrin	0,1	0,35	–	–
Dieldrin	0,1	0,35	–	–
Endrin	0,2	0,7	–	–
HCH(som) ²	1	0,25	–	–
a-HCH	1,0	0,25	–	–
b-HCH	0,02	0,25	–	–
c-HCH	0,04	0,14	–	–
d-HCH	–	–	–	–
Atrazine	5,0	–	–	–
Carbaryl	3,0	10	–	–
Carbofuran	2,0	–	–	–
Chloordaan (som) ²	0,5	0,02	–	–
Endosulfan	6	–	–	–
Heptachloor	0,3	0,5	–	–
Heptachloorepoxide (som) ²	0,4	0,5	–	–
Maneb	50	18	–	–
MCPA	1,5	7	–	–
Organotinverbindingen (som) ²	0,4	–	–	–
Tributyltin	0,4	0,02	–	–
Trifenyyltin	0,4	–	–	–
X Overige organische verbindingen				
Cyclohexanon	4.600	136	10.000	500
Butylbenzylftalaat	500	–	–	–
Di(2-ethylhexyl)ftalaat	25	–	–	–
Ftalaten(som) ²	4,0	–	–	–
Minerale olie ³	–	–	–	–
Pyridine	1	120	900	9



Stofnaam	MTR _{humaan}	TCL	Geurdrempel ¹	
	(µg/kg/d)	(µg/m ³)	(µg/m ³)	
	mediaan	laagste		
Tetrahydrofuran	10	35	20.000	300
Tetrahydrothiofeen	180	650	3	3
Tribroommethaan	20	100	–	–

¹ In deze tabel wordt een overzicht gegeven van geurdrempels voor (groepen) vluchtige stoffen die veel voorkomen bij bodemverontreinigingen. De geurdrempels zijn afgeleid uit de volgende bronnen:

Ruth, J.H. Odor thresholds and irritation levels of several chemical substances; a review. Am. Ind. Hyg. Assoc. J., 47, A 142–151, 1986. HSDB (Hazardous Substance Data Base), National Library of medicine, Bethesda, Maryland, USA, 2001.

AIHA (American Industrial Hygiene Association). Odor thresholds for chemicals with established occupational health standards. Akron, OH: AIHA, 1989.

Devos, M., F. Patte, J. Rouault, P. Laffort and L.J. van Gemert. Standardized human olfactory thresholds. New York: Oxford University Press, 1990.

Omdat literatuurwaarden van geurdrempels van een stof soms sterk uiteen liggen, is er voor gekozen zowel de laagste gerapporteerde waarde als de mediaan van de gerapporteerde waarden in het overzicht op te nemen. Voor de toetsing van de binnenluchtconcentratie aan de geurdrempel dient de mediane waarde gebruikt te worden.

² Voor de samenstelling van de somparameters wordt verwezen naar bijlage N van de Regeling bodemkwaliteit. Voor de berekening van de som TEQ voor dioxine wordt verwezen naar bijlage B van de Regeling Bodemkwaliteit.

³ Definitie van minerale olie wordt beschreven bij de analysenorm. Indien er sprake is van verontreiniging met mengsels (bijvoorbeeld benzine of huisbrandolie) dan dient naast het alkaangehalte ook het gehalte aan aromatische en/of polycyclische aromatische koolwaterstoffen bepaald te worden. Met deze somparameter is om praktische redenen volstaan. Nadere toxicologische en chemische differentiatie wordt bestudeerd.

– Geen MTR, TCL, of geurdrempel beschikbaar

BIJLAGE 3: MILIEUHYGIËNISCH SANERINGSCRITERIUM BODEM, PROTOCOL ASBEST

1. Inleiding

1.1 Aanleiding

De aanleiding voor het opstellen van het 'Milieuhygiënisch Saneringscriterium Bodem, protocol asbest' (in het vervolg te noemen het 'protocol asbest') is het bodembeleid zoals geformuleerd in de Beleidsbrief Bodem (TK 24 december 2003, 28 663 en 28 199, nr. 13) en het beleid ten aanzien van asbest in de bodem zoals geformuleerd in de Beleidsbrief asbest in bodem, grond en puin(granulaat) (TK 3 maart 2004, 28 663 en 28 199, nr.15). In de genoemde beleidsbrieven staat vermeld dat er een 'milieuhygiënisch saneringscriterium' bodem, onder andere voor asbest, zal worden ontwikkeld. Het milieuhygiënisch saneringscriterium bodem is een wetenschappelijk onderbouwde systematiek waarmee de risico's van bodemverontreiniging bij een bepaald bodemgebruik locatie- en gebiedsspecifiek kunnen worden vastgesteld. Met het voorliggende 'protocol asbest' wordt invulling gegeven aan het milieuhygiënisch saneringscriterium bodem voor asbest. Het 'protocol asbest' is in 2004 verschenen als een zelfstandige uitgave, maar is later opgenomen als bijlage in de Circulaire bodemsanering 2009. In het voorliggende protocol zijn enige aanpassingen doorgevoerd ten opzichte van de 2009-versie, onder andere om tegemoet te komen aan de resultaten uit het rapport van de Gezondheidsraad over asbest van 3 juni 2010.

1.2 Doel

Op basis van het 'protocol asbest' kan worden bepaald of er sprake is van onaanvaardbare risico's ten gevolge van de aanwezigheid van een bodemverontreiniging met asbest. Conform de Beleidsbrief Bodem leidt de systematiek die door middel van dit protocol wordt beschreven tot de uitspraak 'geen onaanvaardbare risico's', of 'onaanvaardbare risico's'.

2. Uitgangspunten en reikwijdte

2.1 Uitgangspunten

Voor het toepassen van het 'protocol asbest' gelden de volgende uitgangspunten:

- Het protocol heeft alleen betrekking op landbodems (inclusief de 'drogere oevergebieden', zie paragraaf 1.2 van de hoofdtekst circulaire) en niet op de keuring van partijen grond.
- Er wordt geen volumecriterium gehanteerd, zoals gebruikelijk is voor de andere verontreinigingen, omdat met name de verontreinigde oppervlakte bepalend is voor de risico's. Gezien de onzekerheden in de modelmatige bepaling van de blootstellingsrisico's van de mens ten gevolge van asbest is echter vooralsnog geen oppervlaktecriterium vastgesteld.
- Het protocol is alleen van toepassing op historische asbestverontreinigingen op locaties die niet op basis van de zorgplicht gesaneerd dienen te worden (dat wil zeggen: alleen van toepassing op verontreinigingssituaties die voor 1 juli 1993 zijn ontstaan).

2.2 Beperking tot humane risico's

In geval van de aanwezigheid van asbest is er alleen sprake van schadelijke blootstelling van de mens ten gevolge van het inademen van asbestvezels. Orale inname van asbest kan in principe geen kwaad en dermale opname speelt geen rol. Effecten op het (bodem)ecosysteem spelen eveneens geen rol. Verspreiding via grondwater van asbestdeeltjes vindt nauwelijks plaats, omdat de asbestvezels niet in grondwater oplossen. Daarom is er in het geval van bodemverontreiniging met asbest geen sprake van ecologische risico's en verspreidingsrisico's, alleen van humane risico's ten gevolge van inademing.

2.3 Relatie met het bodembeleid

Er wordt onderscheid gemaakt in twee categorieën van risico's, namelijk 'geen onaanvaardbare risico's' en 'onaanvaardbare risico's'

Geen onaanvaardbare risico's

Als er géén sprake is van onaanvaardbare risico's kan bij de huidige of toekomstige terreininrichting worden volstaan met een beperkingenregistratie van de bodemverontreiniging. Hierbij dient de plaats, soort, mate van hechtgebondenheid en mate en omvang van de bodemverontreiniging nauwkeurig te worden geregistreerd in het gemeentelijke beperkingenregister. Ook kan het bevoegd gezag voorschrijven om beheermaatregelen te treffen om blootstelling aan de verontreiniging te voorkomen. Eventueel kan het bevoegd tevens kiezen voor monitoring van de concentratie, indien door verwerking



de risico's van asbest mogelijk kunnen toenemen doordat de hechtgebondenheid kan verminderen. Als de inrichting van de locatie wijzigt, dienen de locatiespecifieke risico's opnieuw te worden beoordeeld.

Onaanvaardbare risico's

Indien sprake is van onaanvaardbare risico's dienen, behalve beperkingenregistratie, spoedig saneringsmaatregelen te worden getroffen op het deel van de locatie waar sprake is van de onaanvaardbare risico's ten gevolge van de aanwezigheid van asbest. Het bevoegd gezag dient binnen de daarvoor gestelde termijn een beschikking 'ernst en spoed' te nemen. De sanering dient binnen vier jaar na het afgeven van deze beschikking aan te vangen. Het bevoegd gezag zal op basis van de locatiespecifieke situatie het precieze tijdstip voor aanvang van de sanering vaststellen.

3. Opzet risicobeoordeling

3.1 Basisinformatie en afstemming

Het 'protocol asbest' is gebaseerd op de door RIVM en TNO ontwikkelde systematiek voor risicobeoordeling van bodemverontreiniging met asbest (RIVM-rapport 711701034/2003 'Beoordeling van de risico's van bodemverontreiniging met asbest'). Er heeft afstemming plaatsgevonden met de toenmalige werkgroep BONS (Bodembeleid en Normstelling), de werkgroep Asbest in bodem, grond en puin(granulaat) en de werkgroep NOBOWA (Normstelling Bodem en water). Tevens is bij het opstellen van het protocol rekening gehouden met het TCB-advies over het nieuwe asbestbeleid (kenmerk: TCB S56 (2003)).

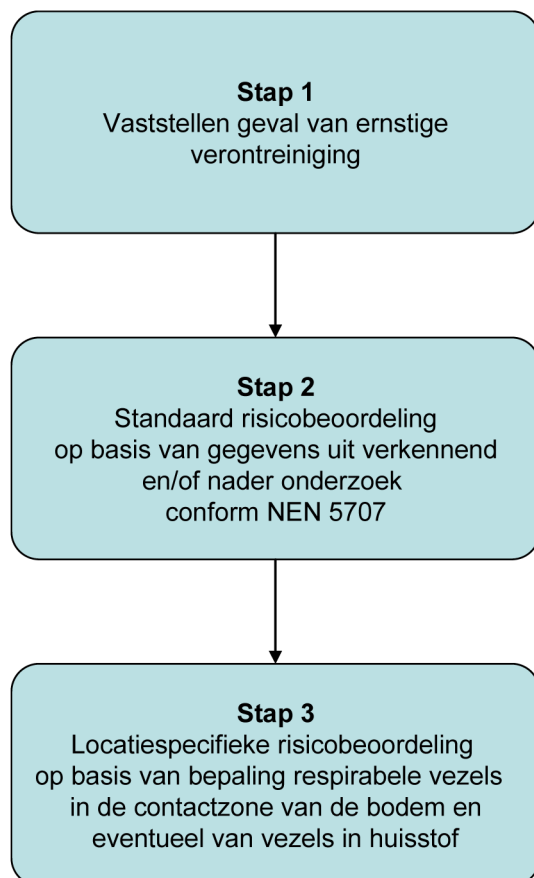
3.2 Afzonderlijke stappen

In analogie met de risicobeoordeling voor de overige verontreinigingen bestaat het 'protocol asbest' uit drie stappen, die in figuur 1 zijn weergegeven.

Stap 1 omvat het vaststellen of er sprake is van een geval van ernstige verontreiniging. Dit kan worden vastgesteld op basis van de resultaten van een verkennend en/of nader onderzoek (zie toelichtend kader over de NEN 5707).

Stap 2 omvat de standaard risicobeoordeling. Deze stap kan worden uitgevoerd op basis van de resultaten uit een verkennend en/of nader onderzoek (zie toelichtend kader over de NEN 5707).

Stap 3 omvat de locatiespecifieke risicobeoordeling. Deze bestaat uit het uitvoeren van aanvullende metingen gericht op het gehalte aan respirabele vezels in de contactzone van de bodem of de bodemlaag die wordt bewerkt en eventueel van het gehalte aan vezels in huisstof. In het volgende hoofdstuk wordt uitgebreid ingegaan op de afzonderlijke stappen van het protocol.



Figuur 1: Stappen 'protocol asbest'

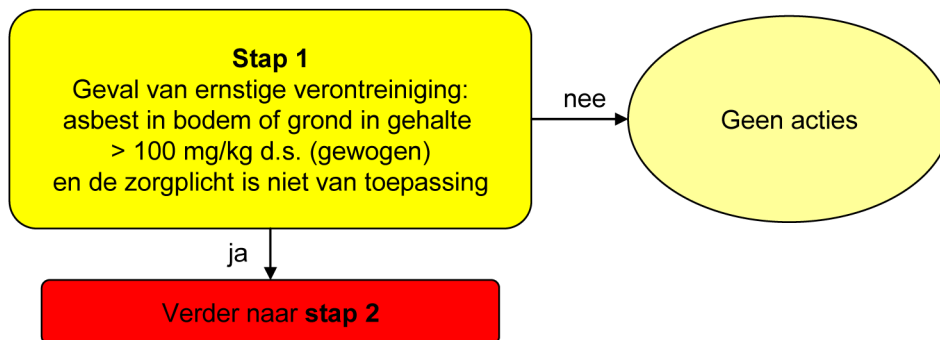
De systematiek van het 'protocol asbest' is zodanig opgezet dat men kan stoppen met het verder doorlopen van de stappen nadat geconcludeerd is in welke van de twee risicocategorieën de locatie valt. Afhankelijk van de categorie dient geregistreerd te worden, eventueel aangevuld met het treffen van beheer- en/of monitoringmaatregelen, of het spoedig uitvoeren van saneringsmaatregelen. Het bevoegd gezag bepaalt welke beheer- en/of saneringsmaatregelen dienen te worden getroffen. Beheermaatregelen kunnen bijvoorbeeld bestaan uit een periodieke controle van de actuele toestand van de locatie, zoals de dikte van de niet verontreinigde bovenlaag, de aanwezigheid van gebouwen, verharding, vegetatie en beperkingen voor het gebruik van de locatie.

De NEN 5707 (Bodem – Inspectie, monsterneming en analyses van asbest in bodem en partijen grond, mei 2003) beschrijft een methode voor de bepaling van het gehalte aan asbest in de bodem en in partijen grond. In de norm worden drie onderzoeksfases beschreven: vooronderzoek, verkennend onderzoek en nader onderzoek. Het vooronderzoek heeft als doel om op basis van verzamelde (historische) informatie over de locatie een onderzoekshypothese op te stellen over de aard en ruimtelijke verdeling van asbest in de bodem. Het verkennend onderzoek heeft als doel om de in het vooronderzoek gestelde hypothese te verifiëren. Het doel van het nader onderzoek is het vaststellen van het gemiddelde gehalte aan asbest per ruimtelijke eenheid (RE = 1000 m²) en in tweede instantie het in detail vaststellen van de omvang van de verontreiniging. De methode waarop de asbestanalyses dienen te worden uitgevoerd is eveneens beschreven in de NEN 5707.

4. Nadere uitwerking afzonderlijke stappen

4.1 Stap 1 Vaststellen geval van ernstige verontreiniging

Stap 1 is schematisch weergegeven in figuur 2. In deze stap wordt op basis van het verkennend en/of nader onderzoek vastgesteld of er sprake is van een geval van ernstige verontreiniging. Er is sprake van een geval van ernstige verontreiniging met asbest in de bodem indien de gemiddelde concentratie binnen een ruimtelijke eenheid hoger is dan de interventiewaarde van 100 mg/kg d.s. (gewogen; dat wil zeggen de concentratie serpentijn asbest + 10 x de concentratie amfibool asbest). Het vaststellen van de gemiddelde gewogen asbestconcentratie dient te worden uitgevoerd conform de NEN 5707. Opgemerkt wordt dat het volumecriterium voor een bodemverontreiniging met asbest niet van toepassing is bij het vaststellen van de ernst.

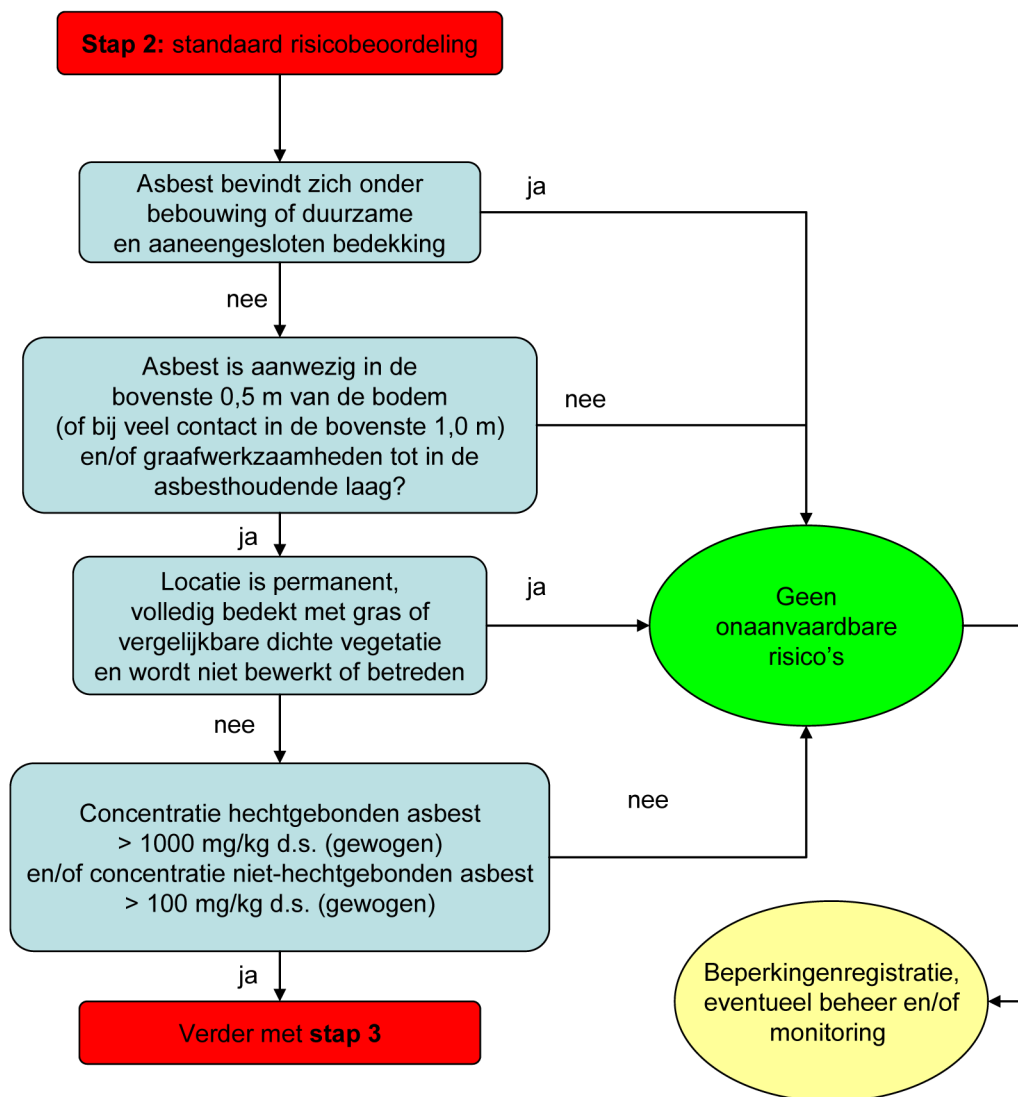


Figuur 2: Stap 1: Vaststelling geval van ernstige verontreiniging

4.2 Stap 2 Standaard risicobeoordeling

Stap 2 is schematisch weergegeven in figuur 3. In deze stap wordt op basis van de contactmogelijkheden met asbestvezels vastgesteld of de aanwezigheid van onaanvaardbare risico's kan worden weerlegd op basis van de volgende elementen:

- De situering onder bebouwing of duurzaam en aaneengesloten bedekking. Onder 'duurzame en aaneengesloten bedekking' wordt bijvoorbeeld verstaan: asfalt of bestrating. Afdekfolie valt hier niet onder.
- De diepte waarop asbest zich bevindt. Als de bodemverontreiniging zich dieper dan 0,5 m beneden maaiveld bevindt (of dieper dan 1,0 m beneden maaiveld bij veel contactmogelijkheden) en er vinden op de locatie geen graafwerkzaamheden plaats tot in de asbesthoudende laag is er géén sprake van onaanvaardbare risico's.
- De bedekking van de bodem met vegetatie. Als een locatie permanent en volledig bedekt is met gras of vergelijkbare dichte vegetatie en de locatie wordt niet bewerkt of betreden, dan kan er geen verwaaiing plaats vinden en is er géén sprake van onaanvaardbare risico's.
- De concentratie en de mate van hechtgebondenheid van asbest in de bodem. De concentratie is bekend uit het uitgevoerde verkennend en/of nader onderzoek. De analyses moeten worden uitgevoerd op basis van NEN 5707. Conform deze norm dient in de rapportage van de uitgevoerde analyses, naast het onderscheid in amfibool en serpentijn asbest, ook onderscheid te worden gemaakt in hechtgebonden en niet-hechtgebonden asbest. Dit laatstgenoemde onderscheid wordt gemaakt door het aangetroffen materiaal te vergelijken met referentiematerialen met bekende hechtgebondenheid. Uit praktijkmetingen is bekend dat er in het geval van een bodemverontreiniging met alleen hechtgebonden asbest in gehalten lager dan 1000 mg/kg d.s. (gewogen) geen asbest in de lucht wordt aangetroffen boven de bepalingsondergrens. Om deze reden is het niet nodig verdere metingen te verrichten indien het gehalte aan hechtgeboden asbest minder dan 1000 mg/kg d.s. (gewogen) bedraagt.



Figuur 3: Stap 2 : Standaard risicobeoordeling

4.3 Stap 3 Locatiespecifieke risicobeoordeling

Stap 3 is schematisch weergegeven in figuur 4. In deze stap worden de concentratie respirabele vezels in de bodem en eventueel in huisstof getoetst.

Respirabele vezels zijn vezels die kunnen worden ingeademd en in de longen terecht kunnen komen. Dit zijn vezels met een diameter kleiner dan 3 µm en een lengte kleiner dan 200 µm. Eventueel worden in tweede instantie metingen verricht naar het gehalte aan vezels dat zich ten gevolge van secundaire besmetting in binnenhuisstof bevindt. Secundaire besmetting wordt veroorzaakt doordat asbest afkomstig van verontreinigd bodemmateriaal aan kleding of schoeisel hecht en naar binnen wordt gelopen. Binnenshuis kunnen asbestvezels van de kleding of het schoeisel afvallen. Om tegemoet te komen aan toekomstige situaties dient de toetsing van de te verwachten emissie van respirabele asbestvezels vanuit de bodem naar de buitenlucht of vanuit binnenhuisstof naar de binnenlucht onafhankelijk van de daadwerkelijke gebruikssituatie en omgevingsfactoren plaats te vinden.

Bepalen en toetsen concentratie respirabele vezels in de contactzone.

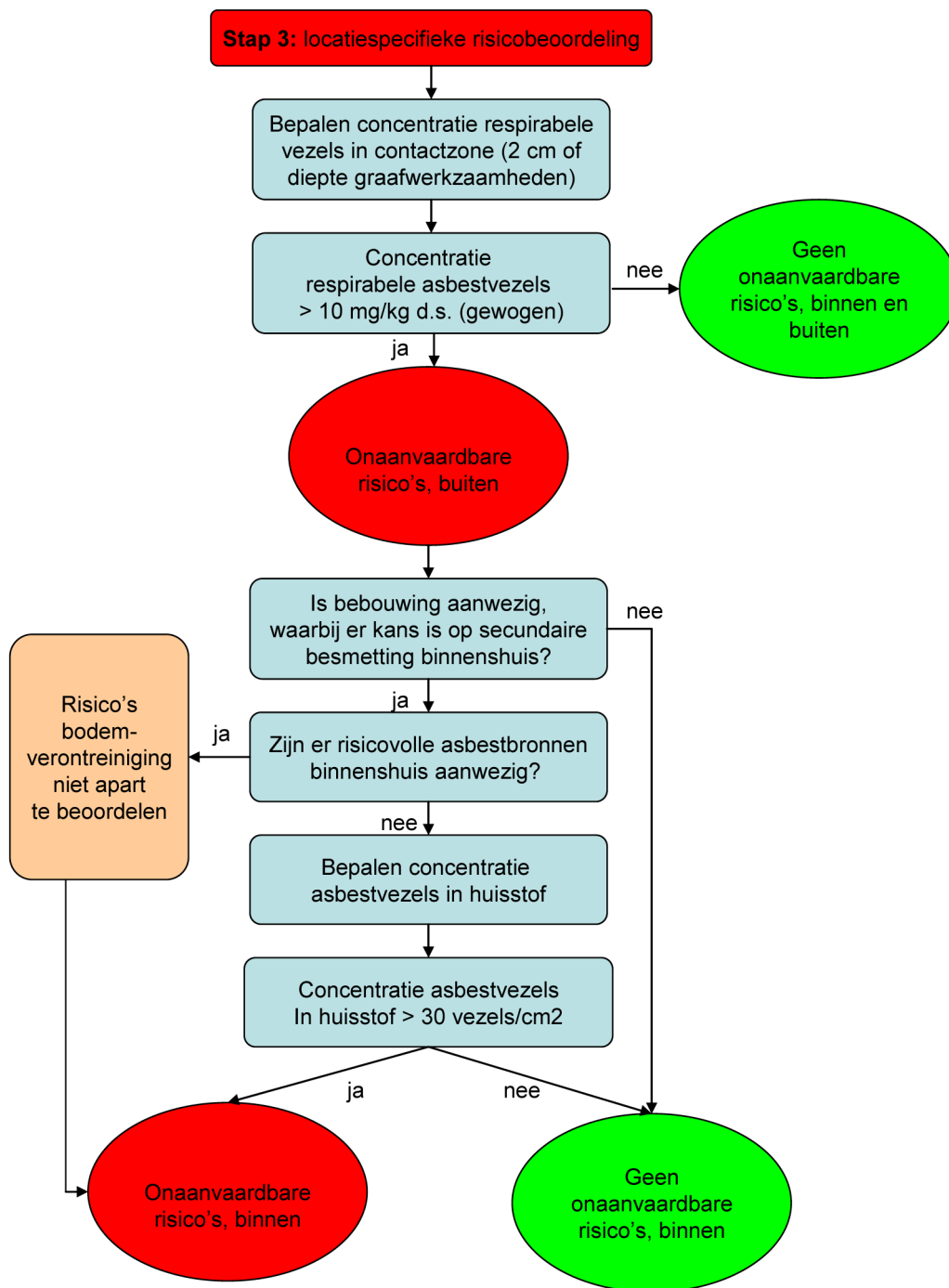
Als een te beoordelen locatie in stap 3 terecht komt dient de concentratie aan respirabele vezels in de contactzone van de bodem te worden bepaald. Bij de contactzone gaat het om het gedeelte van de bodem dat door betreden, berijden of graafwerkzaamheden wordt beïnvloed. De dikte van de contactzone is afhankelijk van het gebruik van de bodem en dient gemotiveerd te worden. Voor de contactzone wordt als standaard een diepte van 2 centimeter aangehouden, omdat bij betreden en berijden de concentratie aan de oppervlakte het meest relevante criterium is. In geval van graafwerk-

zaamheden moet de diepte aan worden gehouden van de bodemzone waarin deze werkzaamheden plaats kunnen vinden.

De methode om de respirabele vezels in de contactzone te bepalen is beschreven in de NEN 5707. In paragraaf 1 van hoofdstuk 10 van deze NEN is beschreven hoe een bodemmonster wordt samengesteld en gedroogd. In paragraaf 4 van hoofdstuk 10 is de methode beschreven om de concentratie respirabele vezels te bepalen. Afwijkend van de NEN 5707 dient echter het totale gedroogde monster te worden gezeefd over een 4 mm zeef en daarna pas een deelmonster van 20 grepen van tenminste 5 gram te worden samengesteld. De reden van de afwijking van NEN 5707 is dat het bij deze bepaling gewenst is om via het zeefproces zoveel mogelijk vezels vrij te maken, zodat sprake is van een realistisch 'worst case' scenario voor het bepalen van de respirabele fractie.

Toetsing van de concentratie aan respirabele vezels vindt plaats door vergelijking van de gemeten concentratie met een concentratie van 10 mg/kg d.s. (gewogen). Bij overschrijding van deze concentratie is sprake van 'onaanvaardbare risico's buiten'. Indien deze concentratie niet wordt overschreden is er geen sprake van 'onaanvaardbare risico's buiten'. Omdat in dat geval ook geen hoge concentratie aan respirabele vezels door secundaire besmetting in huistof kan ontstaan, is er ook geen sprake van 'onaanvaardbare risico's binnen'. In onderstaand kader staat een toelichting op de risicogrens die voor respirabele vezels in de bodem wordt gehanteerd.

In theorie zou er sprake kunnen zijn van een verontreiniging met meer dan 10 mg/kg d.s. aan respirabele asbestvezels, terwijl de totaalconcentratie aan asbest onder de interventiewaarde ligt. Uit onderzoek dat TNO heeft uitgevoerd blijkt echter dat zelfs voor het meest 'losse' niet-hechtgebonden asbest (vrijwel ongebonden asbest) het aandeel aan respirabele vezels nooit meer zal zijn dan 5–10% (zie RIVM-rapport 711701034/2003). Dit betekent dat bij een asbestconcentratie in de grond van 100 mg/kg d.s. de concentratie aan respirabele vezels nooit meer zal zijn dan 5–10 mg/kg d.s.



Figuur 4: stap 3: locatiespecifieke risicobeoordeling

Bepalen en toetsen concentratie asbestvezels in huisstof

Wanneer er op basis van de concentratie respirabele vezels in de bodem sprake is van 'onaanvaardbare risico's buiten' en secundaire besmetting binnen een gebouw niet valt uit te sluiten, dient in het kader van dit protocol de hoeveelheid asbestvezels in binnenhuisstof te worden bepaald. Dit gebeurt op basis van NEN 2991: 2005 'Lucht – risicobeoordeling in en rondom gebouwen of constructies waarin asbesthoudende materialen zijn verwerkt' (zie toelichting in kader hieronder).

In binnenhuisstof worden niet alleen de respirabele vezels, maar alle asbesthoudende materialen meegenomen. Dit omdat er van uit wordt gegaan dat door de grote activiteit binnenshuis de niet respirabele vezelstructuren na verloop van tijd kunnen splijten. Op basis van NEN 2991 wordt de hoeveelheid 'gesedimenteerde' asbestvezels (in vezels/cm²) bepaald.

In het kader van het 'protocol asbest' dient deze bepaling niet te worden uitgevoerd als er binnenshuis niet afgeschermd, niet-hechtgebonden asbesthoudende materialen aanwezig zijn die niet afkomstig zijn van de bodem, waarbij een risico op vezelemissie bestaat. In dat geval kan er namelijk geen

onderscheid worden gemaakt of de vezels afkomstig zijn van de verontreinigde bodem of van de asbesthoudende materialen binnenshuis en kunnen 'onaanvaardbare risico's binnen' ten gevolge van bodemverontreiniging niet worden uitgesloten.

Toetsing van de concentratie asbestvezels in huisstof vindt plaats door vergelijking van de gemeten concentratie met een concentratie van 30 vezels/cm². Bij overschrijding van deze concentratie is sprake van 'onaanvaardbare risico's binnen'.

NEN 2991: 2005:

Lucht – Risicobeoordeling in en rondom gebouwen of constructies waarin asbesthoudende materialen zijn verwerkt.

De norm beschrijft hoe door het uitvoeren van visuele inspectie wordt beoordeeld of risicovolle asbestbronnen aanwezig zijn. De inspectie dient in bepaalde gevallen te worden aangevuld met metingen van de asbestconcentratie in de binnenlucht. De toe te passen methode voor de metingen en toetsing is in de norm beschreven.

5. Conclusies en consequenties

Met behulp van het 'protocol asbest' worden de ernst en spoed bepaald in geval van met asbestverontreinigde landbodems.

Er is sprake van een geval van ernstige verontreiniging met asbest in de bodem indien de gemiddelde concentratie binnen een ruimtelijke eenheid hoger is dan de interventiewaarde van 100 mg/kg d.s. (gewogen). Met als doel de spoed te bepalen wordt de locatie ingedeeld in de categorie 'géén onaanvaardbare risico's' of 'onaanvaardbare risico's'.

De locatie valt in de categorie 'géén onaanvaardbare risico's' indien er aan de volgende voorwaarden wordt voldaan:

- er is geen grote kans op vezelemissie, omdat het onder de locatiespecifieke omstandigheden hoogst onwaarschijnlijk is om met de asbest uit de bodem in contact te komen;
- contact met asbest uit de bodem onder de locatiespecifieke omstandigheden weliswaar niet kan worden uitgesloten, maar op basis van ervaringsgegevens blijkt dat in dergelijke situaties vrijwel nooit gehalten aan asbest in de lucht zullen voorkomen die leiden tot onaanvaardbare risico's;
- de concentratie aan respirabele vezels is niet hoger dan 10 mg/kg d.s. (gewogen) en de concentratie asbestvezels in huisstof niet hoger is dan 30 vezels/cm².

In dat geval is er geen sprake van spoed, maar moet wel een beperkingenregistratie plaatsvinden. Het bevoegd gezag kan naast registratie aanvullend beheer- en/of monitoringmaatregelen voorschrijven. De inhoud van de beheer- en/of monitoringsmaatregelen wordt door het bevoegd gezag bepaald. Als de inrichting of het gebruik van de locatie verandert, dienen de locatiespecifieke risico's opnieuw te worden beoordeeld.

Indien aan deze voorwaarden niet wordt voldaan valt de locatie in de categorie 'onaanvaardbare risico's'.en is er sprake van spoed. Er dienen dan spoedig saneringsmaatregelen te worden getroffen op dat deel van de locatie waar sprake is van onaanvaardbare risico's ten gevolge van de aanwezigheid van de bodemverontreiniging met asbest. Met 'spoedig' wordt in dit kader bedoeld dat de sanering binnen 4 jaar na het afgeven van de beschikking ernst en spoed moet aanvangen.

De consequenties van de risicobeoordeling conform het onderhavige "protocol asbest" worden door het bevoegd gezag vastgelegd in een beschikking 'ernst en spoed'. In paragraaf 3.5. van de Circulaire bodemsanering 2009, zijn aandachtspunten voor de inhoud van een dergelijke beschikking opgenomen.

BIJLAGE 4: SANERING IMMOBIELE VERONTREINIGINGEN: HET SANERINGSRESULTAAT

1. Algemeen

De aard van de verontreinigingen bepaalt in samenhang met de aanwezige bodemopbouw en -samenstelling of er sprake is van een mobiele dan wel immobiele verontreinigingssituatie (kortweg aangeduid met mobiele en immobiele verontreiniging). Voor de aanpak van de immobiele verontreinigingen waren in de Regeling locatiespecifieke omstandigheden regels en bepalingen opgenomen die in deze circulaire inhoudelijk ongewijzigd zijn overgenomen. In tekstuele zin is de inhoud van de Regeling in het onderstaande in geringe mate aangepast.

2. Invulling kwaliteitseisen bovengrond

2.1 Samenhang tussen bodemfuncties en bodemnormen

Er zijn zeven bodemfuncties (waarvan drie met subfuncties) onderscheiden waarvoor generieke beschermingsniveaus voor blijvende geschiktheid zijn afgeleid.

De 7 bodemfuncties zijn:

- a. Wonen met tuin;
- b. Plaatsen waar kinderen spelen
 - i met een gemiddelde ecologische waarde;
 - ii met weinig ecologische waarde;
- c. Moestuinen en volkstuinten
 - i met veel gewasconsumptie (grote moestuinen)
 - ii met een gemiddelde gewasconsumptie (kleinere moestuinen)
- d. Landbouw;
- e. Natuur;
- f. Groen met natuurwaarden;
- g. Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie
 - i niet (nagenoeg) geheel verhard
 - ii (nagenoeg) geheel verhard

Voor elk van de 7 bodemfuncties (inclusief subfuncties) zijn risicoscenario's afgeleid op basis van:

- mate van contact van de mens met de bodem: veel of weinig;
- mate van gewasconsumptie: geen, beperkt, gemiddeld, veel;
- bescherming van landbouwproductie: wel of geen;
- bescherming ecologie generiek: matig, gemiddeld, hoog;
- bescherming ecologie rekening houdend met doorvergiftiging: matig, gemiddeld, hoog.

Uiteindelijk zijn de 7 bodemfuncties geclusterd tot drie bodemfunctieklassen. Voor elke bodemfunctieklasse is één generieke norm afgeleid voor blijvende geschiktheid, op basis van het meest gevoelige scenario binnen de bodemfunctieklasse. De indeling van de bodemfuncties in bodemfunctieklassen is in tabel 1 weergegeven. Tevens is de naam van de generieke norm voor blijvende geschiktheid weergegeven. Bij het vaststellen van de hoogte van de norm is de meest gevoelige functie bepalend geweest.

Tabel 1 Indeling in bodemfunctieklassen en naam bodemnorm

Afgeleide bodemnorm voor blijvende geschiktheid	Bodemfuncties die één bodemfunctieklasse vormen
Achtergrondwaarden	Landbouw Natuur Moestuinen-volkstuinen
Maximale Waarde wonen	Wonen met tuin Plaatsen waar kinderen spelen Groen met natuurwaarden
Maximale Waarde industrie	Ander groen, bebouwing, infrastructuur, industrie

In het rapport: Ken uw (water)bodemkwaliteit, de risico's inzichtelijk, (SenterNovem 1 september 2007, 3BODM0704) is de onderbouwing van deze normen beschreven.

In de Regeling bodemkwaliteit staan per stof de waarden voor de verschillende normen.

2.2 Mogelijke saneringsmaatregelen

Sanering van bodemverontreinigingssituaties kan door middel van de volgende maatregelen plaatsvinden:

- a. het afgraven van de verontreinigde grond;

- b. het verwijderen van de verontreinigende stoffen uit de grond of het grondwater;
- c. het toepassen van technieken die biologische afbraak/omzetting of chemische omzetting tot niet schadelijke eindproducten tot gevolg hebben;
- d. het isoleren van de verontreinigings situatie door middel van het aanbrengen van een leeflaag of andere duurzame afdeklaag.

In veel gevallen volstaat het aanbrengen van een leeflaag. Voor de bodemfuncties 'wonen met tuin', 'plaatsen waar kinderen spelen', 'groen met natuurwaarden', en 'ander groen' geldt als standaardaanpak het aanbrengen van een leeflaag.

Indien, veelal in het geval van de bodemfuncties 'bebouwing, infrastructuur en industrie', sprake is van verharding en/of bebouwing is de verontreinigings situatie automatisch geïsoleerd. Deze isolatie wordt dan gevormd door een afdeklaag, bestaande uit beton, asfalt, stelconplaten of flinke oppervlakten aaneengesloten bestrating met klinkers en tegels. Indien dergelijke constructies duurzaam en aaneengesloten zijn uitgevoerd, kunnen daarmee blootstellingrisico's in afdoende mate worden tegengegaan.

Voor de bodemfuncties 'natuur', 'landbouw' en 'moes- en volkstuinten' is geen standaardaanpak uitgewerkt. Als sanering aan de orde is zullen per geval de benodigde saneringsmaatregelen worden vastgesteld.

2.3 Eisen aan dikke leeflagen

Indien de saneringsmaatregel het aanbrengen van een leeflaag inhoudt, worden de volgende eisen aan die leeflaag gesteld:

- a. de leeflaag heeft een standaarddikte van één meter;
- b. in tuinen en overig begroeid terrein kan afhankelijk van de bewortelingsdiepte een grotere diepte, variërend van 1,0 tot 1,5 meter gewenst zijn;
- c. een van de standaarddikte afwijkende leeflaag is mogelijk bij een bijzondere wijze van inrichting of onder bijzondere omstandigheden, zoals een hoge grondwaterstand, ter beoordeling aan bevoegd gezag. Hierbij geldt een minimum dikte van 0,5 m;

Onder de leeflaag wordt als regel een signaallaag aangebracht, die tot doel heeft te waarschuwen voor verontreiniging die zich onder die signaallaag bevindt.

2.4 Terugsaneereisen en kwaliteitseisen leeflaag en aanvulgrond

Voor de invulling van de saneringsdoelstelling bij immobiele verontreinigingen in de bovengrond maakt het uit of er wel of geen sprake is van de aanvoer van grond van elders.

Indien er sprake is van aanvoer van grond van elders (aanvulgrond, aanbrengen leeflaag) is het Bbk van toepassing. Voor de aangevoerde grond gelden de volgende eisen:

- indien de saneringslocatie is gelegen in een gebied waarvoor conform het Bbk lokale maximale waarden zijn vastgesteld, dan gelden deze als kwaliteitseis;
- zo niet, dan is het generieke beleid conform het Besluit bodemkwaliteit (Bbk) van toepassing. De kwaliteitseis wordt bepaald op basis van de bodemfunctieklasse en op basis van de bodemkwaliteitsklasse. De strengste eis van deze twee geeft de doorslag. De bodemfunctieklasse wordt bepaald op basis van de functiekaart en als deze er niet is of als het gebied niet is ingedeeld wordt teruggevallen op de Achtergrondwaarde als kwaliteitseis. De bodemkwaliteitsklasse wordt bepaald op basis van de bodemkwaliteitskaart. Als deze er niet is dan wordt de locatie ingedeeld op basis van de bodemkwaliteit van de omgeving van de saneringslocatie.

Hoewel het toepassen van aanvulgrond op een bodemsaneringslocatie onder (art. 35 van) het Bbk valt en daarmee het bevoegd gezag Bbk een toezichthoudende en handhavende rol heeft, is het niet wenselijk dat twee verschillende instanties (bevoegd gezag Wbb en bevoegd gezag Bbk) toezicht houden op hetzelfde aspect tijdens de bodemsanering. Het ligt voor de hand dat het bevoegd gezag Wbb ook toezicht houdt op het aanbrengen van aanvulgrond op de saneringslocatie. Het verdient aanbeveling dat beide bevoegde overheden hier onderling goede afspraken over maken.

Indien er geen sprake is van aanvoer van grond van elders (herschikken, weghalen, reinigen ter plekke door te zeven) is het Bbk niet van toepassing. Geschiktheid voor de functie bepaalt dan de saneringsdoelstelling. Hierin wordt bij voorkeur door het bevoegd gezag Wbb aangesloten bij het Bbk. De bodemfunctieklasse is dan leidend voor het bepalen van de terugsaneerwaarde. Als er lokale maximale waarden zijn in het betreffende gebied, dan gelden deze als terugsaneerwaarde. Zo niet, dan geldt de norm (Achtergrondwaarde, Maximale Waarde Wonen of Maximale Waarde Industrie) die hoort bij de bodemfunctieklasse. De bodemfunctieklasse wordt bepaald op basis van de functiekaart en als deze er niet is of als het gebied niet is ingedeeld wordt teruggevallen op de Achtergrondwaarde. Het bevoegd gezag Wbb mag gemotiveerd kiezen voor een hiervan afwijkende terugsaneerwaarde, bijvoorbeeld op basis van de toekomstige bestemming of de daadwerkelijke functie in plaats van de



functie op de functiekaart. De reden voor een afwijkende saneringsdoelstelling kan ook liggen in gebiedsspecifieke omstandigheden zoals bijvoorbeeld in het geval van omvangrijke verontreinigingen als De Kempen.

Indien voldaan is aan de van toepassing zijnde kwaliteitseis, wordt het beoogde gebruik niet belemmerd door de aanwezige verontreiniging. Er zal dus steeds bij de gemeente moeten worden nagegaan in welke bodemfunctieklassie het gebied is ingedeeld waarin het saneringsgeval zich bevindt en of er sprake is van lokale maximale waarden voor het betreffende gebied. Indien grond wordt toegepast die van elders wordt aangevoerd moet bij de gemeente worden nagegaan of er een bodemkwaliteitskaart is.

BIJLAGE 5: SANERING MOBIELE VERONTREINIGINGEN: HET SANERINGSRESULTAAT

1. Algemeen

De aard van de verontreinigingen bepaalt in samenhang met de aanwezige bodemopbouw en -samenstelling of er sprake is van een mobiele dan wel immobiele verontreinigingssituatie (kortweg aangeduid met mobiele en immobiele verontreiniging). Voor de aanpak van de mobiele verontreinigingen zijn in de Wbb verschillende mogelijkheden geboden om tot een zo optimaal mogelijke uitvoering van de sanering te komen. In deze bijlage wordt een toelichting gegeven op het te realiseren saneringsresultaat.

2. Saneringsresultaat gevals- en clusteraanpak

Bij mobiele verontreinigingen kan in het algemeen niet worden uitgegaan van een generieke saneringsdoelstelling op gevalsniveau en daarmee zal elke situatie tot een andere voorkeursvariant kunnen leiden. In het keuzeproces gaat het om het vinden van een goed evenwicht tussen de te realiseren baten van de sanering en de lasten die hieraan verbonden zijn. Baten en lasten kunnen op verschillende abstractieniveaus worden gedefinieerd, maar in beginsel gaat het om de met de sanering te realiseren milieuwinst, ruimtelijke winst en lange termijn risicoreductie, versus de hiervoor benodigde kosten en korte termijn beperkingen, hinder en overlast als gevolg van de realisatie van de oplossing. In het keuzeproces is de Ausgangssituatie van de verontreiniging zeer sterk bepalend voor de uitkomst. Het gaat daarbij dan om de aard, intensiteit en omvang van een verontreiniging, maar ook om de situering ervan in zijn omgeving, zoals de aanwezige bodemkundige en hydrologische situatie en ligging ten opzichte van kwetsbare objecten. Ook de voorgenomen ruimtelijke ontwikkelingen zullen daarbij een zeer belangrijke rol spelen.

Vaak is de richting voor een voorkeursvariant op basis van een globale beschouwing van de verschillende factoren en kenmerken al op voorhand aan te geven. Bij de motivatie en onderbouwing van de betreffende variant kunnen ze dan ook als zodanig worden vermeld. Alleen in complexe situaties kan het voor de saneerder van meerwaarde zijn om een bredere afweging te maken en om daarbij meerdere varianten in beschouwing te nemen.

Voor verontreinigingen van relatief beperkte omvang en waarbij sprake is van ontwikkelingen op de locatie of in het gebied wegen de baten van een vergaande verwijdering van de verontreinigingen al snel op tegen de lasten. Voor omvangrijke grondwaterverontreinigingen zullen de verhoudingen tussen baten en lasten echter heel anders kunnen liggen. Dit is mede afhankelijk van de (toekomstige) gebruikswaarde van de ondergrond en het daarin aanwezige grondwater. Als er ontwikkelingspotenties aanwezig zijn voor de ondergrond en/of te beschermen kwetsbare objecten/gebieden, dan kan dit worden bijgeschreven aan de batenkant bij de afweging. Zijn de potenties en/of kwetsbare objecten er niet, dan zullen de baten al snel in het nadeel zijn van de lasten die aan een sanering van het grondwater zijn verbonden.

Uit de brede scala aan mogelijkheden voor varianten en daarmee te realiseren resultaten wordt richtinggevend uitgegaan van een vierdeling voor het totale resultaatgebied en de verplichtingen, die daar naar het oordeel van het bevoegde gezag Wbb aan kunnen worden verbonden:

- Volledige verwijdering al dan niet met kleine restverontreiniging: met name voor kleinschalige en eenvoudige verontreinigingen met of zonder ruimtelijke ontwikkelingen lijkt het logisch om op basis van kosten-baten verhoudingen in te zetten op de aanpak van bronzone en pluim in één keer en om te streven naar een saneringsresultaat met geen of beperkte restverontreiniging. Dit zal tot voordeel strekken voor zowel de saneerder als het bevoegde gezag omdat direct na de sanering direct na de uitvoering kan afgesloten op basis van het evaluatieverslag en er geen beperkingen of verplichtingen meer gelden voor de toekomst;
1
- Beperkte restverontreinigingen in het grondwater: in de praktijk zal dit het resultaat kunnen zijn van een gefaseerde sanering van een omvangrijke verontreiniging, waarbij in de eerste actieve saneringsfase de bronzone wordt gesaneerd en de locatie geschikt wordt gemaakt voor de functie en afhankelijk van het resultaat daarvan mogelijk nog wordt gevolgd door een passieve tweede fase. Met beperkte restverontreiniging wordt bedoeld een restverontreiniging kleiner dan 1000 m³ in gehalten bij voorkeur kleiner dan de interventiewaarde voor het grondwater. Met een dergelijke omvang zal er naar verwachting nauwelijks sprake zijn van verspreiding. Bij dit saneringsresultaat is dan na afloop van de sanering geen monitoring noodzakelijk. Indien de gemiddelde gehalten van deze beperkte restverontreiniging hoger zijn dan de interventiewaarde en een aanwezigheid van kwetsbare objecten in de omgeving kan door het bevoegde gezag, afhankelijk van de situatie worden besloten tot een beperkte monitoringverplichting. In deze situatie is de monitoring derhalve optioneel. Doel van de eventuele monitoring is dan het verkrijgen van een bevestiging dat inderdaad geen sprake (meer) is van verspreiding richting kwetsbare object;
- Grote restverontreinigingen in het grondwater: dit zou het resultaat kunnen zijn van saneringen

van grootschalige grondwaterverontreinigingen waarbij, na een actieve eerste fase sanering bij aanwezigheid van een bronzone, geen sprake meer is van eventuele toelevering van verontreinigingen richting de pluim en waarbij via extensieve in situ sanering en/of natural attenuation op termijn sprake is van een kwaliteitsverbetering van de pluim. Voor deze situaties is het al dan niet aanwezig zijn van kwetsbare objecten in het (potentiële) beïnvloedingsgebied van de verontreinigingspluim van belang. Indien kwetsbare objecten niet aanwezig zijn en de gebruiksfuncties van het (diepere) grondwater beperkt, kan het op basis van kosteneffectiviteit gerechtvaardigd zijn om primair in te zetten op de aanpak van bronzone. Bij het verlenen van instemming met deze aanpak zal duidelijk moeten zijn, dat sprake is van een stabiele milieuhygiënisch acceptabele eindsituatie, zoals bedoeld in paragraaf 4.1.3 van deze Circulaire al dan niet in combinatie met natural attenuation. Een zekere verspreiding kan in de gegeven situatie op basis van een afweging van lasten en baten acceptabel zijn. Op voorhand worden hier geen grenzen aan gesteld, noch aan de duur ervan. Afhankelijk van de situatie, én of het bij de verspreiding gaat om verontreinigingen in gehalten boven of onder de interventiewaarde, kan door het bevoegde gezag tot monitoring na sanering worden besloten en/of tot grondwaterbeheersing. De monitoring is optioneel voor situaties waarbij geen sprake is van kwetsbare objecten. Indien wel sprake is van in de nabijheid gelegen kwetsbare objecten kan het worden aangemerkt als een verplichting. Het doel van de (eventuele) monitoring is dan het verkrijgen van een bevestiging dat de risico's van de verspreiding in voldoende mate zijn weggenomen. Indien deze risico's met de sanering niet in voldoende mate zijn weggenomen en er kwetsbare objecten in het potentiële verspreidingsgebied aanwezig zijn, kan het bevoegde gezag (al dan niet via een terugvalscenario) tot grondwaterbeheersing besluiten tot het moment waarop uit de voorgeschreven monitoring blijkt, dat er geen sprake meer is van verspreiding richting kwetsbare objecten;

- **Nog verspreidende restverontreinigingen in het grondwater:** in bijzondere situaties kan een saneringsresultaat waarbij nog sprake is van verspreiding van restverontreinigingen acceptabel zijn. Dit kan het geval zijn als de kosten van sanering extreem hoog zijn en niet in verhouding staan tot de daarmee te behalen milieuhygiënische en ruimtelijke winst, bijvoorbeeld door afwezigheid van gebruikspotenties van het grondwater en de afwezigheid van ruimtelijke dynamiek. Saneringsvarianten die leiden tot dit saneringsresultaat zijn op voorhand uitgesloten bij aanwezigheid van kwetsbare objecten in de omgeving.

Na afloop van de sanering zal monitoring noodzakelijk zijn ter vaststelling van de mate van verspreiding van de nog aanwezige restverontreiniging. Ook kan het bevoegde gezag aanvullende beheersmaatregelen opleggen als de situatie erom vraagt, bijvoorbeeld ter bescherming van potentiële gebruiksfuncties voor de toekomst. Deze eventuele beheersmaatregelen zouden ook als terugvalscenario kunnen gelden voor situaties waarbij uit de monitoring tijdens de sanering blijkt, dat de aanwezige verspreiding afwijkt van de prognoses en door het bevoegde gezag als onacceptabel wordt beoordeeld in de gegeven situatie.

In onderstaand overzicht staan de genoemde resultaatsgebieden samenvattend weergegeven.

Tabel: Resultaatsgebieden en verplichtingen

Saneringsresultaat	Nagenoeg volledige verwijdering (kleine restverontreiniging)		Beperkte restverontreiniging (omvang < 1000 m ³)		Grote restverontreiniging (nagenoeg stabiel of stabiel binnen 30 jaar)		Nog verspreidende restverontreiniging (beheersbaar en acceptabel in gegeven situatie)	
	afwezigheid kwetsbare objecten	kwetsbare objecten in omgeving	afwezigheid kwetsbare objecten	kwetsbare objecten in omgeving	afwezigheid kwetsbare objecten	kwetsbare objecten in omgeving	afwezigheid kwetsbare objecten	kwetsbare objecten in omgeving*)
Nazorg: monitoring;	--	--	--	optioneel	optioneel	ja	ja	niet toegestaan
Nazorg: beheersing	--	--	--	optioneel	optioneel	optioneel	optioneel	niet toegestaan
Terugval scenario in saneringsplan	--	--	--	--	--	optioneel	optioneel	niet toegestaan

*) een saneringsoplossing waarbij verontreinigingen in de pluim zich na sanering nog kunnen verspreiden wordt niet toegestaan indien zich kwetsbare objecten in de omgeving bevinden.

Een bijzondere oplossingsrichting is die, waarbij ook na de sanering van de bronzone beheersmaatregelen in de pluim noodzakelijk blijven, of waarbij het als gevolg van de omvang en complexiteit van de verontreinigingen noodzakelijk is om deze volledig te isoleren en blijvend te beheersen en te controleren. Deze situatie komt in de praktijk nauwelijks nog voor als 'te saneren geval', maar er zijn in het verleden wel divers gevallen op deze wijze aangepakt en voorzien van een verplichting tot eeuwigdurende nazorg.

Bij een gescheiden aanpak van bronzone en pluimgebied is een weloverwogen keuze voor de

definiëring en afbakening van de bronzone van groot belang. Bij een gefaseerde sanering ligt het belang bij het zo doelmatig mogelijk uitvoeren van de sanering, bij een gebiedsgerichte sanering bij het maken van (financiële) afspraken met de gebiedsbeheerder (zie paragraaf 3). Doelstelling van de sanering van de bronzone kan onder meer zijn, dat geen toelevering van stoffen naar de grondwaterpluim meer mag plaatsvinden na sanering. In dat verband kan het van belang zijn de bronzone voldoende robuust te definiëren. Een hulpmiddel hierbij is een op de aanwezige situatie toegespitst conceptueel model met betrekking tot de verspreiding.

Een eventuele verplichting tot (tijdelijke) monitoring na de sanering dient locatiespecifiek te worden bepaald. In het voorgaande is een indicatie gegeven van de mogelijke noodzaak hiertoe en de doelstelling ervan. Het is echter een verantwoordelijkheid van het bevoegde gezag Wbb. Ook voor eventuele nazorg geldt, dat de verplichting daartoe door het bevoegde gezag wordt bepaald. De informatie in voorgaande tabel en de gegeven toelichting is in dit opzicht richtinggevend. Voor saneringen volgens het IBC-principe zal altijd sprake zijn van actieve nazorg. Beheersen en controleren vormen vaste onderdelen van dit type saneringen.

3. Saneringsresultaat gebiedsaanpak

De gebiedsaanpak beoogt een belangrijke stimulans te vormen om grondwaterverontreiniging aan te pakken en tot (deel)sanering van bronzones te komen en (her)ontwikkeling van het gebied waarbinnen deze locaties liggen. Hoewel de gebiedsaanpak primair gericht is op het diepere grondwater, komt er ook een verplichting uit voort tot het saneren van de bronzones. In deze zin is er van een brede doelstelling sprake.

Voor de bronzone geldt dat een goede definiëring en afbakening van belang is, omdat de verantwoordelijkheid voor de sanering hiervan in beginsel blijft liggen bij de saneringsplichtige. Het is een verplichting voortvloeiend uit het mogen participeren in de gebiedsaanpak. De doelstelling van de sanering van de bronzone is, naast het geschikt maken van de bovengrond voor de voorgenomen functie, het voorkomen of uitsluiten van nalevering van stoffen hieruit richting het pluimgebied. Om dit te bewerkstelligen dient de bronzone voldoende robuust te worden gedefinieerd. Voorkomen moet worden dat na de sanering ervan de pluim nog wordt gevoed met stoffen uit de in de onderzoeksfase gedefinieerde bronzone. Voor de afbakening geldt hetzelfde als in het voorgaande genoemd bij de gescheiden aanpak van bronzone en deelsanering.

In concrete termen van grondwaterkwaliteit is bij de gebiedsaanpak essentieel, dat de risico's van verspreiding van de verontreiniging buiten het beheersgebied zo veel mogelijk wordt voorkomen of kan worden uitgesloten. Op basis van monitoring zal bepaald worden of en zo ja wanneer er zal worden ingegrepen. De aanvaarding van een zekere mate van verspreiding van verontreinigingen binnen het gebied mag er niet toe leiden dat buiten het gebied onaanvaardbare risico's ontstaan.

Binnen het gebied staat de bescherming van bepaalde functies van, op en in de bodem centraal. De te bereiken kwaliteit van het grondwater dient daarop te zijn afgestemd. Zolang daaraan is voldaan, bestaat in principe geen noodzaak tot het treffen van (verdergaande) saneringsmaatregelen. Dat laat onverlet dat het bevoegd gezag wel kan kiezen voor een verdergaande doelstelling. Vaak zal tevens worden beoogd om op termijn een verbetering van de grondwaterkwaliteit binnen het gebied te bereiken. Hiertoe zal de sanering van bronzones een bijdrage leveren als ook de optredende 'natural attenuation' en eventueel de in het kader van de ontwikkeling te realiseren voorzieningen (tijdelijke grondwateronttrekkingen, permanente onttrekkingen bijvoorbeeld in het kader van WKO-installaties, koelsystemen, e.d.) en waar nodig in situ saneringstechnieken.

Met deze maatregelen, gericht op het tegengaan van inbreng van nieuwe verontreinigingen in het grondwater en trendomkering, zal de gebiedsaanpak ook bijdragen aan de realisatie van de doelstellingen van de KRW en in bijzonder die van de Grondwaterrichtlijn.

Een toelichting op relevante artikelen van de Wbb staat in de daarbij behorende Memorie van Toelichting. Daarnaast staat in de 'Handreiking gebiedsgericht grondwaterbeheer' informatie over de betekenis ervan voor de praktijk.

4. Stappenplan voor sanering mobiele verontreinigingen

In het afwegingsproces om tot de meest gewenste saneringsoplossing te komen, zijn de volgende stappen te onderscheiden:

1. vaststellen of sprake is van een mobiele of immobiele verontreiniging;
2. keuze voor de gewenste of mogelijke saneringsaanpak;
3. keuze voor de meest doelmatige saneringsstrategie;
4. keuze en motivering saneringsvariant en te realiseren saneringsresultaat



stap 1:

Of sprake is van een mobiele verontreiniging volgt uit de in par. 4.3.2 gegeven definitie hiervoor en het uitgevoerde nader bodemonderzoek;

stap 2:

De keuze voor de gewenste saneringsaanpak volgt uit de situering van de aanwezige verontreiniging ten opzichte van eventueel aanwezige andere verontreinigingen en hieraan gestelde voorwaarden in paragraaf 4.4.1;

stap 3:

De keuze voor de meest doelmatige saneringsstrategie is afhankelijk van saneringsaanpak

Bij een **gevals- en clusteraanpak** is de keuze voor een strategie sterk afhankelijk van de omvang en complexiteit van de verontreiniging. Voor gevallen van beperkte omvang heeft het saneren in één keer om redenen van zowel doelmatigheid als kosten in het algemeen de voorkeur. Voor omvangrijke verontreinigingen is een keuze in die richting minder logisch. Een gefaseerde sanering sluit dan beter aan bij de gegeven problematiek.

Bij een gefaseerde sanering wordt de saneringsdoelstelling voor het hele geval geformuleerd en worden de verschillende saneringsfasen op hoofdlijnen uitgewerkt in één saneringsplan. Een gefaseerde sanering maakt het in principe mogelijk om de sanering van de bronzone in tijd te scheiden van die van de verontreinigingspluim zonder de doelstelling voor de pluim uit het oog te verliezen. Voor deze strategie kan worden gekozen in situaties waarbij het duidelijk is, dat ook maatregelen voor de pluim nodig zijn om verdere verspreiding te voorkomen of te beperken en beheersbaar te maken, bijvoorbeeld vanuit de noodzaak om kwetsbare objecten te beschermen.

Bij een **cluster- en gebiedsaanpak** ligt het ook voor de hand te kiezen voor de strategie van gefaseerde sanering. Binnen de gefaseerde sanering is het voor de bronzone mogelijk om verder te differentiëren naar deelsaneringen, bijvoorbeeld in situaties waarbij de bron van verontreinigingen door aanwezige boven- of ondergrondse infrastructuur (nog) niet kunnen worden aangepakt.

Bij een **gebiedsaanpak** is de strategie voor de saneringsplichtige in beginsel alleen gericht op een deelsanering, omdat de pluim wordt losgekoppeld en binnen een andere strategie (die van de gebiedsbeheerder) wordt uitgevoerd. De aanpak van de bronzone wordt als één of meerdere deelsaneringen uitgevoerd. Van meerdere deelsaneringen kan bijvoorbeeld worden uitgegaan, indien binnen de bronzone gebiedsdelen aanwezig zijn die op het moment van saneren niet bereikbaar zijn voor de in te zetten technieken.

Stap 4:

De keuze voor de meest optimale saneringsvariant verschilt bij de gevals- en clusteraanpak van die voor de gebiedsaanpak

Voor de **gevals- en clusteraanpak** wordt in het eindrapport van het project 'doorstart A-5'¹⁴ een beschrijving gegeven van het afwegingsproces met in het praktijkdocument ROSA (Robuust Saneringsvarianten Afwegen)¹⁵ praktische hulpmiddelen om te komen tot een voorkeursvariant voor mobiele verontreinigingen. Deze documenten zijn met name aan te merken als instrumenten ter facilitering van de saneerder.

Bij het motiveren van de voorkeursvariant wordt uitgegaan van de geldende wettelijke saneringsdoelstelling en daaruit voortvloeiende eisen. De focus ligt daarbij op het behoud en/of herstel van de functionele kwaliteit van de bodem (met o.a. het voorkomen van bedreiging van kwetsbare objecten) en op het beheersbaar maken van de aanwezige verontreiniging. Sanering van mobiele verontreinigingen mag maximaal 30 jaar duren als de gekozen variant dit noodzakelijk maakt. Bij het motiveren en onderbouwen van de voorkeursvariant dient in aanmerking te worden genomen, dat een sanering die binnen een beperkt aantal jaren kan worden afgerond in dit opzicht de voorkeur verdient, omdat langdurige saneringen vragen om langdurige controle en rapportage en de uitkomst toch vaak onzeker is.

Voor de **gebiedsaanpak** van grootschalige grondwaterverontreinigingen in omstandigheden waarbij gebiedsgericht grondwaterbeheer is ingesteld gelden bijzondere regels. Bij de gebiedsaanpak gaat het niet langer om de traditionele manier van saneren, maar om het beheersen van de verontreiniging. Risicobeheersing is hierbij een kernbegrip. Dat houdt in dat verspreiding van de verontreiniging buiten het beheergebied aan strikte beperkingen is onderworpen. Binnen het gebied dienen de daartoe aangegeven (beoogde) functies in voldoende mate te worden beschermd en werkt de tijd in op de verontreinigende stoffen via 'natural attenuation', eventueel gestimuleerd met in situ saneringsme-

¹⁴ Eindrapport project 'doorstart A-5' van 2 juli 2001: Afwegingsproces voor de aanpak van mobiele verontreinigingen in de ondergrond; Projectbeschrijving en landelijke saneringsladder.

¹⁵ ROSA, Handreiking voor het maken van keuzes en afspraken bij mobiele verontreinigingen, september 2005.



thoden. Bij de gebiedsaanpak zijn de individuele gevallen van verontreiniging niet langer het vertrekpunt. Vertrekpunt is nu het grondwater in het betreffende gebied. De gebiedsaanpak richt zich op het beheer van het gehele grondwaterpakket binnen het gebied, met alle bekende en (nog) onbekende verontreinigingen.

Het gevolg hiervan is dat de afbakening van individuele gevallen van verontreiniging in het grondwater niet langer noodzakelijk is, dat gewerkt kan worden met technisch goed uitvoerbare maatregelen en dat de kosten van de aanpak aanzienlijk zullen dalen ten opzichte van een traditionele aanpak. Ook is minder (kostbaar) onderzoek nodig, terwijl de effectiviteit van de maatregelen als hoog kan worden beoordeeld. Een maatschappelijk gewenste ruimtelijke ontwikkeling met gebruik van de ondergrond wordt niet langer belemmerd, maar juist gefaciliteerd. Er ontstaat dus een doelmatige aanpak.

De gebiedsaanpak is niet rechtstreeks gericht op het saneren van de bronzones, maar beoogt wel degelijk om de aanpak ervan te bevorderen. Zo zullen bijvoorbeeld met een saneerder, die wil participeren in de gebiedsaanpak, afspraken worden gemaakt over de sanering van zijn bronzone. Het belang van sanering daarvan is evident. Samen met de genoemde natural attenuation zal de sanering van bronzones kunnen leiden tot de gewenste trendomkering van de grondwaterkwaliteit in het beheersgebied. Doelstelling van de sanering van de bronzone is, naast het geschikt maken van de bodem voor het voorgenomen gebruik en/of de aanwezige gebruiksfunctie, het zoveel mogelijk verwijderen van de mobiele verontreinigingen. Uitgangspunt hierbij is het voorkomen, dat relevante toelevering van verontreinigende stoffen richting het grondwater van het beheersgebied zal plaatsvinden.

In dit licht bezien is een goede afbakening van de bronzone van groot belang. Bij een gebiedsaanpak zal hier bij het uit te voeren onderzoek bijzondere aandacht aan moeten worden besteed.



BIJLAGE 6: RICHTLIJN VOOR HET OMGAAN MET NIET-GENORMEERDE STOFFEN

1. Inleiding

Genormeerde stoffen

In deze circulaire staan voor veel stoffen interventiewaarden of indicatieve niveaus voor ernstige verontreiniging (INEV's) voor grond en grondwater en streefwaarden voor grondwater vermeld. In de Regeling bodemkwaliteit zijn voor (ongeveer) dezelfde stoffen achtergrondwaarden voor grond opgenomen. Dit zijn, als het gaat om bodem- en grondwaterkwaliteit, de genormeerde stoffen.

Niet-genormeerde stoffen

Hiernaast zijn er stoffen die slechts incidenteel als bodemverontreiniging worden aangetroffen, waarvoor deze circulaire en de genoemde regeling geen normen vermelden. Ook voor nutriënten (nitraat, fosfaat) of andere 'macroparameters' (chloride, ijzer) staan niet de genoemde normen in de Circulaire bodemsanering en de Regeling bodemkwaliteit. Dergelijke stoffen worden in deze richtlijn aangeduid als 'niet-genormeerde stoffen'.

Ook bij het aantreffen van niet-genormeerde stoffen kan er sprake zijn van een geval van ernstige verontreiniging (art. 29 Wbb), dat al dan niet met spoed moet worden gesaneerd (art. 37 Wbb). Ook hierbij geldt dat het moet gaan om historische gevallen van bodemverontreiniging (sinds 1987 geldt ook voor niet-genormeerde stoffen de zorgplicht). Tevens kan er een beperking zijn op het hergebruik van grond of bagger waarin niet-genormeerde stoffen aanwezig zijn.

Bij het ontbreken van streefwaarden voor grondwater en/of achtergrondwaarden voor grond is niet duidelijk of er sprake is van bodemverontreiniging. Een beschikking 'ernst en spoed' kan als het gaat om niet-genormeerde stoffen niet worden onderbouwd met overschrijding van Interventiewaarden of INEV's. Deze richtlijn geeft een handvat voor de wijze van handelen.

Afbakening toepassingsgebied van de richtlijn

Het gaat in deze richtlijn vooral om incidenteel voorkomende verontreinigende stoffen en in mindere mate om nutriënten of andere macroparameters. Voor nutriënten en andere macroparameters heeft de aanpak via andere wettelijke kaders (bijvoorbeeld mestregelgeving, regelgeving voor zeezand) de voorkeur boven een aanpak via de Wbb.

Voorliggende richtlijn heeft betrekking op het oordeel of er wel of geen sprake is van bodemverontreiniging, op de hergebruiksmogelijkheden van grond en bagger en op de beschikking ernst en spoed in het kader van de Wbb. In de Regeling Bbk is aangegeven dat voor niet-genormeerde stoffen de zorgplicht in acht moet worden genomen. Dit betekent dat iedereen die weet of redelijkerwijs kan vermoeden dat nadelige gevolgen kunnen optreden als gevolg van een toepassing van grond of bagger, maatregelen moet nemen om verontreiniging te voorkomen of zoveel mogelijk te beperken. Deze zorgplicht richt zich ook op eventuele effecten van nutriënten en andere macroparameters in de toe te passen grond en bagger.

Inhoud van de richtlijn

Deze richtlijn gaat eerst in op mogelijkheden als alternatief voor een achtergrondwaarde voor grond of een streefwaarde voor grondwater (paragraaf 2). Het ontbreken van een achtergrondwaarde voor grond of een streefwaarde voor grondwater betekent dat er geen duidelijke grens is, waarboven wordt gesproken van de aanwezigheid van bodemverontreiniging. Bovendien is de achtergrondwaarde voor grond geschikt als invulling voor de maximale waarde wonen en de maximale waarde industrie uit de Regeling bodemkwaliteit. Dit is in lijn met de beleidsmatige keuzes voor andere stoffen in de Regeling bodemkwaliteit, waarbij de genoemde maximale waarden niet konden worden gebaseerd op door het RIVM afgeleide landelijke referentiewaarden of een voormalige samenstellingswaarde voor niet schone grond (voor meer informatie: zie het NOBO-rapport¹⁶).

Vervolgens gaat deze richtlijn in op de beoordeling van de ernst en spoed van een geval van verontreiniging (paragraaf 3) en aanvullende mogelijkheden als alternatief voor de interventiewaarde en INEV's (paragraaf 4).

¹⁶ NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling, Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007, VROM, december 2008.

2. Achtergrondwaarden en streefwaarden voor niet-genormeerde stoffen

Bij het ontbreken van een achtergrondwaarde voor grond zijn er de volgende mogelijkheden:

- in het kader van het proces (Inter)nationale Normen Stoffen (INS) worden voor grond streefwaarden afgeleid. Deze streefwaarden voor grond zijn te vinden via www.rivm.nl/rvs. Deze streefwaarden zijn gebaseerd op een Verwaarloosbaar Risiconiveau en kunnen als grens voor de aanwezigheid van een geval van verontreiniging worden gehanteerd;
- voor van nature voorkomende stoffen kan worden besloten de lokale natuurlijke achtergrondconcentratie van de betreffende stof vast te stellen en deze als achtergrondwaarde voor grond te gebruiken. Overschrijding van deze achtergrondwaarde houdt in dat er sprake is van een geval van verontreiniging. Informatie over natuurlijke achtergrondconcentraties in grond van met name niet-genormeerde macroparameters, nutriënten en metalen is te vinden in de gegevens van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (via het dossier 'meetnetten' op www.rivm.nl en via www.dinoloket.nl). Voor het bepalen van de natuurlijke achtergrondconcentratie kan gebruik worden gemaakt van de Richtlijn bodemkwaliteitskaarten (VROM en V&W, 2007) of de te hanteren werkwijze kan met het bevoegd gezag worden afgestemd;
- indien een stof niet van nature in de bodem aanwezig is en er is geen streefwaarde voor grond vanuit INS beschikbaar, dan kan de bepalingsgrens als achtergrondwaarde voor grond worden gebruikt. De bepalingsgrens is op te vragen bij de verschillende laboratoria en onderzoeksinstituten die de betreffende stof kunnen analyseren. Als de meetmethode voor de betreffende stof niet is gestandaardiseerd, kan de bepalingsgrens verschillen afhankelijk van de toegepaste methode en apparatuur. Indien de stof wordt aangetroffen in meer dan 25 m³ grond is er sprake van een geval van verontreiniging.

Voor ontbrekende streefwaarden voor grondwater kan de volgende aanpak worden gevolgd:

- door INS worden ook streefwaarden voor grondwater afgeleid, die zijn te vinden via www.rivm.nl. Deze streefwaarden zijn gebaseerd op een Verwaarloosbaar Risiconiveau en kunnen als grens voor de aanwezigheid van een geval van verontreiniging worden gehanteerd;
- voor stoffen die van nature in het grondwater voorkomen, wordt in principe de lokale natuurlijke achtergrondconcentratie als streefwaarde gehanteerd. Er dient hierbij (net als in deze circulaire voor metalen) onderscheid te worden gemaakt tussen diep en ondiep grondwater. Informatie over natuurlijk achtergrondconcentraties in het grondwater van met name niet-genormeerde macroparameters, nutriënten en metalen is te vinden in de gegevens van het Landelijke Meetnet Grondwaterkwaliteit en van de Provinciale Meetnetten Grondwaterkwaliteit (via het dossier 'meetnetten' op www.rivm.nl, via www.dinoloket.nl en/of via de websites van de provincies). Indien deze bronnen geen geschikte informatie opleveren, kan worden besloten op basis van metingen in de omgeving het lokale van nature aanwezige achtergrondgehalte vast te stellen;
- voor stoffen die niet van nature in het grondwater voorkomen en waarvoor geen streefwaarde voor grondwater vanuit INS beschikbaar is, kan de bepalingsgrens als streefwaarde worden gebruikt. De bepalingsgrens is op te vragen bij de verschillende laboratoria en onderzoeksinstituten die de betreffende stof kunnen analyseren. Als de meetmethode voor de betreffende stof niet is gestandaardiseerd, kan de bepalingsgrens verschillen afhankelijk van de toegepaste methode/apparatuur. Indien de stof wordt aangetroffen in grondwater in meer dan 100 m³ poriënverzadigd bodemvolume is er sprake van een geval van verontreiniging.

Het hanteren van de bepalingsgrens als achtergrondwaarde voor grond of als streefwaarde voor grondwater heeft niet de voorkeur, omdat als uitgangspunt voor het stellen van normen in het milieubeleid een risicobenadering wordt toegepast. Voor niet-genormeerde stoffen ontbreekt echter een risico-analyse. De bepalingsgrens wordt derhalve gehanteerd omdat er geen beter alternatief beschikbaar is.

3. Primaire beoordeling ernst en spoed van het geval van verontreiniging

Indien de saneringsregeling Wbb van toepassing is, kan een geval van verontreiniging met een stof waarvoor geen interventiewaarde of INEV beschikbaar is, primair worden beoordeeld door onderstaande stappen te doorlopen:

1. Beoordeling op basis van andere aanwezige stoffen waarvoor wel een interventiewaarde of INEV bestaat. Veelal worden in een geval van verontreiniging meerdere stoffen aangetroffen, zodat de beslissing over de ernst van een geval van verontreiniging zelden op slechts één stof is gebaseerd. Daardoor hoeft de sanering van een locatie doorgaans niet te stagneren vanwege het ontbreken van interventiewaarden voor één of zelfs meerdere stoffen;
2. Beoordeling van risico's op basis van voor andere gevallen van verontreiniging afgeleide ad hoc SRC's-eco (SRC = Serious Risk Concentration), ad hoc SRC's-humaan en ad hoc interventiewaarden voor grond en/of voor grondwater. Of dergelijke ad hoc waarden voor de betreffende niet-genormeerde stof beschikbaar zijn en of deze geschikt kunnen zijn voor de te beoordelen locatie is na te vragen bij het RIVM (via www.rivm.nl/rvs of de helpdesk van Sanscrit

www.sanscrit.nl). Een toelichting op de genoemde begrippen, alsmede kanttekeningen bij het gebruik van de betreffende waarden, staan in de volgende paragraaf;

3. Beoordeling van risico's met behulp van andere normen uit bijvoorbeeld het waterkwaliteitsbeheer, de meststoffenwetgeving of andere landbouwnormen (via www.wetten.overheid.nl).

Beoordeling uitsluitend op basis van fysisch-chemische verwantschap door gebruik te maken van een interventiewaarde voor een chemisch verwante stof is niet voldoende, omdat fysisch-chemische verwantschap van stoffen niet altijd gerelateerd is aan toxicologische verwantschap.

Op basis van gegevens uit bovenstaande procedure kan het bevoegd gezag mogelijk een besluit nemen over de ernst en spoed van een geval van verontreiniging of een eventueel saneringsplan.

4. Aanvullende beoordeling ernst en spoed van het geval van verontreiniging

Indien het bevoegd gezag van mening is dat zij haar besluit op basis van de beschikbare gegevens onvoldoende kan onderbouwen, kan het RIVM een ad hoc Interventiewaarde, een ad hoc SRC-eco en/of een ad hoc SRC-humaan afleiden. Contact hierover kan worden opgenomen via de helpdesk van Sanscrit (www.sanscrit.nl). De hier gebruikte termen worden hieronder toegelicht.

Ad hoc interventiewaarden en SRC's

Het RIVM kan afhankelijk van de situatie een voorstel doen voor:

- een ad hoc SRC-eco (ecotoxicologische Serious Risk Concentration). Dit is de concentratie van een verontreinigende stof in de grond, waarboven het ecotoxicologisch criterium waarop de interventiewaarden zijn gebaseerd wordt overschreden;
- een ad hoc SRC-humaan (humaantoxicologische Serious Risk Concentration). Dit is de concentratie van een verontreinigende stof in de grond, waarboven het humaantoxicologisch criterium waarop de interventiewaarden zijn gebaseerd wordt overschreden;
- beide bovengenoemde waarden. Indien beide waarden (kunnen) worden afgeleid, wordt de laagste van beide waarden aangemerkt als ad hoc interventiewaarde voor grond.

Voor grondwater wordt een ad hoc interventiewaarde afgeleid gelijk met het afleiden van de waarde voor grond, indien dat gewenst is. Dit gebeurt op dezelfde toxicologische basis van de risicobeoordeling, aangevuld met het gebruik van grondwater als drinkwater voor de mens, op basis van het door RIVM voorgestelde methode (zie RIVM-rapport 711701023 (februari 2001)).

Mocht het bevoegd gezag van mening zijn, dat voor een te beoordelen specifiek geval van verontreiniging het wettelijk instrumentarium moet worden toegepast, dan kan zij de Inspectie verzoeken namens de Minister van I en M, op basis van de RIVM-voorstellen, een ad hoc SRC-eco en/of een ad hoc SRC-humaan vast te stellen en eventueel tevens een ad hoc interventiewaarde voor grond en voor grondwater.

Een ad hoc interventiewaarde kan niet zomaar als 'wettelijke' interventiewaarde worden gehanteerd, omdat de ad hoc interventiewaarde vaak is gebaseerd op veel minder volledige informatie en/of op onbetrouwbare informatie. Bovendien is voor het vaststellen van ad hoc interventiewaarden niet een breed adviestraject doorlopen, hetgeen voor 'echte' interventiewaarden wel gebeurt. Bij de via reguliere tranches afgeleide voorstellen voor interventiewaarden wordt meer moeite gedaan om statistisch onderbouwde inputparameters te verkrijgen en wordt op basis van een meer intensieve gevoeligheidsanalyse meer accent gelegd op verbetering van de meest relevante parameters. Dit heeft als consequentie dat een voorstel voor een interventiewaarde een andere concentratie van een stof in de bodem kan aangeven, dan de eerder voor de betreffende stof afgeleide ad hoc interventiewaarde.

Het RIVM heeft de afgelopen jaren reeds een aantal ad hoc SRC's-eco, ad hoc SRC's-humaan en ad hoc interventiewaarden afgeleid. De ad hoc interventiewaarden kunnen worden gebruikt als een eerste indicatie voor de risico's van de aanwezigheid van een stof in de bodem. Indien beschikbaar kunnen deze worden opgevraagd bij het RIVM via de helpdesk van Sanscrit (www.sanscrit.nl). Ze hebben geen wettelijke status voor andere gevallen van verontreiniging.

Aanvullende beoordeling onaanvaardbare risico's

Ten behoeve van de beoordeling van de spoed om te saneren kan worden besloten bepaalde mogelijke relevante risico's specifiek in beschouwing te nemen.

Voor de beoordeling van onaanvaardbare risico's voor de mens kan gebruik worden gemaakt van onderdelen van het formulier van het humane blootstellingsmodel CSOIL (bijvoorbeeld een berekening van de blootstelling via ingestie van grond). CSOIL is beschreven in RIVM-rapport



711701054 (RIVM, 2007). De module binnen CSOIL om de blootstelling als gevolg van uitdamping van vluchtige verontreinigingen uit de bodem naar de binnenlucht te beoordelen zal het RIVM aanvullen voor woningen zonder kruipruimte en woningen met een kelder op basis van het RIVM-rapport 711701049 (RIVM, 2008). Hiervoor bestond het programma VOLASOIL.

Voor de beoordeling van onaanvaardbare ecologische risico's kan gebruik worden gemaakt van een TRIADE, omdat hiermee wordt gekeken naar daadwerkelijke ecologische effecten met behulp van bioassays en veldinventarisaties (zie voor verdere toelichting paragraaf 5.3 in bijlage 2 van deze circulaire).



BIJLAGE 7: OVERZICHT REGELGEVING WET BODEMBESCHERMING¹⁷

1. Wetgeving

Wet bodembescherming

Waterwet

Wet inrichting landelijk gebied (investeringsbudget)

2. Besluiten en ministeriële regelingen

Besluit overige niet-meldingsplichtige gevallen bodemsanering

Besluit verplicht bodemonderzoek bedrijfsterreinen

Besluit aanwijzing bevoegd gezag gemeenten Wet bodembescherming

Besluit financiële bepalingen bodemsanering (incl. subsidieregeling bedrijfsterreinen)

Regeling financiële bepalingen bodemsanering 2005

Besluit uniforme saneringen (BUS)

Regeling uniforme saneringen

Besluit bodemkwaliteit

Regeling bodemkwaliteit

Regeling beperkingenregistratie Wet bodembescherming

Regeling inrichting landelijk gebied (investeringsbudget)

Regeling beoordeling reinigbaarheid grond 2006

3. Mandaat/delegatiebesluiten

Besluit mandaat, volmacht en machtiging Rijkswaterstaat 2011, zoals gewijzigd op 1 januari 2013.

Besluit mandaat, volmacht en machtiging artikel 75 lid 7 Wet bodembescherming, Stcrt. 2005, 159

Delegatiebesluit subsidie bodemsanering bedrijfsterreinen

4. Circulaires

Beleidsregel kostenverhaal, artikel 75 Wet bodembescherming april 2007, Stcrt. 2007, 90 en gerectificeerd Stcrt. 2007, 93

Toepassing zorgplicht Wbb bij MTBE- en ETBE-verontreinigingen, Stcrt. 2008, 246

5. In procedure zijnde wetsvoorstellen

Geen.

6. Vervallen

Besluit mandaat, volmacht en machtiging Agentschap NL Bodem+

Wijziging Circulaire sanering waterbodems 2008, Stcrt. 2009, 68

Circulaire sanering waterbodems 2008, Stcrt. 2007, 245

Circulaire landsdekkend beeld van 20 november 2001, Stcrt. 2002, 14

¹⁷ Zie www.wetten.nl voor alle betreffende geldende regelgeving.