



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.

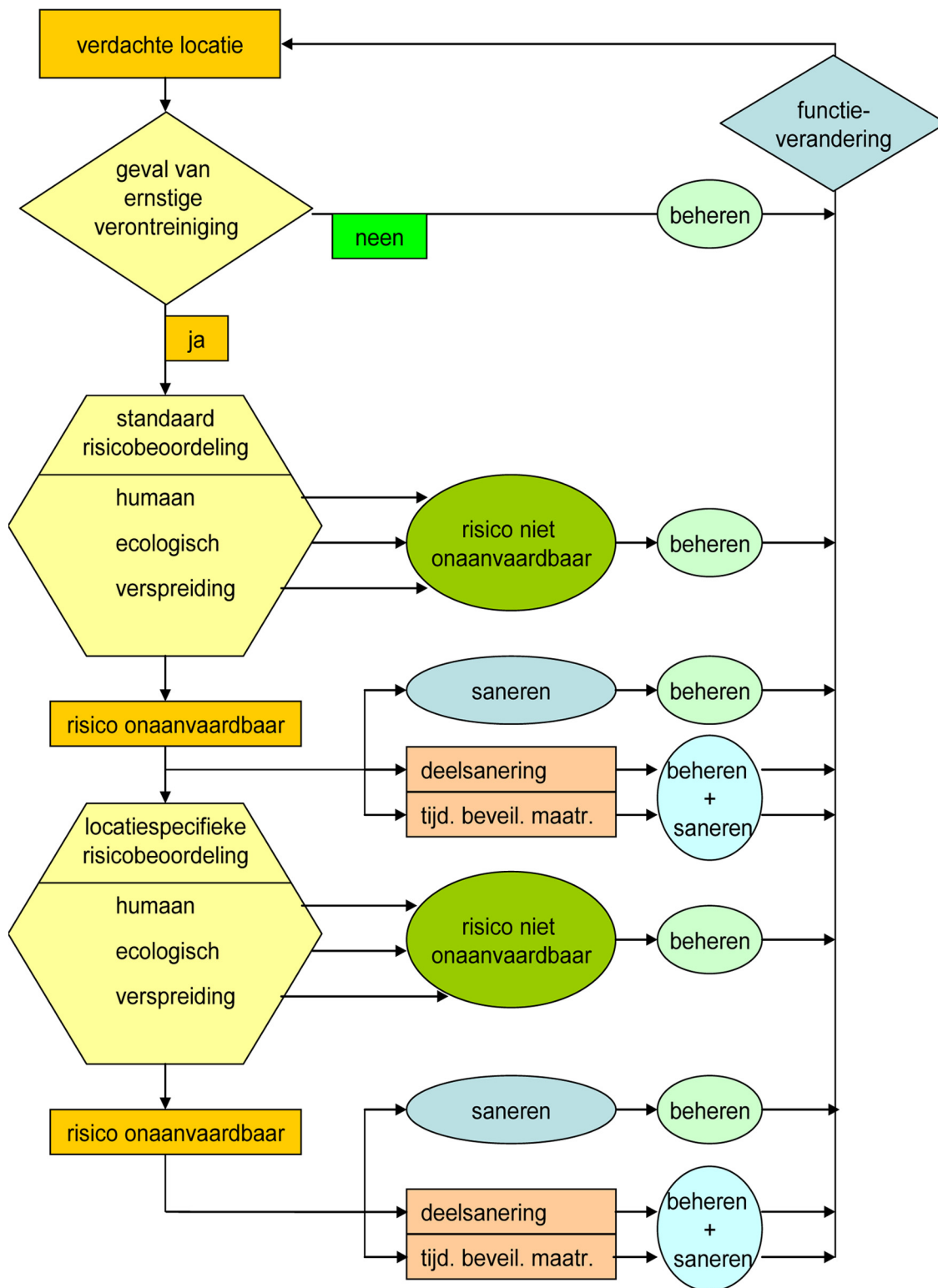
Stap 1 kan leiden tot de volgende resultaten:

- 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;
 - gebruiksbeperkingen;
- 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 bodemfunctieklasse 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 bodemfunctieklasse. De bodemfunctieklasse 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 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 teruggevalen 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.

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, milieuvrienden 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	Interventiewaarden	
		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
Chloornaftaleen (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.

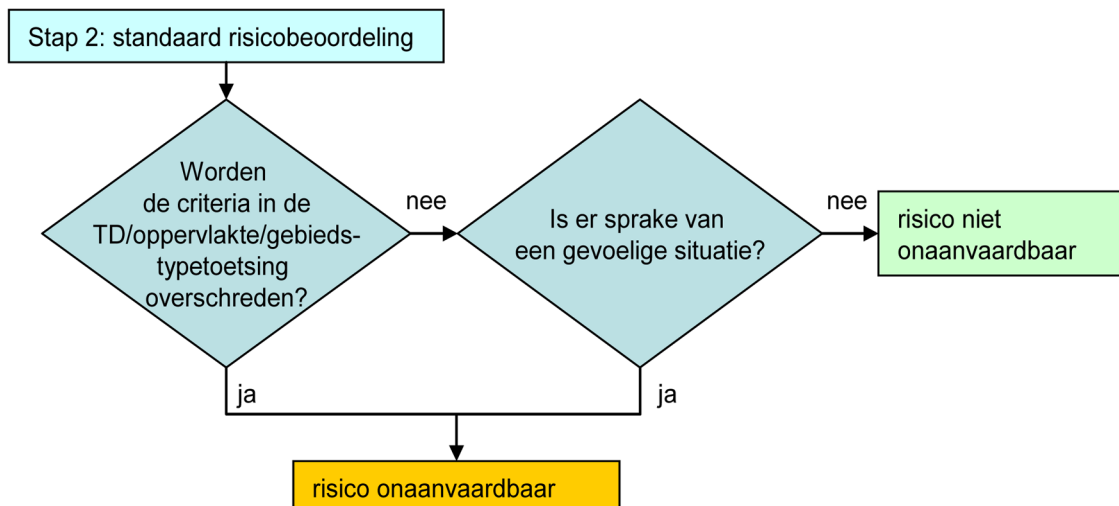
De procedure met gestandaardiseerde oppervlakken is generiek. Toch biedt deze aanpak een evenwichtige systematiek: bij hogere TD is gekozen voor een oppervlakte die een factor 10 kleiner is dan bij lagere TD en bij minder gevoelig bodemgebruik een oppervlakte die een factor 10 groter is dan bij gevoeliger 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:

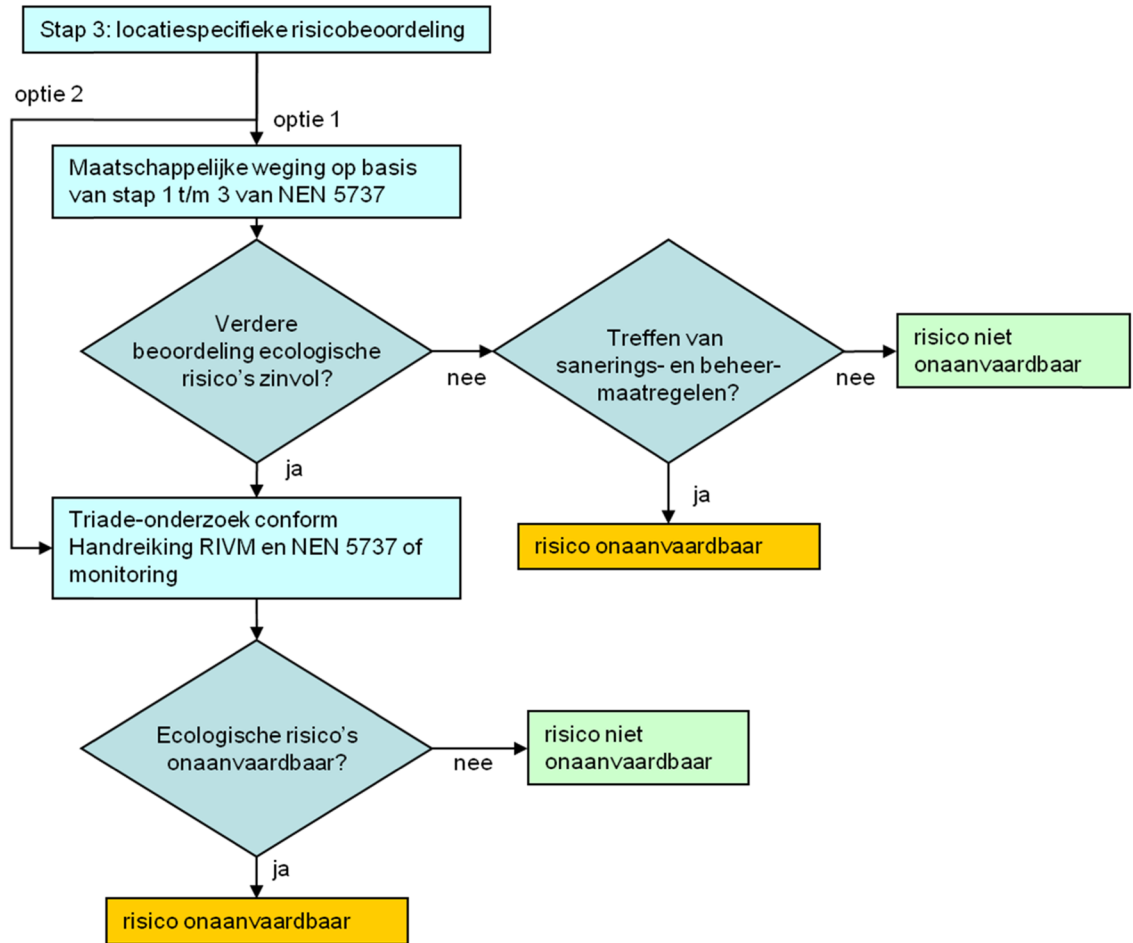
1. **Chemie:** nagaan welke stoffen in verhoogde gehalten in de bodem voorkomen en wat hun geschatte gezamenlijke effect op het ecosysteem is op basis van de toxische eigenschappen van de stoffen. Dit onderdeel sluit methodisch aan op stap 2 van het saneringscriterium in de beoordeling van ecologische 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 toplaag. 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 _{humana}	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 _{humain}	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)).

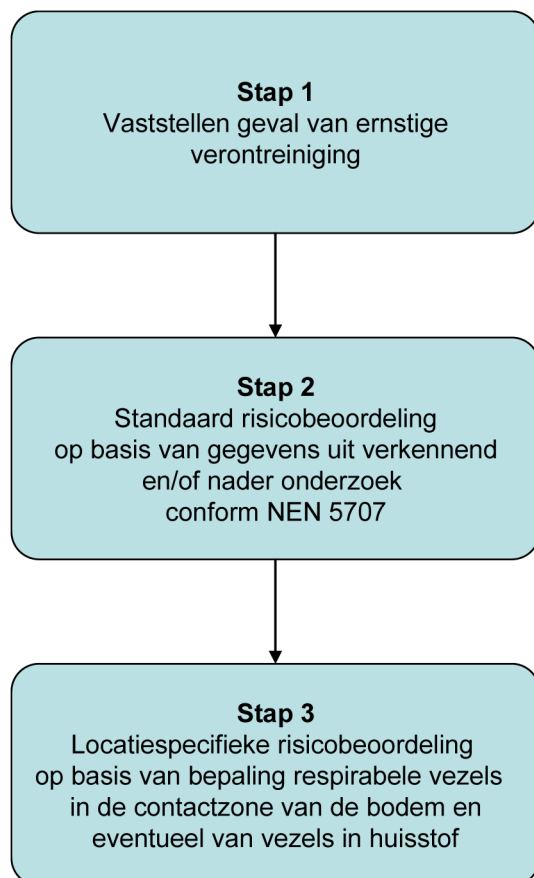
3.2 Afzonderlijke stappen

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'

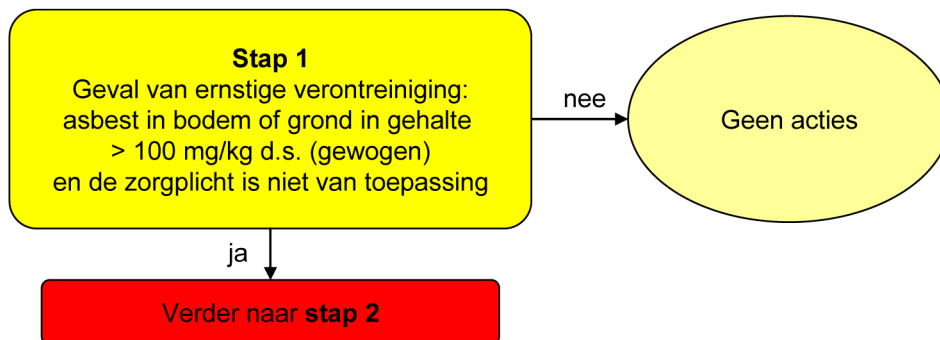
De systematiek van het 'protocol asbest' is zodanig opgezet dat men kan stoppen met het verder doorlopen van de stappen nadat geconcludeerd is in welke van de twee risicocategorieën de locatie valt. Afhankelijk van de categorie dient geregistreerd te worden, eventueel aangevuld met het treffen van beheer- 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.

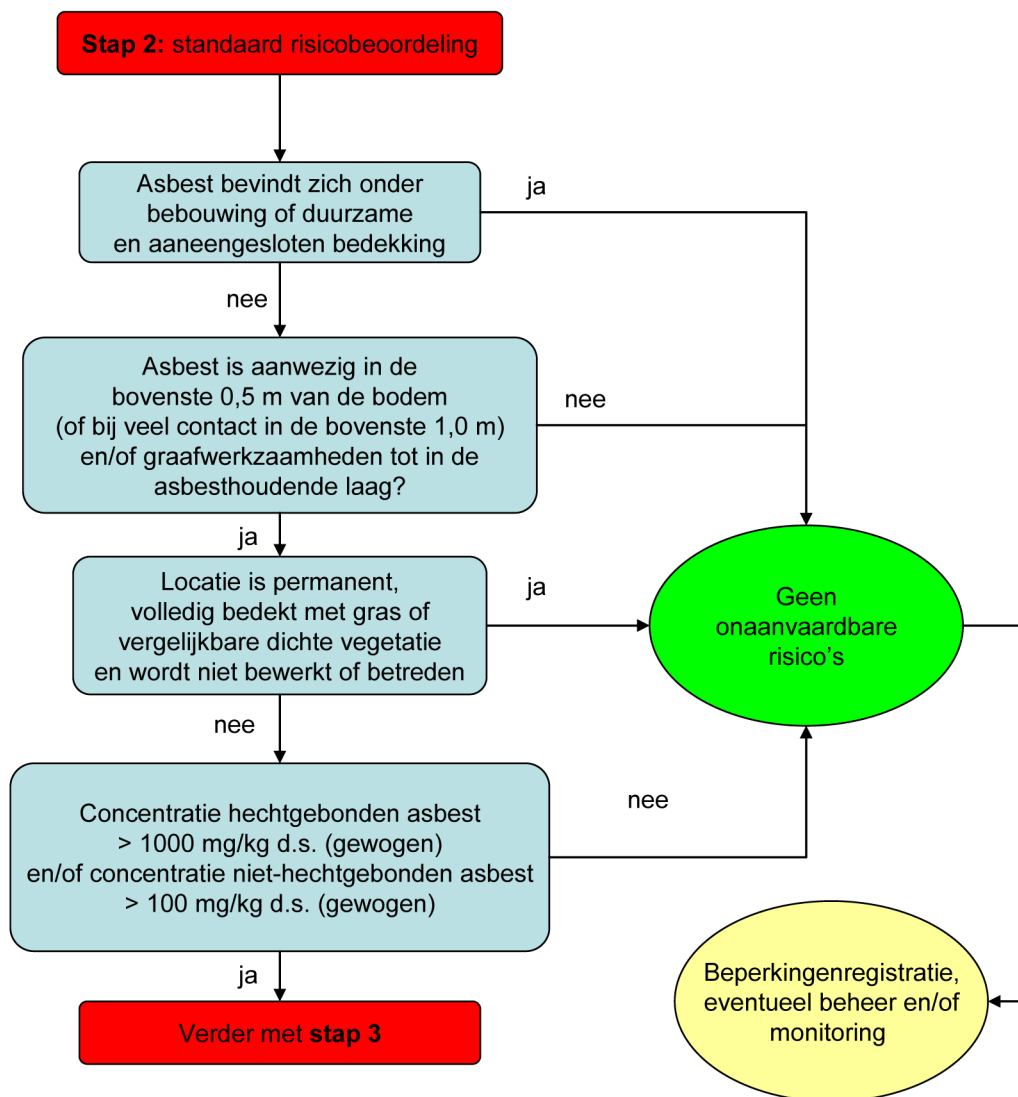


Figuur 2: Stap 1: Vaststelling geval van ernstige verontreiniging

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.

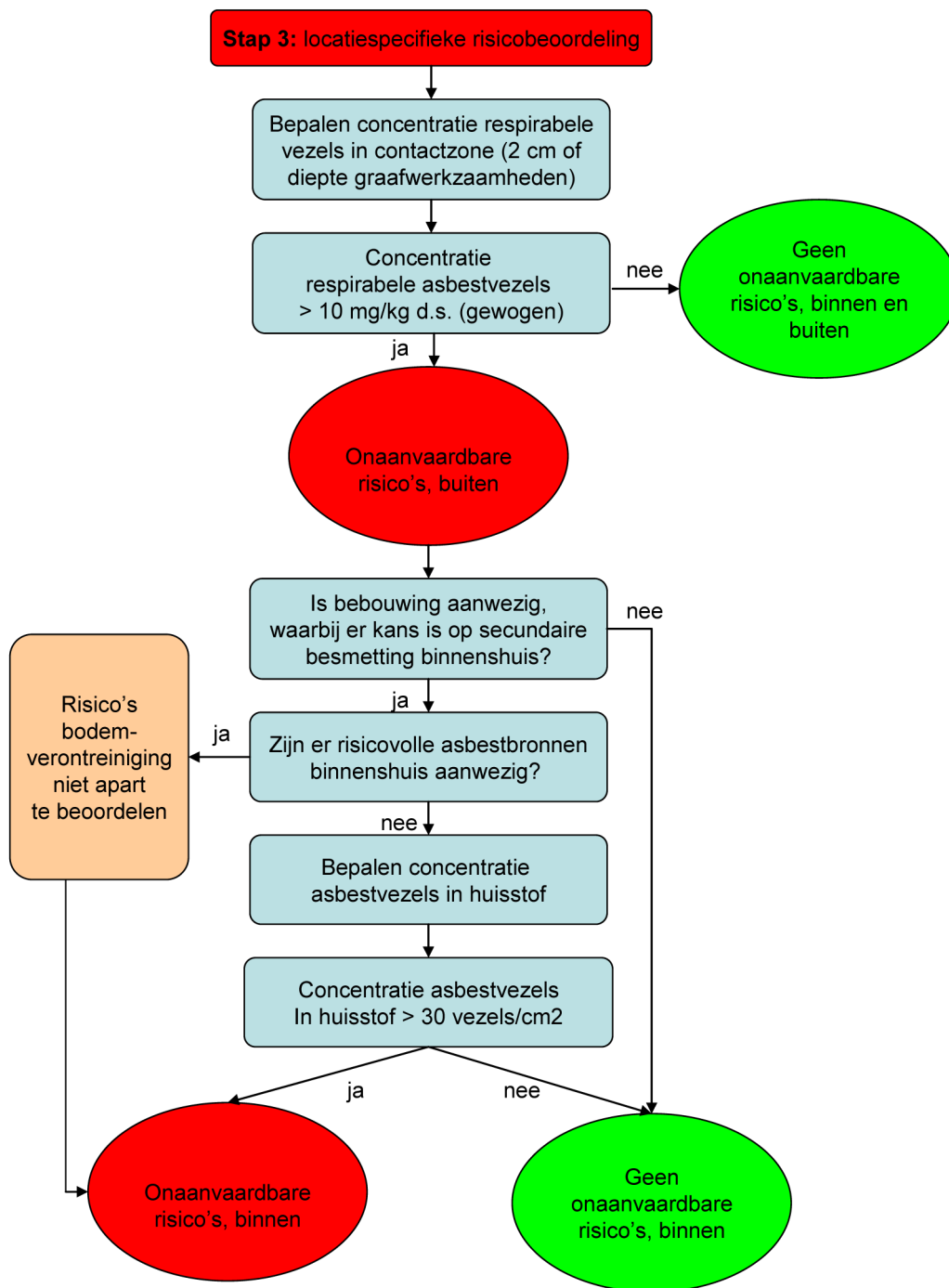
Als een te beoordelen locatie in stap 3 terecht komt dient de concentratie aan respirabele vezels in de contactzone van de bodem te worden bepaald. Bij de contactzone gaat het om het gedeelte van de bodem dat door betreden, berijden of graafwerkzaamheden wordt beïnvloed. De dikte van de contactzone is 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 volkstuinen' 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.